



UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

**Conservación y manejo  
del Tordo Amarillo (*Xanthopsar flavus*)**

Tesis presentada para optar por el título de Doctora de la Universidad de  
Buenos Aires en el área de CIENCIAS BIOLÓGICAS

**Lic. María Florencia Pucheta**

**Director de tesis:** Dr. Adrián Santiago Di Giacomo

**Directora Adjunta:** Dra. Cecilia Kopuchian

**Consejero de Estudios:** Dr. Juan Carlos Reboreda

**Lugar de trabajo:** Laboratorio de Biología de la Conservación, Centro de Ecología  
Aplicada del Litoral (CECOAL-CONICET)

**Fecha de defensa:** 31 de julio de 2024, Buenos Aires.

# CONSERVACIÓN Y MANEJO DEL TORDO AMARILLO

(*XANTHOPSAR FLAVUS*)

## Resumen

El Tordo Amarillo (*Xanthopsar flavus*) es un ictérido endémico de los pastizales del cono sur de Sudamérica, que se encuentra categorizado como En peligro de extinción. La modificación y pérdida de su hábitat reproductivo, principalmente debido al avance de la industria ganadera, agrícola y forestal, provocó una gran disminución y fragmentación de sus poblaciones. En esta tesis estudiamos las poblaciones de Tordo Amarillo de Argentina con el objetivo de identificar las principales amenazas para su reproducción y probar técnicas de manejo para protegerlos. Mediante el monitoreo de nidos, estimamos que la probabilidad de supervivencia promedio de los nidos es baja (6%) y disminuye aún más con la presencia de parasitismo de cría y uso agrícola dentro de los sitios de nidificación. La depredación fue la principal causa de fracaso de nidos, seguida por el pisoteo de ganado y maquinaria agrícola. El parasitismo de cría fue mayor en los ambientes con actividad ganadera, provocando una disminución en la supervivencia de los nidos en potreros pastoreados. Además, registramos parasitismo por larvas de mosca *Philonis*, una nueva y potencial amenaza para la supervivencia de los pichones. Encontramos que los adultos muestran una alta fidelidad al sitio reproductivo, con áreas de vida que se superponen, utilizando principalmente zonas de bañados y pastizales abiertos. Los resultados de esta tesis evidencian el impacto negativo de las prácticas productivas en la reproducción del Tordo Amarillo y subrayan la importancia de conservar los relictos y hábitats no agrícolas utilizados por la especie para nidificar, ya que estos pueden actuar como refugios reproductivos dentro de paisajes productivos. Finalmente, diseñamos y probamos

dispositivos para proteger los nidos contra la depredación. Estos dispositivos lograron aumentar la supervivencia de los nidos durante todo el periodo de nidificación en Corrientes, aunque en Entre Ríos resultaron efectivos únicamente durante la incubación. La información generada en esta tesis es útil para comprender las amenazas actuales que enfrenta el Tordo Amarillo y planificar estrategias de conservación que las mitiguen.

**Palabras clave:** biología reproductiva, protección de nidos, parasitismo, Tordo Amarillo, uso del suelo.

# MANAGEMENT AND CONSERVATION OF THE SAFFRON-COWLED BLACKBIRD (*XANTHOPSAR FLAVUS*)

## Abstract

The Saffron-cowled Blackbird (*Xanthopsar flavus*) is an icterid endemic to the grasslands of southern South America. It is categorized as endangered due to its breeding habitat transformation and loss, mainly caused by the intensification and expansion of livestock, agricultural, and forestry industries, resulting in a significant decline and fragmentation of its populations in the country. In this thesis, we focus on studying the remaining populations of *Xanthopsar flavus* in Argentina, with the aim of identifying the main factors affecting the persistence of these populations. Through nest monitoring, we found that the mean cumulative probability of nest survival over the entire nesting cycle was low (6%) and was lower in parasitized nests and in nests situated in grazed land covers. Predation was the main cause of nest failure, followed by brood parasitism, livestock, and agricultural machinery trampling. Brood parasitism was higher in livestock areas, causing significant nest failures in grazed paddocks. Additionally, we recorded for the first time the presence of *Philornis* parasitism, representing a potential threat to chicks' survival. We found that adults have high site fidelity, and their home ranges overlap, mainly utilizing marshlands and open grasslands. These findings highlight the negative impact of livestock ranching and agriculture on the species reproduction, highlighting the importance of protecting non-agricultural habitats used by the species, as these can serve as reproductive refuge habitats (non-productive sites) within productive landscapes. In addition, we tested two devices aimed at preventing predators from approaching the nest during the incubation and nesting stages. Nest protection increased nest survival rates in Corrientes, while in Entre Ríos they

increased nest survival during the incubation stage, although no influence was observed on nest survival during the nesting stage. These results will help to understand the current threats faced by *Xanthopsar flavus* populations, and plan conservation strategies to mitigate them.

**Key-words:** breeding biology, land use, nest management, parasitism, Saffron-cowled Blackbird.

## **Agradecimientos**

A lo largo de esta tesis tuve el privilegio de conocer personas excepcionales, cuya amistad y orientación fueron pilares fundamentales para realizar este trabajo. A todas ellas, les estoy infinitamente agradecida.

A mis directores de tesis, Adrián Di Giacomo y Cecilia Kopuchian, les agradezco por su guía, apoyo, paciencia y confianza a lo largo de este desafiante camino académico. Estoy profundamente agradecida por la oportunidad de aprender y crecer bajo su dirección.

A Juan Carlos Reboreda por ser mi consejero de estudios.

A la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad de Buenos Aires, agradezco profundamente por haber sido mi casa tantos años formándome como biología de manera pública y gratuita. La FCEN no sólo contribuyó a mi crecimiento académico durante la licenciatura y el doctorado, sino que también me hizo ser quien soy hoy en día.

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por otorgarme la Beca Doctoral que me permitió realizar este trabajo.

A Aves Argentinas por el trabajo en conjunto y el apoyo para idear esta iniciativa de trabajo con el Tordo Amarillo, así como la confianza y financiamiento que brinda la institución.

Al Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CECOAL-CONICET) por ofrecerme un lugar de trabajo para desarrollar la tesis.

A las autoridades nacionales y provinciales que otorgaron los permisos necesarios para trabajar con la especie y por reconocer la importancia de este trabajo.

A Luciano Pattituci por el excelente trabajo en colaboración, y por la precisa identificación morfológica de las moscas *Philornis*. Gracias por compartirnos con tanta pasión y paciencia tu conocimiento sobre el mundo de las moscas.

Al Laboratorio de Biología de la Conservación (LaBiCo) por haber sido mi casa durante los últimos seis años de mi vida. Especialmente a mis compañeros, colegas y amigos con quienes compartí días hermosos, jornadas largas e intensas: Jonas, Simón, Romi, Fran,

Juanma y mis hermanas y cómplices Mela, Sofí y Noe. Eternamente agradecida por sus enseñanzas, apoyo, terapia grupal y gran compañerismo.

A Neotropical Grassland Conservancy, Rufford Foundation, Club 300, Patagonia, Neotropical Bird Club, Holohil Systems, Robin Perkins (El Búho) y a BirdLife International por haber provisto los fondos y equipamientos necesarios para realizar este trabajo.

A Inés Pereda, con quien compartí desde el inicio de este proyecto, por su pasión y gran compromiso en la protección de los Tordos Amarillos. Gracias por enseñarme la perseverancia que requiere el ámbito de la conservación. Cada desafío, tropiezo y logro han sido lecciones valiosas que nos enseñó la importancia de la dedicación y la pasión en el trabajo que hacemos.

A Víctor Blanco, hermosa persona y amigo que cuida de las colonias, del proyecto y de las personas con el mayor de los cariños y compromiso. Sabio guardián, paciente y entendedor de la gente y la naturaleza.

A los técnicos del Proyecto Tordo Amarillo: Leandro Bareiro, Víctor Blanco, Maximiliano Minuet, Agustina Torretta, Helen Pargeter, Germán Gil, Cecilia Zilli, Alia Arce, Adrián Axoni, Andrés de Miguel, Mario Rovina y Gustavo Retamar por haberse puesto al hombro la responsabilidad de coordinar el trabajo en las colonias de Tordo Amarillo a lo largo de las distintas temporadas.

A todas y todos los voluntarios que participaron en el Proyecto Tordo Amarillo, un simple agradecimiento no sería suficiente. Gracias por el tiempo y la dedicación invertidos, ya que fueron fundamentales para llevar a cabo este trabajo de manera simultánea en dos provincias diferentes, y muchas veces en las condiciones más difíciles.

A Raúl y Ana Petruszynski (los tíos), Mario Guglielmi, Pablo y Doro Machado, Ricardo Palacios, Daniela Alcayaga y Tintin Franzoy, por haberme adoptado desde un principio en el corazón de los campos y malezales, habiéndose transformado en mi familia correntina. Cada una de estas personas permitió que todos aquellos con los que compartieron se llevaran un recuerdo imborrable del Aguapey. Su amor, compromiso y generosidad no tienen comparación.

A Rocío Lapido por la ayuda con la instrumentación de radiotransmisores, el préstamo de antenas y su conocimiento sobre telemetría. A Borja Baguette por idear el uso de las protecciones de nidos con mediasombra.

A Humberto Smichowski y Jonas Rosoni por su ayuda en la elaboración de mapas y, sobre todo, por hermosa su amistad.

A la familia Guillem de la Estancia San Isidro por habernos adoptado, permitiéndonos trabajar y vivir en su campo a lo largo de estos siete años. Su campo ya es nuestro segundo hogar. A las estancias Las Moras, Las Palmas, La Alejandra, Santa Bárbara, San Benito, Mora Cué, La Sirena, Virocay, La Joaquina, La Estopona, la Reserva El Potrero por habernos abierto las puertas de sus campos, por el apoyo al trabajo realizado en el marco del proyecto y por habernos recibido siempre con una inmensa hospitalidad.

A las instituciones, personas y ONGs que apoyaron y colaboraron con el trabajo de campo y la gestión: Aves Gualeguaychú, Aves Taragüi, Aves Virasoro, Fundación Félix de Azara, Ecoparque de la Ciudad de Buenos Aires, Reserva El Potrero, Ariel Marizaldi de Aves Ibicuy, Ricardo Rivollier y Silvina Guzzonatto, COA Guirá-Pirá y COA Tingazú.

A Juanma Ripari, Diego Tuero, Tyler Michels, Dieguito Masson, Caro Facchinetti y toda la gente del LEyCA que sembró en mí el interés por las aves.

A quienes permitieron que pueda formarme en lo que me apasiona: ¡A mi familia! Por el eterno apoyo.

A Mela, mi compañera y hermana por elección.

A Panky, mi compañero de vida. Por la gigante paciencia, amor, ayuda y aguante.

Este trabajo está enteramente dedicado a la ***Familia Tordera***, así como al motor de esta causa

***...a los tordos amarillos!***

## ÍNDICE

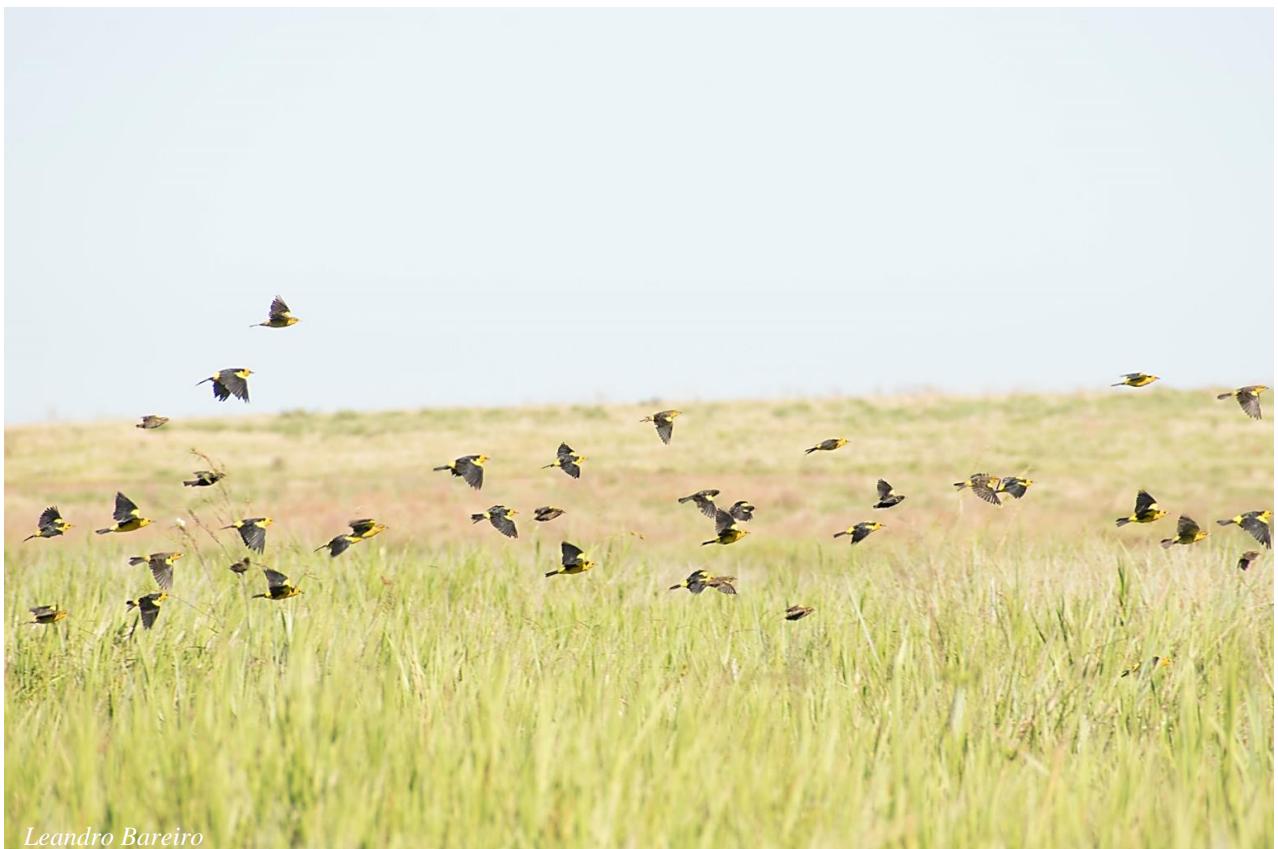
<b>Capítulo 1. INTRODUCCIÓN GENERAL .....</b>	12
1.1 Marco teórico .....	13
1.1.1 Los pastizales y su situación actual .....	13
1.1.2 Aves de pastizal .....	15
1.1.3 Manejo de especies amenazadas.....	17
1.1.4 Especie de estudio: el Tordo Amarillo .....	19
1.2 Relevancia y justificación del estudio.....	24
1.3 Objetivos de la tesis .....	25
1.4 Estructura de la tesis .....	26
<b>Capítulo 2. METODOLOGÍA GENERAL .....</b>	28
2.1 Sitio de estudio.....	29
2.2 Búsqueda de colonias y nidos .....	31
2.3 Monitoreo de nidos y colecta de datos.....	34
2.4 Detección de depredadores de nidos.....	36
2.5 Captura y anillado de individuos .....	37
2.6 Análisis de datos .....	39
2.6.1 Análisis estadísticos .....	39
2.6.2 Supervivencia de nidos.....	39
<b>Capítulo 3. BIOLOGÍA REPRODUCTIVA DEL TORDO AMARILLO .....</b>	42
3.1 Introducción .....	43
3.1.1 Objetivo e hipótesis .....	45
3.2 Métodos específicos.....	46
3.2.1 Toma de datos .....	46
3.2.2 Parámetros reproductivos.....	47
3.2.3 Ambientes reproductivos.....	48

3.2.4 Análisis estadístico .....	52
3.3 Resultados .....	55
3.3.1 Parámetros reproductivos .....	55
3.3.2 Supervivencia de los nidos .....	65
3.4 Discusión .....	69
<b>Capítulo 4. PARASITISMO POR MOSCAS <i>PHILORNIS</i> .....</b>	<b>77</b>
4.1 Introducción .....	78
4.2 Metodología específica .....	81
4.2.1 Toma de datos .....	81
4.2.2 Análisis de datos.....	82
4.2.3 Muestreo de <i>Philornis</i> .....	84
4.3 Resultados .....	86
4.4 Discusión .....	89
<b>Capítulo 5. MANEJO CONTRA DEPREDADORES DE NIDOS .....</b>	<b>93</b>
5.1 Introducción .....	94
5.1.1 Objetivo.....	96
5.2 Metodología específica .....	97
5.2.1 Toma de datos .....	97
5.2.2 Protección de nidos .....	99
5.2.3 Análisis de datos.....	102
5.3. Resultados .....	107
5.3.1 Incubación .....	107
5.3.2 Cría de pichones .....	114
5.3.3 Aceptación de protecciones.....	120
5.4 Discusión .....	121
5.4.1 Recomendaciones.....	126

5.4.2 Consideraciones finales.....	127
<b>Capítulo 6. PATRÓN DE MOVIMIENTO Y ÁREA DE VIDA.....</b>	<b>128</b>
6.1 Introducción .....	129
6.1.1 Objetivos e hipótesis .....	132
6.2 Metodología específica .....	133
6.2.1 Anillado y avistaje.....	133
6.2.2 Radiotelemetría .....	136
6.2.3 Análisis estadísticos .....	141
6.3 Resultados .....	142
6.3.1 Dispersión natal.....	142
6.3.2 Fidelidad al sitio reproductivo.....	144
6.3.3 Área de vida .....	145
6.3.4 Uso de hábitat.....	149
6.4 Discusión .....	154
<b>Capítulo 7. DISCUSIÓN GENERAL, CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE MANEJO .....</b>	<b>162</b>
7.1 El Proyecto Tordo Amarillo.....	170
7.2 Perspectivas y recomendaciones .....	171
<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>176</b>
<b>ANEXO 1.....</b>	<b>210</b>
<b>ANEXO 2.....</b>	<b>220</b>

# Capítulo 1.

## INTRODUCCIÓN GENERAL



*Leandro Bareiro*

## 1.1 Marco teórico

### 1.1.1 Los pastizales y su situación actual

Los pastizales históricamente han sido uno de los ecosistemas más extensos del planeta, ocupando más del 40% de la superficie terrestre (Suttie et al. 2005, Gibson 2009). Se caracterizan por la predominancia de especies de gramíneas (Poaceae) y ciperáceas (Cyperaceae), y su estructura y funcionamiento están moldeados por una combinación de factores bióticos, como la herbivoría y las interacciones entre especies, y factores abióticos, como el clima, el fuego y las sequías (Parr et al. 2014). Estos ambientes no solo albergan una rica diversidad de flora y fauna, sino que también proporcionan una amplia variedad de bienes y servicios, como la retención de carbono en el suelo, el control de la erosión y la mitigación de inundaciones, entre otros (Watkinson y Ormerod 2001, Henwood 2010, Zhao et al. 2020). También representan el agroecosistema más relevante para la humanidad ya que constituyen la principal fuente de carne, productos lácteos y cereales (Henwood 2010). Sin embargo, el cambio del uso del suelo, especialmente la rápida expansión agrícola sobre los pastizales naturales, amenazan su persistencia a escala global (White et al. 2000, Gibson 2009). Sumado a esto, los pastizales se encuentran poco representados en los sistemas de áreas protegidas, con solo el 4.6% de los pastizales protegidos a nivel mundial y esta proporción es aún menor en ciertas regiones, como las Pampas y Campos sudamericanos (Hoekstra et al. 2005, Henwood 2010). Este panorama ha llevado a que los pastizales sean identificados en la actualidad como uno de los ecosistemas más amenazados del mundo, debido su alta tasa de degradación y bajo grado de protección (White et al. 2000, Hoekstra et al. 2005, Beyer et al. 2020).

Los pastizales del sudeste de Sudamérica se extienden desde el sur de Brasil y Paraguay hasta Uruguay y el centro-este de Argentina, conformando el complejo de pastizales templados más extenso del Neotrópico (Azpiroz et al. 2012). Esta región, que abarca aproximadamente 460,000 km<sup>2</sup> dentro de Argentina, sustenta una rica biodiversidad (Soriano et al. 1992, Modernel et al. 2016). Sin embargo, no escapa a las tendencias globales, siendo uno de los pastizales más afectados por las actividades productivas. Hace dos décadas se estimaba que entre el 55% y el 60% de estos pastizales ya habían sido convertidos por la industria agropecuaria y forestal (Azpiroz et al. 2012, Oliveira et al. 2017). Por otra parte, los pastizales naturales remanentes se consideran degradados por el pastoreo, estimándose que solamente un 1% de su extensión original se encuentran protegidos (Henwood 2010, Azpiroz et al. 2012). A pesar del estado de los pastizales de la región y su escasa superficie bajo protección formal, fueron reconocidas 68 áreas de importancia para la conservación de la biodiversidad en dichos pastizales (“Áreas Valiosas de Pastizal” por Bilenca y Miñarro 2004).

En el noreste de Argentina, la pérdida y degradación de pastizales se vio agravada por varios procesos. En primer lugar, la expansión e intensificación de cultivos en la región pampeana provocó la disminución de la ganadería en esta zona, y un aumento de la presión ganadera en la región noreste (Viglizzo et al. 2011, Irisarri y Oesterheld 2020). Sumado a esto, una considerable superficie de los pastizales del noreste correntino, particularmente dentro de la cuenca del río Aguapey, fueron sustituidos por plantaciones forestales (Pereda 2020, Apellaniz et al. 2022). Este crecimiento de la industria forestal estuvo impulsado por políticas y subsidios nacionales (i.e. Ley 25.080 y Ley 27.487) que fomentan la producción maderera desde 1998. Además, en el año 2019 se implementó el plan estratégico

ForestAR2030, proponiendo aumentar la superficie plantada a 2 millones de hectáreas, representando más del 50% de la superficie forestada en la actualidad (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable 2019). Este cambio en el uso del suelo alteró el paisaje prístino afectando la abundancia, distribución y biología reproductiva de varias especies de aves que dependen de estos pastizales (Di Giacomo y Di Giacomo 2004, Codesido et al. 2011, Pretelli et al. 2015).

### 1.1.2 Aves de pastizal

Los pastizales de Sudamérica son uno de los núcleos más importantes para la conservación de las aves dado que albergan el 37% de las especies de pastizales registradas para el neotrópico (Stotz et al. 1996, Azpiroz et al. 2012). Además, se han reconocido 54 áreas de importancia para la conservación de las aves (AICAs) dentro de estos pastizales, lo que denota su valor debido a la presencia de poblaciones de aves globalmente amenazadas y especies de distribución restringida (Bencke et al. 2006, Di Giacomo 2005, Aldabe et al. 2009, Bonzi et al. 2020). En Argentina, actualmente 56 especies de aves se encuentran amenazadas, siendo los pastizales el ecosistema con el mayor número de especies en peligro, con un total de 18 especies bajo algún grado de amenaza (BirdLife International 2024a).

Las aves son uno de los grupos en los cuales mejor se ha documentado los impactos negativos que tiene la intensificación de las actividades agropecuarias (Sala et al. 2000, Foley et al. 2005, Carbutt y Henwood 2017). Especialmente las aves que dependen de grandes extensiones de pastizal para alimentarse y nidificar son las más susceptibles y las que mayor pérdida poblacional sufrieron a nivel mundial (Askins et al. 2007, Rosenberg et

al. 2019, Marcacci et al. 2020). En Argentina, la pérdida y transformación de hábitats asociada a la expansión agropecuaria ha disminuido drásticamente, o ha fragmentado, las poblaciones de aves de pastizal (Azpiroz et al. 2012). Por ejemplo, la Loica Pampeana (*Leistes defillippi*) y el Yetapá de Collar (*Alectrurus risora*) ocupan menos del 10% de su área de distribución original (Tubaro y Gabelli 1999, Di Giacomo y Di Giacomo 2004). La población de Monjita Dominica (*Heteroxolmis dominicanus*) se ha reducido en más del 50%, y sus poblaciones están fragmentadas, lo que ha llevado a que se clasifique como Vulnerable (Fraga 2003). Otras aves endémicas de pastizales también muestran una tendencia decreciente en sus poblaciones, como es el caso de los capuchinos del género *Sporophila*, incluyendo al Capuchino Pecho Blanco (*S. palustris*), cuya población ha disminuido entre un 50% y un 80% en las últimas décadas (Da Silva 1999). Una de las especies más amenazadas de los pastizales de Argentina es el Tordo Amarillo (*Xanthopsar flavus*) que se encuentra “En Peligro” de extinción a nivel internacional y en “Peligro Crítico” en Argentina (MAyDS y AA 2017, BirdLife International 2024b).

La pérdida de pastizales en las últimas décadas ha estado acompañada por una disminución en las poblaciones de aves asociadas a estos ecosistemas (Douglas et al. 2023). Los cambios en el uso del suelo impactan a las aves de pastizal de diversas maneras, afectando negativamente su abundancia, distribución y biología (Donald et al. 2001, Rahmig et al. 2009). Entre las amenazas más relevantes se encuentran la pérdida de hábitat, la depredación de nidos, y el parasitismo por larvas de *Philornis*. La alteración en la estructura del hábitat puede aumentar la vulnerabilidad de los nidos tanto a depredadores como a parásitos, reduciendo la supervivencia de los pichones (Budnik et al. 2002). En particular, las larvas de *Philornis* parasitan a los pichones, disminuyendo su éxito

reproductivo y contribuyendo a la reducción poblacional (Segura y Reboreda 2001). Estas presiones, combinadas con la intensificación agropecuaria, agravan la situación crítica de muchas especies de aves (Azpiroz et al. 2012, Bulgarella et al. 2019).

### 1.1.3 Manejo de especies amenazadas

El principal objetivo de la biología de la conservación es solucionar los problemas que impiden que una población se recupere, y, por lo tanto, el manejo de especies amenazadas se convirtió en un componente fundamental en los esfuerzos por prevenir su extinción (Cade y Temple 1995, Elliott et al. 2001). Originalmente se plantearon dos paradigmas distintos para abordar la conservación de especies, uno teórico que se enfoca en cómo el tamaño reducido afecta la supervivencia de una población (paradigma de la población pequeña), y el otro más práctico, que aborda la causa del declive de una población y cómo solucionarlo (paradigma de la población en declive) (Caughley 1994). Sin embargo, en la actualidad se reconoce que para abordar problemáticas de conservación es fundamental combinar ambos paradigmas teniendo en cuenta tanto los factores deterministas que afectan el tamaño de la población, así como los factores estocásticos que puedan llevarla a la extinción final (Hedrick et al. 1996, Asquith 2001). Es por ello que resulta fundamental diagnosticar a tiempo el estado de las poblaciones y las causas que determinaron su declive (Sutherland 2004a).

Asimismo, en la práctica de la conservación se emplean un amplio espectro de acciones; en un extremo, se encuentran las acciones de gestión, y en el otro, las técnicas de manipulación de individuos. Por ejemplo, la protección de ecosistemas y hábitats, así como la implementación de medidas legales de protección, como las áreas protegidas,

posibilitaron la recuperación de poblaciones que no habían alcanzado niveles críticamente bajos, restableciendo sus números poblacionales a niveles sostenibles (Koleček et al. 2014, Hartmann et al. 2015, Campos et al. 2020). Por otro lado, en los casos de especies raras, en declive y con poblaciones muy pequeñas es esencial trabajar para aumentar su número lo más rápido posible. Esto implica realizar un manejo intensivo para solucionar los problemas más inmediatos y, al mismo tiempo, corregir las causas originales que han puesto a la especie en peligro (Elliot et al. 2001, Walters et al. 2010, Gummer et al. 2015, Frankham et al. 2017).

El manejo intensivo es una de las estrategias clave en la conservación de especies en peligro y se centra en maximizar la supervivencia y el éxito reproductivo de los individuos para garantizar la viabilidad de las poblaciones (Gosling y Sutherland 2004, Allendorf et al. 2013). En el caso de las aves en peligro, este manejo suele incluir la provisión de sitios de nidificación de alta calidad, alimento, nidos artificiales, el control de depredadores, parásitos, patógenos y especies exóticas invasoras, así como llevar a cabo reintroducciones o traslocaciones (Cade y Temple 1995). La manipulación del rendimiento reproductivo es una práctica más reciente y aún se están desarrollando técnicas para distintas especies de aves, especialmente en América del Norte, Nueva Zelanda y África (Kuehler et al. 2000, Elliot et al. 2001, Murphy et al. 2023a). Sin embargo, la protección de especies en peligro mediante manejo intensivo a menudo se ve limitada por la falta de información sobre su biología reproductiva y los factores que contribuyen a su disminución (Sutherland 2004b).

Scheele et al. (2018) proponen un marco conceptual para la restauración poblacional basado en un análisis detallado del conocimiento disponible sobre la especie amenazada, incluyendo su historia de vida y el tamaño de su población. Primero, es necesario investigar para llenar los vacíos en el conocimiento y proporcionar la información base necesaria para

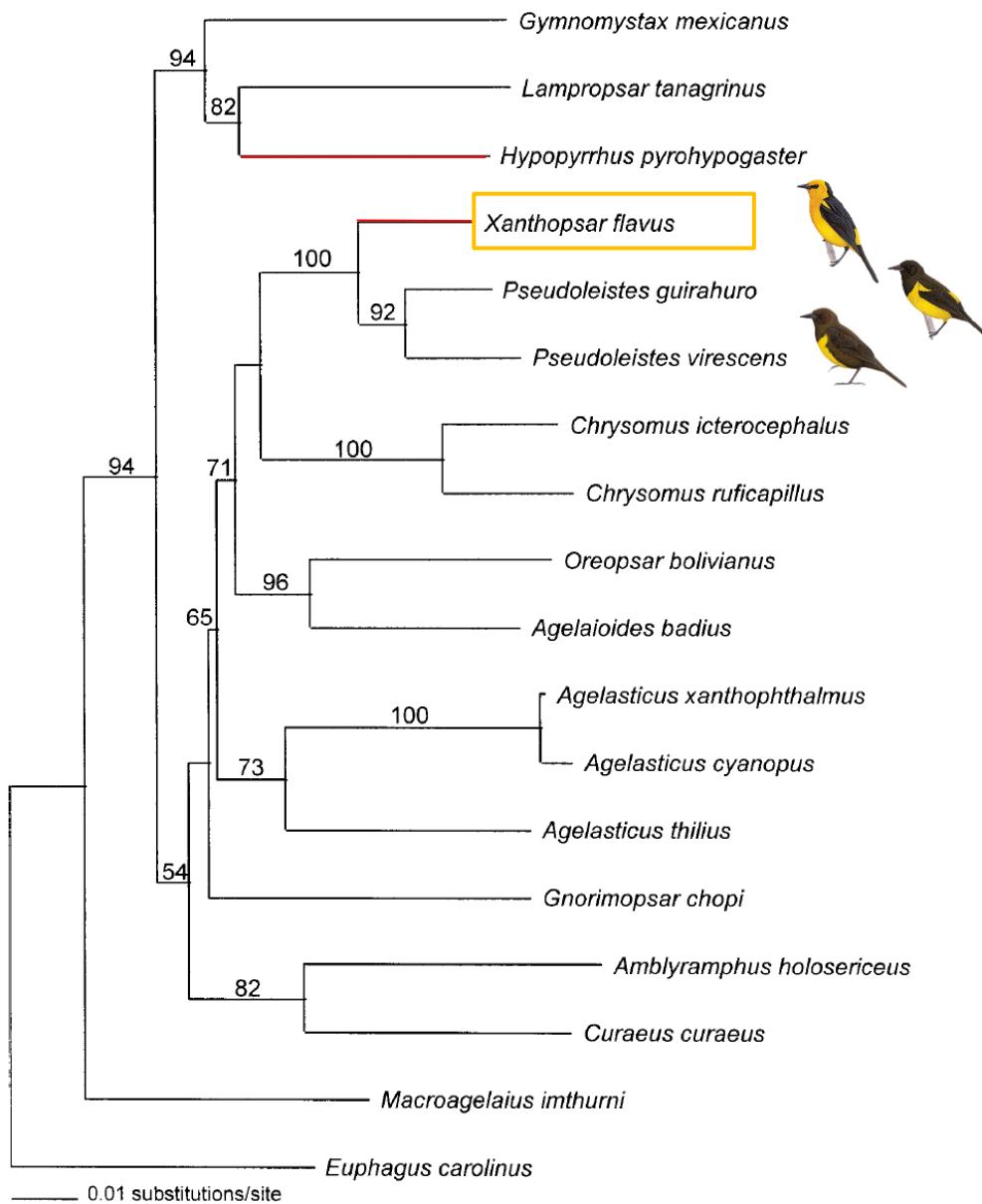
la gestión. Luego, se deben identificar las causas de la disminución poblacional y probar medidas de manejo para revertirlas; en esta etapa se proponen y prueban empíricamente las hipótesis. Posteriormente, se deben implementar medidas de manejo intensivo tendientes a aumentar el tamaño poblacional y asegurar su viabilidad, asegurándose de que estas medidas produzcan resultados mensurables. Simultáneamente, es crucial abordar los factores que afectan negativamente a la especie para garantizar su supervivencia a largo plazo. Finalmente, es necesario realizar un seguimiento o monitoreo durante y después de la restauración para medir la eficacia del manejo. Este marco conceptual proporciona una estructura para organizar un proyecto de conservación, y para poder abordarlo exitosamente es ineludible la participación activa de todas las partes interesadas, así como promover la comunicación y colaboración con la comunidad.

#### 1.1.4 Especie de estudio: el Tordo Amarillo

El Tordo Amarillo (*Xanthopsar flavus*) es un ave endémica de los pastizales del cono sur Sudamericano que se encuentra categorizada “En Peligro” de extinción a nivel global (BirdLife International 2024b). Su distribución se extiende en el sur de Paraguay, sur de Brasil, noreste de Argentina y Uruguay (Fraga et al. 1998, Azpiroz et al. 2012, Mohr et al. 2017). Esta especie habita paisajes dominados por pastizales y sabanas, aunque depende de la presencia de bañados y humedales para reproducirse (Azpiroz 2000, Di Giacomo et al. 2010, Mohr et al. 2017). En el pasado, el Tordo Amarillo se encontraba ampliamente distribuido en los pastizales de Argentina, llegándose a observar en la provincia de Buenos Aires durante la primavera (Fraga et al. 1998). Sin embargo, durante las últimas décadas sufrió una disminución poblacional del 80% debido a la pérdida y transformación de su

hábitat reproductivo (BirdLife International 2024b). Esto derivó en que la distribución de la especie en Argentina quede restringida a dos núcleos poblacionales separados por más de 400 km, uno en el sudeste de la provincia de Entre Ríos y otro en el noreste de Corrientes y sur de Misiones (Fraga et al. 1998).

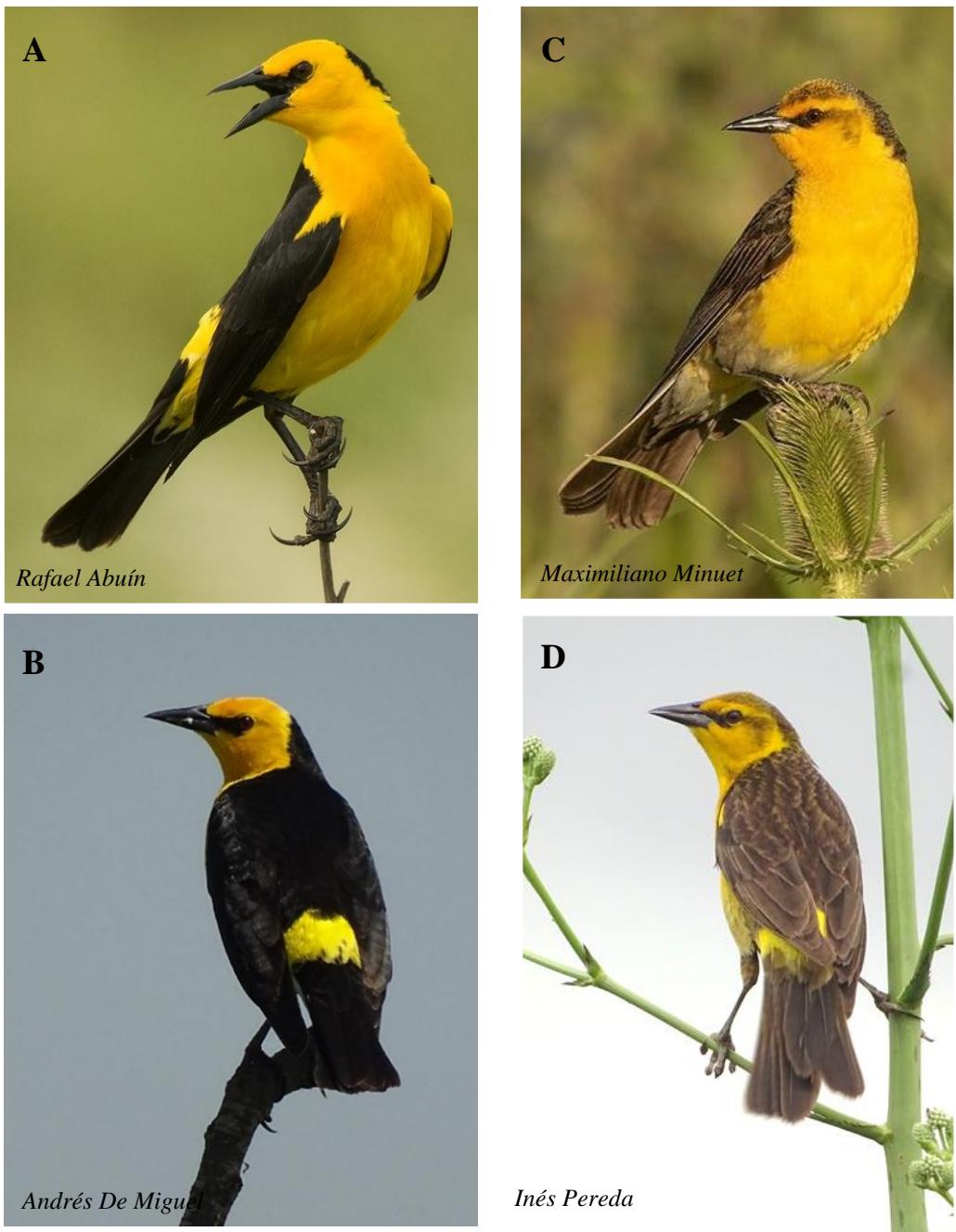
El Tordo Amarillo pertenece a la familia Icteridae, cuyos miembros se distinguen por tener un pico largo, recto y puntiagudo, adaptados a sus dietas específicas. En el Tordo Amarillo este pico se encuentra adaptado con una estructura craneal y musculatura facial que le permite ejercer fuerza al abrir el pico y acceder mediante "gapeo" a los insectos que se encuentran debajo de la capa superficial de la tierra (Beecher 1951, Jaramillo y Burke 1999). Además, el Tordo Amarillo tiene un comportamiento gregario durante la época reproductiva y no reproductiva. Conforma bandadas mixtas con otras especies de pastizal (i.e. *Pseudoleistes* sp.) para forrajar y buscar alimento, y durante la época reproductiva nidifica en colonias compuestas por entre 3 a 40 parejas (Fraga et al. 1998, Azpiroz 2000). Es una especie única dentro de su género, y guarda una estrecha relación filogenética como su grupo hermano, los Pechos Amarillos (*Pseudoleistes* spp.; **Figura 1.1**), compartiendo con ellos ciertos rasgos de plumaje, comportamiento y hábitat (Lanyon y Omland 1999). La principal amenaza para los ictéridos, incluido el Tordo Amarillo, es la pérdida de hábitat, que afecta al 13% de las especies de esta familia, muchas de las cuales se encuentran en Sudamérica (Winkler et al. 2020).



**Figura 1.1.** Filograma representando la relación entre especies de tordos de Sudamérica. Las líneas rojas muestran las especies con algún grado de amenaza; aunque están ausentes *Macroagelaius subalaris* y *Anumara forbesi*, especies amenazadas que han sido recientemente recuperadas dentro de este clado (Powell et al. 2013). Imagen modificada de Cadena et al. 2004.

El Tordo Amarillo posee un marcado dimorfismo sexual en la coloración de su plumaje. Los machos son llamativos y poseen un color amarillo azafranado en hombros, cabeza, rabadilla y parte ventral, el cual contrasta con el color negro brillante de su dorso, cola y alas. Las hembras, por otro lado, son menos conspicuas y poseen una tonalidad tenue de amarillo en la parte ventral, mientras que su dorso, cola y alas son pardos (**Figura 2**; Fraga 2005). En cuanto al tamaño corporal, apenas difiere entre sexos, con machos ligeramente más pesados (41.1 g) que las hembras (38.2 g; Fraga 2005).

En la actualidad, la distribución del Tordo Amarillo en Argentina se encuentra confinada principalmente a paisajes agrícolas y ganaderos. Tan solo se ha identificado un grupo reproductivo en un área protegida recientemente creada, el Portal Carambola, designado como Reserva Nacional Iberá por la Administración de Parques Nacionales a finales de 2018 (Ley 27481). Las actividades productivas como cultivos, ganadería y plantaciones forestales alteraron y fragmentaron su hábitat natural forzando a sus poblaciones a ocupar tierras agrícolas, especialmente en la provincia de Entre Ríos (Fraga et al. 1998). La biología de esta especie es poco conocida, existiendo pocos trabajos repartidos por los distintos países sudamericanos (Fontana 1994, Fraga et al. 1998, Azpiroz 2000, Fonseca et al. 2004, Fraga 2005, Petry y Krüger 2010, Mohr et al. 2017). Estos trabajos mencionan que la conversión de pastizales y bañados a tierras de cultivo, así como la degradación del hábitat por pastoreo, las quemas no controladas, y el parasitismo de cría son algunos de los factores involucrados en la disminución poblacional de la especie (Collar et al. 1992, Fraga et al. 1998). Sin embargo, los efectos que tienen estos factores sobre la biología reproductiva del Tordo Amarillo no fueron estudiados hasta el momento, así como tampoco se conoce la situación actual que enfrentan las poblaciones en Argentina.



**Figura 1.2.** Fotografías del plumaje del **(A)** frente y **(B)** dorso de machos, y de **(C)** frente y **(D)** dorso de hembras de Tordo Amarillo (*Xanthopsar flavus*).

## 1.2 Relevancia y justificación del estudio

Los pastizales sudamericanos son uno de los ecosistemas más amenazados del mundo, principalmente debido a la alta conversión de sus tierras en áreas agrícolas, y a la falta de áreas protegidas que resguarden estos hábitats. En Argentina, desde principios del siglo XX hasta la actualidad la expansión e intensificación de la industria agrícola, ganadera y forestal incrementó de manera acelerada, amenazando la persistencia de varias especies de aves especialistas de pastizal (Codesido et al. 2011, Azpiroz et al. 2012, Baeza y Paruelo 2020). Estudiar los factores que afectan la biología reproductiva del Tordo Amarillo, siendo que ésta es una especie que se reproduce exclusivamente dentro de paisajes productivos, permitirá comprender cómo la ganadería y la intensificación agrícola influyen en su riesgo de extinción, y en el de otras especies amenazadas que comparten su hábitat.

El Tordo Amarillo, ave endémica de los pastizales del sudeste sudamericano, fue recategorizado de “Vulnerable” a “En Peligro” en 2019 por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN). Esta recategorización fue consecuencia del continuo y acelerado decrecimiento de su población, así como debido a las amenazas que enfrenta (i.e. pérdida de hábitat). Estas amenazas no solo persisten desde hace varias décadas, sino que también muestran un gran incremento generando serias preocupaciones para la persistencia a largo plazo de esta especie a nivel regional (Azpiroz et al. 2012, Proyecto Tordo Amarillo 2018). En Argentina, los sitios de reproducción habituales de la especie no están formalmente protegidos y cada año se pierden sitios de reproducción debido al cambio de uso del suelo, agravando las amenazas naturales que sufren sus nidos, como la depredación y el parasitismo de cría. La necesidad de realizar acciones para

proteger las poblaciones de Tordo Amarillo hace que sea de particular interés su estudio. La falta de conocimientos básicos sobre su ecología, biología y amenazas dificulta el desarrollo de un plan efectivo para su conservación. Para identificar las amenazas potenciales y modelar la viabilidad poblacional en especies amenazadas, es esencial recopilar sistemáticamente datos sobre sus principales parámetros reproductivos (i.e. tamaño de puesta, éxito de eclosión y supervivencia de pichones), estimar la supervivencia de los nidos y evaluar parámetros ecológicos (i.e. distribución y uso de hábitat; Green 2004, Puehringer-Sturmayr et al. 2023). Este estudio lo realizamos en un período de 7 años (2015-2019 y 2021-2022), durante el cual monitoreamos 437 nidos y anillamos 201 adultos y 528 pichones. Esto nos permitió estudiar exhaustivamente la población de Tordo Amarillo en Argentina, abarcando todas las colonias a lo largo de su distribución en el país. Además, permitió detectar por primera vez una nueva amenaza potencial para la especie: el parasitismo de pichones por larvas de moscas *Philornis*. También nos permitió poner a prueba y evaluar el uso de protecciones contra depredadores de nidos, permitiéndonos desarrollar una herramienta de manejo versátil para especies de pastizal con bajo éxito reproductivo que nidifiquen cerca del suelo.

### 1.3 Objetivos de la tesis

El objetivo general de esta tesis es estudiar las poblaciones remanentes de Tordo Amarillo (*Xanthopsar flavus*) en Argentina, con el fin de conocer su estado actual e identificar los principales factores que influyen en la persistencia de sus poblaciones. Para lograrlo, estudiamos su biología reproductiva y principales amenazas, los patrones de movimiento de la especie, y evaluamos cómo responde al manejo intensivo de nidos con el objetivo de aumentar su éxito reproductivo *in situ*. Los resultados de esta tesis brindarán

bases científicas útiles para elaborar un plan integral de conservación y manejo en Argentina, y extrapolable a otros núcleos poblacionales de la especie que enfrenten amenazas similares.

Los objetivos específicos planteados fueron:

1. Describir los parámetros reproductivos básicos e identificar los principales factores que afectan la supervivencia de nidos del Tordo Amarillo en los distintos ambientes de nidificación.
2. Reportar y describir el parasitismo de larvas de mosca *Philornis* en pichones de Tordo Amarillo.
3. Diseñar y evaluar el uso de dispositivos que permitan disminuir la depredación y aumentar la supervivencia de los nidos.
4. Describir los patrones de movimientos, el área de vida y el uso de hábitat de la especie.

#### 1.4 Estructura de la tesis

La tesis está organizada en siete capítulos. En el presente capítulo de Introducción (**Capítulo 1**) se encuentra el marco teórico, la relevancia y los objetivos de la tesis. En el **Capítulo 2** describimos el área de estudio y la metodología general utilizada, detallando la búsqueda y monitoreo de nidos, la toma de datos y el marco conceptual de los análisis estadísticos. En los siguientes capítulos (del 3 al 6) desarrollamos separadamente cada uno de los objetivos específicos planteados. En el **Capítulo 3** exploramos aspectos de la biología reproductiva del Tordo Amarillo y estimamos la supervivencia de nidos en distintos usos del suelo en donde la especie nidifica. La información presentada en este

capítulo tiene como objetivo identificar los principales factores que afectan la reproducción del Tordo Amarillo y entender cómo estas amenazas se ven afectadas por la presencia del uso ganadero y agrícola, al considerar ambientes reproductivos con distintos usos de suelo. En el **Capítulo 4** reportamos y describimos por primera vez para la especie el parasitismo por larvas de moscas *Philornis* spp. En este capítulo nos enfocamos en identificar las especies parásitas y estimar su potencial impacto para la reproducción del Tordo Amarillo. En el **Capítulo 5** describimos el manejo de nidos y evaluamos su efectividad para excluir depredadores durante la etapa de incubación y cría de pichones, por separado. Este capítulo tiene como objetivo evaluar medidas de manejo tendientes a aumentar el éxito reproductivo de esta especie expuesta a un alto riesgo de depredación. En el **Capítulo 6** estudiamos los patrones de movimiento de la especie, incluyendo la fidelidad reproductiva, dispersión natal, área de vida y uso de hábitat. Utilizamos el avistaje de individuos anillados y el uso de radiotelemetría para comprender características de su ecología que pueden influir en el éxito y persistencia de los núcleos poblacionales remanentes. Finalmente, en el **Capítulo 7** discutimos los principales resultados y sus implicancias para la conservación del Tordo Amarillo, proporcionando algunas recomendaciones concretas.

# Capítulo 2.

## METODOLOGÍA GENERAL



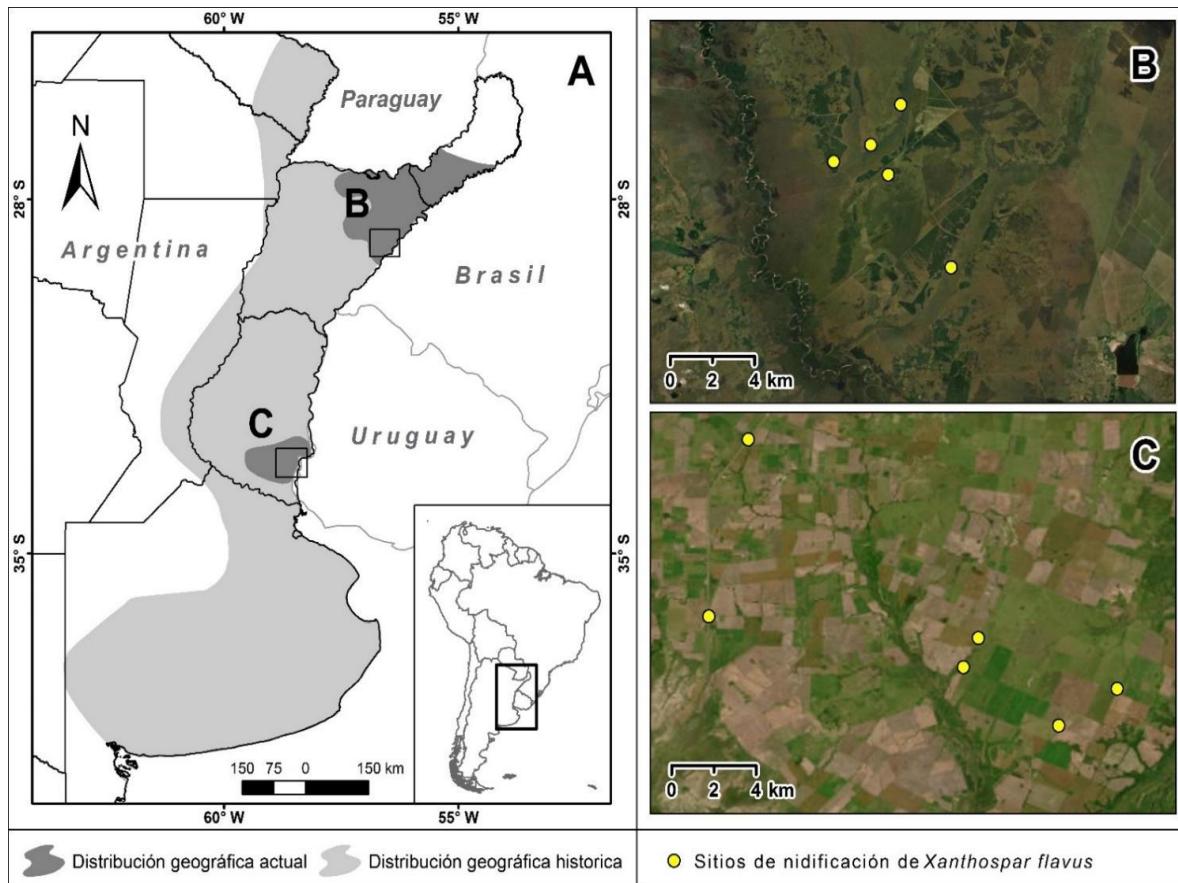
## 2.1 Sitio de estudio

Este estudio se llevó a cabo en toda el área de distribución actual de la especie en Argentina, que abarca dos núcleos poblacionales: uno ubicado en el noreste de la provincia de Corrientes y sur de la provincia de Misiones (28.65°S, 56.56°W), y el otro en el sureste de la provincia de Entre Ríos (33.55°S, 58.97°W; **Figura 2.1A**). Ambos núcleos poblacionales se encuentran dentro la provincia fitogeográfica Pampeana, particularmente en las unidades de vegetación “Pradera higrofítica de *Andropogon lateralis* (Melazas)” y en el “Pastizal megatérmico con bosque en galería (Pampa Mesopotámica)” (Oyarzabal et al. 2018).

En el noreste de Corrientes el paisaje es ondulado, creando mosaicos de pastizales, llanuras aluviales y bañados. Las zonas altas están dominadas por pastizales de espartillo (*Elionurus muticus*) y flechilla (*Aristida jubata*), mientras que las zonas bajas están caracterizadas por pastizales de paja colorada (*Andropogon lateralis*) y pastizales inundados estacionalmente, compuestos principalmente por especies del género *Paspalum*. En esta zona, el Tordo Amarillo se reproduce principalmente en los bañados de la cuenca del río Aguapey, que están inundados permanentemente y dominados por cortaderas (*Rhynchospora corymbosa*) y *Panicum* spp. (Carnevali 1994, Di Giacomo et al. 2010). La principal actividad productiva en la zona es la ganadería extensiva sobre pastizales nativos, seguida de los cultivos de arroz, yerba mate, té y un reciente aumento en la actividad forestal utilizando especies exóticas como *Pinus* spp. y *Eucalyptus* spp. (Di Giacomo y Krapovickas 2001, Matteucci 2012, Apellaniz et al. 2022). La cuenca del río Aguapey ha sido propuesta como un Área Clave para la Biodiversidad y declarada un Área Importante

para las Aves, dado que alberga un gran número de especies amenazadas; no obstante, carece de áreas protegidas (Di Giacomo 2005, Di Giacomo y Cirignoli 2022).

En el sudeste de Entre Ríos el pastizal está dominado por *Paspalum* spp., *Piptochaetium* spp., *Poa* spp., *Stipa* spp., que se encuentra junto a sabanas y bosques abiertos de *Acacia* y *Neltuma*. Esta zona cuenta con una matriz productiva más intensificada que en Corrientes, con presencia de propiedades más pequeñas y mayor población rural. Por lo tanto, el paisaje es más heterogéneo, fragmentado y degradado, con pocos parches de vegetación natural remanente (**Figura 2.1B y 2.1C**; Di Giacomo 2005, Matteucci 2016). En esta zona de la provincia se desarrollan sistemas agrícolas mixtos, que incluyen cultivos extensivos de trigo, maíz, sorgo y soja, así como la ganadería intensiva, incluyendo el uso de pasturas implantadas y operaciones de engorde (i.e. feedlots; Matteucci 2016).



**Figura 2.1.** (A) Distribución histórica y actual del Tordo Amarillo (*Xanthopsar flavus*) en Argentina. El sitio de estudio cubrió la totalidad de la distribución actual de la especie en el país (polígonos grises oscuro). Los detalles de las imágenes satelitales ilustran los paisajes productivos presentes en el noreste de Corrientes (B) y en el sureste de Entre Ríos (C), donde se ubicaron las colonias reproductivas estudiadas.

## 2.2 Búsqueda de colonias y nidos

Durante siete temporadas reproductivas, de 2015 a 2019 y de 2021 a 2022, realizamos una búsqueda intensiva de colonias de nidificación. El periodo reproductivo del Tordo Amarillo inicia a comienzos de octubre y finaliza a finales de enero. Cabe señalar que en 2020 no se realizó campaña de trabajo debido a las limitaciones impuestas por la pandemia de COVID-19. El proceso de búsqueda implicó recorridas regulares en áreas donde hubo colonias

previamente, así como en sitios nuevos que incluyeron principalmente terrenos bajos y remanentes de vegetación espontánea. Cada año comenzamos el recorrido con anticipación para identificar las áreas de agregación de las aves y anticiparnos a la formación de las colonias. Esto lo realizamos en colaboración con una red de actores locales y el personal de las estancias, quienes nos informaron sobre la aparición de individuos y nos brindaron acceso a los sitios específicos donde la especie estaba presente. Identificamos las colonias mediante la observación de exhibiciones reproductivas tales como persecuciones (vuelos de cortejo) y vocalizaciones de machos posados (Winter et al. 2003, Fraga 2005; **Figura 2.2**).



**Figura 2.2.** Fotografía de dos hembras (izquierda) junto a dos machos realizando “bill-up” (derecha). Durante el *bill-up* los individuos levantan sus picos y cabezas hacia arriba, con las alas arqueadas hacia abajo, la rabadilla expuesta y las plumas de la cola extendidas en forma de abanico.

La búsqueda de nidos la realizamos enfocándonos en las señales comportamentales de las hembras, ya que éstas desempeñan el papel principal durante la etapa más temprana de la nidificación (construcción e incubación; Martin y Geupel 1993). Cada nido fue georreferenciado con un GPS (Garmin International, Olathe, Kansas, USA) y marcado con un pequeño trozo de cinta biodegradable colocado en la parte superior de una planta cercana, a una distancia mínima de 4–5 m del nido (Winter et al. 2003; **Figura 2.3**). Esto facilita la posterior localización del nido, especialmente en áreas de pajonales y pastizales densos, reduciendo significativamente el tiempo invertido en la zona del nido.



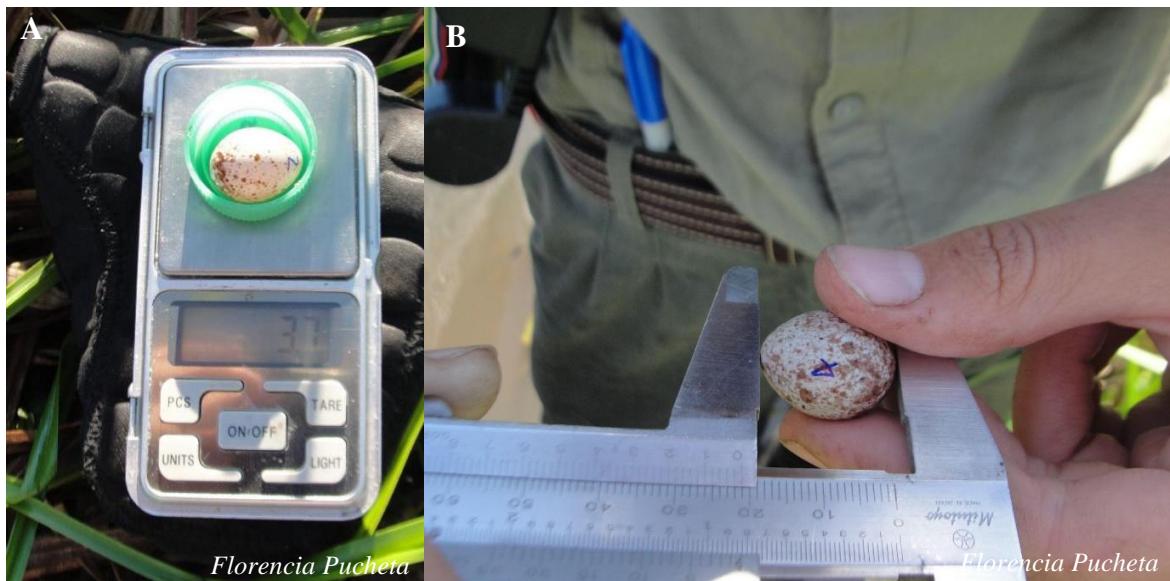
**Figura 2.3.** Fotografías ilustrando la (A) búsqueda y (B) monitoreo de nidos de Tordo Amarillo. Imagen de nido en (C) incubación y (D) con pichones.

### 2.3 Monitoreo de nidos y colecta de datos

Una vez encontrados los nidos los revisamos regularmente cada 2–3 días hasta que produjeron volantones o fracasaron (Di Giacomo et al. 2011b). Durante la etapa de incubación las visitas fueron más espaciadas, constatando desde lejos la actividad de la hembra en el nido. Para reducir nuestro impacto, evitamos ingresar a los nidos cuando había rapaces presentes y no creamos senderos en la vegetación circundante al nido, ingresando desde diferentes direcciones (Ralph et al. 1993). Nos acercamos a los nidos solo cuando los adultos estaban fuera buscando alimento, manteniéndonos a una distancia aproximada de 25 m hasta asegurarnos de que la hembra había abandonado el nido. Es crucial que los adultos no estén presentes durante las visitas para evitar que el nido sea abandonado (Gibson et al. 2015). Consideramos que un nido estaba abandonado si los huevos estaban fríos al tacto después de dos visitas consecutivas y si no se observaba ningún adulto cerca del nido. Un nido fue considerado depredado si los huevos o pichones (cuando estos eran demasiado jóvenes para abandonar el nido) desaparecían entre dos visitas sucesivas. En cambio, consideramos un nido exitoso si se encontró al menos un volantón directa (reavistaje) o indirectamente (padres realizando llamadas de contacto y/o transporte de alimento en la zona del nido). Si los pichones tenían edad suficiente para abandonar el nido, pero no se constató directa o indirectamente su presencia, se consideró el nido como depredado.

Durante cada visita, registramos la etapa en la que se encontraba el nido y el número de huevos y pichones presentes. En los nidos en etapa de incubación medimos el largo y ancho de los huevos con un calibre (precisión de 0.1 mm) y estimamos su peso con una balanza digital (precisión de 0.1g; **Figura 2.4**). La medición de cada huevo se realizó una

única vez, luego sólo registramos la presencia/ausencia de los huevos. Revisamos cada huevo para detectar la presencia de picaduras realizadas por hembras de Tordo Renegrido (*Molothrus bonariensis*). Después de la eclosión, identificamos cada pichón con una marca de fibrón indeleble en el tarso, medimos la longitud del tarso con calibre (precisión de 0.1 mm) y estimamos su peso con una balanza digital (precisión de 0.1 g; **Figura 2.5**). Inspeccionamos cuidadosamente cada pichón para detectar la presencia de larvas *Philornis* en el tejido subcutáneo. Una vez que los pichones alcanzaron una edad de 8-10 días, realizamos las últimas mediciones y procedimos con el anillado ya que manipularlos después de esta edad podría provocar su abandono prematuro del nido. Cuando los pichones estaban próximos a salir del nido, monitoreamos la actividad desde una distancia prudente hasta confirmar la salida de al menos uno de ellos, momento en el cual consideramos el nido como exitoso.



**Figura 2.4.** Fotografías de la medición de huevos: (A) peso, y (B) largo y ancho.



**Figura 2.5.** Fotografías de la medición de pichones: (A) pesaje y (B) largo del tarso derecho.

## 2.4 Detección de depredadores de nidos

Para detectar la presencia de depredadores de nidos instalamos cámaras trampa Reconyx (modelo HyperFire HC500, Wisconsin, USA) y Browning Strike Force (Modelo BTC-SHDE) a una distancia aproximada de 1.5 m de los nidos (**Figura 2.6**). Configuramos la programación de las cámaras para que tomen 3 fotografías por disparo con un intervalo de 1 segundo entre cada fotografía, sin ningún periodo de espera entre disparos. Una vez finalizada la actividad del nido, revisamos las fotografías para identificar los depredadores de nidos registrados.



**Figura 2.6.** Fotografías de las cámaras trampa colocadas en la cercanía de nidos de Tordo Amarillo (círculo rojo).

## 2.5 Captura y anillado de individuos

En las temporadas reproductivas de 2015 a 2019 y de 2021 a 2022, anillamos adultos y pichones de Tordo Amarillo con una combinación única de tres anillos plásticos de color y un anillo metálico numerado. El anillado nos permitió individualizar a cada ave para su posterior identificación en el campo. Esto permite estudiar el movimiento, comportamiento reproductivo (sistema de apareamiento social y eventos de renidificación), y brinda información sobre la supervivencia de individuos. Los pichones fueron anillados a los 8–10 días de edad (**Figura 2.7A**). Los adultos fueron capturados utilizando redes de niebla colocadas en zonas de tránsito, como bordes de bañados o caminos, y en sitios utilizados como fuentes de agua (aguadas o charcos permanentes; **Figura 2.7B**). No colocamos redes en los nidos para evitar perturbarlos. Medimos el tarso derecho y tomamos una pequeña muestra de sangre (30-50  $\mu$ l) por punción de la vena braquial en pichones y adultos (**Figura 2.7C**). La sangre fue colectada en un capilar con heparina y almacenada en un microtubo de 1.5ml con alcohol absoluto calidad analítica. Las muestras se mantuvieron a temperatura ambiente hasta su traslado al laboratorio donde son conservadas en frío a -20 °C, en la Colección de Tejidos de CECOAL, para ser utilizadas en futuros análisis genéticos.



**Figura 2.7.** Fotografías de las tareas de anillado: **(A)** colocación de redes, **(B)** estación de anillado, **(C)** pichón anillado en el nido, **(D)** hembra con combinación completa de anillos, **(E)** captura de macho, **(F)** toma de muestra de sangre y **(G)** avistamiento de hembra anillada.

## 2.6 Análisis de datos

### 2.6.1 Análisis estadísticos

Para gran parte de los análisis estadísticos utilizamos pruebas no paramétricas debido a la falta de normalidad en los datos y al tamaño reducido de las muestras (Hollander et al. 2013). Todos los análisis los realizamos utilizando el software R 4.1.1 (R Core Team 2020), estableciendo un nivel de significancia de  $P < 0.05$ . Los resultados los expresamos como media  $\pm$  error estándar (EE) en caso de corresponder a datos con distribución normal, en caso contrario informamos la mediana y su intervalo de confianza.

### 2.6.2 Supervivencia de nidos

Los valores de éxito reproductivo los estimamos a través de la tasa de supervivencia diaria de nidos (TSD) con el software MARK 6.2 (White y Burnham 1999). Para calcular la TSD, este software utiliza información de nidos que hayan tenido contenido, es decir, con presencia de huevos y/o pichones, y que cuenten con el historial de visitas. Este historial incluye la fecha de encuentro del nido, la última vez que fue visto activo y la fecha de la última visita en la cual se constató el destino final del nido. Para este cálculo también es necesario incluir la fecha de comienzo de cada nido, es decir, la fecha de puesta del primer huevo. Para los nidos encontrados durante incubación que eclosionaron exitosamente determinamos la fecha de inicio retrodatándolas hasta el comienzo. En el caso de nidos encontrados y fracasados durante la incubación o cría de pichones, al no disponer de la fecha exacta de puesta, la asignamos asumiendo que el nido fue encontrado a mitad de camino entre la puesta y eclosión o estimando la edad de los pichones, respectivamente

(Domínguez et al. 2015). Finalmente, este análisis precisa que las fechas de los nidos estén estandarizadas. Por lo tanto, establecimos el inicio de la temporada reproductiva para esta especie como la fecha de la primera puesta de huevo registrada durante el estudio, que fue el 5 de octubre. Esta fecha representa la más temprana observada en todos los años del estudio y se utilizó como referencia para todos los años en los análisis.

Calculamos la probabilidad de supervivencia de un nido durante todo el periodo reproductivo (i.e., puesta, incubación y cría de pichones), utilizando la fórmula  $TSD^t$ , siendo el valor de TSD estimado por el modelo nulo que asume una probabilidad de supervivencia constante, y  $t$  la duración del ciclo de nidificación (Dinsmore y Dinsmore 2007). Para el Tordo Amarillo, establecimos  $t$  en 26 días, que comprenden 3 días de puesta en promedio, 12 días de incubación y 11 días de cría de los pichones antes que salgan del nido (Fraga et al. 1998). Debido a que la estimación de TSD supone que el destino de los nidos es independiente, excluimos los re-intentos de nidificación realizados por las mismas parejas dentro de una misma temporada (Dinsmore et al. 2002).

El software MARK también permite explorar los factores que podrían influir en la supervivencia de los nidos, incorporando los efectos hipotéticos de las variables de interés al modelar la TSD. En primer lugar, estimamos el modelo nulo que asume una TSD constante en el tiempo y entre nidos ( $S(.)$ ). Luego, construimos modelos individuales ingresando una variable de interés a la vez. Comparamos los modelos utilizando el enfoque de teoría de la información, seleccionando los mejores modelos a través del criterio de información de Akaike (AIC) corregido para muestras pequeñas ( $AIC_c$ ; Burnham y Anderson 2002). Luego, seleccionamos las variables presentes en los modelos cuyo  $AIC_c$  fue menor que el del modelo nulo, para construir los modelos aditivos (i.e., combinando los

efectos de más de una variable simultáneamente). Además, calculamos la diferencia entre el AIC<sub>c</sub> de cada modelo con respecto al AIC<sub>c</sub> del modelo que mejor ajuste a los datos ( $\Delta\text{AIC}_c$ ). Consideramos el modelo con menor AIC<sub>c</sub> como el mejor ajustado (Burnham y Anderson 2002). También calculamos los pesos de Akaike ( $w_i$ ) para evaluar la importancia relativa de cada modelo en la supervivencia de los nidos del Tordo Amarillo (Arnold 2010).

## Capítulo 3.

### BIOLOGÍA REPRODUCTIVA DEL TORDO AMARILLO



Capítulo publicado en *Ornithological Applications*: Florencia M. Pucheta, Inés M. Pereda y Adrián S. Di Giacomo (2024). Saffron-cowled Blackbirds' reduced nest success in Argentina's agricultural land highlights the importance of non-agricultural habitat for its conservation. <https://doi.org/10.1093/ornithapp/duae006>

### 3.1 Introducción

Desde la década de 1960, las aves de pastizal han experimentado importantes disminuciones poblacionales debido a la degradación y conversión de los pastizales naturales a tierras agrícolas y ganaderas (Askins et al. 2007, Rosenberg et al. 2019, Douglas et al. 2023). La principal causa de estas disminuciones es la reducción de la superficie de hábitat disponible (Vickery et al. 2000, Robinson et al. 2001). No obstante, la transformación del hábitat afecta también la reproducción y supervivencia de las aves, contribuyendo así a la disminución poblacional a través de diversos factores asociados con los métodos de producción intensiva, como el uso de maquinaria agrícola, los efectos subletales de los pesticidas y el incremento de la depredación (Stanton et al. 2018, Evans 2004). En especies con una expectativa de vida corta, como los paseriformes, la inversión en la reproducción tiende a ser más crítica para la tasa demográfica que las estrategias de supervivencia a largo plazo (Clark y Martin 2007, Dobson 2012). Parámetros reproductivos como el momento de nidificación, el tamaño de puesta, el éxito de eclosión y de volantoneo, son determinantes ya que pueden influir en el éxito de nidificación (Grüebler y Naef-Daenze 2010, Duca y Marini 2014, Rosoni et al. 2023). Por lo tanto, identificar cómo las prácticas agropecuarias afectan la reproducción de las aves de pastizal es esencial para evaluar su impacto en la dinámica poblacional.

La actividad agropecuaria afecta negativamente la biología reproductiva de las aves de pastizal, y estos efectos pueden ser directos o indirectos. Los efectos directos incluyen la exposición a agroquímicos, que puede causar el envenenamiento de aves y la pérdida de insectos como recurso alimenticio, así como el pisoteo por ganado y maquinaria agrícola, y las quemadas realizadas durante la temporada reproductiva, las cuales pueden provocar la

destrucción directa de nidos y hábitats reproductivos (Fuller 2000, Boatman et al. 2004).

Los efectos indirectos, por otro lado, están asociados a cambios en la composición y estructura del paisaje, pudiendo reducir la disponibilidad de territorio para forrajeo y nidificación, generar un aumento en las tasas de parasitismo de cría, alterar la comunidad de depredadores, afectar la conectividad del hábitat y provocar la fragmentación poblacional (Vickery et al. 2001, Patten et al. 2006).

El estudio de la biología reproductiva de las aves de pastizal amenazadas es indispensable para identificar los factores que afectan su supervivencia y sentar las bases para diseñar estrategias de conservación efectivas (Sutherland et al. 2004a). A escala local, la depredación de nidos, el parasitismo de cría y la disponibilidad de alimento son las principales causas de fracaso reproductivo en la mayoría de las especies de aves (Martin 1995, Johnson et al. 2012, Grames et al. 2023). Si bien estas amenazas son naturales, su efecto en especies en peligro es mayor debido al pequeño tamaño de sus poblaciones, las cuales suelen estar fragmentadas y aisladas (Wiley et al. 1991, Macdonald et al. 1999). Es por esto que para conservar especies de pastizales es fundamental conocer los factores que afectan su reproducción a diferentes escalas ecológicas (Sutherland et al. 2004b).

En Argentina, las poblaciones de Tordo Amarillo se encuentran separadas en dos núcleos poblacionales distanciados, uno en la provincia de Corrientes y otro en Entre Ríos. Esta es una especie gregaria que habita pastizales abiertos y sabanas durante todo el año, aunque su reproducción está asociada a zonas húmedas como bañados y cañadas donde se instalan las colonias de nidificación (Fraga et al. 1998, Mohr et al. 2017). Lamentablemente, desde la década de 1980, la expansión e intensificación de la actividad productiva ha acelerado significativamente la degradación de estos ambientes (Paruelo et

al. 2007). La expansión de cultivos, la plantación de bosques, el pastoreo intensivo y las quemas prescritas han contribuido al deterioro y transformación de los pastizales en ambas provincias (Oesterheld 2008, Azpiroz et al. 2012). Algunos autores han señalado que la pérdida de pastizales y humedales, así como el parasitismo de cría, han sido factores clave en la disminución poblacional de esta especie (Collar et al. 1992, Fraga et al. 1998). Sin embargo, se conoce poco sobre los parámetros reproductivos básicos de la especie en la actualidad, y se desconoce el impacto que tienen el parasitismo de cría y las prácticas agrícolas sobre la nidificación y el hábitat reproductivo del Tordo Amarillo.

### 3.1.1 Objetivo e hipótesis

El objetivo general de este capítulo es examinar la biología reproductiva del Tordo Amarillo y evaluar si su éxito reproductivo se ve afectado por factores como el tamaño de la colonia, la altura del nido, los días de exposición del nido, el avance de la temporada reproductiva y los tipos de ambientes donde nidifica. También medimos parámetros reproductivos como el tamaño de la puesta, el éxito de la eclosión, el éxito de volantoneo y la tasa de parasitismo de cría, estudiando cómo éstos variaron entre temporadas y entre los tipos de ambientes reproductivos. Nuestra principal hipótesis es que el éxito reproductivo del Tordo Amarillo será menor en ambientes con usos productivos en comparación con áreas naturales. Particularmente, esperamos que las tasas de supervivencia de nidos (TSD) ubicados en campos agrícolas, ganaderos y en banquinas, sean menores que los nidos situados en bañados y bordes de cultivo. Esta predicción se basa en que el cambio en la estructura de hábitat en ambientes productivos puede exponer los nidos a un mayor riesgo de depredación o disturbio de origen antrópico (Whittingham y Evans 2004, Ribic et al. 2012). Además, esperamos que las colonias más grandes tengan una mayor TSD debido a

los beneficios de la defensa en grupo, el efecto dilución en la depredación de nidos y el intercambio de información y facilitación social dentro del grupo (Brown et al. 1990). También, esperamos que la tasa de parasitismo de cría sea mayor en ambientes productivos, afectando negativamente el éxito reproductivo. En este contexto, describimos y comparamos los huevos de Tordo Amarillo y de Tordo Renegrido para diferenciarlos en futuros manejos contra el parasitismo de cría, como p.e. la remoción de huevos parásitos en nidos parasitados. Finalmente, predecimos que los nidos situados en sitios con uso productivo tendrán un menor éxito de eclosión y volantoneo debido a una mayor exposición a perturbaciones asociadas con la actividad agrícola, así como una mayor presión de depredación. Conocer la biología reproductiva e identificar los factores que la afectan ayudará en el diseño de acciones específicas para proteger el hábitat reproductivo del Tordo Amarillo.

### 3.2 Métodos específicos

#### 3.2.1 Toma de datos

Encontramos y monitoreamos un total de 255 nidos durante las temporadas reproductivas del 2015–2019. Para determinar las principales causas de fracaso de los nidos monitoreamos la depredación y el parasitismo de cría. Evaluamos la presencia de depredadores mediante observación directa y registro de señales en los nidos depredados y sus alrededores (es decir, heces y huellas), así como también colocando cámaras trampa en nidos durante los estadios de incubación y de pichones siguiendo la metodología previamente detallada en el Capítulo 2. Registramos el parasitismo de cría por Tordo Renegrido (*Molothrus bonariensis*), ya que puede afectar negativamente el éxito

reproductivo de su hospedador de diferentes maneras (Tuero et al. 2007). Identificamos la presencia de parasitismo observando las características morfológicas de los huevos y pichones distintivas de cada especie. Consideramos que un nido estaba parasitado si contenía al menos un huevo o pichón de Tordo Renegrido. Como medida de rescate en algunos nidos parasitados, eliminamos los pichones parásitos, ya que estudios previos han demostrado que esta práctica es eficiente para disminuir el parasitismo y mejorar la salud de los pichones de Tordo Amarillo (Cruz et al. 2020).

### 3.2.2 Parámetros reproductivos

Los parámetros reproductivos estimados incluyeron el tamaño de puesta, la duración del periodo de incubación, el éxito de eclosión y el éxito de volantoneo. Definimos el tamaño de puesta como el número total de huevos presentes cuando se completó la puesta (es decir, el número de huevos que permaneció constante entre dos visitas consecutivas). Para evitar subestimar el tamaño de puesta, estimamos este parámetro a partir de los nidos encontrados durante la construcción o puesta, descartando aquellos depredados o abandonados antes de finalizar la puesta. El periodo de incubación lo estimamos como el tiempo transcurrido desde la puesta del penúltimo huevo y la eclosión del primer pichón (Magrath 1992). El éxito de eclosión lo calculamos como la cantidad de huevos eclosionados en función de los huevos presentes en el nido al final de la incubación. Para esta estimación consideramos los nidos encontrados durante la construcción, puesta e incubación que sobrevivieron hasta el periodo de pichón. Definimos reducción de nidada como la proporción de nidos en los cuales hubo pérdida parcial de pichones durante la etapa de cría. Finalmente, estimamos el éxito de volantoneo como la proporción de pichones nacidos que lograron abandonar con éxito el nido. Cabe destacar que los tamaños muestrales variaron entre los parámetros

reproductivos evaluados, debido a las diferencias en los criterios de inclusión y a los factores inherentes a la recolección de datos.

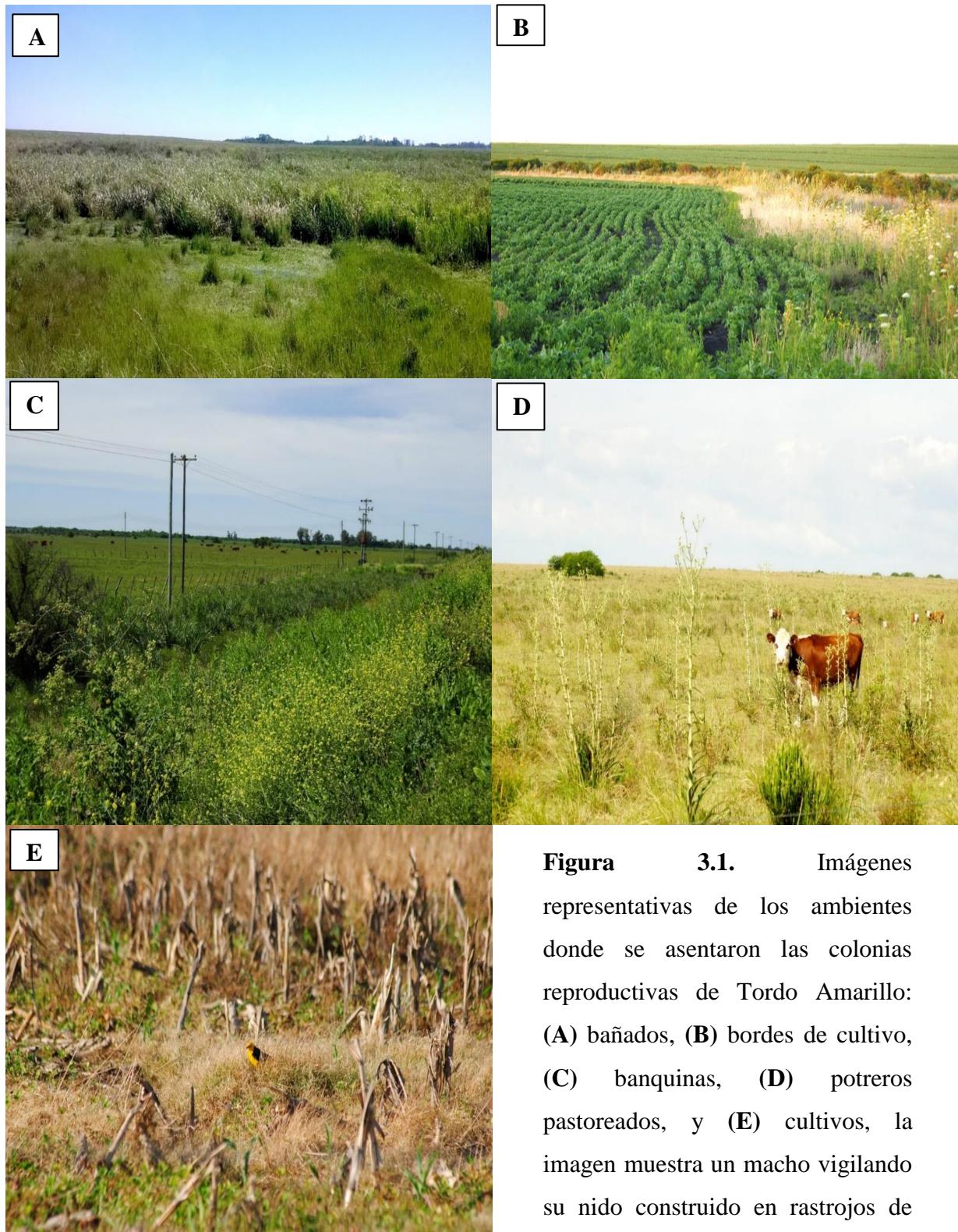
Los eventos de renidificación se consideraron cuando una misma pareja realizó más de un intento reproductivo dentro de una misma temporada. Para ello, incluimos parejas en las que al menos uno de los individuos, macho o hembra, estaba anillado. Para estudiar la renidificación capturamos y anillamos 39 machos y 43 hembras durante las temporadas reproductivas 2016-2018.

### 3.2.3 Ambientes reproductivos

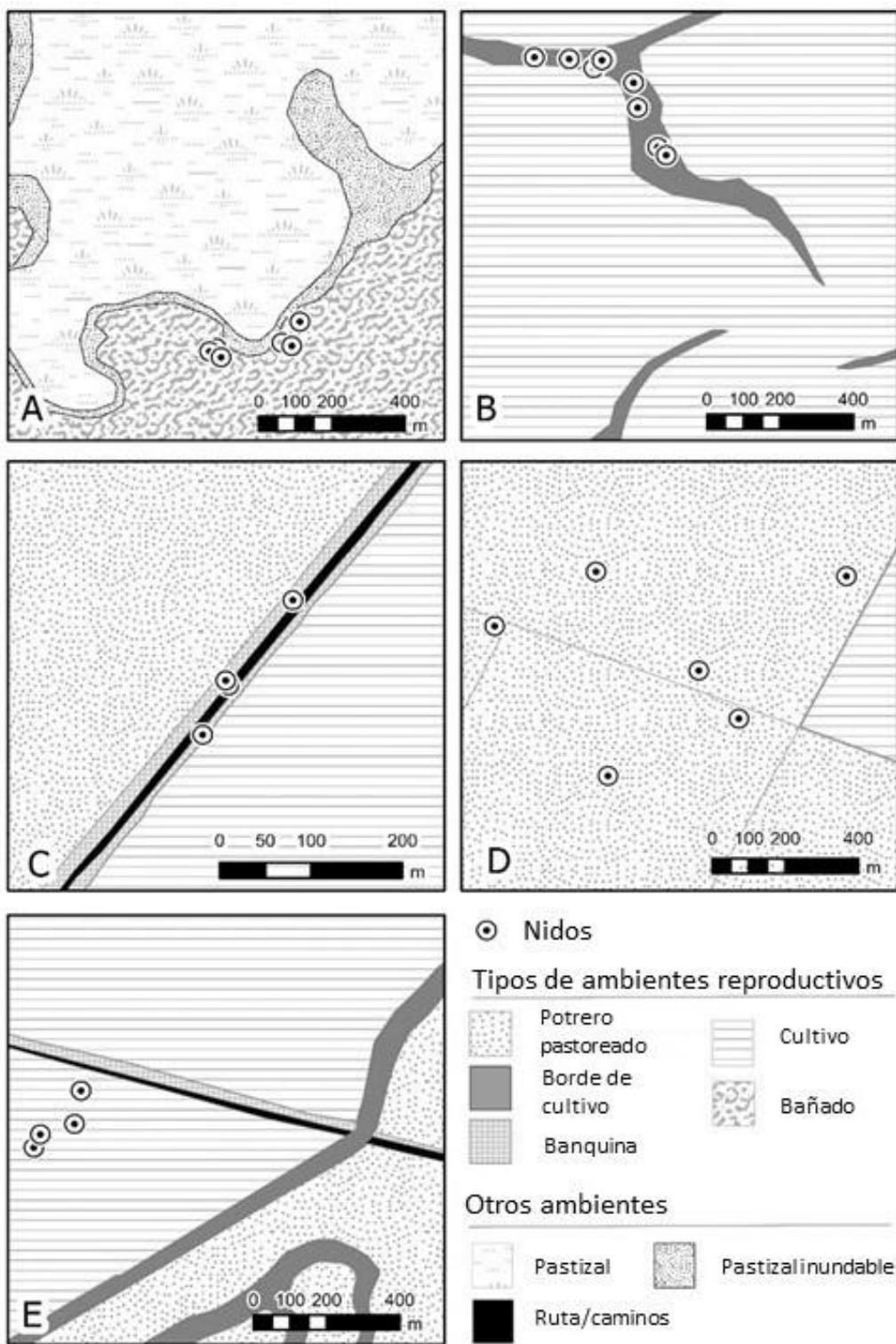
Para evaluar el impacto del uso del suelo sobre los parámetros reproductivos del Tordo Amarillo, identificamos los diferentes tipos de ambientes utilizados por la especie para nidificar. Clasificamos estos tipos de ambientes a escala de sitio de nidificación, según el tipo de uso principal del suelo y la vegetación dominante, logrando identificar cinco tipos de hábitats reproductivos: (1) Los BAÑADOS están permanentemente inundados y dominados por vegetación palustre como *Cyperaceae* spp., *Eryngium pandanifolium* y *Ludwigia* sp. (**Figura 3.1.A**). Los bañados están inmersos en un paisaje con una matriz de pastizales nativos con pastoreo y plantaciones forestales; a pesar de esto, estos ambientes no tienen uso productivo. (2) Los BORDES DE CULTIVO son fajas de vegetación de 5-15 m de ancho y suelen estar situados en las zonas bajas entre campos sembrados o cultivos de latifoliadas (**Figura 3.1.B**). Estos terrenos bajos están compuestos por vegetación herbácea y rebrote de especies autóctonas, con predominio de *Neltuma* spp. y *Acacia cavens*. (3) Las BANQUINAS, o bordes de caminos y rutas, que se encuentran junto a campos con uso agrícola y ganadero, también fueron utilizados como ambiente de nidificación (**Figura**

**3.1.C).** A diferencia de los bordes de cultivo, las banquinas son de disposición lineal y suelen someterse a quemas y desmalezados anuales. La vegetación en estos bordes está dominada por especies exóticas invasoras (i.e. *Cirsium* spp.) y autóctonas (i.e. *Eryngium* spp.), y pueden inundarse con fuertes precipitaciones. (4) Los POTREROS PASTOREADOS son pastizales deteriorados con presencia de pastos nativos e implantados, y poseen una alta carga ganadera (ganado vacuno; **Figura 3.1.D**). Estos potreros se manejan con quemas prescritas y, en algunos casos, se utilizan para instalar corrales de engorde (feedlots). En los potreros pastoreados los Tordos Amarillos utilizaron pastos sembrados y especies exóticas como *Cirsium* spp. como planta soporte para construir sus nidos. 5) Los CULTIVOS son áreas utilizadas para cultivos de primavera como el trigo, sorgo y maíz. El manejo utilizado en estas áreas implica el uso de maquinaria agrícola y agroquímicos (insecticidas y herbicidas). En estos casos, el Tordo Amarillo nidificó utilizando rastrojos como sustrato y, en ocasiones, nidificó directamente sobre el suelo (**Figura 3.1.E**).

Los tipos de ambientes reproductivos se distribuyeron de manera diferente entre las provincias estudiadas. En Corrientes, todos los ambientes reproductivos correspondían a bañados, mientras que en Entre Ríos se representaron los cinco tipos de ambientes reproductivos (**Figura 3.2**).



**Figura 3.1.** Imágenes representativas de los ambientes donde se asentaron las colonias reproductivas de Tordo Amarillo: (A) bañados, (B) bordes de cultivo, (C) banquinas, (D) potreros pastoreados, y (E) cultivos, la imagen muestra un macho vigilando su nido construido en rastrojos de



**Figura 3.2.** Mapas esquemáticos ilustrando la disposición de los nidos dentro de cada tipo de ambiente reproductivo: **(A)** Bañado; **(B)** Borde de cultivo, **(C)** Banquina; **(D)** Potrero pastoreado; **(E)** Cultivo.

### 3.2.4 Análisis estadístico

#### 3.2.4.1 Parámetros reproductivos entre años y ambientes

Comparamos los parámetros reproductivos (altura del nido, tamaño de la nidada, éxito de eclosión y éxito de volantoneo) entre temporadas (años) y los tipos de ambientes reproductivos utilizando la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. En caso de detectar diferencias, realizamos comparaciones pareadas utilizando una prueba de suma de rangos de Wilcoxon para comparar cada parámetro entre los diferentes años y entre los distintos tipos de ambientes reproductivos.

Para determinar cuál fue la principal causa de fracaso de nidos comparamos las causas detectadas utilizando una prueba de chi-cuadrado. Además, comparamos las proporciones de nidos con parasitismo de cría entre tipos de ambientes reproductivos utilizando una prueba exacta de Fisher. Luego, para comprobar si la proporción de nidos parasitados difirió entre tipos de ambientes realizamos comparaciones pareadas utilizando el paquete RVAideMemoire en R (Hervé y Hervé 2020). Finalmente, para evaluar diferencias entre el tamaño (ancho y largo) y peso de los huevos entre Tordo Amarillo y Tordo Renegrido, utilizando un Modelo Lineal Generalizado (GLM) con una distribución Gamma, teniendo en cuenta la anidación de los huevos pertenecientes a un mismo nido. Para determinar si la forma de los huevos difiere entre las especies, primero calculamos la relación entre el largo y el ancho de los huevos. Luego, comparamos estas relaciones utilizando la prueba U de Mann-Whitney. Todos los análisis estadísticos se realizaron con el software R 4.1.1 (R Core Team 2020).

### 3.2.4.2 Supervivencia de nidos

En primera instancia, excluimos 32 nidos que no contaban con la información básica necesaria para el análisis de supervivencia, ya sea porque fueron abandonados antes del inicio de la puesta o porque su destino era desconocido. La tasa de supervivencia diaria de los nidos (TSD) se estimó utilizando el programa MARK (ver Capítulo 2), a partir de 223 nidos (121 de Entre Ríos y 102 de Corrientes).

Antes de la construcción de los modelos verificamos la falta de correlación entre las variables explicativas. Aplicamos una prueba de correlación de Spearman a las variables cuantitativas (altura del nido, edad del nido y tamaño de la colonia), y una prueba de chi-cuadrado de independencia para las variables cualitativas (año de reproducción, tipo de ambiente reproductivo, presencia de parasitismo de cría y provincia), excepto cuando los tamaños de muestra eran pequeños, en cuyo caso utilizamos una prueba exacta de Fisher. Dado que el Tordo Amarillo se reproduce en dos provincias distantes, consideramos la provincia como una variable adicional para tener en cuenta las diferencias regionales entre los tipos de ambientes. Las variables tipo de ambiente reproductivo y provincia estuvieron correlacionadas ( $\chi^2 = 211.26$ ,  $df = 4$ ,  $P < 0.05$ ,  $n = 223$  nidos); y dado que la variable tipo de ambiente (AIC = 722.0439,  $w_i = 0.40$ ) resultó ser mejor predictor que provincia para explicar la supervivencia de los nidos (AIC = 722.1952,  $w_i = 0.37$ ), decidimos eliminar la variable provincia del modelo de supervivencia de nidos. Además, la variable parasitismo de cría también fue eliminada del modelo estructural al estar correlacionada con el tipo de ambiente reproductivo ( $F = 49.58$ ,  $df = 4$ ,  $P < 0.001$ ).

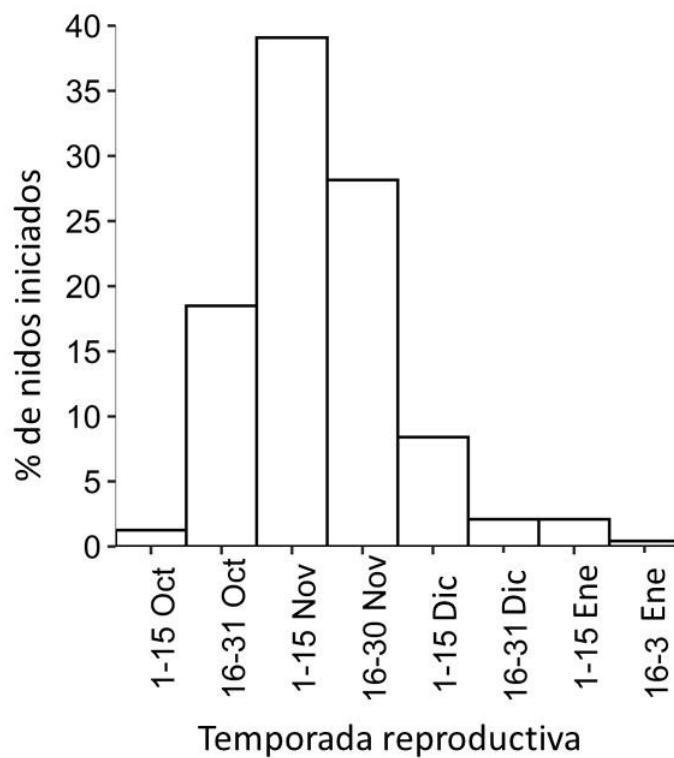
Para explorar los factores que podrían afectar la supervivencia de los nidos construimos diferentes modelos candidatos combinando siete variables explicativas: (1) año

(factor), (2) avance de la temporada reproductiva (cantidad de días transcurridos desde el inicio de la temporada reproductiva, establecido el 5 de octubre), (3) tendencia cuadrática del avance de la temporada reproductiva, (4) edad del nido (días transcurridos desde la puesta del primer huevo, es decir, los días de exposición del nido), (5) altura del nido (distancia entre el suelo hasta la base del nido), (6) tamaño de la colonia (número máximo de nidos activos detectados por colonia en cada temporada) y (7) tipo de ambiente reproductivo. Incluimos el año y el avance de la temporada para considerar las variaciones en las comunidades de depredadores y en los patrones climáticos intra e interanuales (Dinsmore y Dinsmore 2007). La tendencia cuadrática del avance de la temporada la incluimos para tener en cuenta una posible disminución o aumento en la supervivencia de nidos a mitad de la temporada (Weintraub et al. 2016). Tuvimos en cuenta la edad del nido, ya que tras la eclosión de los huevos aumenta la actividad en el nido, lo que incrementa su probabilidad de detección y el riesgo de depredación (Skutch 1949). De manera similar consideramos la altura del nido ya que podría facilitar o impedir los eventos de depredación (Schmidt 1999). El tamaño de la colonia lo incorporamos para considerar las potenciales ventajas o desventajas del tamaño del grupo en la defensa contra depredadores, la búsqueda de alimento, la exposición al parasitismo de cría o a la competencia por recursos (Brown et al. 1990, Darrah 2020). El tamaño de la colonia lo estimamos como el número de nidos activos dentro de una colonia, es decir, nidos con presencia de al menos un huevo y/o pichón (Brown y Brown 1996). Finalmente, consideramos los distintos tipos de ambientes reproductivos para evaluar sus potenciales diferencias en las comunidades de depredadores, la disponibilidad de alimento, la calidad de los recursos de nidificación y las amenazas de origen antrópico presentes (Evans 2004, Beja et al. 2013).

### 3.3 Resultados

#### 3.3.1 Parámetros reproductivos

La temporada reproductiva del Tordo Amarillo se extendió desde principios de octubre a finales de enero. Registramos el primer intento de nidificación el 5 de octubre (2018), coincidiendo con el inicio de la temporada húmeda, y el último intento el 26 de enero (2015). Observamos una alta sincronía en la nidificación, con el 86% de los intentos reproductivos concentrados entre el 16 de octubre y el 30 de noviembre (**Figura 3.3**)



**Figura 3.3.** Porcentaje de nidos iniciados por hembras de Tordo Amarillo durante las temporadas reproductivas de 2015—2019 en Argentina ( $n = 238$  nidos).

La construcción de nidos fue realizada principalmente por las hembras, no obstante, también registramos machos acarreando material de construcción, probablemente relacionado a una conducta de cortejo ( $n = 7$  machos). Los nidos tuvieron forma semiesférica, con un diámetro externo e interno de  $11.9 \pm 0.1$  cm y  $7.7 \pm 0.1$  cm, respectivamente, y una altura externa e interna de  $10.3 \pm 0.2$  cm y  $6.1 \pm 0.1$  cm, respectivamente ( $n = 142$  nidos). Los Tordos Amarillos construyeron sus nidos a una altura promedio de  $53.3 \pm 2$  cm sobre el nivel del suelo ( $n = 222$  nidos). La altura de los nidos varió significativamente entre los distintos ambientes reproductivos estudiados ( $H = 16.6$ ,  $P < 0.01$ ). En los campos de cultivo, los nidos se encontraron a una altura menor (mediana 8 cm, media  $11.6 \pm 3.1$  cm,  $n = 16$ ), con una gran variabilidad incluyendo seis nidos construidos directamente sobre el suelo. La altura de los nidos no difirió entre el resto de los ambientes reproductivos (**Tabla 3.1**).

**Tabla 3.1.** Tabla resumen con las características reproductivas del Tordo Amarillo en los cinco tipos de ambientes reproductivos analizados durante las temporadas 2015—2019 en Argentina. Reportamos la mediana de las alturas de los nidos (cm), el rango intercuartílico (IQR), el porcentaje de nidos exitosos, la probabilidad acumulada de supervivencia de los nidos y el total de nidos analizados (*n*), para cada ambiente. Las letras colocadas en el superíndice indican diferencias estadísticas (prueba de suma de rangos de Wilcoxon,  $P < 0.05$ ).

Ambiente reproductivo	Altura del nido (cm)	IQR	% de nidos exitosos	Prob. acumulada de supervivencia de nidos	<i>n</i>
Bañados	53.0 <sup>a</sup>	34	30	0.09	105
Bordes de cultivo	48.0 <sup>a</sup>	17	21	0.09	34
Cultivos	8.0 <sup>b</sup>	16	6	0.02	16
Banquinas	62.5 <sup>a</sup>	22	29	0.02	41
Potreros pastoreados	45.5 <sup>a</sup>	17.5	7	0.01	27

Las observaciones a campo indican que la especie es socialmente monógama. En casos aislados (*n* = 3 nidos) registramos la presencia de individuos ayudantes (“*helpers*”). La tasa de reavistaje de los adultos anillados fue del 34% (*n* = 82 adultos). De los adultos reavistados, identificamos 16 parejas con al menos un adulto anillado en Corrientes y Entre Ríos. De estas parejas, seis realizaron un segundo intento de nidificación durante la misma temporada, y tres de ellas lograron criar exitosamente sus pichones. Cabe destacar que la renidificación ocurrió únicamente en nidos que fracasaron durante la incubación. Además, observamos que el vínculo social entre macho y hembra anillados se mantuvo durante una

misma temporada reproductiva a lo largo de los distintos intentos de renidificación ( $n = 6$ ).

Pudimos confirmar que, al menos en dos parejas en Corrientes, el vínculo se mantuvo entre temporadas reproductivas consecutivas. Esta confirmación fue difícil debido a la baja tasa de reavistaje de los anillados y a que, generalmente, solo uno de los miembros de la pareja estaba anillado.

El tamaño de puesta fue de 4 huevos (media  $3.6 \pm 0.1$ , rango: 2 — 5 huevos,  $n = 124$  nidos). La incubación fue realizada exclusivamente por la hembra y comenzó con la puesta del anteúltimo huevo, totalizando  $12.8 \pm 0.1$  días (rango: 12 — 14 días,  $n = 31$  nidos). La eclosión de los huevos fue asincrónica, es decir, los huevos eclosionaron en días consecutivos, y el éxito de eclosión fue de  $0.82 \pm 0.03$  ( $n = 51$ ). Observamos reducción de nidada en el 37% de los nidos, y el éxito de volantoneo fue de  $0.83 \pm 0.03$  ( $n = 46$  nidos). Los nidos exitosos produjeron en promedio  $2.5 \pm 0.1$  volantones ( $n = 46$  nidos). No observamos que el tamaño de puesta, el éxito de eclosión ni el éxito de volantoneo varie temporadas y tipos de ambientes reproductivos (pruebas de Kruskal-Wallis con  $P > 0.05$ ;

**Tabla 3.2).**

**Tabla 3.2.** Mediana y rango intercuartílico (IQR) de los parámetros reproductivos del Tordo Amarillo para los cinco años y los cinco ambientes reproductivos analizados. Informamos los resultados de las pruebas de Kruskal-Wallis para la comparación de cada parámetro entre años y tipos de ambiente.

	Tamaño de puesta			Éxito de eclosión			Éxito de volantoneo		
	Mediana	IQR	n	Mediana	IQR	n	Mediana	IQR	n
<i>Año</i>									
2015	4	1	22	1	0.27	8	1	0.25	3
2016	4	1	24	1	0.05	12	1	0.12	7
2017	4	1	10	1	0.00	4	0.75	0.25	3
2018	4	1	37	1	0.33	21	1	0.25	17
2019	4	1	31	1	0.37	7	1	0.33	17
Kruskal-Wallis	$H_4 = 0.73, P = 0.95$			$H_4 = 3.78, P = 0.43$			$H_4 = 1.30, P = 0.86$		
<i>Ambiente reproductivo</i>									
Bañados	4	1	46	1.00	0.25	17	1	0.33	25
Bordes de cultivo	4	1	18	1.00	0.00	13	0.80	0.25	7
Cultivo	4	0.25	13	0.77	0.16	4	0.41	0.31	4
Banquinas	4	1	25	0.75	0.33	13	1	0.19	10
Potreros pastoreados	3.55	3.5	1	1.00	0.00	4	0.75	0.33	5
Kruskal-Wallis	$H_4 = 4.85, P = 0.30$			$H_4 = 6.82, P = 0.14$			$H_4 = 7.41, P = 0.11$		

### Fracaso de nidos

La depredación fue la principal causa de fracaso de nidos (76%,  $n = 127$ ,  $\chi^2 = 326$ ,  $P < 0.001$ ,  $n = 168$  nidos), seguida por el parasitismo de cría (10%,  $n = 17$ ), el pisoteo de nidos por maquinaria agrícola, jabalíes (*Sus scrofa*) y ganado doméstico (6%,  $n = 10$ ), el abandono de nidos (5%,  $n = 8$ ), y por fuertes tormentas tras las cuales los nidos se encontraron caídos o inundados (3%,  $n = 6$ ; **Tabla 3.3** y **Figura 3.4**). Los potenciales depredadores de nidos que detectamos en las colonias reproductivas incluyeron rapaces como el halcón plomizo (*Falco femoralis*), gavilán planeador (*Circus buffoni*), y el chimango (*Milvago chimango*); reptiles como el lagarto overo (*Salvator merianae*) y culebra de pastizal (*Philodryas patagoniensis*); mamíferos como el zorro de monte (*Cerdocyon thous*), gato montés (*Leopardus geoffroyi*), aguará popé (*Procyon cancrivorus*), y ratas de bañado del género *Holochilus*.



**Figura 3.4.** Fotografías de las distintas causas de fracaso de nidos de Tordo Amarillo. **(A)** depredación por *Leopardus geoffroyi* en pichones de cuatro días de edad; **(B)** adultos de Tordo Amarillo ahuyentando un *Circus buffoni* de la colonia; **(C)** maquinaria agrícola operando en las inmediaciones de una colonia, el macho de la fotografía se encuentra posado a metros de su nido; y **(D)** jabalí registrado cerca de una colonia reproductiva donde el 22% de los nidos fracasó por pisoteo de jabalíes.

**Tabla 3.3.** Causas de fracaso de nidos de Tordo Amarillo por ambiente reproductivo durante las temporadas 2015—2019 en Argentina ( $n = 168$  nidos). Se indica la proporción de nidos que fracasaron debido a depredación, parasitismo de cría por *Molothrus bonariensis*, destrucción por tormentas, abandono y pisoteo de ganado o maquinaria agrícola. (\*)  $P < 0.001$ .

Ambiente reproductivo	Depredación	Parasitismo de cría	Tormentas	Abandono	Pisoteo	<i>n</i>
Bañados	0.85*	0.05	0.02	0.08	0.00	73
Bordes de cultivo	0.85*	0.07	0.00	0.00	0.07	27
Cultivos	0.73*	0.07	0.00	0.00	0.20	15
Banquinas	0.69*	0.03	0.17	0.03	0.07	29
Potreros pastoreados	0.46*	0.38*	0.00	0.04	0.13	24

#### Parasitismo de cría

Discriminamos entre huevos de Tordo Amarillo y Tordo Renegrido por su diferencia de forma y tamaño (**Figura 3.5**). Los huevos de Tordo Renegrido fueron, en promedio, más largos ( $\beta = -0.064$ ,  $P < 0.001$ ), más anchos ( $\beta = -0.177$ ,  $P < 0.001$ ) y más pesados ( $\beta = -0.422$ ,  $P < 0.001$ ) que los de Tordo Amarillo (**Tabla 3.4**). También observamos que los huevos parásitos tienen una forma más redondeada en comparación con los huevos del Tordo Amarillo, que presentan una forma más alargada ( $W = 1014$ ,  $P < 0.01$ ,  $n = 195$  huevos).

**Tabla 3.4.** Medidas de huevos de Tordo Amarillo (*Xanthopsar flavus*) y tordo Renegrido (*Molothrus bonariensis*).

Especie	Largo (mm)		Ancho (mm)		Peso (g)		<i>n</i>
	Media	EE	Media	EE	Media	EE	
<i>Xanthopsar flavus</i>	22.86	0.05	17.03	0.03	3.19	0.02	129
<i>Molothrus bonariensis</i>	23.80	0.16	19.90	0.16	4.57	0.07	66



**Figura 3.5.** Fotografías ilustrando la diferencia entre huevos y pichones de Tordo Amarillo (*X. flavus*) y Tordo Renegrido (*M. bonariensis*): **(A)** Huevos de *X. flavus* numerados por orden de aparición y huevo de *M. bonariensis* sin numerar, **(B)** detalle del huevo 4 picado durante el parasitismo, **(C, D)** nidos en incubación con distinta intensidad de parasitismo, **(E)** pichón de *M. bonariensis* y de **(F)** *X. flavus*, y **(G)** nido parasitado en etapa de pichones.

La proporción promedio de nidos parasitados fue del 28%, y esta varió entre los diferentes tipos de ambientes reproductivos analizados ( $\chi^2 = 56.7$ ,  $df = 4$ ,  $P < 0.001$ ,  $n = 223$  nidos, **Figura 3.6.B**). Los potreros pastoreados tuvieron la mayor proporción de parasitismo de cría (78%), mientras que los bañados fueron los ambientes con menor parasitismo (10%;  $OR = 31.6$ ,  $df = 1$ ,  $P < 0.001$ ). Asimismo, en los potreros pastoreados el parasitismo de cría y la depredación condujeron a tasas similares de fracaso de nidos ( $\chi^2 = 3.40$ ,  $gl = 1$ ,  $P > 0.05$ ,  $n = 21$  nidos). Esto difiere del resto de los ambientes en donde la depredación fue la única causa principal del fracaso de nidos ( $P < 0.001$ ; **Tabla 3.3**). Además, los otros tipos ambientes intervenidos (i.e. cultivos y banquinas) también tuvieron altos niveles de parasitismo, aunque no fue significativamente mayor que el parasitismo presente en bordes de cultivos (**Figura 3.6.B**).

Durante la incubación, la intensidad de parasitismo fue de 2 huevos por nido (promedio  $1.78 \pm 0.12$ , rango 1 — 6 huevos), y no varió entre tipo de ambiente ( $H_4 = 1.39$ ,  $P > 0.05$ ,  $n = 61$  nidos). El 84% de los nidos parasitados tenían al menos un huevo picado. El promedio de huevos picados por nido parasitado fue de  $1.31 \pm 0.11$  (rango: 1 — 2 huevos,  $n = 19$  nidos). La picadura de huevos redujo a la mitad el tamaño promedio de nidada, de  $3.31 \pm 0.19$  a  $1.89 \pm 0.23$  huevos (prueba de Wilcoxon:  $Z = 171$ ,  $P < 0.001$ ,  $n = 19$  nidos). De estos nidos, el 37% fue depredado, el 26% fue abandonado debido a las picaduras, en el 16% únicamente eclosionaron pichones de Tordo Renegrido, el 10% se inundó y el 10% fue exitoso.

En los nidos en etapa de pichones, la intensidad de parasitismo promedio fue de  $1.39 \pm 0.09$  pichones por nido (rango 1 — 3), y no difirió entre tipo de ambiente ( $H_4 = 1.29$ ,  $P > 0.05$ ,  $n = 28$  nidos). Debido a que en gran parte de los nidos parasitados eliminamos los

pichones parásitos que eclosionaron, no pudimos evaluar si el parasitismo de cría reduce por competencia el crecimiento y la supervivencia de los pichones de Tordo Amarillo.

### 3.3.2 Supervivencia de los nidos

Durante los cinco años de estudio, la tasa de supervivencia diaria de nidos (TSD) promedio para todo el ciclo de nidificación fue de  $0.90 \pm 0.08$ , lo que se traduce en una probabilidad acumulada de supervivencia promedio del 6% ( $n = 223$  nidos). Los modelos que incorporaron las variables tamaño de colonia, avance lineal de la temporada, edad y altura del nido mostraron un ajuste peor en comparación con el modelo nulo el cual asume TSD constante (**Tabla 3.5**). Por otro lado, el modelo más parsimonioso consideró el año, el avance cuadrático de la temporada y por el tipo de ambiente reproductivo, con un peso de Akaike de 0.98 (**Tabla 3.5**). Consecuentemente, observamos que la probabilidad acumulada de supervivencia de nidos fue mayor en nidos ubicados en bañados y menor en los ubicados en potreros pastoreados (**Tabla 3.6, Figura 3.6.A**). Los cultivos y banquinas tuvieron coeficientes negativos para la TSD, y los bordes de cultivos tuvieron un coeficiente ligeramente positivo (**Tabla 3.6**). Sin embargo, para estos tres tipos de ambientes, el intervalo de confianza del 95% incluyó el cero (0), sugiriendo que no existe una influencia significativa sobre la TSD (**Tabla 3.6**), posiblemente por el bajo tamaño muestral presente en algunos de los ambientes analizados. Los modelos que incorporaron la tendencia cuadrática del avance de temporada tuvieron un fuerte apoyo e influyeron positivamente en la TSD (**Tabla 3.6**), demostrando que el éxito de nidificación disminuyó inicialmente y luego aumentó con el avance de la temporada de cría (**Figura 3.7**). El año de reproducción también tuvo un efecto sobre la TSD, observando una menor probabilidad acumulada de supervivencia de nidos en las temporadas 2015 (1%) y 2017 (2%), valores

intermedios en las temporadas 2016 (6%) y 2018 (6%), y la mayor observada durante el 2019 (11%).

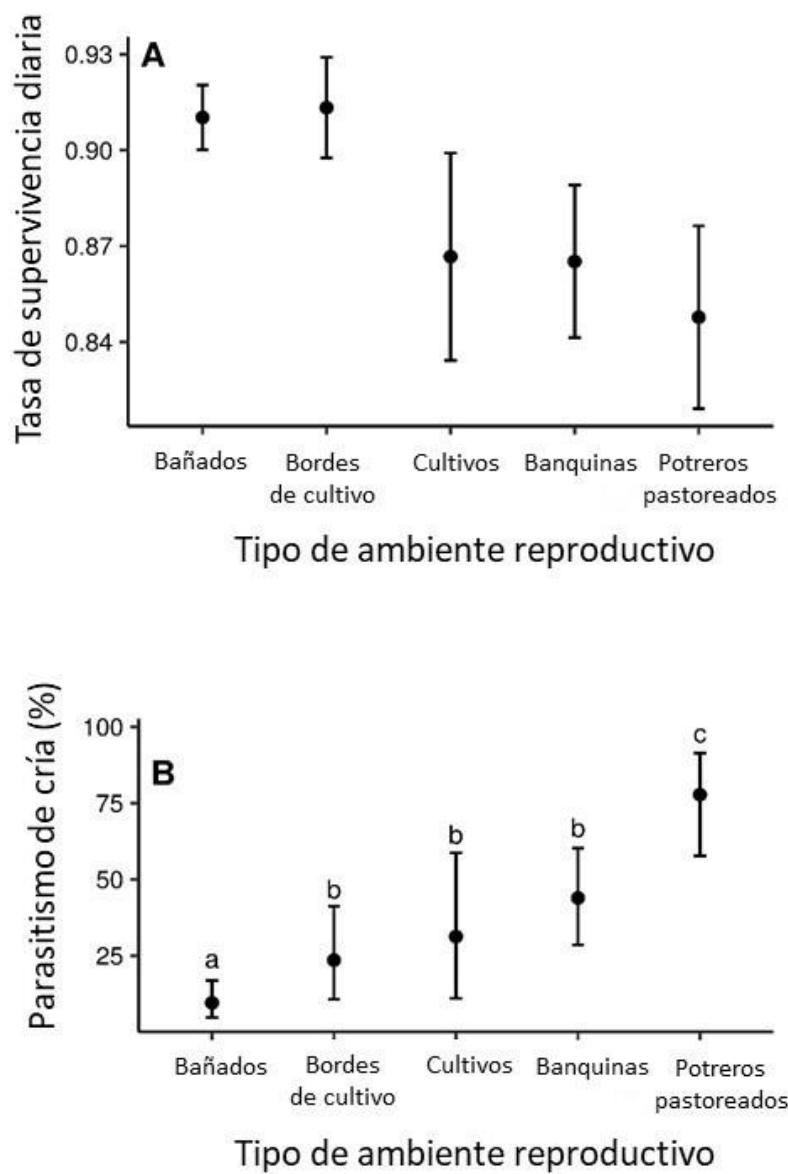
**Tabla 3.5.** Resumen de los 12 modelos seleccionados *a priori*. La tabla muestra el soporte para cada modelo predictivo de tasa de supervivencia diaria de los nidos (TSD) del Tordo Amarillo durante las temporadas 2015—2019 en Argentina ( $n = 223$  nidos).  $T$  = término lineal para avance de temporada;  $TT$  = término cuadrático para avance de temporada;  $S(.)$  = modelo nulo asumiendo TSD constante;  $AIC_c$  = criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas;  $\Delta AIC_c$  = diferencia entre el  $AIC_c$  del modelo seleccionado con respecto al  $AIC_c$  más bajo;  $k$  = número de parámetros del modelo;  $w_i$  = peso del modelo, indicando el soporte relativo de cada modelo dentro del grupo de modelos candidatos.

Modelo	$\Delta AIC_c$	$w_i$	$k$
$S$ (Ambiente reproductivo + Año + $TT$ )	0 <sup>a</sup>	0.98	11
$S$ (Ambiente reproductivo + Año)	9.76	0.01	9
$S$ (Año + $TT$ )	12.29	0.01	7
$S$ (Ambiente reproductivo + $TT$ )	13.17	0.00	7
$S$ (Año)	15.16	0.00	5
$S$ ( $TT$ )	19.02	0.00	2
$S$ (Ambiente reproductivo)	20.26	0.00	5
$S$ (.)	21.54	0.00	1
$S$ ( $T$ )	22.81	0.00	2
$S$ (Tamaño de colonia)	23.52	0.00	2
$S$ (Edad del nido)	23.54	0.00	2
$S$ (Altura del nido)	23.55	0.00	2

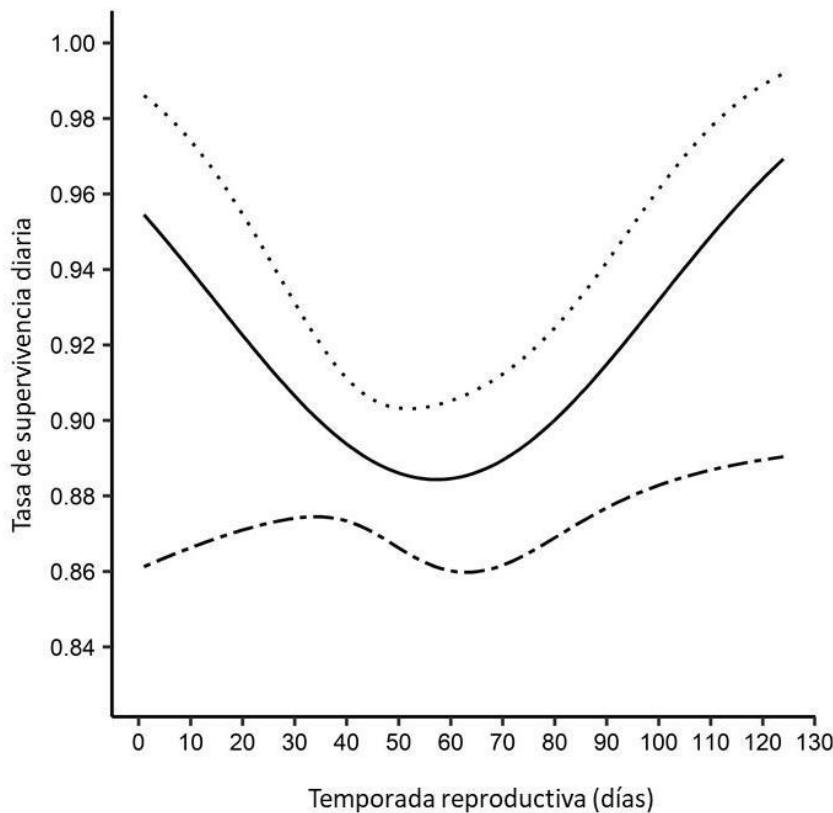
<sup>a</sup>AICc 701.78

**Tabla 3.6.** Coeficiente estimado ( $\beta$ ), error estándar (EE), e intervalos de confianza del 95% (IC<sub>95%</sub>) para las variables explicatorias utilizadas en el modelo predictivo de la TSD del Tordo Amarillo en Argentina ( $n = 223$  nidos).  $\beta$  = pendiente de cada variable, indica cómo varían las probabilidades logarítmicas de la TSD de cada variable en relación a la TSD constante;  $TT$  = término cuadrático del avance de temporada.

Variables explicativas	$\beta$	EE	IC <sub>95%</sub>	
			Inferior	Superior
$TT$	0.32E-03	0.17E-03	0.17E-04	0.65E-03
Bañados	2.31	0.12	2.07	2.56
Bordes de cultivo	0.04	0.23	-0.42	0.50
Cultivos	-0.44	0.31	-1.04	0.16
Banquinas	-0.48	0.24	-0.93	0.01
Potreros pastoreados	-0.60	0.25	-1.09	-0.10



**Figura 3.6.** Los nidos de Tordo Amarillo tuvieron (A) tasas de supervivencia diaria bajas y (B) altos niveles de parasitismo de cría en ambientes con uso agropecuario durante las temporadas reproductivas 2015—2019 en Argentina ( $n = 223$  nidos). Las barras representan los errores estándar. Las diferentes letras diferentes indican diferencias significativas (test exacto de Fisher,  $P < 0.05$ ).



**Figura 3.7.** Tendencia cuadrática de la supervivencia diaria de nidos a lo largo de la temporada reproductiva del Tordo Amarillo ( $n = 223$  nidos). Las líneas continuas representan la TSD mientras que las líneas punteadas representan el intervalo de confianza inferior (líneas punteadas cortas) y superior (líneas punteadas largas).

### 3.4 Discusión

Este capítulo proporciona una descripción de la biología reproductiva del Tordo Amarillo, y evidencia por primera vez el efecto que tienen los diferentes usos del suelo sobre su éxito reproductivo. La probabilidad acumulada de supervivencia durante todo el ciclo de nidificación fue de 1% – 9% en los ambientes estudiados. Los valores más bajos se

observaron en los ambientes con ganadería, mientras que los nidos presentes en ambientes sin actividad productiva directa, como los bañados, mostraron las tasas de supervivencia más altas. Aun así, los valores fueron inferiores a los reportados para otras especies que nidifican en pastizales, como el Pecho amarillo (13%; Mermoz y Reboreda 1998), el Capuchino Iberá (16%; Browne et al. 2021) y el Yetapá de collar (23%; Di Giacomo et al. 2011). Por otro lado, como era de esperar para una especie que nidifica en pastizal, la depredación fue la principal causa de fracaso de los nidos, seguida por el parasitismo de cría y el pisoteo de los nidos por ganado y maquinaria agrícola. Además, observamos un mayor nivel de parasitismo de cría en campos pastoreados, en donde de hecho, observamos una mayor presencia de Tordos Renegridos (Pucheta datos no publicados). Nuestros resultados sugieren que los ambientes con uso productivo y menor estructura y cobertura vegetal, pueden aumentar la depredación y el parasitismo de cría, lo que podría reducir la supervivencia de los nidos. Por lo tanto, dentro de matrices agrícolas o ganaderas, los ambientes sin uso productivo podrían funcionar como refugios naturales para garantizar la reproducción del Tordo Amarillo. La presencia de estos refugios podrían ser clave para aumentar las posibilidades de éxito en la nidificación de la especie.

El éxito de nidificación estimado fue un 15,3% inferior al registrado en las mismas poblaciones hace dos décadas, lo que indica una disminución en el éxito reproductivo de la especie a lo largo del tiempo, especialmente en Entre Ríos (Fraga et al. 1998). Además, la supervivencia mostró una tendencia cuadrática en función del avance de la temporada, siendo mayor al principio y al final de la temporada y decreciendo a mitad de la misma. Patrones similares se observaron en especies amenazadas como el Tordo Tricolor (*Agelaius tricolor*; Weintraub et al. 2016) y el Capuchino Corona Gris (*Sporophila cinnamomea*;

Rosoni et al. 2023); y suele atribuirse a cambios en la abundancia de depredadores, disponibilidad de alimento y cobertura de la vegetación a lo largo de la temporada reproductiva (Davis 2005, Grant et al. 2005). Además, en aves coloniales, como el Tordo Amarillo, la variación en la densidad de nidos en la colonia a lo largo de la temporada podría atraer más depredadores y Tordo Renegridos, aumentando potencialmente el riesgo de depredación y parasitismo de cría (Clotfelter y Yasukawa 1999, Stokes y Boersman 2000, Banda y Blanco 2009). Sin embargo, no pudimos evaluar este aspecto debido a que la variable “tamaño de colonia” la definimos asignando un único valor para cada colonia a lo largo de la temporada. Dado que la depredación fue la principal causa de fracaso en la nidificación, hipotetizamos que fluctuaciones en la comunidad de depredadores serían las responsables de las variaciones estacionales observadas en el éxito de nidificación. Desafortunadamente no pudimos probar esta hipótesis ya que no estimamos la abundancia de depredadores de nidos. Por otro lado, observamos que los bañados presentaban las tasas de supervivencia más elevadas, y en estudios previos se destacaron los bajos y zonas húmedas como el principal hábitat de nidificación utilizado por el Tordo Amarillo (Fraga et al. 1998, Dias y Maurício 2002, Mohr et al. 2017). Dado que los bañados están compuestos por vegetación densa emergente, podrían proporcionar un buen ocultamiento para los nidos y una alta disponibilidad de alimento para los pichones (Whittingham y Evans 2004). La anegación de estos ambientes podría también limitar el acceso de ciertos depredadores terrestres a los nidos (Suvorov et al. 2014). Por lo tanto, los bañados pueden actuar como refugios reproductivos, brindando sitios de alta calidad dentro de matrices agrícolas (Evans 2004, Douglas et al. 2021).

Los potreros pastoreados fueron los ambientes donde registramos las tasas de supervivencia de nidos más bajas. Esto coincide con lo observado para otras especies de pastizal en Sudamérica, para las cuales la ganadería ha sido identificada como una de las amenazas más frecuentes (Douglas et al. 2023). El alto nivel de fracaso de los nidos detectado en este tipo de ambiente podría atribuirse a un incremento en la depredación provocada por las perturbaciones antropogénicas (Evans 2004, van Vliet et al. 2020). Estas perturbaciones podrían favorecer la actividad de depredadores generalistas, como serpientes y pequeños mamíferos, que se suman a la presión causada por los depredadores típicos del pastizal (Klug et al. 2009, Pretelli et al. 2015). El pastoreo también puede resultar en coberturas simples y homogéneas de vegetación. Las pasturas implantadas, comúnmente utilizadas en campos ganaderos exhiben una baja estructura y diversidad de especies vegetales, lo que puede resultar en una disminución del ocultamiento de los nidos y facilitar su detección por parte de depredadores visuales (Whittingham y Evans 2004, Beja et al. 2013, Little et al. 2015). Además, en estos campos también registramos la destrucción de nidos por el pisoteo de ganado. Asimismo, en el noreste argentino es una región donde el fuego se ha utilizado durante siglos para regeneración de pasturas de manejo ganadero, habiéndose registrado que las quemas frecuentes impactan directamente en el éxito reproductivo de las aves que nidifican en pastizales (Di Giacomo et al. 2011a, Azpiroz et al. 2012, Bahía y Zalba 2019). Si bien el Tordo Amarillo utiliza pastos cortos de áreas quemadas para forrajar, puede tardar hasta tres años en volver a nidificar en un sitio afectado por el fuego (Petry y Krüger 2010), una frecuencia similar a la observada para el Yetapá de Collar (*Alectrurus risora*; Di Giacomo et al. 2011a). Aunque en este estudio no abordamos el efecto del fuego, es importante considerar los posibles impactos de las quemas en la reproducción de la especie en investigaciones futuras, dado su uso frecuente y

el potencial impacto en la estructura de la vegetación y la destrucción directa de los nidos. Además, es importante señalar que, aunque las forestaciones no fueron consideradas en este estudio debido a que el Tordo Amarillo no las utiliza para nidificar, estas sustituyen su hábitat natural y eliminan la posibilidad de que haya nidos. Esto representa una amenaza aún mayor que otros usos del suelo, como la ganadería intensiva, ya que resulta en una tasa de supervivencia nula para el Tordo Amarillo, en lugar de simplemente baja.

El parasitismo de cría estuvo asociado a una reducción en la supervivencia de los nidos del Tordo Amarillo. Si bien la presencia de parasitismo ya había sido reportada para esta especie, hasta el momento no se había analizado su impacto en el éxito reproductivo (Fraga et al. 1998). El parasitismo de cría puede reducir el éxito reproductivo del hospedador de diferentes formas, e inclusive provocar el fracaso total de la nidada por abandono o destrucción de la puesta por el picoteo de huevos (Astié y Reboreda 2006, Tuero et al. 2007). El Tordo Renegrido es una especie que se encuentra presente en toda Sudamérica, y su expansión poblacional es favorecida por la transformación del hábitat y los cambios en las prácticas agrícolas (Cruz et al. 1985, Ortega 1998). En concordancia con esto, encontramos una mayor proporción de nidos parasitados en potreros pastoreados, sugiriendo una estrecha asociación entre la presencia de ganado y el parasitismo por Tordo Renegrido. Esto podría deberse al hecho de que esta especie frecuentemente se alimenta de los granos presentes en comederos vacunos o derramados por los silos, además de aprovechar los artrópodos espantados por el ganado mientras pasta, así como los presentes en el excremento vacuno (Morrison et al. 1997, Mermoz et al. 2020). Además, la tasa de parasitismo de cría que registramos en este estudio dentro de los potreros pastoreados fue

más del doble de la reportada en años anteriores, probablemente como consecuencia de la expansión e intensificación agrícola en las áreas de estudio (Fraga et al. 1998).

Los ambientes de banquinas, cultivos y bordes de cultivos no tuvieron un efecto significativo en la supervivencia de nidos. Sin embargo, los coeficientes sugirieron una menor supervivencia en los nidos ubicados en banquinas y cultivos, y una mayor supervivencia en los nidos situados en bordes de cultivos. Notablemente, los bordes de cultivo mostraron una probabilidad acumulada de supervivencia similar a la de los nidos presentes en bañados. Esto sugiere que, a pesar de no ser el hábitat más óptimo en términos de éxito reproductivo, las zonas con vegetación nativa espontánea podrían proporcionar refugio para los nidos, lo que podría resultar en mayores tasas de supervivencia en comparación con los nidos ubicados en ambientes con usos agrícolas o ganaderos. Por último, los coeficientes observados en cultivos y banquinas indicaron que los nidos de estos ambientes tienen una supervivencia inferior a la TSD media. Esto podría ser consecuencia del desmalezado mecánico y las quemas a las que se someten anualmente los bordes de caminos como medida de manejo vial. Estas actividades pueden provocar la destrucción de nidos y la homogeneización de estructura de la vegetación de los caminos y banquinas (Bergin et al. 2000, Kentie et al. 2015, DePalma y Mermoz 2019). Además, los nidos ubicados en tierras de cultivo son más vulnerables a los depredadores, agroquímicos, maquinarias agrícolas y a las fluctuaciones en las fechas de labranza y cosecha. Se reconoce que estos factores afectan directamente a la mortalidad de las aves y la destrucción de nidos (Ponce et al. 2018, Moreau et al. 2022). En este estudio, de hecho, hemos documentado varios eventos donde maquinaria agrícola atropelló y destruyó nidos de Tordo Amarillo.

La temporada reproductiva del Tordo Amarillo fue altamente sincrónica, y la renidificación ocurrió exclusivamente después de intentos de reproducción fallidos. La sincronía reproductiva es común en especies coloniales, ya que puede conllevar beneficios como la dilución de la presión de depredación o una mayor eficiencia en la búsqueda de alimento durante el forrajeo en grupo (Emlen y Demong 1975). A diferencia de los resultados reportados por Fraga 2005, en este estudio encontramos que la sincronía reproductiva no sólo ocurrió dentro de una misma colonia, sino también entre colonias, sugiriendo que la sincronía reproductiva en esta especie probablemente esté mediada por condiciones ambientales a gran escala como la disponibilidad de alimento y recursos para la nidificación (Lack 1968, Westneat 1992). El anillado de individuos nos permitió documentar por primera vez para la especie eventos de renidificación. A diferencia de algunos ictéridos como el Trupial (*Icterus icterus*), que produce múltiples nidadas en una misma temporada, los segundos intentos reproductivos en el Tordo Amarillo ocurrieron únicamente luego de intentos fallidos sugiriendo que la especie produce una sola nidada por temporada reproductiva (Lindell y Bosque 1999). Además, los segundos intentos los registramos únicamente cuando el nido fracasó durante el período de incubación. Esto probablemente se debió a la corta duración de la temporada reproductiva o al gran esfuerzo invertido por las hembras en la cría de los pichones (Claassen et al. 2014). Por otro lado, los parámetros reproductivos estimados y las medidas estructurales de los nidos coinciden con lo reportado previamente para la especie (Fraga et al. 1998, Mohr et al. 2017). Cabe destacar que, aunque no encontramos diferencias significativas en los parámetros reproductivos de la especie entre los distintos tipos de ambientes reproductivos, el éxito de volantoneo en cultivos fue considerablemente menor. Esto podría estar relacionado con una menor disponibilidad de artrópodos debido al uso de agroquímicos, una estructura de

hábitat menos compleja, o una mayor presión de depredadores (Whittingham y Evans 2004, Ponce et al. 2014). En nuestro estudio, estas diferencias podrían no haberse detectado en el éxito de volantoneo debido al bajo tamaño muestral presente en ambientes de cultivos (4 nidos) y a la alta variabilidad de datos entre tipos de ambiente. Por último, resaltamos la importancia de la sincronía reproductiva en el marco de desarrollo de estrategias de conservación para el Tordo Amarillo, ya que proporciona una oportunidad para planificar acciones de manejo dentro de una ventana temporal acotada.

# Capítulo 4.

## PARASITISMO POR MOSCAS *PHILORNIS*



*Victor Blanco*

Parte de los resultados presentados en este capítulo se encuentran en revisión en *Zoologischer Anzeiger*: Pucheta, M.F, Kopuchian, C., Di Giacomo, A.S., Bulgarella, M., y Patitucci, L.D. First record of *Philornis* (Diptera: Muscidae) parasitizing the threatened Saffron-cowled Blackbird in South America with a description of a new *Philornis* species.  
<http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4774334>

#### 4.1 Introducción

Para ciertas poblaciones de aves en peligro, fragmentadas o en declive, las interacciones que mantienen con otras especies son clave en determinar su estructura poblacional. La depredación, competencia, mutualismo y parasitismo, son interacciones que desempeñan un papel fundamental en la estructura y trayectoria de las poblaciones (Bennet y Saunders 2010). Por ejemplo, las moscas del género *Philornis* Meinert, 1890 (Diptera: Muscidae), son parásitos obligados de nidos reconocidos por infestar numerosas especies de aves en la región neotropical, implicando una gran problemática para muchas de ellas (Couri et al. 2007). La presencia de *Philornis* sp. se ha reportado para especies en peligro y de preocupación para la conservación, como en los Pinzones de Darwin (*Geospiza heliobates* y *G. pauper*; Fessl y Tebbich 2002), el Cardenal Amarillo (*Gubernatrix cristata*; Domínguez et al. 2015), y la Cotorra Puertorriqueña (*Amazona vittata*; Snyder 1987). El impacto que puede tener este tipo de parasitismo en las especies hospedadoras puede incluir la reducción de la condición corporal de los pichones, un aumento en su mortalidad, y el abandono de los nidos por parte de los adultos (Rabuffetti y Reboreda 2007, Segura y Reboreda 2011). Además, las moscas del género *Philornis* tienen el potencial de verse favorecidas por la deforestación y el cambio climático global (Antoniazzi et al. 2011, Manzoli et al. 2011). En este contexto, el parasitismo por moscas *Philornis* puede representar una amenaza adicional para las especies de aves en peligro, colocándolas aún en mayor riesgo de extinción (Bulgarella et al. 2019). Aunque en poblaciones grandes los efectos de este tipo de parasitismo pueden resultar insignificantes, en poblaciones fragmentadas y de tamaño reducido sus efectos podrían resultar devastadores.

Varios estudios han documentado el impacto negativo del parasitismo por *Philornis*, evidenciado en una disminución del crecimiento y la supervivencia de los pichones hospedadores (O'Connor et al. 2010b, Segura y Reboreda 2011, Gonzalez et al. 2022), así como un aumento en la mortalidad de los juveniles después de abandonar el nido (Arendt 1985). Si bien las moscas *Philornis* no son parásitas en la etapa adulta, en su estadio larval es un parásito obligado de nidos y pichones. Las larvas pueden ser coprófagas de vida libre, semi-hematófagas de vida libre o hematófagas subcutáneas. Éste último caso es el más común (82% de las especies), y las larvas se alimentan de los pichones durante cuatro a ocho días hasta pupar en el material del nido (Löwenberg-Neto 2008, Dudaniec y Kleindorfer 2006). Los costos del parasitismo en términos de fitness pueden variar considerablemente dependiendo de la especie hospedadora y de la especie de mosca involucrada (Manzoli et al. 2013, Bulgarella et al. 2019). Además, la prevalencia, la intensidad y la edad de infestación también pueden determinar los efectos del parasitismo en la aptitud de las aves, pudiendo variar desde no tener ningún impacto hasta afectar el crecimiento de los pichones e incluso provocar su muerte (Knutie et al. 2016, Gonzalez et al. 2022). Por ejemplo, en el Volatinero (*Volatinia jacarina*) y Fiofío de la Chapada (*Guyramemua affine*) se reportó que el parasitismo de *Philornis* tuvo efectos leves en el crecimiento de los pichones y no se encontraron diferencias en la supervivencia entre nidos parasitados y no parasitados (Lopes y Marini 2005, Biagolini-Jr y Macedo 2021). Por otro lado, en especies como el Churrinche (*Pyrocephalus rubinus*), la Tacuarita Azul (*Polioptila dumicola*) y el Naranjero (*Pipraeidea bonariensis*), hallaron una asociación negativa entre varios parámetros del crecimiento y supervivencia de los pichones y la intensidad del parasitismo (Gonzalez et al. 2022). Sin embargo, estas diferencias en el efecto del parasitismo sobre los hospedadores también pueden estar influenciadas por variaciones en

el grado de virulencia de la especie parásita, así como por las defensas anti-parasitarias presentes en cada especie de hospedador (Knutie et al. 2016).

Aunque los factores exactos que determinan la intensidad del parasitismo por *Philornis* aún no están completamente claros, el hecho de que estos organismos sean ectotérmicos implica que su desarrollo y supervivencia están sujetos a variaciones climáticas, como la temperatura y la precipitación (Manzoli et al. 2011). Por ejemplo, condiciones más húmedas favorecen la proliferación de *Philornis downsi*, que parasita a los pichones con mayor intensidad en años de alta precipitación (Dudaniec et al. 2007). De manera similar, en una comunidad de aves de bosque en Santa Fe (Argentina), la intensidad del parasitismo aumenta exponencialmente con la temperatura y las precipitaciones, y esta mayor intensidad se ha asociado con un aumento en la probabilidad de muerte de los pichones (Antoniazzi et al. 2011). Esto destaca la importancia de comprender cómo las variaciones climáticas influyen en la dinámica parásito-hospedador, o que permite el desarrollo de estrategias de conservación que se ajusten a estas fluctuaciones y optimicen la protección de las especies afectadas.

El género *Philornis* se encuentra compuesto por alrededor 50 especies distribuidas principalmente en Sudamérica (Carvalho et al. 2005). En Argentina actualmente se reconocen cuatro especies: *P. blanchardi*, *P. downsi*, *P. seguyi* y *P. torquans* (Couri et al. 2009, Silvestri et al. 2011). Conocer las especies parásitas es fundamental para entender su ecología, biología y dinámica con el hospedador. Sin embargo, la taxonomía del género *Philornis* resulta desafiante debido a la variación intraespecífica que posee en aspectos morfológicos (Gomes et al. 2022). La identificación taxonómica de las *Philornis* que parasitan al Tordo Amarillo no se aborda en este capítulo; sin embargo, en el **Anexo 1** de esta tesis se presentan detalles sobre la identificación y características de estas especies,

incluyendo el registro de una nueva especie para la ciencia, basada en análisis morfológicos y genéticos.

#### 4.1.1 Objetivos

Hasta el momento no se había documentado el parasitismo por *Philornis* en el Tordo Amarillo. Esto destaca la importancia de estudiar la interacción parásito-hospedador, especialmente en esta especie amenazada, ya que el parasitismo podría estar contribuyendo a regular sus poblaciones. El objetivo general de este capítulo es describir el parasitismo por larvas *Philornis* en el Tordo Amarillo, y para ello nos propusimos: (1) determinar la prevalencia e intensidad del parasitismo y cómo la variación climática interanual influye en este efecto, y (2) estudiar el efecto del parasitismo en la supervivencia de los pichones. En este capítulo buscamos entender si este tipo de parasitismo representa una amenaza para la nidificación del Tordo Amarillo y cómo puede afectar la viabilidad de los pichones.

### 4.2 Metodología específica

#### 4.2.1 Toma de datos

Durante las temporadas reproductivas de 2015 a 2022, registramos la presencia de larvas de la mosca *Philornis* spp. en pichones de Tordo Amarillo de las poblaciones de Corrientes y Entre Ríos. Visitamos los nidos con pichones cada 2–3 días hasta que el nido resultó exitoso o fracasado (ver Capítulo 2). Revisamos minuciosamente cada pichón en busca de larvas. En caso de encontrarlas, registramos la cantidad de pichones infestados por nido, el número de larvas por pichón, y posteriormente procedimos a extraerlas para su caracterización.



**Figura 4.1.** Fotografías ilustrando la presencia de larvas de *Philornis* en el tegumento de pichones de Tordo Amarillo.

#### 4.2.2 Análisis de datos

Para analizar el parasitismo por larvas de mosca consideramos los nidos donde los pichones sobrevivieron por lo menos hasta los 4 días de edad ( $n = 171$ ). Esto se debe a que generalmente los casos de parasitismo ocurren en la etapa temprana de los pichones, cuando la piel está más expuesta y más susceptible a la infestación por larvas (Rabuffetti y Reboreda 2007, Segura y Reboreda 2011). Este criterio nos ayuda a prevenir una subestimación en la prevalencia de parasitismo, ya que, si los nidos son depredados antes de los 4 días podríamos no detectar si hubieran sido infestados. Estimamos la prevalencia de parasitismo como la proporción de nidos con al menos un pichón infestado sobre la cantidad de nidos totales. También estimamos la proporción de pichones infestados por nido y la intensidad del parasitismo, calculada como el número de larvas presentes en cada

pichón. Para evaluar si hubo diferencias en la prevalencia de parasitismo entre temporadas reproductivas utilizamos una prueba exacta de Fisher, y realizamos comparaciones entre pares de años utilizando la prueba de Fisher para variables binarias con el paquete “RVAideMemoire” (Hervé 2022). Para evaluar si la proporción de pichones infestados por nido varió entre las temporadas reproductivas estudiadas utilizamos una prueba de Kruskal-Wallis, mientras que para evaluar diferencias en la intensidad del parasitismo por pichón utilizamos un modelo lineal generalizado mixto (paquete glmmTMB) con una distribución Poisson, contemplando el anidamiento de los pichones pertenecientes a un mismo nido.

En el 69% de los nidos parasitados, removimos las larvas de los pichones como medida de manejo preventiva. Sin embargo, para estimar el efecto del parasitismo sobre la especie, calculamos y comparamos la supervivencia de los pichones entre nidos sin parasitismo y nidos parasitados en los cuales no se realizaron remociones de larvas. La supervivencia de pichones la calculamos como la proporción de pichones nacidos que lograron abandonar exitosamente el nido. Para esto, consideramos únicamente los nidos encontrados durante la etapa de construcción, puesta o incubación en los que los pichones hayan eclosionado, no hayan sido depredados y no se haya realizado la remoción de larvas de ninguno de los pichones. Para determinar si hubo diferencias en la supervivencia de los pichones entre nidos parasitados y no parasitados utilizamos la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney.

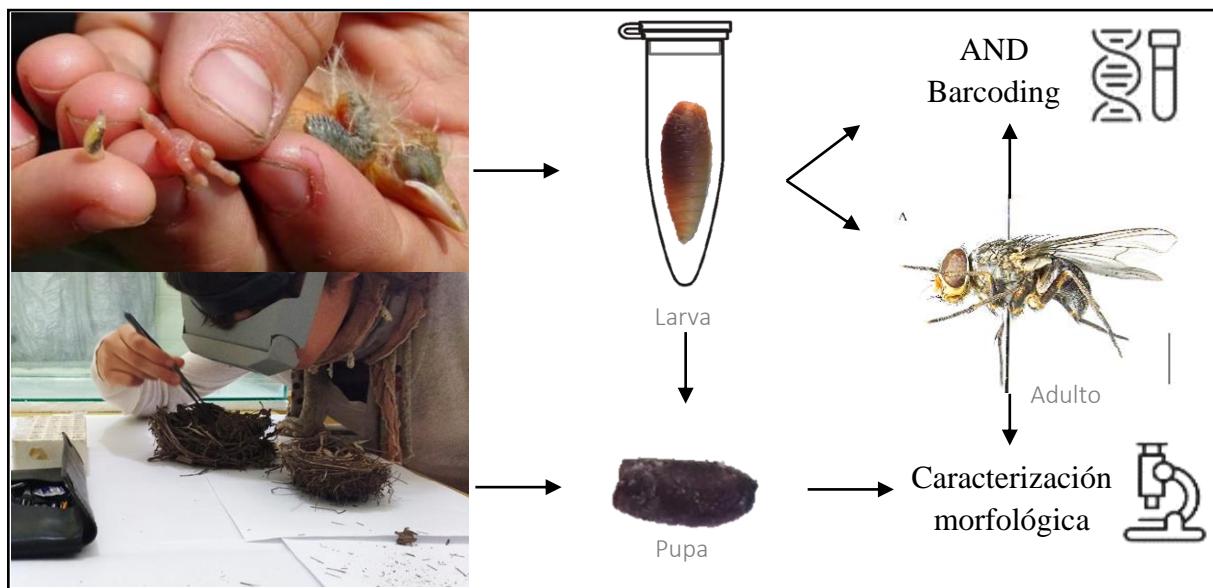
Para evaluar el impacto del clima en el parasitismo, utilizamos datos climáticos correspondientes al periodo reproductivo. Recurrimos a información sobre la precipitación acumulada y la temperatura promedio durante los meses de octubre a diciembre de cada temporada reproductiva. Estos datos fueron recolectados por las estaciones meteorológicas

de la ciudad de Mercedes y de la estancia La Sirena en la cuenca del río Aguapey. Examinamos las variaciones en la prevalencia e intensidad de parasitismo en función de los datos climáticos utilizando una correlación de Spearman. Todos los análisis estadísticos los realizamos en el software R 4.1.1 (R Core Team 2020).

#### 4.2.3 Muestreo de *Philornis*

Para identificar qué especies parasitan al Tordo Amarillo recolectamos muestras de *Philornis* durante las temporadas reproductivas de 2017-2019. Extrajimos larvas ( $n = 69$ ) del tejido subcutáneo de 50 pichones infestados pertenecientes a 26 nidos distintos. Las larvas se removieron a mano y con la ayuda de pinzas quirúrgicas. Diez de las larvas recolectadas se conservaron en etanol 96% en microtubos de 1.5 ml, mientras que las 59 larvas restantes fueron criadas hasta alcanzar el estadio de mosca adulta. Cada larva se colocó de manera individual en un recipiente transparente de plástico de 5x3 cm con agujeros de ventilación y algodón seco como sustrato para que se desarrolle la pupa, utilizando una proporción de 1:4 parte de algodón por espacio del recipiente. Mantuvimos los recipientes a condiciones de iluminación y temperatura ambiente hasta que emergieron las moscas adultas. Una vez que los adultos emergieron y murieron, se almacenó a cada uno en seco individualmente dentro de un microtubo de 1.5 ml (BIOLOGIX, China). Cada mosca adulta criada a partir del estadio larval estuvo asociada con una pupa y fueron posteriormente caracterizadas genética y morfológicamente (**Figura 4.2** y **Anexo 1**). En otros casos, recopilamos las pupas directamente de los nidos (**Figura 4.3**). Una vez concluida la actividad reproductiva recolectamos los nidos y los trasladamos al laboratorio

para desarmarlos. Encontramos un total de 57 puparios entre el material de nueve nidos distintos, y los almacenamos de manera individual en seco en un microtubo de 1.5 ml.



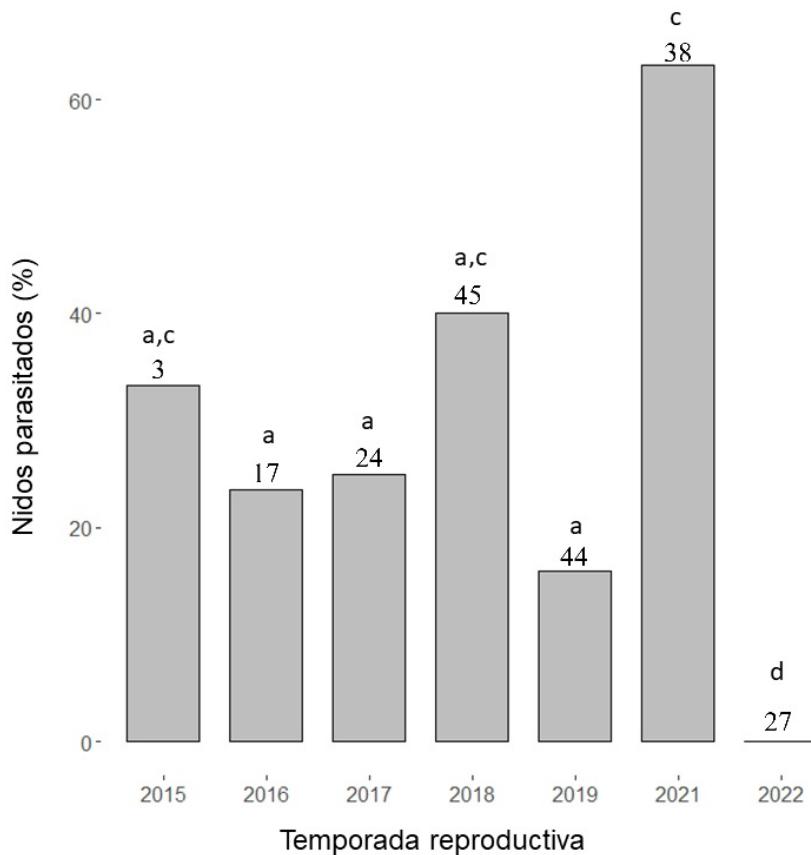
**Figura 4.2.** Cuadro ilustrativo de los pasos metodológicos para la identificación taxonómica genética y morfológica de las *Philornis* (Anexo 1). Fotografía del adulto de *Philornis aguapey* sp. nov. tomada por el Dr. Patitucci en un estereomicroscopio Olympus SZX 16.



**Figura 4.3.** (A) Desarmado del nido, con la estructura externa del nido arriba y la cámara de incubación debajo. (B) Detalle de la estructura compacta del material de nidificación, donde se encontraron las pupas. (C) Detalle de una pupa.

### 4.3 Resultados

Durante los siete años de muestreo en la provincia de Entre Ríos sólo encontramos dos pichones parasitados por larvas de *Philornis*, uno en la temporada reproductiva de 2015 y el otro en 2019. Ambos pichones tenían tan sólo una larva cada uno. Por otro lado, en la provincia de Corrientes detectamos la presencia de parasitismo por *Philornis* durante las temporadas 2015, 2016, 2017, 2018, 2019 y 2021; sin embargo, en 2022 no se encontró ningún pichón parasitado. En Corrientes la prevalencia de parasitismo por *Philornis* fue del 35% (60 de 171 nidos), y varió entre temporadas reproductivas ( $F = 23.81$ ,  $df = 5$ ,  $P < 0.005$ , **Figura 4.4**). La fecha más temprana en la que encontramos pichones infestados fue el 5 de noviembre y la fecha más tardía fue el 20 de diciembre. Registramos la presencia de larvas en pichones de entre 4 y 9 días de edad. Encontramos un total de 109 pichones parasitados, representando el 24% de los pichones potenciales para parasitar (i.e. pichones que alcanzaron los 4 días de edad). La proporción de pichones infestados por nido parasitado fue de  $0.67 \pm 0.04$ , con una media de  $1.93 \pm 0.13$  pichones infestados por nido (rango: 1 — 4 pichones por nido,  $n = 60$  nidos). No hubo variación en la proporción de pichones parasitados por nidos entre temporadas reproductivas ( $H_5 = 10.49$ ,  $P = 0.06$ ,  $n = 60$  nidos, **Tabla 4.1**). Por otro lado, la intensidad mediana de parasitismo fue de 3 larvas por pichón, mientras que la intensidad promedio fue de  $5.16 \pm 0.57$  larvas por pichón (rango: 1–37 larvas por individuo), y no varió entre las temporadas reproductivas estudiadas ( $\chi^2 = 0.15$ ,  $gl = 1$ ,  $P = 0.69$ ,  $n = 81$  pichones, **Tabla 4.1**).



**Figura 4.4.** Prevalencia de parasitismo de *Philornis* por temporada reproductiva. Las diferentes letras indican diferencias estadísticas (Prueba exacta de Fisher,  $P < 0.05$ ).

La diferencia en la prevalencia de parasitismo entre temporadas no se correlacionó ni con la precipitación acumulada ( $\rho = 0.28$ ,  $P = 0.56$ ) ni con la temperatura media ( $\rho = -0.39$ ,  $P = 0.40$ ). Pudimos observar que, aunque hubo una leve asociación entre la prevalencia de parasitismo y el incremento en las precipitaciones respecto a la temporada anterior ( $\rho = 0.61$ ), ésta tampoco fue significativa ( $P = 0.16$ ).

De los 60 nidos parasitados, el 32% ( $n = 19$ ) fue depredado antes de que los pichones abandonaran el nido y en el 5% ( $n = 3$ ) no se pudo determinar el estado final, por lo tanto, fueron excluidos de los siguientes análisis. De los 38 nidos restantes, el 55% fue exitoso y

todos los pichones sobrevivieron, en el 42% ( $n = 16$ ) algunos pichones abandonaron exitosamente el nido mientras que otros murieron y el 3% ( $n = 1$ ) no produjo ningún volantón. El nido que no produjo ningún volantón tenía un único pichón de Tordo Amarillo con un alto nivel de infestación (37 larvas detectadas en una misma visita). La supervivencia de pichones en nidos parasitados fue de  $0.77 \pm 0.04$  con una media de ( $n = 16$ ), mientras que en los nidos no parasitados fue de  $0.89 \pm 0.03$  ( $n = 92$ ). En promedio, la supervivencia de pichones fue menor en nidos parasitados que en los no parasitados (prueba de Mann-Whitney;  $U = 410$ ,  $P < 0.05$ ).

**Tabla 4.1.** Síntesis de los datos del parasitismo por larvas de *Philornis aguapey* sp. nov. en nidos de Tordo Amarillo durante las temporadas reproductivas 2015-2019 y 2021, en Corrientes, Argentina. Reportamos la prevalencia, la proporción de pichones infestados por nido, la intensidad de parasitismo (larvas/pichón) y la fecha en que el primer nido fue infestado para cada temporada.

Temporada reproductiva	Prevalencia	Pichones infestados por nido	Larvas por pichón infestado	Fecha de primera infestación
2015	33%	0.5 ( $n = 1$ nido)	2±1 ( $n = 2$ pichones)	11 diciembre
2016	24%	0.73±0.17 ( $n = 4$ nidos)	8.75±2.02 ( $n = 4$ pichones)	22 noviembre
2017	25%	0.43±0.12 ( $n = 6$ nidos)	7.86±4.90 ( $n = 7$ pichones)	26 noviembre
2018	40%	0.63±0.07 ( $n = 18$ nidos)	2.75±1.18 ( $n = 4$ pichones)	6 noviembre
2019	16%	0.93±0.07 ( $n = 7$ nidos)	6±1.04 ( $n = 14$ pichones)	11 noviembre
2021	63%	0.69±0.05 ( $n = 24$ nidos)	4.58±0.52 ( $n = 50$ pichones)	5 noviembre

#### 4.4 Discusión

Este capítulo contiene el primer registro de parasitismo por *Philornis* en el Tordo Amarillo, incluyendo una descripción general del impacto del parasitismo en esta especie amenazada e identificando las especies de moscas que lo parasitan. Nuestros resultados indican que la incidencia del parasitismo es casi exclusiva de las poblaciones de Corrientes, con variaciones en su prevalencia entre las temporadas reproductivas y afectando negativamente la supervivencia de pichones en nidos parasitados.

El parasitismo por larvas de *Philornis* fue predominantemente observado en pichones de Corrientes, mientras que en Entre Ríos sólo encontramos dos pichones parasitados. Esta discrepancia entre provincias podría deberse a las diferencias climáticas, ya que el noreste de Corrientes tiene una temperatura media anual de 21.5°C y una precipitación de 1,568 mm, siendo más húmedo y caluroso que el sureste de Entre Ríos en donde la temperatura media anual ronda los 18.1°C y la precipitación media anual es de 1280 mm (climate-data.org). Al ser organismos ectotérmicos, los factores abióticos como la temperatura y la humedad influyen significativamente en la distribución y ciclo de vida de las moscas *Philornis*, especialmente en el límite sur de su distribución (Antoniazzi et al. 2011, Cuervo et al. 2020). En Corrientes, el Tordo Amarillo nidifica en bañados y zonas anegadas, mientras que en Entre Ríos utiliza ambientes intervenidos, como banquinas y suelos drenados dentro de paisajes agrícolas. Por lo tanto, debemos considerar que la disponibilidad local de moscas también puede verse afectada por la composición y estructura vegetal, así como por los pesticidas utilizados en los campos agrícolas dentro área de nidificación en Entre Ríos (Biagolini-Jr y Macedo 2021, Bueno et al. 2021). Quiroga et al. (2012) propusieron que el material utilizado para la construcción de los nidos

puede influir en la presencia de parasitismo, correlacionando la ocurrencia de *Philornis* con la presencia de material seco. Nosotros encontramos que la estructura de los nidos de Tordo está formada por una capa externa de pastos gruesos y hojas, generalmente unida en la base por barro, y un revestimiento interno compuesto por pastos finos y materiales secos que forman la cámara de incubación. Consistentemente, vimos que la composición de los nidos difirió entre provincias. Los nidos ubicados en Corrientes contenían barro en su estructura basal, mientras que sólo algunos nidos de Entre Ríos tenían barro, y en cantidades significativamente menores. Además, cuando desarmamos los nidos en busca de puparios de *Philornis*, los encontramos únicamente en nidos de Corrientes y éstos se encontraban inmersos en la estructura de barro del nido (tanto puparios de *P. downsi* como de *P. aguapey* sp. nov.).

Varios estudios han reportado una fuerte asociación entre la prevalencia e intensidad de parasitismo de *Philornis* y fluctuaciones en las condiciones climáticas (Antoniazzi et al. 2011, Manzoli et al. 2013). Aunque en este estudio encontramos la prevalencia de parasitismo en el Tordo Amarillo varió entre años, no encontramos correlaciones significativas con las variables climáticas analizadas, como la temperatura media del periodo reproductivo, la precipitación acumulada en cada temporada y el incremento en las precipitaciones respecto a la temporada anterior. No obstante, dado que el área de estudio, Corrientes, experimenta ciclos marcados de años secos y húmedos (Contreras et al. 2020, Smichowski et al. 2022), recomendamos explorar en futuros análisis índices más completos, como el SPEI que considera tanto la precipitación como la evapotranspiración. Estos índices podrían ayudar a entender las diferencias interanuales observadas, ya que la disponibilidad de humedad del ambiente podría influir en la abundancia de moscas

*Philornis*. Además, la ausencia de registros de *Philornis* en la temporada 2022 pudo haber estado relacionada con la extrema sequía experimentada durante el año, sumado al impacto de los mega incendios de enero de 2022 que afectó varios de los sitios de nidificación de la especie (Saucedo et al. 2023). Dado que el impacto del parasitismo sobre el hospedador es contexto-dependiente, es fundamental profundizar en su estudio considerando la variabilidad climática intra-anual y la disponibilidad de hospedadores (i.e. con la densidad de nidos dentro de las colonias) (Deshpande et al. 2021). Esto permitirá una comprensión más completa de la dinámica del parasitismo de *Philornis* en el Tordo Amarillo.

El efecto negativo del parasitismo por larvas *Philornis* se ha documentado ampliamente en pichones de Passeriformes (Segura y Reboreda 2011, Quiroga y Reboreda 2012, Gonzalez et al. 2022). En el caso del Tordo Amarillo, observamos una prevalencia de parasitismo del 35%, que está dentro del rango reportado para paseriformes en Argentina (9.1 — 75%; Antoniazzi et al. 2010, Segura y Reboreda 2011, Gonzalez et al. 2022). Sin embargo, estos estudios se centran en especies de bosque (talares, espinales) y sabanas, habiéndose reportado la presencia de parasitismo en pocas especies que nidifican en pastizales o bañados (Salvador y Bodrati 2013). Incluso se ha sugerido que las moscas *Philornis* se encuentran asociadas a ambientes boscosos o arbustivos, representando los pastizales abiertos una barrera para el desplazamiento de moscas (Segura y Reboreda 2007, Colobo 2022). Sin embargo, en este trabajo encontramos una gran ocurrencia de *Philornis* en nidos de Tordo Amarillo, especie que nidifica en pastizales, así como también se ha reportado para otras especies de pastizal en Brasil, como *Volatinia jacarina* y *Sporophila hypoxantha* (Biagolini -Jr y Macedo 2020, Franz y Fontana 2021). Además, la prevalencia de parasitismo en Tordo Amarillo fue mayor a la reportada en otras especies con problemas

de conservación, como el Cardenal Amarillo (22%; Domínguez et al. 2015) y el Capuchino Vientre Negro (5%; Rovedder 2011). Por otro lado, la intensidad de larvas *Philornis* ha demostrado reducir considerablemente la supervivencia de pichones (Dudaniec y Kleindorfer 2006, O'Connor et al. 2010b). En Tordo Amarillo la intensidad mediana de parasitismo fue de 3 larvas por pichón, lo que indica que la mayoría de los pichones experimenta niveles de parasitismo relativamente bajos. Aunque en la mayoría de los nidos parasitados todos los pichones sobrevivieron, nuestros resultados mostraron que el parasitismo reduce la supervivencia de los pichones, posiblemente afectando el éxito reproductivo de la especie. Asimismo, observamos un caso extremo con hasta 37 larvas en un solo pichón, lo que provocó la muerte del pichón, sugiriendo que cargas elevadas de parasitismo pueden comprometer la supervivencia de los pichones. Por lo tanto, aunque no hemos podido evaluar el impacto directo del nivel de infestación en la condición corporal de los pichones de Tordo Amarillo, no podemos descartar que la carga de parasitismo tenga un efecto negativo en su supervivencia.

# Capítulo 5.

## MANEJO CONTRA DEPREDADORES DE NIDOS



Resultados preliminares de este capítulo fueron publicados en: Pucheta, M. F., Pereda, M. I., y Di Giacomo, A. S. (2018). The use of nest protectors for the saffron-cowled blackbird *Xanthopsar flavus* in Argentina. *Conservation Evidence*, 15, 1.

## 5.1 Introducción

La depredación es considerada uno de los principales moduladores de la historia de vida en las aves (Lima 2009, Martin y Briskie 2009). Particularmente, la depredación de nidos es la principal causa del fracaso reproductivo en la mayoría de los Passeriformes, siendo las aves obligadas de pastizal que nidifican en el suelo, o cerca de este, las que mayores tasas de depredación de nidos sufren (Martin 1993, Remeš et al. 2012). En Argentina, estudios en aves de pastizal amenazadas indican que las tasas de supervivencia de nidos fluctúan entre el 4% y el 39% (Di Giacomo et al. 2011, Pretelli y Isacch 2013, Colombo et al. 2021, Browne et al. 2021). Estos valores son bajos y resultan preocupantes dado que varias de estas poblaciones se encuentran en disminución y enfrentan serios problemas de conservación (Azpiroz et al. 2012).

La depredación tiene un mayor impacto en poblaciones con tamaños pequeños, pudiendo acentuar factores como la endogamia y disminuir la variabilidad genética (Frankham 2019). La tasa de depredación de nidos está influenciada por diversos factores, incluyendo las características asociadas al sitio de nidificación, como el ocultamiento o la altura del nido; factores temporales, como el momento de la temporada reproductiva y la edad del nido; la composición y abundancia de la comunidad de depredadores; el cambio climático, entre otras (Dion et al. 2000, Conrey et al. 2016, Roos et al. 2018). Además, la fragmentación del hábitat puede incrementar las densidades de depredadores de nidos, empeorando la situación para las especies en peligro al intensificar el efecto de la depredación (Evans 2004, Whittingham y Evans 2004). En respuesta a esta problemática, desde finales del siglo XX se han implementado diversos métodos de manejo para mitigar los efectos negativos de la depredación de nidos (Williams et al. 2012).

Los métodos de manejo anti-depredatorios utilizados hasta el momento incluyen el manejo del ambiente o paisaje reproductivo, la eliminación selectiva de depredadores o la exclusión de éstos (Dinsmore et al. 2014). Esta última es una técnica no letal en la cual se protege el área de nidificación, o los nidos individuales, para evitar el acceso de depredadores y así aumentar la probabilidad de supervivencia del nido (Gibbons et al. 2007, Smith et al. 2011). La exclusión de depredadores se utiliza desde hace más de 20 años, no obstante, su uso fue casi exclusivo con aves precociales del orden Charadriiforme (Murphy et al. 2003a, Neuman et al. 2004, Isaksson et al. 2007, Smith et al. 2011). Por otro lado, su eficacia fue probada en pocas ocasiones, y cuando se realizó, los resultados fueron variados (Johnson y Oring 2002, Mabee y Estelle 2000). Aunque el uso de protecciones ha demostrado ser beneficioso para la supervivencia de nidos en especies altriciales, su aplicación en Passeriformes ha sido limitada (de Hamel y McClean 1989, Debus 2006). Esto resulta llamativo considerando que la depredación representa la principal amenaza para la supervivencia de los pichones dentro del nido (Martin 1993, Bosque y Bosque 1995). Por otro lado, existe un importante sesgo geográfico, taxonómico y temporal en el uso de exclusiones. El 58% de los estudios se realizaron en América del Norte, el 51% duraron solo una temporada de reproducción y menos del 3% involucraron especies en peligro o críticamente en peligro a nivel global (Gautschi et al. 2024). Por lo tanto, es esencial ampliar y profundizar el estudio de las medidas de protección contra la depredación de nidos en Passeriformes vulnerables que nidifican sobre o cerca del suelo, donde la depredación juega un papel crítico en la supervivencia de los nidos.

El Tordo Amarillo es un paseriforme endémico de los pastizales sudamericanos, que se encuentra amenazado a nivel global (BirdLife International 2024b). Esta es una de las

siete especies identificadas como indicadoras de la salud de los pastizales naturales, y una especie de prioridad para la conservación (SAyDS 2018). La probabilidad promedio de supervivencia de los nidos reportada para el Tordo Amarillo es del 6%, siendo la depredación la principal causa de fracaso de nidos en todas las poblaciones reproductivas estudiadas hasta el momento (Fraga et al. 1998, Azpiroz 2000, Mohr et al. 2017, Pucheta et al. 2024). Los principales depredadores de nidos registrados para la especie incluyen al lagarto overo (*Salvator merianae*), culebra de pastizal (*Philodryas patagoniensis*), zorro de monte (*Cerdocyon thous*), zorro gris pampeano (*Lycalopex gymnocercus*), gato montés (*Leopardus geoffroyi*), aguará popé (*Procyon cancrivorus*) y ratas de bañado del género *Holochilus* (Pucheta et al. 2024). Por otro lado, entre los depredadores aéreos identificados se encuentran el chimango (*Milvago chimango*), gavilán planeador (*Circus buffoni*), esparvero estriado (*Accipiter striatus*) y el halcón plomizo (*Falco femoralis*; Fraga 2005). La pronunciada disminución poblacional del Tordo Amarillo en las últimas décadas, junto con el bajo éxito de nidificación en las poblaciones remanentes debido a la depredación, plantea un importante desafío para su conservación. La exclusión de depredadores ha demostrado aumentar el éxito de nidificación en especies raras y en peligro, en las cuales las acciones de conservación tradicionales, como la protección legal y la conservación del hábitat, resultan insuficientes para detener la disminución poblacional (Keo et al. 2009). En este trabajo, nos propusimos evaluar si el manejo anti-depredatorio de nidos podría ser una técnica efectiva para incrementar el éxito reproductivo del Tordo Amarillo.

### 5.1.1 Objetivo

El objetivo general en este capítulo es evaluar si el uso de protecciones contra depredadores es efectivo para aumentar la supervivencia de los nidos en el Tordo Amarillo. Los objetivos

específicos son: **1)** diseñar y poner a prueba dispositivos que eviten el acceso de depredadores durante las distintas etapas de la nidificación (incubación y cría de pichones); **2)** evaluar la supervivencia de nidos protegidos y no protegidos; **3)** comparar y analizar las diferencias en la supervivencia de nidos entre las poblaciones reproductivas de Corrientes y Entre Ríos, con el fin de identificar posibles variaciones en la efectividad del manejo y adaptarlo según las necesidades específicas de cada región. Para ello, diseñamos un dispositivo para proteger nidos en incubación y otro para nidos con pichones, y evaluamos su aceptación por parte de los adultos. Además, evaluamos si el uso de protecciones aumentó la tasa de supervivencia diaria de los nidos ubicados en las distintas provincias. Hipotetizamos que el éxito reproductivo es mayor en nidos protegidos en comparación con nidos no protegidos. Predecimos que los nidos protegidos tendrán una mayor probabilidad de supervivencia que los nidos no protegidos. Por otro lado, esperamos que el manejo sea más eficiente en aumentar la supervivencia de nidos en Entre Ríos en comparación con Corrientes, debido a que las condiciones son menos favorables y el éxito reproductivo reportado es menor en los ambientes reproductivos de Entre Ríos (Pucheta et al. 2024).

## 5.2 Metodología específica

### 5.2.1 Toma de datos

Durante las temporadas reproductivas de 2015-2019 y 2021-2022, realizamos una búsqueda exhaustiva de nidos (de octubre a finales de diciembre). Encontramos y monitoreamos un total de 648 nidos, de los cuales 366 estaban ubicados en Corrientes y 282 en Entre Ríos. Utilizamos los métodos de búsqueda y monitoreo de nidos especificados en el Capítulo 2.

Además, todas las visitas a los nidos con protecciones se realizaron siguiendo el mismo procedimiento que para los nidos no protegidos, asegurándonos de que los adultos abandonaran la protección por sus propios medios antes de acercarnos al nido.

Las colonias protegidas fueron monitoreadas de cerca para evaluar el progreso de los nidos. Siempre que fue logísticamente posible, garantizamos la representatividad de los nidos protegidos y no protegidos dentro de una misma colonia para minimizar posibles sesgos en la estimación de la eficiencia del manejo, relacionados con las características y condiciones particulares de cada colonia. Minimizamos al máximo posible el tiempo invertido en colocar los dispositivos, evitando interferir en la vegetación de los nidos vecinos. Las protecciones se asignaron de manera aleatoria, aunque en casos específicos en los cuales la exposición del nido era especialmente alta, optamos por asignar la protección en función del riesgo asociado.

La primera temporada de estudio (2015) fue un año piloto en el que ubicamos colonias, monitoreamos nidos y probamos las primeras protecciones. En Corrientes, instalamos protecciones metálicas alrededor de tres nidos con pichones y un nido en incubación. En este último caso, la protección causó el abandono del nido, por lo que decidimos construir dos tipos diferentes de dispositivos: uno para proteger los nidos con huevos y otro para los nidos con pichones. Ambas protecciones fueron diseñadas para prevenir el acceso de depredadores, adaptándose a las necesidades y características específicas de cada etapa del ciclo de nidificación.

## 5.2.2 Protección de nidos

### 5.2.2.1 Nidos en incubación

Durante la incubación, que abarca desde la finalización de la puesta hasta la eclosión del primer pichón, las aves son más sensibles a abandonar el nido ante la presencia de disturbios en los alrededores (Shealer y Haverland 2000). Por lo tanto, para proteger los nidos con huevos, diseñamos un dispositivo amplio y poco invasivo para evitar interferir en la atención del nido por parte de las hembras. El dispositivo consistió en una tela de media sombra que rodeaba la vegetación del nido, dificultando el acceso de depredadores terrestres como mamíferos y serpientes, pero no de rapaces. La media sombra, con una altura promedio de 1 metro, se instaló a una distancia mínima de 1.5 metros del nido. Utilizamos tacuaras y precintos para asegurar los vértices, y, dependiendo de las características del suelo, enterramos el borde inferior de la tela, o colocamos estacas, para sellarlo (**Figura 5.1**). El proceso de instalación nos tomó entre 15 y 30 minutos, dependiendo del terreno. En adelante nos referimos a este tipo de protección como “media sombra”.



**Figura 5.1.** Foto de media sombra colocada en un nido de Tordo Amarillo en incubación, en Entre Ríos. Se colocó una cámara trampa para el monitoreo de la actividad del nido.

#### 5.2.2.2 Nidos con pichones

La supervivencia tiende a disminuir con la edad del nido como consecuencia del incremento del riesgo de depredación (Skutch 1949). Este aumento en el riesgo de depredación está asociado con la mayor actividad de los adultos al alimentar a los pichones y al movimiento propio de los pichones dentro del nido (Martin et al. 2000). Como consecuencia, los nidos son más susceptibles durante la etapa de pichones, reportándose mayores tasas de depredación para algunas especies durante esta etapa en comparación a la incubación (Burhans et al. 2002, Muchai y Plessis 2005). Para proteger los nidos con pichones diseñamos una barrera física más restrictiva que la utilizada durante la incubación, con el objetivo de evitar el acceso de depredadores desde todas las direcciones (terrestres y aéreos). La protección consistió en un cilindro de malla metálica electrosoldada (9.1-10 mm<sup>2</sup>) unida con precintos, instalado alrededor de la planta sustrato del nido (**Figura 5.2A**).

La apertura superior del cilindro estaba cubierta con alambre entrelazado formando cuadrados de 20 x 20 cm, lo cual permitía el acceso de los adultos al nido y salida de los pichones al final de su periodo de cría, pero evitaba el acceso de depredadores aéreos (familias Accipitridae y Falconidae; **Figura 5.2B**). En el borde superior del cilindro colocamos una malla hexagonal en forma de pollera para para evitar el acceso de animales que pudieran trepar por el dispositivo. Las dimensiones de las protecciones fueron de 0.7 m de diámetro por 1 m de altura para los nidos de Corrientes. Sin embargo, en Entre Ríos, realizamos ajustes menores en la altura y ancho de los domos en casos excepcionales donde el sustrato o la vegetación del entorno de nidificación era corta. El proceso de instalación varió entre 5 y 15 minutos, dependiendo de la planta soporte del nido. En adelante, nos referimos a este tipo de protección como “domo”.



**Figura 5.2.** (A) Vista lateral del dispositivo colocado en un nido de Tordo Amarillo con pichones (B) Vista superior del domo ilustrando el enrejado superior por donde ingresan los adultos y salen los volantones.

### 5.2.2.3 Aceptación de las protecciones

Las protecciones se instalaron en la mañana o en la tarde, evitando los horarios de mayor temperatura y los días de lluvia. Una vez instaladas, constatamos a distancia mediante binoculares o telescopio, el ingreso de la hembra al nido protegido. Para nidos de difícil acceso o muy ocultos visualmente, verificamos el ingreso de los adultos utilizando cámaras trampa (Reconyx HC500). Las medias sombras colocadas se observaron por un período máximo de 1-1.3 horas, mientras que los domos por un máximo de 3-4 horas. Si la protección no fue aceptada, se retiraba y se intentaba nuevamente al día siguiente. Siempre que fue posible se registró el tiempo que tardó cada adulto en ingresar por primera vez al nido protegido. Si la hembra no ingresaba en el segundo intento, se consideró a la protección como rechazada. Por el contrario, consideramos un dispositivo como aceptado si la hembra ingresaba al menos una vez en cualquiera de los intentos. Los casos en los cuales la media sombra no fue aceptada ( $n = 2$  nidos), estos fueron incluidos en el análisis como nidos control (i.e., no fueron protegidos). En los nidos con pichones donde el domo no fue aceptado, pero que contaban con media sombra de la etapa de huevos, se mantuvieron con media sombra y se excluyeron de los análisis de supervivencia de nidos durante la etapa de pichones.

### 5.2.3 Análisis de datos

Dado que el éxito del nido fue la medida más frecuentemente reportada en estudios con exclusiones de depredadores (Smith et al. 2011, Gautschi et al. 2024), decidimos utilizar este estimador para evaluar el efecto del uso de protecciones en los nidos. Para calcular la eficacia de cada tipo de protección (media sombra o domo), estimamos la tasa de

supervivencia diaria de los nidos (TSD), ya que la consideramos un estimador más preciso que la tasa de depredación diaria. Esto se debe a que la TSD permite incorporar en el análisis los fracasos totales de los nidos en lugar de solo los fracasos por depredación, estimando con mayor exactitud el impacto de las protecciones en el éxito de los nidos. Por ejemplo, aunque las protecciones pueden disminuir la depredación, también pueden aumentar el abandono de nidos (Barber et al. 2010).

#### 5.2.3.1 Supervivencia de nidos

Calculamos la TSD utilizando el software MARK 6.2, que permite incorporar los efectos de las distintas variables que puedan afectar la supervivencia de los nidos y evaluar el efecto de cada una de ellas, mediante el criterio de información de Akaike (White y Burnham 1999, Burnham y Anderson 2002). Para evaluar la efectividad de cada tipo de protección, calculamos la TSD por separado para cada etapa del nido (huevos y pichones) y para cada provincia (Corrientes y Entre Ríos). Las amenazas y características del paisaje varían entre provincias, afectando la TSD (ver capítulo 3). Por lo tanto, analizamos cada provincia de manera individual para interpretar y adaptar las estrategias de protección a las condiciones particulares de cada región.

Para la etapa de huevos, el periodo de observación comenzó con el inicio de la incubación (i.e. con la puesta del anteúltimo huevo) y finalizó en fecha de la eclosión del primer pichón (Dinsmore y Dinsmore 2007). Consideramos exitosos los nidos donde eclosionó al menos un pichón y fracasados aquellos que fallaron durante la incubación.

Para la etapa de pichones, el periodo de observación comenzó con la eclosión del primer pichón y finalizó cuando el nido fue depredado, abandonado, o cuando los pichones

salieron exitosamente del nido (Dinsmore y Dinsmore 2007). Cuando no se conocía la fecha exacta del abandono del nido por parte de los pichones, usamos la edad promedio a la que los pichones suelen abandonar el nido (11 días). Para los nidos observados durante ambas etapas, consideramos la exposición del nido desde el inicio de la incubación hasta la eclosión para la etapa de incubación, y luego desde el día de la eclosión en adelante para la etapa de pichones. Para estimar la TSD, el software MARK requiere que los nidos sean independientes, por lo que, cuando hubo más de un intento de nidificación por parte de una misma pareja consideramos únicamente el segundo intento (Dinsmore et al. 2002).

La construcción de modelos la realizamos considerando cinco variables asociadas al nido: **1)** el año, **2)** el avance de la temporada reproductiva (cantidad de días transcurridos desde el inicio de la temporada reproductiva), **3)** la edad del nido (cantidad de días transcurridos desde la puesta del primer huevo), **4)** la presencia o ausencia de parasitismo de cría, y **5)** el uso de protección (media sombra o domo). Incluimos las variables año y avance de la temporada reproductiva para considerar las variaciones intra e interanuales en la comunidad de depredadores y los patrones climáticos (Dinsmore y Dinsmore 2007). Consideramos la edad del nido para tener en cuenta el aumento esperado en el riesgo de depredación a medida que avanza la edad del nido debido a una mayor actividad parental, olor o ruido (Skutch 1949). Incluimos la variable parasitismo de cría ya que puede afectar la supervivencia de nidos durante la incubación al disminuir la probabilidad de éxito de eclosión por la picadura de los huevos e incluso provocar el abandono del nido (Tuero et al. 2007). Para analizar la TSD en nidos con pichones no tuvimos en cuenta el parasitismo de cría ya que en el 26% de los nidos ( $n = 70$ ) removimos los pichones parásitos, impidiendo evaluar su posible efecto en la supervivencia de los pichones. Por último, contemplamos el

uso de protecciones debido a su acción directa en disminuir el riesgo de depredación de nidos evitando que los depredadores accedan al nido (Gibbons et al. 2007). Previo a la construcción y selección de modelos, verificamos que no haya correlación entre variables explicativas. Utilizamos el coeficiente de correlación de Spearman para variables cuantitativas y una prueba de chi-cuadrado de independencia para variables cualitativas.

Para los nidos en incubación en Corrientes, estimamos la TSD a partir de un total de 248 nidos. Éstos no incluyeron los nidos de la temporada 2015, ya que el uso de media sombra fue implementado a partir del año 2016. Además, excluimos 42 nidos que no cumplían con los requisitos para el análisis de supervivencia: 23 fueron abandonados durante la construcción y en 19 nidos no se pudo determinar su destino porque estaban activos cuando finalizó el trabajo de campo. Para los nidos en incubación de Entre Ríos estimamos la TSD a partir de 188 nidos. Los nidos excluidos correspondían a 3 que fueron abandonados por ser parasitados antes del inicio de la puesta, 12 abandonados durante la construcción y 15 cuyo destino no se pudo determinar. Para estimar la TSD en nidos con pichones de Corrientes utilizamos un total de 195 nidos. Excluimos 33 nidos del análisis, de los cuales 18 correspondían a la temporada 2016 en la cual se protegieron todos los nidos que llegaron al estadio de pichón, sin dejar nidos sin tratar como controles. Además, en 15 de ellos no se pudo determinar el destino. Finalmente, en la etapa de pichones en Entre Ríos se utilizaron 80 nidos para los análisis, excluyendo 25 nidos por estar protegidos con media sombra y 6 cuyo destino no pudo ser determinado.

### 5.2.3.2 Aceptación de protecciones

Para evaluar la respuesta de los adultos a la instalación de las protecciones, estimamos la aceptación y el tiempo que les tomó ingresar las protecciones por primera vez. Definimos la aceptación como la proporción de protecciones en las que ingresaron los adultos sobre el total de protecciones colocadas. Debido a que el año y la provincia estaban correlacionadas, eliminamos el año en el modelo de tiempo de aceptación de las protecciones ( $\chi^2 = 36.6$ ,  $P < 0.05$ ). Utilizamos un modelo lineal generalizado (GLM) con distribución binomial (0 = no aceptado, 1 = aceptado) con función de enlace logit, para evaluar el efecto de la provincia en la aceptación de protecciones. El tiempo de aceptación lo calculamos como los minutos que tardaron los adultos en ingresar por primera vez a las protecciones, teniendo en cuenta únicamente los casos en los que las protecciones fueron aceptadas. Utilizamos un GLM con distribución gamma y función de enlace log, para examinar el efecto del sexo de los adultos y de la provincia en el tiempo de aceptación de las protecciones. Finalmente, para analizar las tasas de abandono, comparamos los nidos que recibieron protección y fueron aceptados con los nidos que no recibieron ninguna protección (nidos control) utilizando una prueba exacta de Fisher. Los resultados se informaron por separado para cada tipo de dispositivo utilizado y para cada provincia estudiada.

### 5.2.3.3 Selección de modelos

Construimos los modelos candidatos y utilizamos el criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AICc) para seleccionar los modelos con mejor ajuste (Burnham y Anderson 2002). Consideramos que los modelos con un  $\Delta\text{AICc} < 2$  tenían un apoyo similar, mientras que aquellos con valores mayores recibían menos respaldo de los

datos (Burnham y Anderson 2002). También estimamos los pesos de Akaike ( $w_i$ ) para medir el respaldo relativo de cada modelo considerado.

Todos los análisis, excepto los de supervivencia, los realizamos con R 4.1.1 (R Core Team 2020). Utilizamos el paquete MuMIn para los modelos lineales (Bates et al. 2015). Evaluamos la normalidad de los datos utilizamos pruebas de Shapiro-Wilk, y el paquete “fitdistrplus” para evaluar qué distribución se ajustaba mejor a los datos (Delignette-Muller et al. 2015). Establecimos niveles de significancia en  $P < 0.05$  y expresamos los resultados como media  $\pm$  EE. Los gráficos de TSD en función de las variables temporales se realizaron utilizando las librerías Pandas y Matplotlib de Phyton (Yin et al. 2018).

### 5.3. Resultados

#### 5.3.1 Incubación

##### **Incubación en Corrientes**

Los modelos que incluyeron las variables parasitismo de cría, avance de la temporada y año no quedaron seleccionados para los siguientes análisis dado que el valor del  $AIC_c$  fue superior al del modelo nulo (**Tabla 5.1**). Los modelos que incluyeron el uso de protección y la edad del nido tuvieron valores de  $AIC_c$  inferiores al del modelo nulo, y el modelo más parsimonioso, con un peso de 0.9, fue el que incluyó el efecto aditivo de estas dos variables (**Tabla 5.1**). La TSD fue superior en los nidos protegidos ( $0.97 \pm 0.01$ ) en comparación con los no protegidos ( $0.93 \pm 0.01$ ; **Tabla 5.2** y **Figura 5.3A**). Como resultado, la probabilidad acumulada de supervivencia de un nido en incubación fue mayor para los nidos con manejo (0.67) en comparación con los nidos sin manejo (0.32). Además, la TSD disminuyó con la

edad del nido (**Tabla 5.2**). La proporción de nidos abandonados durante la incubación no difirió entre nidos protegidos (0.08) y no protegidos (0.06; OR = 1.32, gl = 1,  $P > 0.05$ ), indicando que el manejo no influyó en la probabilidad de abandono de nidos por parte de los adultos.

**Tabla 5.1.** Soporte de los modelos de tasa de supervivencia diaria de nidos de Tordo Amarillo durante la etapa de incubación en Corrientes, Argentina ( $n = 248$  nidos).  $T$  = avance de la temporada reproductiva;  $AIC_c$  = criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas;  $\Delta AIC_c$  =  $AIC_c$  relativo al modelo de mejor ajuste;  $k$  = número de parámetros;  $w_i$  = peso de cada modelo.

Modelo	$\Delta AIC_c$	$w_i$	$k$
S (Protección + Edad del nido)	0.00 <sup>a</sup>	0.90	3
S (Protección)	4.45	0.10	2
S (Edad del nido)	22.00	0.00	2
S (.)	25.66	0.00	1
S (Parasitismo)	25.94	0.00	2
S( $T$ )	27.50	0.00	2
S (Año)	28.57	0.00	6

<sup>a</sup> $AIC_c=557.46$

**Tabla 5.2.** Estimador del parámetro ( $\beta$ ), error estándar (EE), e intervalos de confianza de 95% (IC95%) de las variables explicativas del modelo seleccionado para la tasa de supervivencia de nidos del Tordo Amarillo en la provincia de Corrientes ( $n = 248$  nidos).  $T$  = avance de la temporada reproductiva.

Variable explicativa	$\beta$	EE	IC 95%	
			Inferior	Superior
Protección	1.10	0.24	0.63	1.56
Edad del nido	-0.05	0.02	-0.08	-0.01

### Incubación en Entre Ríos

Los modelos que incluyeron las variables avance de temporada y año no quedaron seleccionados para los siguientes análisis ya que el valor del  $AIC_c$  fue superior al del modelo nulo (**Tabla 5.3**). Los modelos que incluyeron el uso de protección, presencia de parasitismo de cría y la edad del nido obtuvieron un valor de  $AIC_c$  inferior al del modelo nulo, que asume supervivencia constante (**Tabla 5.3**). El modelo más parsimonioso, y único modelo con un  $\Delta AIC_c$  inferior a 2, incluyó el efecto aditivo de estas tres variables con un peso Akaike de 0.95.

**Tabla 5.3.** Soporte de los modelos de tasa de supervivencia diaria de nidos de Tordo Amarillo durante la etapa de incubación en la provincia de Entre Ríos, Argentina ( $n = 188$  nidos).  $T$  = avance de la temporada reproductiva;  $AIC_c$  = criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas;  $\Delta AIC_c$  =  $AIC_c$  relativo al modelo de mejor ajuste;  $k$  = número de parámetros;  $w_i$  = peso de cada modelo.

Modelo	$\Delta AIC_c$	$w_i$	$k$
S (Protección + Parasitismo + Edad del nido)	0.00 <sup>a</sup>	0.95	3
S (Protección + Edad del nido)	5.84	0.05	2
S (Parasitismo + Edad del nido)	13.35	0.00	2
S (Edad del nido)	19.56	0.00	2
S (Protección + Parasitismo)	19.81	0.00	3
S (Protección)	23.73	0.00	2
S (Parasitismo)	31.69	0.00	2
S (.)	34.49	0.00	1
S (Año)	36.15	0.00	5
S( $T$ )	36.15	0.00	2

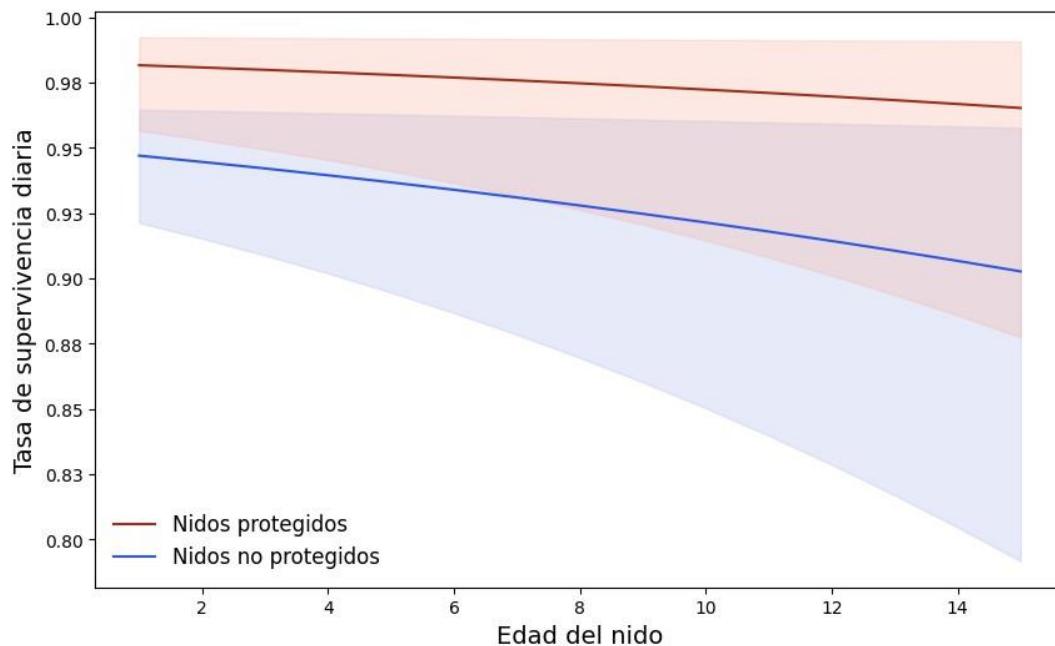
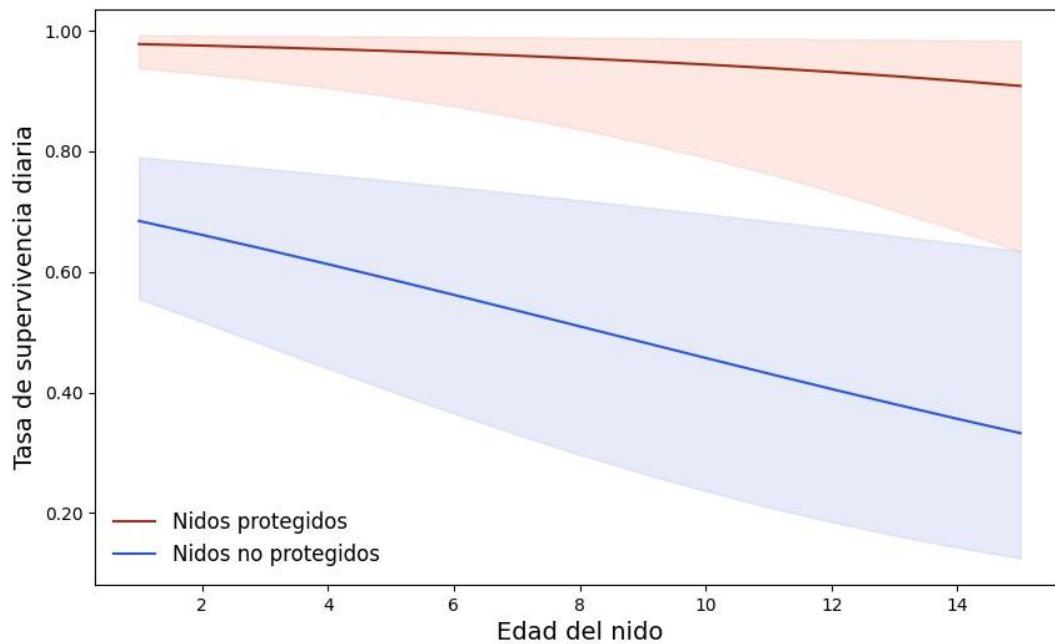
<sup>a</sup> $AIC_c=533.32$

La TSD fue mayor en los nidos protegidos ( $0.95 \pm 0.01$ ) que en los no protegidos ( $0.89 \pm 0.01$ ; **Tabla 5.4** y **Figura 5.3B**), de manera que la probabilidad acumulada de supervivencia de un nido en incubación aumentó en nidos con manejo (0.46) que en nidos sin manejo (0.18). Además, la TSD disminuyó con la presencia de parasitismo de cría (**Tabla 5.4**), es decir, la probabilidad de supervivencia fue inferior en los nidos parasitados

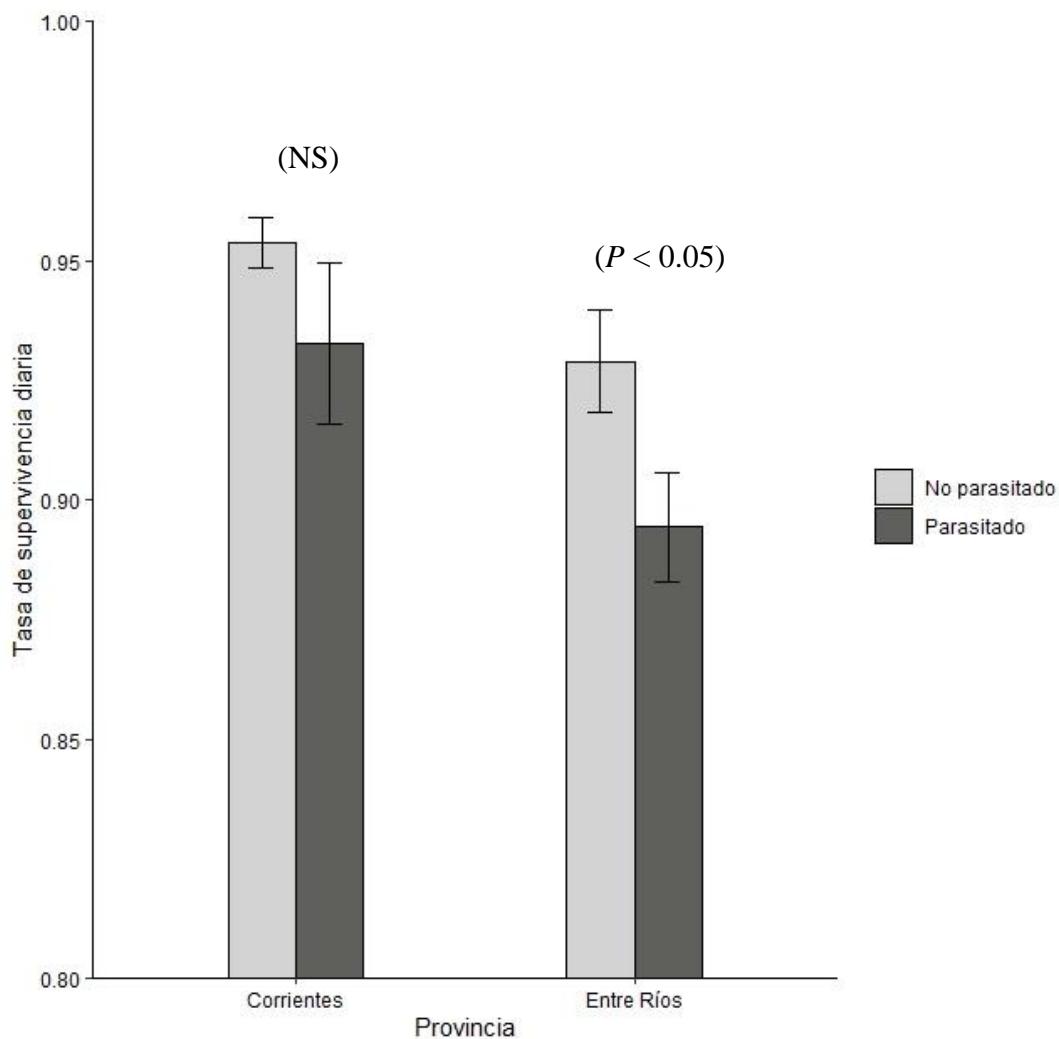
(0.19) que en los no parasitados (0.33; **Figura 5.4**). La edad del nido también afectó negativamente la TSD (**Tabla 5.4**), la cual disminuyó con el avance de la incubación (**Tabla 5.4, Figura 5.3B**). Por otro lado, la proporción de nidos abandonados no varió entre nidos protegidos (0.08) y no protegidos (0.09; OR = 0.92, gl = 1,  $P > 0.05$ ,  $n = 188$ ), sugiriendo que el manejo no afectó la probabilidad de abandono por parte de los adultos.

**Tabla 5.4.** Estimador del parámetro ( $\beta$ ), error estándar (EE), e intervalos de confianza de 95% (IC95%) de las variables explicativas del modelo seleccionado para la tasa de supervivencia de nidos del Tordo Amarillo en Entre Ríos ( $n = 188$  nidos).  $T$  = avance de la temporada reproductiva.

Variable explicativa	$\beta$	EE	IC 95%	
			Inferior	Superior
Protección	0.93	0.26	0.43	1.44
Parasitismo de cría	-0.57	0.21	-0.98	-0.16
Edad del nido	-0.11	0.03	-0.16	-0.06

**A: Corrientes****B: Entre Ríos**

**Figura 5.3.** Tasa de supervivencia diaria de nidos de Tordo Amarillo protegidos (rojo) y no protegidos (azul) durante el periodo de incubación en las temporadas reproductivas 2016-2019 y 2021-2022 en las provincias de (A) Corrientes ( $n = 248$  nidos) y (B) Entre Ríos ( $n = 188$  nidos).



**Figura 5.4.** Comparación de la tasa de supervivencia diaria de nidos en incubación con y sin parasitismo de cría en Corrientes y Entre Ríos durante las temporadas reproductivas 2016-2019 y 2021-2022. Número de nidos parasitados y no parasitados: Corrientes (33 y 215, respectivamente); Entre Ríos (109 y 79, respectivamente). Las barras de error representan los errores estándar.

### 5.3.2 Cría de pichones

#### Cría de pichones en Corrientes

Todas las variables analizadas tuvieron un mejor ajuste que el modelo nulo (**Tabla 5.5**). Si bien dos modelos tuvieron un  $\Delta AIC_c < 2$ , el modelo con mayor peso de Akaike ( $w_i = 0.61$ ) y menor cantidad de parámetros incluyó las variables protección de nido, año y avance de la temporada (**Tabla 5.5**). La tasa de supervivencia diaria de los nidos aumentó con el avance de la temporada reproductiva y con el uso de protecciones (**Tabla 5.6**). La TSD fue superior en los nidos protegidos ( $0.98 \pm 0.01$ ) que en los no protegidos ( $0.89 \pm 0.01$ ; **Tabla 5.6, Figura 5.5**). Consecuentemente, la probabilidad acumulada de supervivencia fue mayor para los nidos protegidos (0.75) que para los no protegidos (0.29). Además, el año también tuvo un impacto significativo en la TSD, siendo la probabilidad acumulada de supervivencia de nidos más baja durante la temporada 2021 (0.22), en comparación con el promedio de las demás temporadas (0.64; **Tabla 5.6 y Figura 5.6**).

La proporción de nidos abandonados no difirió entre nidos protegidos (0.01) y no protegidos (0.01;  $OR = 1.05$ ,  $gl = 1$ ,  $P > 0.05$ ,  $n = 195$ ), lo que sugiere que el manejo no tuvo un impacto significativo en la probabilidad de abandono por parte de los adultos.

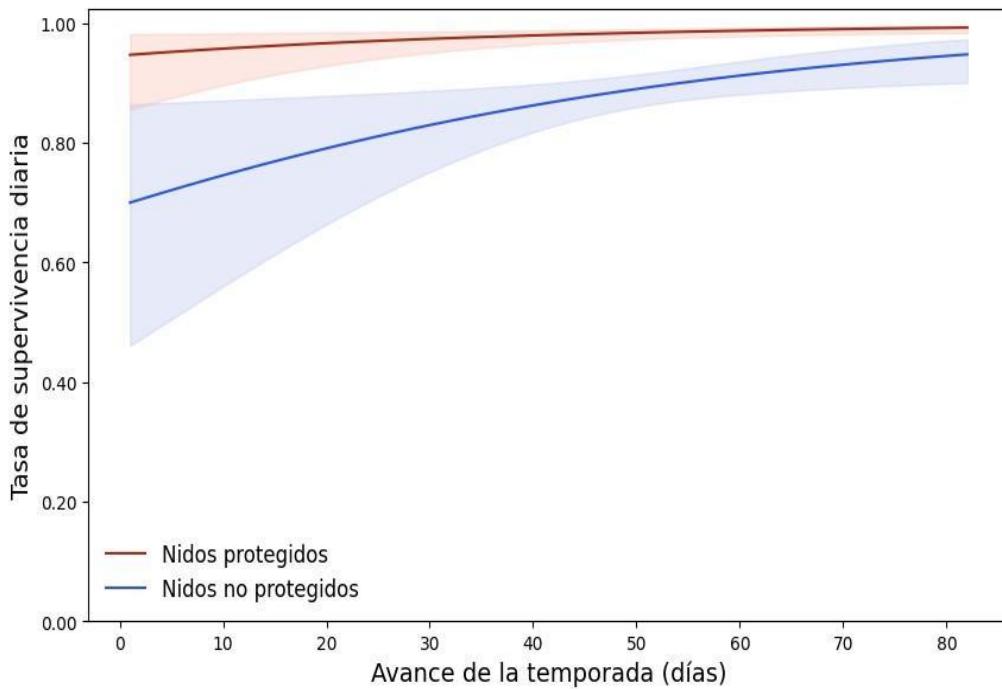
**Tabla 5.5.** Soporte para los modelos de tasa de supervivencia diaria de nidos con pichones de Tordo Amarillo, durante temporadas reproductivas de 2015 y 2017–2022 en Corrientes, Argentina ( $n = 195$ ).  $T$  = término lineal del avance de la temporada reproductiva;  $AIC_c$  = criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas;  $\Delta AIC_c$  =  $AIC_c$  relativo al modelo de mejor ajuste;  $k$  = número de parámetros;  $w_i$  = peso del modelo.

Modelo	$\Delta AIC_c$	$w_i$	$k$
S (Protección + Año + $T$ )	0.00 <sup>a</sup>	0.50	8
S (Protección + Año + Edad del nido + $T$ )	1.93	0.19	9
S (Protección + Año)	2.14	0.17	7
S (Protección + Año + Edad del nido)	3.72	0.08	8
S (Protección + $T$ )	4.36	0.06	3
S (Protección)	8.69	0.01	2
S (Protección + Edad del nido)	9.40	0.00	2
S (Edad del nido + Año)	49.32	0.00	7
S (Año + $T$ )	49.68	0.00	7
S (Año)	51.25	0.00	6
S (Edad del nido + $T$ )	58.79	0.00	2
S( $T$ )	61.69	0.00	2
S (Edad del nido)	63.59	0.00	2
S (.)	67.82	0.00	1

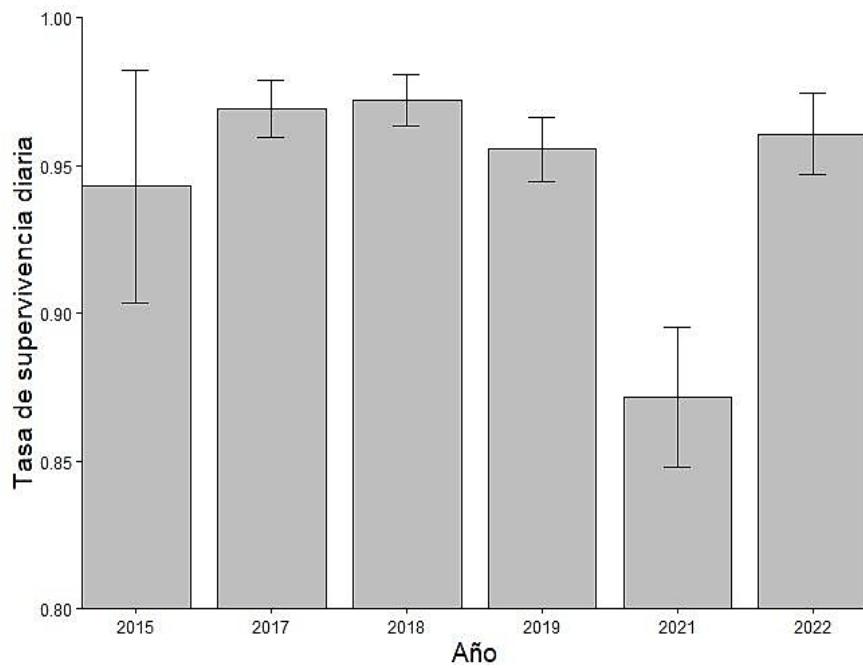
<sup>a</sup> $AIC_c = 419.27$

**Tabla 5.6.** Estimador del parámetro ( $\beta$ ), error estándar (EE), e intervalos de confianza (IC 95%) para las variables explicativas del modelo predictivo de tasa de supervivencia de nidos con pichones de Tordo Amarillo en la provincia de Corrientes ( $n = 195$ ).  $T$  = término lineal del avance de la temporada reproductiva.

Variable explicativa	$\beta$	EE	IC 95%	
			Inferior	Superior
Protección	2.13	0.34	1.47	2.79
Año 2015	-0.32	0.83	-1.95	1.31
Año 2017	-0.87	0.52	-1.89	0.14
Año 2018	-0.39	0.50	-1.38	0.59
Año 2019	-0.15	0.45	-1.03	0.72
Año 2021	-1.23	0.43	-2.07	-0.39
Año 2022	1.58	0.64	0.33	2.83
$T$	0.02	0.01	0.00	0.04



**Figura 5.5.** Aumento en la tasa de supervivencia diaria de nidos protegidos y no protegidos, en función del avance de temporada de cría del Tordo Amarillo en Corrientes ( $n = 195$  nidos). Las líneas sólidas representan los valores medios de la TSD; mientras que los sombreados representan los intervalos de confianza del 95%.



**Figura 5.6.** Variación interanual en la tasa de supervivencia diaria de nidos de Tordo Amarillo en la provincia de Corrientes ( $n = 195$  nidos), entre las

temporadas de 2015-2019 y de 2021-2022. Las barras de error representan los errores estándar.

### Cría de pichones en Entre Ríos

El modelo nulo quedó seleccionado con un  $AIC_c < 2$ , indicando que ninguna variable tuvo un efecto significativo sobre la tasa de supervivencia diaria de nidos con pichones. Si bien el modelo que incluyó el avance de temporada tuvo el menor  $AIC_c$ , su peso fue similar al del modelo nulo (**Tabla 5.7**). Además, su coeficiente estuvo débilmente asociado a la TSD e incluyó el cero dentro de su intervalo de confianza ( $\beta = 0.01$ , IC95% [-0.01, 0.04]), sugiriendo que esta variable no afecta significativamente la TSD. El uso de protecciones tampoco quedó seleccionado, indicando que la probabilidad acumulada de supervivencia fue similar entre los nidos protegidos (0.48) y no protegidos (0.40,  $P > 0.05$ ). Entre los nidos protegidos que fracasaron, el 67% de los fracasos se debieron a eventos de depredación, mientras que el 33% se debió al abandono del nido. Por último, observamos que el uso de domos no tuvo un impacto significativo en la probabilidad de abandono del nido por parte de los adultos (tasa de abandono de 0.07 para nidos con domo y 0.01 para nidos no protegidos;  $OR = 4.59$ ,  $gl = 1$ ,  $P > 0.05$ ,  $n = 80$  nidos).

**Tabla 5.7.** Soporte para los modelos de supervivencia de nidos en el Tordo Amarillo durante temporadas reproductivas de 2015 y 2017–2022 en la provincia de Entre Ríos, Argentina ( $n = 80$  nidos).  $T$  = término lineal del avance de la temporada reproductiva;  $AIC_c$  = criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas;  $\Delta AIC_c$  =  $AIC_c$  relativo al modelo de mejor ajuste;  $k$  = número de parámetros;  $w_i$  = peso del modelo.

Modelo	$\Delta AIC_c$	$w_i$	$k$
S ( $T$ )	0.00 <sup>a</sup>	0.36	2
S (.)	0.29	0.31	1
S (Edad del nido)	1.77	0.15	2
S (Protección)	2.09	0.12	2
S (Año)	4.29	0.04	4

<sup>a</sup> $AIC_c = 179.69$



**Figura 5.7.** Intentos fallidos de depredación por parte de zorro gris pampeano (*Lycalopex gymnocercus*) en nidos protegidos con domos durante la etapa de pichones en Corrientes (izquierda) y Entre Ríos (derecha).

### 5.3.3 Aceptación de protecciones

La aceptación de medias sombras no varió entre provincias ( $Z = -0.007$ ,  $gl = 2$ ,  $P = 0.99$ ).

En Corrientes, el 98% de las medias sombras colocadas en los nidos con huevos fueron aceptadas en el primer intento, mientras que el 2% fue aceptado en el segundo intento y no se registraron casos de rechazo ( $n = 108$  nidos). En Entre Ríos, el 96% de las medias sombras fueron aceptadas en el primer intento y el 4% fue rechazado ( $n = 49$  nidos). En cambio, la aceptación de domos fue menor en Entre Ríos que en Corrientes ( $Z = -3.32$ ,  $gl = 2$ ,  $P < 0.05$ ). En Corrientes, el 94% de los domos colocados fueron aceptados en el primer intento, el 5% fueron en el segundo intento, y el 1% fue rechazado ( $n = 96$  nidos). En Entre Ríos, 62% de los domos fue aceptado en el primer día de colocación, el 5% fue aceptado en el segundo intento, y el 33% fue rechazado ( $n = 21$  nidos).

El tiempo de aceptación de las medias sombras y de los domos no varió entre provincias, así como tampoco entre sexos, para ninguna de las dos protecciones evaluadas (**Tabla 5.8**). El tiempo promedio de aceptación de la media sombra fue de  $29.73 \pm 5.11$  minutos (rango: 10 — 83 min), y en ningún caso observamos que el lapso de tiempo haya influido en el éxito de eclosión de los huevos ( $Z = 0.45$ ,  $gl = 8$ ,  $P = 0.67$ ). El tiempo promedio de ingreso al domo fue de  $52.44 \pm 7.53$  minutos (rango: 4 — 240 min; **Tabla 5.8**).

**Tabla 5.8.** Soporte para los GLMs que predicen el tiempo de aceptación de media sombras ( $n = 15$ ) y domos ( $n = 48$ ), en función del sexo del individuo y la provincia donde se encontraban los nidos de Tordo Amarillo.  $AIC_c$  = criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas;  $\Delta AIC_c$  =  $AIC_c$  relativo al mejor modelo ajustado;  $k$  representa el número de parámetros;  $w_i$  = peso del modelo.

Modelo	$\Delta AIC_c$	$w_i$	$k$
<b><i>Media sombra</i></b>			
Nulo	0.00 <sup>a</sup>	0.62	2
Provincia	2.10	0.22	3
Sexo	3.08	0.13	3
Provincia + Sexo	5.90	0.03	4
<b><i>Domo</i></b>			
Nulo	0.00 <sup>b</sup>	0.55	2
Sexo	1.95	0.21	3
Provincia	2.25	0.18	3
Sexo + Provincia	4.32	0.06	4

<sup>a</sup> $AIC_c = 30.80$ ; <sup>b</sup> $AIC_c = 479.87$

#### 5.4 Discusión

Hasta donde tenemos conocimiento, este es el primer estudio sobre manejo anti-depredatorio con monitoreo extensivo en la nidificación de un Passeriforme amenazado de pastizal. Diseñamos y evaluamos dos dispositivos para excluir a los depredadores reportados para la especie en estudio, incluyendo mamíferos, roedores, reptiles y rapaces. Los resultados mostraron que ambos dispositivos fueron aceptados por los adultos y aumentaron significativamente las tasas de supervivencia de los nidos en comparación con

los no protegidos. Sin embargo, en la etapa de pichones en Entre Ríos, el manejo no tuvo un impacto significativo en la supervivencia de los nidos.

La mayoría de los estudios publicados sobre exclusiones se llevaron a cabo durante una única temporada reproductiva, careciendo de replicación a lo largo del tiempo (Gautschi et al. 2024). Por lo tanto, este estudio aporta bases sólidas para el manejo de nidos abordando el rendimiento reproductivo durante el ciclo completo de nidificación de una especie amenazada a nivel global, en múltiples temporadas reproductivas. El uso de media sombra aumentó en más del doble la supervivencia de nidos durante la incubación. La probabilidad acumulada de supervivencia de los nidos control durante esta etapa fue baja en ambas provincias (0.32 y 0.18 en Corrientes y Entre Ríos, respectivamente). El uso de protecciones incrementó la supervivencia de nidos a 0.67 en Corrientes y 0.46 en Entre Ríos. A pesar de que la media sombra es un dispositivo menos restrictivo que las exclusiones utilizadas en otras investigaciones durante la etapa de incubación, logramos resultados similares a los obtenidos en especies de la familia Charadriidae, donde se utilizaron cercas metálicas que también evitaban el acceso de depredadores aéreos a los nidos (Isaksson et al. 2007, Dinsmore et al. 2014). Esto podría sugerir que los depredadores terrestres tienen una mayor importancia que las rapaces en la depredación de nidos durante el período de incubación, y que la media sombra podría representar una alternativa económica, de bajo impacto para los adultos y fácil de implementar para aumentar el éxito de nidificación durante la incubación. Aunque el uso de exclusiones es menos común en Passeriformes, su implementación ha demostrado resultados concluyentes al reducir la depredación de nidos. Por ejemplo, en el Chingolo Costero (*Ammodramus maritimus*) en Estados Unidos, el uso de exclusiones aumentó el éxito de nidificación del 6% al 47%,

mientras que en el passeriforme australiano *Epthianura albifrons*, la depredación se redujo del 94% al 12% en nidos protegidos (Post y Greenlaw 1989, Major et al. 2015). Por otro lado, la supervivencia de nidos del Tordo Amarillo disminuyó con la edad del nido, posiblemente debido a un aumento en la frecuencia de visitas de la hembra al nido desde la incubación temprana hasta la tardía pudiendo revelar la ubicación del nido (Martin et al. 2000), o bien a causa de que la exposición acumulada al riesgo, que aumenta con el tiempo que un nido permanece activo incrementando la probabilidad de ser afectado por depredación, eventos climáticos y demás factores (Grant et al. 2005, Conway y Martin 2000). En los nidos de Entre Ríos, el parasitismo de cría también redujo la supervivencia de nidos mientras que en Corrientes no. Esta discrepancia posiblemente se deba a las mayores abundancias de Tordo Renegrido asociadas a sistemas productivos intensivos, como aquellos presentes en la zona de nidificación del Tordo Amarillo en la provincia de Entre Ríos (Ortega 1998, Pucheta et al. 2024).

El uso de domo aumentó la supervivencia de nidos con pichones en Corrientes, pero no tuvo impacto en la tasa de supervivencia de nidos en Entre Ríos. El uso de exclusiones generalmente mejora la supervivencia de los nidos con una probabilidad de efectividad del 50%, aunque hay estudios que no encuentran este efecto (Debus 2006, Williams et al. 2020). La falta de efectividad de las protecciones fue atribuida a efectos de tamaños muestrales chicos, diseños experimentales desequilibrados, análisis estadísticos inadecuados, o altas tasas de abandono en nidos con protecciones (Mabee y Estelle 2000, Pearson et al. 2012). En Entre Ríos, protegimos 14 de 80 nidos. Aunque no es un número bajo, especialmente tratándose de una especie amenazada, aumentar ese número podría proporcionar resultados más robustos. La discrepancia en la efectividad de las protecciones

también podría deberse a diferencias en la cantidad y tipo de depredadores entre las provincias (Richmond et al. 2011). A pesar de no haber medido la abundancia y composición de depredadores, de haber existido un efecto hubiésemos esperado que se diera tanto en los nidos con y sin manejo; no obstante, observamos una disminución en la TSD en los nidos protegidos sugiriendo que podría haber habido un aumento en el fracaso asociado a la protección. Alternativamente, los beneficios de las protecciones podrían haber sido contrarrestadas por mayores tasas de abandono de nidos, una mortalidad de adultos asociada al uso de protecciones que faciliten el acecho de depredadores, o reduzcan la distancia de respuesta, la velocidad o dirección de escape de los adultos (Murphy et al. 2003b, Isaksson et al. 2007, Barber et al. 2010, Pearson et al. 2012). Sin embargo, no encontramos diferencias en las tasas de abandono entre nidos con y sin domo en Entre Ríos, ni observamos depredación de adultos asociada a las protecciones en el campo. En Corrientes, las variables temporales año y avance de temporada afectaron la supervivencia de nidos con pichones, observándose una marcada disminución en la TSD durante la temporada 2021. Diferencias en supervivencia de nidos entre años puede estar relacionada a cambios intra-anuales en los patrones climáticos regionales, la vegetación, disponibilidad de alimento, o fluctuaciones en la composición y abundancia de depredadores (Winter et al. 2005, Moynahan et al. 2007, Dinsmore 2008). Los cambios temporales observados en la TSD podrían haber sido resultado de la sequía ocurrida en el año 2021 que provocó un gran déficit de agua en los bañados donde nidificó el Tordo Amarillo en Corrientes. Durante esta temporada, observamos que depredadores terrestres que normalmente habrían tenido dificultades para acceder al bañado debido al agua pudieron hacerlo con mayor facilidad. Además, los años secos pueden disminuir la disponibilidad de artrópodos, lo que podría afectar el éxito de nidificación al generar una mayor ausencia de los adultos en el nido para

la búsqueda de alimento, o bien disminuir el crecimiento de los pichones (De Felici et al. 2019, Grames et al 2023). Reducciones en la supervivencia de nidos durante temporadas cálidas y secas, se han reportado en paseriformes de América del norte en asociación con el cambio climático (Conrey et al. 2016, Maresh et al. 2024).

El tiempo de aceptación de las protecciones fue similar entre sexos y provincias. Aunque la mayoría de las protecciones fueron aceptadas por los adultos en el primer intento, se registraron casos de rechazo, principalmente en la provincia de Entre Ríos. Isaksson et al. (2007) reportaron altas tasas de abandono en protecciones de nidos a pesar de haber sido aceptadas; en el Tordo Amarillo observamos que una vez aceptadas el abandono de nidos no difirió entre los nidos protegidos y no protegidos. La colocación de domos en nidos de Entre Ríos fue la que mayor rechazo tuvo (33%), lo que podría sugerir que los individuos de esta zona tengan una mayor neofobia que la población de Corrientes. La neofobia suele estar relacionada al mayor estrés en las aves que nidifican en ambientes más expuestos y con menor cobertura vegetal (Tan et al. 2015). Por ejemplo, se encontró que una población urbana de Mirlo común (*Turdus merula*) mostró una mayor aversión a la exposición de objetos novedosos en relación a una población rural (Miranda et al. 2013). Por lo tanto, los domos podrían estar teniendo un impacto visual mayor en Entre Ríos que en Corrientes, dado que el ambiente reproductivo se encuentra más alterado en esta provincia, con menor cobertura vegetal. Por otro lado, el tipo de dispositivo podría ser responsable del rechazo a la colocación de protecciones en Entre Ríos, ya que observamos un mayor rechazo en domos que en medias sombras. En el playerito *Charadrius melanodus* se probaron varios tipos de protecciones, y las exclusiones con techo fueron las que mayor tasa de abandono provocaron (Vaske et al. 1994). Dado que el domo no mostró una gran

aceptación por parte de los adultos y no resultó en un aumento en la TSD en Entre Ríos, este tipo de dispositivo indicaría no ser adecuado para evitar la depredación de nidos durante la cría de pichones en esta provincia. Por lo tanto, recomendamos modificar las protecciones según sea necesario para maximizar su eficacia en la protección de los nidos.

#### 5.4.1 Recomendaciones

Sugerimos abordar el manejo de nidos de manera adaptativa, sobre todo en el caso de especies con problemas de conservación. Es decir, diseñar el proyecto basándose en la toma de decisiones flexibles en función de la información recolectada durante la ejecución. Primero se debe identificar la principal causa de fracaso de los nidos y en base a ello seleccionar el formato de protección más adecuado para abordar cada etapa de la nidificación. Además, un diseño experimental, toma y análisis de datos adecuados ayudan a ir evaluando la eficacia del manejo y determinar si éstos representan la mejor opción para optimizar los esfuerzos de conservación.

Durante la colocación de protecciones en los nidos de Tordo Amarillo, es fundamental monitorear el nido para constatar su aceptación por parte de las hembras, ya que son las que se encargan de la incubación y de la regulación térmica en etapa temprana de los pichones. Al instalar las protecciones se debe evitar perturbar la vegetación alrededor del nido, ya que, si los adultos no ingresan dentro del plazo definido, se debe retirar la protección. Una vez que las protecciones (media sombra o domo) hayan sido aceptadas, es importante sellar la base con barro o estacas y asegurarse de que no quede vegetación aérea en contacto con el exterior que pueda servir de puente para el ingreso de depredadores. El

armado de los domos metálicos debe realizarse de manera cuidadosa para evitar alambres sueltos o puntas cortantes que puedan dañar o enganchar a las aves.

#### 5.4.2 Consideraciones finales

Las protecciones de nidos son la herramienta de manejo más versátil que tenemos actualmente para aumentar el éxito reproductivo del Tordo Amarillo de manera inmediata; a pesar de ello, es necesario trabajar en alternativas de manejo nuevas en la población entrerriana ya que presentan baja tasa de supervivencia en los controles. Dado que la eficacia de las protecciones puede variar entre sitios, identificar los principales tipos de depredadores en cada región es clave para diseñar protecciones efectivas. Además, en nuestro estudio consideramos que los nidos fueron exitosos cuando los pichones abandonaron el nido; aunque en paseriformes la mortalidad de los pichones poco después de abandonar el nido puede variar desde un 12% hasta un 70% por causa de la depredación (Martin et al. 2018). Por lo tanto, consideramos importante evaluar el efecto que tiene el uso de protecciones de nidos sobre el reclutamiento de individuos y el tamaño poblacional del Tordo Amarillo a futuro. Para esto deberíamos considerar evaluar la supervivencia de volantones y adultos, así como también la respuesta de los depredadores a las protecciones, para obtener una evaluación completa de esta técnica de manejo.

# Capítulo 6.

## PATRÓN DE MOVIMIENTO Y ÁREA DE VIDA



*Germán Gil*

## 6.1 Introducción

El movimiento y dispersión de individuos son determinantes clave para las aves ya que modelan la dinámica poblacional, el flujo y la diversidad genética (Baguette et al. 2013, Jeltsch et al. 2013, Cayuela et al. 2018). Estos procesos se manifiestan en diferentes escalas temporales y espaciales, desde el forrajeo diario dentro del rango de acción individual hasta la dispersión y migración a larga distancia (Ginter y Desmond 2005, Jahn et al. 2020). A nivel temporal, la dispersión de juveniles y de adultos es particularmente relevante para la dinámica y demografía poblacional de las aves (Rushing et al. 2017). Por otro lado, a nivel espacial, los paisajes fragmentados y los ambientes modificados pueden influir fuertemente en los patrones de movimiento de especies que se reproducen en paisajes productivos (Roshier et al. 2008, Nimmo et al. 2009).

El desplazamiento de juveniles desde el lugar de nacimiento hasta el sitio de su primera reproducción se la define como dispersión natal, mientras que los movimientos posteriores realizados por los adultos entre sitios de reproducción se denomina dispersión reproductiva (Greenwood y Harvey 1982). La dispersión natal ocurre una única vez en la vida de los individuos y generalmente implica recorrer mayores distancias que en los eventos de dispersión reproductiva (Lebreton et al. 2003). En varias especies de aves, tanto migratorias como residentes, existe una tendencia a que los individuos se reproduzcan en la misma región donde nacieron. Este comportamiento tiende a estar sesgado por sexo, con hembras más dispersivas y machos con una mayor tasa de filopatría (Gowaty 1993, Kingma et al. 2017). Factores como la estructura del paisaje, la disponibilidad de hábitat y sitios de nidificación, así como la competencia intraespecífica pueden influir en la distancia a la que

se establece un individuo de su sitio natal (Paradis et al. 1998, Müller et al. 2005, Shitikov et al. 2012). La dispersión en etapas tempranas de la vida desempeña un papel fundamental en la ocupación de nuevas áreas, permite mantener la conectividad entre poblaciones favoreciendo el intercambio genético, evita el apareamiento entre individuos emparentados, y reduce la competencia por recursos y parejas (Greenwood 1980, Kim et al. 2009, Nelson-Flower et al. 2012).

La fidelidad al sitio reproductivo, o también filopatría reproductiva, ocurre cuando los individuos utilizan el mismo sitio, o uno cercano, durante temporadas sucesivas para reproducirse (Winkler et al. 2016). En las aves, la fidelidad al sitio puede traer asociado beneficios como la familiarización con un territorio y su entorno, lo que puede aumentar la tasa de supervivencia individual y el éxito reproductivo (Newton 2008). Además, volver al mismo sitio evita los costos asociados con la búsqueda de nuevos lugares de cría y de parejas (Danchin y Cam 2002, Kingma et al. 2016). Por otro lado, hay ventajas asociadas a la dispersión; movilizarse a áreas con mejores condiciones puede permitir a los individuos aumentar su fitness, evitar la endogamia y mantener la diversidad genética, lo que favorece su adaptación y supervivencia (Cockburn et al. 2003). La fidelidad puede variar entre especies o dentro de estas, por ejemplo, la fidelidad reproductiva es común en paseriformes socialmente monógamos de los pastizales del sur de América del Sur (Chiarani y Fontana 2015, Beier et al. 2017, Browne et al. 2021). No obstante, en otras especies de pastizal con sistema de apareamiento promiscuo, como los gorriones *Ammospiza caudacuta* y *Melospiza melodia*, la fidelidad al sitio varía entre poblaciones de la misma especie y a nivel individual dentro de la misma población (DiQuinzio et al. 2001, Hughes y Hyman 2011). Por lo tanto, la fidelidad al sitio de cría está influenciada por varios factores, incluyendo la

calidad del hábitat, la competencia entre individuos, la adaptabilidad de los animales a las condiciones cambiantes del entorno y el éxito de nidificación previo (DiQuinzio et al. 2001, Hoover 2003, Shitikov et al. 2015).

El uso de hábitat asociado al área de vida son aspectos fundamentales para entender la ecología y el comportamiento de una especie. El área de vida (*home range*) es el espacio que ocupa un individuo durante las actividades de búsqueda de alimento, refugio, nidificación y cuidado de las crías (Powell 2000). Este espacio proporciona las condiciones necesarias para la supervivencia y reproducción de los individuos permitiéndoles alcanzar una aptitud óptima (Kernohan et al. 2001). La disponibilidad y distribución de recursos determinan el tamaño del área de vida (Rechetelo et al. 2016, Liu et al. 2020). En las aves, el área de vida generalmente se ve influenciada por factores como el sexo, la densidad de población, el riesgo de depredación y la cantidad de recursos disponibles (Williams et al. 2011, Börger et al. 2016, Kolts et al. 2017, Ellison et al. 2019). Por ejemplo, los Pechiazul (*Luscinia svecica namnetum*) y las Becasinas Colinegros (*Limosa limosa*) pueden expandir su área de vida para compensar las limitaciones del paisaje causadas por la fragmentación o intensificación del uso del suelo (Li et al. 2023, Godet et al. 2015). Asimismo, la forma en que los individuos, o las especies, seleccionan y utilizan los hábitats presentes dentro de su área de vida depende de la cantidad y calidad del hábitat que les permite cubrir sus necesidades diarias y maximizar su aptitud (Fuller 2012). Por lo tanto, el patrón de uso del hábitat de las aves se relaciona estrechamente con el tamaño y forma del área de vida, y poder describirlos ayuda a profundizar en el conocimiento de su biología y ecología, así como información de base para futuras estrategias de conservación y gestión de pastizales (Lopes et al. 2023).

El Tordo Amarillo (*Xanthopsar flavus*, Icteridae) es un Passeriforme amenazado que habita los pastizales del cono sur Sudamericano. Es una especie gregaria que nidifica principalmente en bañados y pajonales formando colonias de entre 4 a 40 nidos, y se alimenta en pastizales abiertos de pastos cortos (Birdlife International 2024b). Durante la temporada reproductiva se agrupan en colonias de nidificación, las cuales luego de la temporada de cría, se reúnen en grandes bandadas invernales no migratorias, pero que pueden desplazarse localmente en busca de alimento. Las poblaciones de esta especie experimentaron una drástica disminución a nivel global debido a la transformación y pérdida de hábitat (Fraga et al. 1998). En Argentina, el tamaño poblacional de la especie se redujo en más del 80% y sus poblaciones se encuentran fragmentadas (BirdLife International 2024b). Sumado a esto, los núcleos poblacionales remanentes tienen un bajo éxito reproductivo asociado a la presencia de actividades productivas dentro de sus ambientes reproductivos (Pucheta et al. 2024). La urgente necesidad de proteger estas poblaciones requiere una comprensión más profunda de sus aspectos demográficos, incluyendo su distribución y desplazamiento en el espacio, y cómo estos factores influyen en las dinámicas de los grupos poblacionales remanentes.

#### 6.1.1 Objetivos e hipótesis

El objetivo general de este trabajo es investigar los aspectos demográficos del Tordo Amarillo, incluyendo sus movimientos, su área de vida y el uso de hábitat. Los objetivos específicos fueron estudiar la dispersión natal y la fidelidad al sitio reproductivo de los individuos pertenecientes a las poblaciones argentinas. Para lograrlo, utilizamos datos de reavistajes de individuos anillados en las colonias estudiadas en las provincias de Entre

Ríos y Corrientes. Además, estimamos el tamaño del área de vida y el uso de hábitat en una población ubicada en la cuenca del río Aguapey (Corrientes), que alberga la población reproductiva más grande del país en la actualidad. Basándonos en las observaciones realizadas por Azpiroz (2000), que nombra la reutilización de distintos sitios de nidificación de forma discontinua en el tiempo por parte de los Tordos Amarillos, hipotetizamos que los individuos de Tordo Amarillo tienen un alto grado de filopatía reproductiva. Por otro lado, basándonos en el comportamiento gregario y la utilización de amplias áreas de forrajeo, hipotetizamos que los Tordos Amarillos presentan un área de vida relativamente extensa, similar a la de otras aves de pastizal con requerimientos alimenticios similares (Mwangi et al. 2020, Lopes et al. 2023). Basándonos en los hábitats reportados en estudios previos, esperamos que los Tordos Amarillos utilicen principalmente ambientes abiertos con pastizales naturales y bañados cerrados para llevar a cabo diferentes actividades (Azpiroz 2000, Dias y Mauricio 2002, Fraga 2005, Mohr et al. 2017). La información generada será de utilidad para establecer prioridades de conservación y proponer medidas para minimizar las amenazas en esos sitios, que son clave para la especie dentro de la matriz productiva donde habita.

## 6.2 Metodología específica

### 6.2.1 Anillado y avistaje

Durante las temporadas de 2015-2019 y 2021-2022, capturamos y anillamos 200 adultos (99 machos y 101 hembras) y 521 pichones de Tordo Amarillo en las colonias de las provincias de Corrientes y Entre Ríos. Los pichones fueron anillados en los nidos entre los

8 y 9 días después de haber eclosionado. Los adultos fueron capturados en vuelo con redes de niebla de 12m de largo (malla de 38mm). No colocamos redes en los nidos, ya que en algunos casos observamos que alteraban el comportamiento de atención del nido por parte de los adultos. Cada individuo se marcó con un anillo de aluminio numerado y una combinación única de anillos de color para su posterior identificación a campo (**Figura 6.1**).

La búsqueda de individuos anillados la realizamos durante las temporadas de 2016–2019 y 2021–2023, utilizando binoculares y telescopio (Swarovski ATS 80, 20 x 60). Consideramos un avistaje como la observación de un individuo anillado en temporadas reproductivas distintas. Para cada individuo avistado registramos su ubicación con GPS, la combinación de anillos, el sexo, la colonia donde se encontraba y, en los casos en los que fue posible asociarlo con un nido, el código del nido. Medimos la distancia entre avistamientos utilizando la distancia euclídea medida en metros, entre los sitios de avistamiento de un mismo individuo utilizando el software QGis 3.10.7 (QGIS Development Team 2024).

#### 6.2.1.1. Dispersión natal

Definimos la dispersión natal como el movimiento de juveniles desde la colonia donde nacieron hacia una colonia distinta en la temporada subsiguiente, y la estimamos como la proporción de juveniles que se encontraron en otra colonia a la de origen sobre el total de juveniles avistados al año de su nacimiento. La distancia de dispersión la calculamos a partir de los juveniles que dispersaron, y la estimamos como la distancia entre el nido donde nació el individuo en el año "t" y su primer nido en el año "t + 1". Si algún individuo

identificado no nidificó, o si su nido no se localizó, utilizamos la ubicación del avistaje como punto de referencia.

#### 6.2.1.2 Fidelidad al sitio reproductivo

Definimos la fidelidad al sitio reproductivo como la presencia de un individuo en la misma colonia donde fue anillado, y la estimamos como la proporción de individuos avistados dentro de los límites de su colonia original en relación con el total de individuos avistados.

Inversamente, la dispersión reproductiva la estimamos como la proporción de individuos avistados en una colonia diferente a la de anillado. La distancia de dispersión reproductiva la calculamos como la distancia euclíadiana entre el sitio de anillado y el sitio de su posterior avistamiento (Browne et al. 2021). Si los individuos fueron asociados a algún nido, esta distancia se estimó como la distancia entre el último nido de una temporada y el primer nido de la siguiente. En los casos en que documentamos múltiples avistajes para un mismo individuo, utilizamos la distancia promedio de dispersión.



**Figura 6.1:** Fotografías de un volantón anillado en la colonia San Isidro en noviembre de 2017. Izquierda: avistaje a los 35 días de edad (18 de enero de 2018); Derecha: avistaje

como adulto de dos años (diciembre de 2019) alimentando pichones en la misma colonia donde nació.

### 6.2.2 Radiotelemetría

Para conocer el área de vida y el uso del hábitat, monitoreamos mediante radiotelemetría a individuos adultos de Tordo Amarillo presentes en colonias reproductivas en el sur de la cuenca del río Aguapey (-28.9°S, -56.6° W) a finales de diciembre de 2019. La cuenca del río Aguapey se encuentra en la ecorregión de Campos y Malezales del noreste de la provincia de Corrientes, Argentina. En esta región el paisaje se destaca por una matriz de pastizales húmedos que drenan hacia el río a través de bañados permanentes que se conectan al cauce principal (Di Giacomo et al. 2010). Cerca del río hay lomadas arenosas con espartillares (*Elionurus muticus*) y flechillares (*Aristida jubata*), entre los cuales se encuentran pequeñas isletas de bosques nativo. La principal actividad productiva en la zona es la ganadería extensiva sobre pastizal natural y la forestación (*Pinus* sp. y *Eucaliptus* sp.) (Di Giacomo et al. 2022).

Instrumentamos 13 adultos (6 machos y 7 hembras) que fueron capturados utilizando redes de niebla en las colonias presentes en el bañado San Isidro, Corrientes. Estos individuos fueron anillados (ver Capítulo 2), e instrumentados con transmisores VHF (modelo BD-2 de la empresa Holohil Systems, Ontario, Canadá). Los transmisores tenían unas dimensiones de 16 mm de largo, 8 mm de ancho y 3.5 mm de alto, y un peso de 1.2 g, lo que representa menos del 3% del peso promedio de un adulto de Tordo Amarillo (máximo recomendado para la instrumentación de aves; Fair y Jones, 2023). Los transmisores se fijaron al lomo de los tordos con la técnica de arnés en forma de ocho (Doerr y Doerr 2002; **Figura 6.2**). Ajustamos los transmisores alrededor de los muslos

utilizando un hilo elástico recubierto de poliéster, un material que se degrada después de un período determinado, reduciendo así el costo asociado con la carga de los transmisores una vez que finaliza su vida útil.



**Figura 6.2.** Hembra de Tordo Amarillo instrumentada con un transmisor VHF, durante la temporada reproductiva de 2019, en la Cuenca del río Aguapey, Corrientes.

#### 6.2.2.1 Área de vida

Estimamos el área de vida mediante el seguimiento por radiotelemetría de la población de tordos en el sur de la cuenca del río Aguapey. Realizamos el monitoreo diariamente durante enero y principios de febrero de 2020, abarcando el período post-reproductivo de la especie (**Figura 6.3**). Comprender el área de vida durante este período brinda información importante sobre los requerimientos espaciales tanto para los adultos como para los juveniles (indirectamente, ya que éstos permanecen con sus padres durante al menos 30

días después de salir del nido; Toriani-Moura 2013). En este estudio decidimos instrumentar únicamente a los adultos para estimar las áreas de vida, debido a que los volantones sufren altas tasas de depredación al abandonar el nido (Cox et al. 2014, Naef-Daenzer y Grüebler 2016). El seguimiento se realizó a pie durante 33 días consecutivos, por la mañana (6:30-11 h) y por la tarde (16-19:30h), utilizando una antena Yagi de tres elementos y un receptor Biotracker (Lotek Wireless, UK). Seguimos la señal de los tordos hasta lograr contacto visual y registramos la posición de cada individuo con GPS (Garmin eTrex). Cuando la señal del transmisor provenía de áreas de difícil acceso, como del interior de un bañado denso y profundo, estimamos la ubicación del individuo midiendo la intensidad de la señal desde al menos dos puntos de observación distintos y triangulamos la posición (Bertsch y Barreto 2008).

Consideramos el área de vida como el espacio utilizado por un individuo para actividades como la búsqueda de alimento, reposo, cuidado de los volantones, descanso y vigilancia (Parra et al. 2001). Calculamos las áreas de vida utilizando el método probabilístico no paramétrico de Estimación de Densidad de Kernel (KDE; Worton 1989). En este análisis incluimos a todos los individuos instrumentados, ya que cada uno contaba con una cantidad promedio de localizaciones  $\geq 30$ , que se considera satisfactoria para estimar KDE (Seaman et al. 1999).



**Figura 6.3.** Fotografías tomadas durante el seguimiento con radiotelemetría de adultos de Tordo Amarillo en la cuenca del río Aguapey, Corrientes (enero-2020).

#### 6.2.2.2 Uso de hábitat

Las áreas de vida se superpusieron en un mapa con los tipos de cobertura terrestre presentes en el área de estudio para proporcionar una estimación del uso del hábitat por la especie.

Para ello, creamos un mapa de vegetación con los diferentes tipos de cobertura y calculamos la proporción de cada uno de ellos dentro de cada área de vida. Además, estimamos la frecuencia de ubicaciones telemétricas y la actividad realizada por cada individuo en las diferentes coberturas para representar la utilización real de los hábitats.

Obtuvimos esta información en campo, registrando para cada individuo el tipo de cobertura y la actividad que se encontraba realizando. Clasificamos las actividades en **forrajeo** (alimentación), **reposo** (individuos perchados, y/o acicalándose), **baño** (individuos limpiándose o refrescándose en charcos u ojos de agua) y **dormidero** (agrupación de los individuos para pasar la noche).

Clasificamos siete tipos de coberturas basadas en la vegetación, el relieve presente y los sitios con uso productivo presentes en el área de estudio. Estas categorías se establecieron en función de los principales hábitats utilizados por la especie y las observaciones durante el trabajo de campo: (1) PASTIZAL DE TIERRAS ALTAS, que consiste en pastizales bien drenados, ubicados en zonas altas de lomadas. Estos pastizales se caracterizan por la presencia de gramíneas como *Briza minor*, *Schizachyrium* sp., *Elionurus muticus* y *Aristida jubata*. En esta zona, el uso predominante del suelo es la ganadería extensiva, lo que contribuye a que la altura de la vegetación no superare los 30 cm; (2) PASTIZAL DE TIERRAS BAJAS, son áreas de transición entre el pastizal de tierras altas y el bañado, donde la humedad del suelo varía con la precipitación. Esta zona tiene predominio de especies adaptadas a suelos estacionalmente inundados como *Eryngium* sp., *Eleocharis* sp., *Andropogon lateralis* y *Paspalum* sp., y hay presencia de ganadería extensiva; (3) BAÑADO, son áreas inundadas gran parte del año, con presencia de vegetación palustre, principalmente gramíneas, juncos, carrizos (*Phragmites australis*), *Eryngium* sp. y *Ludwigia* sp. No tiene actividad productiva, excepto por la intromisión del ganado en los bordes para beber agua; (4) SUELO DESNUDO, áreas de suelo expuesto con tierra arada, destinadas a la plantación forestal; (5) MONTE NATIVO, son isletas de montes húmedos y bajos presentes en las lomadas y en los bordes del río Aguapey; (6) FORESTACIÓN de *Eucalyptus* sp.; y (7) AGUA, contenida en el curso del río Aguapey, lagunas y tajamares artificiales.

La clasificación supervisada del área de estudio la realizamos utilizando un mosaico de imágenes Sentinel 2A obtenidas de GEE (Google Earth Engine) correspondientes a los meses de enero y febrero del año 2020. Tomamos como base los puntos GPS obtenidos a

campo y los ROIs (Regiones de interés) generados sobre la imagen satelital para entrenar el software, considerando las siete clases de cobertura definidas previamente. Luego vectorizamos la capa resultante y ajustamos, a través de análisis óptico, las categorías que tuvieron más dificultades para ser diferenciadas (i.e. monte nativo de forestación, pastizal de tierras altas del de tierras bajas, y pastizal de tierras bajas de bañado). Por último, calculamos las superficies de cada cobertura y el porcentaje que representa cada una dentro del área de vida de los Tordos Amarillos.

### 6.2.3 Análisis estadísticos

Para evaluar las diferencias en la dispersión y fidelidad entre sexos, comparamos las distancias de dispersión natal y reproductiva entre individuos de diferentes sexos utilizando una prueba U de Mann-Whitney. Además, evaluamos si hubo diferencias entre sexos y entre provincias en la proporción de juveniles dispersantes y adultos filopátricos mediante una prueba exacta de Fisher

El tamaño del área de vida lo calculamos utilizando el KDE basado en una isopleta del 95%, es decir, una línea de contorno que conecta puntos con un 95% de probabilidad de densidad (Seaman et al. 1999, Powell 2000). El parámetro  $h$  de suavización que mejor se adaptó a nuestros datos varió entre 250 y 350 (Worton 1989). Estos valores de  $h$  nos proporcionaron un ajuste más preciso de valor de contorno para la distribución de nuestras ubicaciones, evitando la generación de contornos sobreestimados. Utilizamos la función “kernel.area” del paquete *adehabitatHR* en el software R v. 4.1.1 para estimar el tamaño de

las áreas de vida (Calenge 2023). Las imágenes de las áreas de vida las editamos y analizamos con el software QGIS v.3.10.7.

Estimamos el solapamiento de las áreas de vida para inferir sobre el grado de asociación o territorialidad entre los Tordos Amarillos marcados con telemetría. Utilizamos el índice de volumen de intersección ( $vi$ ) para evaluar el grado de similitud entre las distribuciones de utilización entre dos individuos determinadas por KDE (Signer y Fieberg 2021). Este índice varía entre 0 (sin solapamiento) y 1 (distribuciones de utilización idénticas). Para este análisis utilizamos el paquete *amt* (Signer et al. 2019) en el software R (R Development Core Team 2023)

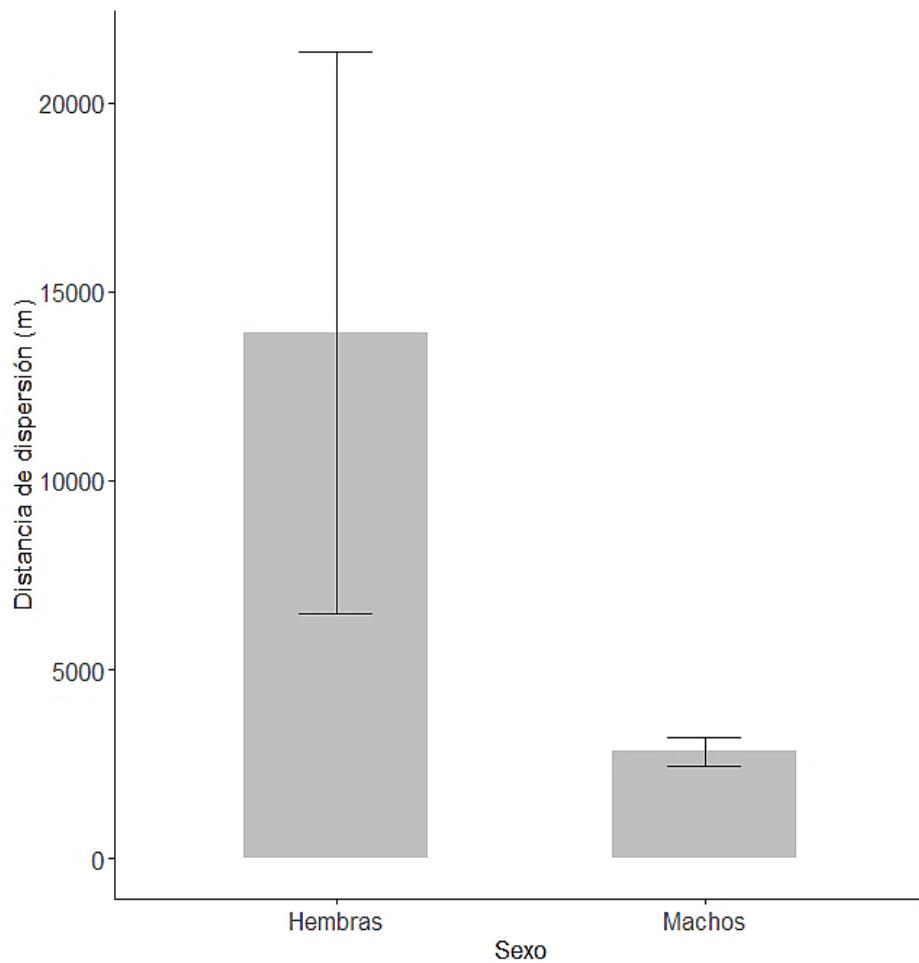
Para el uso de hábitat, calculamos el porcentaje de cada cobertura presente en el área de vida en cada individuo. Comparamos estos porcentajes entre las diferentes categorías de cobertura utilizando la prueba no paramétrica de Kruskal–Wallis. Los valores se presentan como medias  $\pm$  EE.

## 6.3 Resultados

### 6.3.1 Dispersión natal

De los 30 juveniles avistados al año siguiente de su nacimiento, 8 se encontraban nidificando y a 22 no se les pudo asignar un nido. Encontramos que el 63% de estos juveniles dispersaron desde su colonia natal hacia otra colonia. La distancia promedio de dispersión de ellos fue de  $8,671 \pm 4,034$  metros (mediana 3079 m, rango: 1,551 — 60,207 metros,  $n = 19$ ). La proporción de juveniles dispersantes no difirió entre sexos (Prueba exacta de Fisher  $P = 0.72$ ). Sin embargo, las hembras (promedio  $13,927 \pm 7,432$  m,

mediana 3153 m,  $n = 10$ ) presentaron una tendencia a mayores distancias de dispersión en comparación con los machos ( $2,831 \pm 391$  m, mediana 2247 m,  $n = 9$ ). Aunque esta diferencia no alcanzó significancia estadística estuvo cerca del límite de significancia ( $U = 59$ ,  $P = 0.07$ ,  $n = 19$ ; **Figura 6.4**).



**Figura 6.4.** Distancia promedio de dispersión natal en machos y hembras de Tordo Amarillo, durante las temporadas 2017-2023 en Corrientes y Entre Ríos, Argentina.

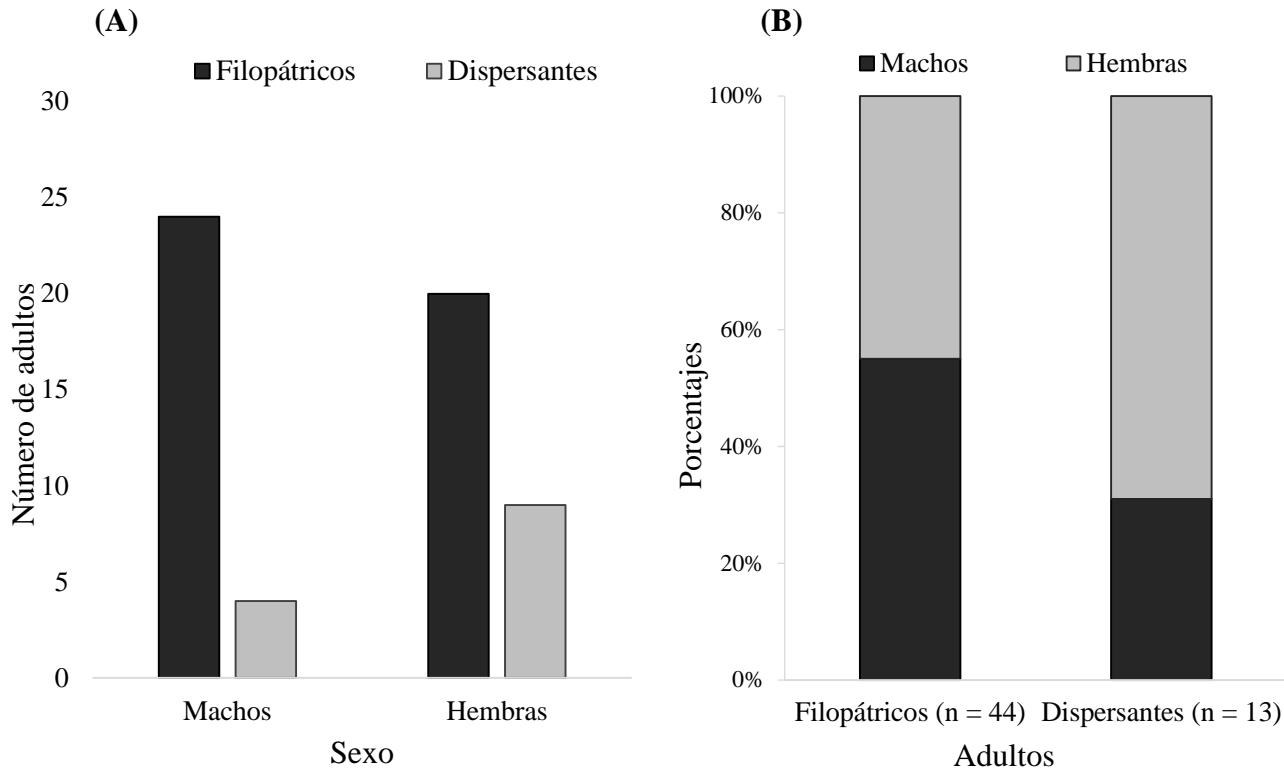
La proporción de juveniles de cada sexo que fueron avistados no difirió entre provincias (Prueba exacta de Fisher 1.48,  $P = 0.67$ ,  $n = 31$ ), así como tampoco la proporción de juveniles que dispersó (Prueba exacta de Fisher  $P = 0.98$ ). Sin embargo, en Entre Ríos los juveniles dispersaron mayores distancias (16,462.46 m) en comparación con los juveniles de Corrientes (6,598.73 m).

### 6.3.2 Fidelidad al sitio reproductivo

De los 57 adultos avistados, 35 fueron avistados al año, mientras que el resto los avistamos a los dos ( $n = 11$ ), tres ( $n = 5$ ), cuatro ( $n = 4$ ) y seis ( $n = 2$ ) años después de ser anillados. El 77% de los adultos se encontraba en la misma colonia reproductiva, generalmente cerca del sitio donde fueron anillados, a una distancia promedio de  $792 \pm 99$  m (mediana 729 m, rango: 23 — 2,681 m,  $n = 44$  adultos). La fidelidad al sitio no difirió entre machos (82.7%) y hembras (71.4%; Prueba exacta de Fisher:  $P = 0.21$ ). Asimismo, las distancias promedio recorridas por los individuos filopátricos fueron similares entre sexos: promedio para machos 730.3 m (mediana 591 m) y promedio para hembras 865.5 m (mediana 827 m;  $U = 274.5$ ,  $P = 0.42$ ,  $n = 44$ ).

Los adultos que sí dispersaron de la colonia donde fueron anillados se movilizaron en promedio  $4,918 \pm 842$  (mediana 3613 m, rango: 2,619 — 9,754  $n = 10$ ), excepto por tres adultos (dos hembras y un macho) que fueron avistados a  $> 23,400$  m (mediana 60,986 m; rango: 23,419 — 85,770 m). La distancia promedio de dispersión de estos individuos dispersantes no difirió entre hembras ( $17,475 \pm 10,048$  m, mediana 5,507 m) y machos ( $15,911 \pm 11,331$  m, mediana 3431 m;  $U = 25$ ,  $P = 0.52$ ,  $n = 13$  adultos). No obstante, la

proporción de hembras dispersantes (69%) fue mayor que la de los machos (31%; **Figura 6.5**).



**Figura 6.5.** (A) Cantidad de hembras y machos de Tordo Amarillo dispersantes y filopátricos (con fidelidad al sitio reproductivo), avistados entre 2016 y 2023 en Corrientes y Entre Ríos. (B) Composición de sexos para los adultos dispersantes y filopátricos.

### 6.3.3 Área de vida

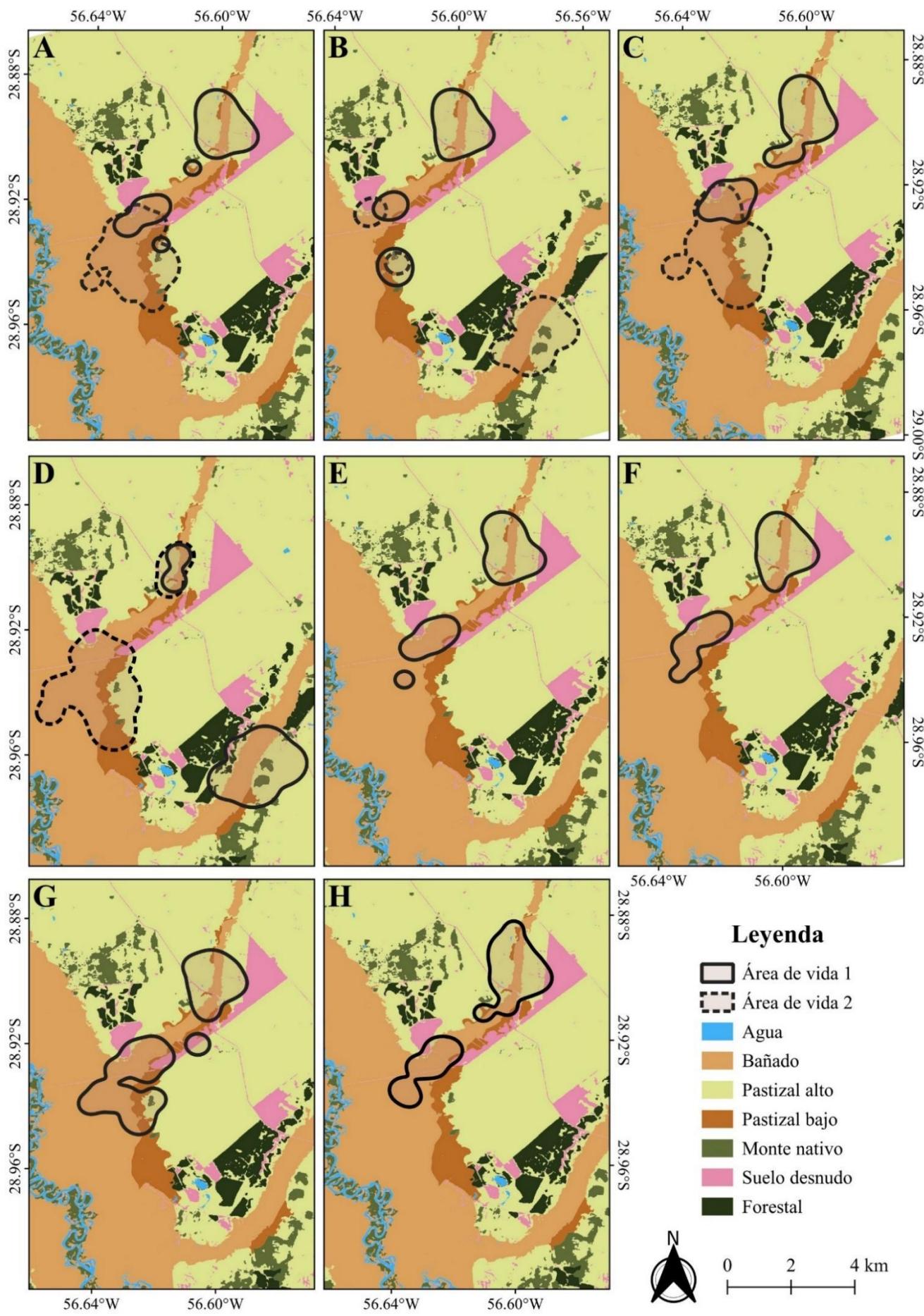
De los 13 adultos con transmisores, pudimos seguir a 12 (5 machos y 7 hembras) durante casi dos meses, mientras que perdimos la señal del macho C103 dos semanas después de colocado el transmisor. La vida útil de los transmisores fue en promedio de  $57 \pm 3$  días ( $n = 12$ ). Aunque el alcance de la señal del transmisor variaba según el terreno y la posición de

los tordos, fue lo suficientemente amplio dentro del área, con un rango de detección de 750 m cuando los individuos se encontraban en el suelo y de 940 m cuando se encontraban posados en altura. En total obtuvimos 591 ubicaciones, con un promedio de  $49.3 \pm 3.98$  puntos por individuo (rango: 32 — 70 ubicaciones). Los adultos utilizaron áreas extensas, con un tamaño promedio de área de vida de  $702.6 \pm 45.1$  hectáreas (rango: 544.5 — 1,016.9 hectáreas; **Tabla 6.1**), y éstas fueron similares entre machos y hembras ( $U = 25, P = 0.27, n = 12$ ).

Los Tordos Amarillos mostraron niveles de solapamiento considerablemente altos en sus áreas de acción, encontrándose varios de ellos asociados en bandadas de forrajeo, con un tamaño promedio de 34 individuos (rango: 4 — 113). En promedio, estimamos que el solapamiento del área de vida entre todos los individuos fue de  $0.49 \pm 0.04$  (rango: 0.07 — 0.87). Sin embargo, identificamos dos grupos marcadamente separados, uno en el bañado San Isidro (norte) con un solapamiento de  $0.48 \pm 0.05$  ( $n = 10$  individuos), y otro en el bañado Santa Rosa (sur) con un solapamiento de 0.78 ( $n = 2$  adultos). Cabe destacar que todas las áreas de uso de los Tordos Amarillos estaban dentro de la proximidad de donde fueron capturados, y la mayoría se superponían, a excepción de dos hembras (ID106 y ID113) que tuvieron un área de acción más alejada de la zona de captura y superpuestas entre sí. Las hembras ID106 y ID113 fueron las que se desplazaron mayores distancias, encontrándose forrajeando tanto en la colonia donde fueron anilladas (San Isidro) como en la colonia vecina (Santa Rosa). Para estas hembras se registró la mayor distancia de desplazamiento diario (7,431.3 m; ver **Figura 6.6**)

**Tabla 6.1.** Datos de los 12 adultos de Tordo Amarillo seguidos por radiotelemetría y su respectivo tamaño del área de vida estimado durante la temporada 2019-2020 en la cuenca del río Aguapey, Corrientes.

Individuo	Anillo	Sexo	Días de seguimiento	Número de ubicaciones	<i>h</i>	Área de vida (ha)
ID101	C007016	Macho	17	70	250	544.5
ID102	C007011	Macho	15	45	250	712.7
ID104	C007014	Macho	17	49	250	572.4
ID105	C007006	Hembra	18	42	250	616.9
ID106	C007015	Hembra	11	37	300	702.8
ID107	C007009	Macho	19	63	250	604.7
ID108	C006209	Hembra	16	69	250	551.7
ID109	C007010	Hembra	9	33	350	818.3
ID110	C007017	Hembra	16	47	250	962.2
ID111	C007008	Hembra	17	40	300	1016.9
ID112	C006516	Macho	22	64	250	708.5
ID113	C006227	Hembra	12	32	250	619.1



**Figura 6.6.** Contorno (95% de isolíneas) del área de vida estimada para 12 adultos de Tordo Amarillo durante la temporada post-reproductiva de 2019-2020, en las colonias de San Isidro y Santa Rosa, departamento de Alvear, provincia de Corrientes, Argentina. Las áreas de vida pertenecen a: **A** (ID101 línea sólida y ID102 línea punteada), **B** (ID108 línea sólida y ID113 línea punteada), **C** (ID105 línea sólida y ID109 línea punteada), **D** (ID106 línea sólida y ID111 línea punteada), **E** (ID104), **F** (ID107), **G** (ID110) y **H** (ID112). Mapa realizado con clasificación supervisada con los distintos tipos de cobertura presentes en el área de estudio.

### 6.3.4 Uso de hábitat

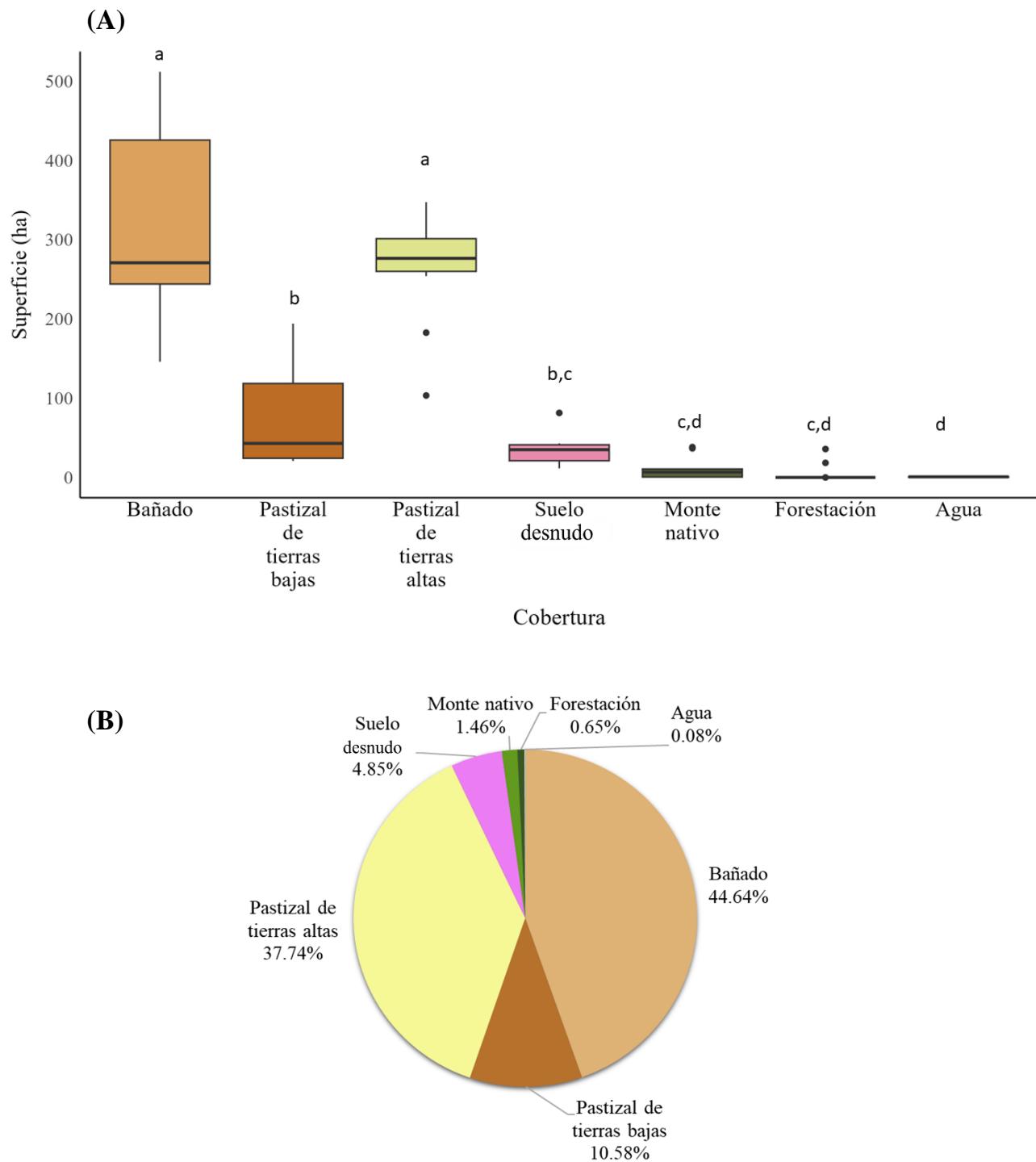
La superficie de cada tipo de cobertura dentro de las áreas de vida fue diferente ( $W = 70.13$ ,  $gl = 6$ ,  $P < 0.001$ ; **Figura 6.7. A**). La mayor proporción de áreas estuvo cubierta por bañados ( $45 \pm 2.6\%$ ) y pastizal de tierras altas ( $37.7 \pm 3.7\%$ ), que juntos representaron el 83% del total (**Tabla 6.2**; **Figura 6.7. B**). Las coberturas menos representadas fueron la forestación y el agua, las cuales correspondieron a zonas de paso entre puntos de uso efectivo. Por ejemplo, el individuo C106 tuvo un 5% de cobertura forestal dentro de su área de vida, ya que se encontró forrajeando en lomadas cercanas a una forestación implantada recientemente (de dos años de antigüedad; **Figura 6.6. D** línea sólida).

De las siete categorías de cobertura definidas, los adultos utilizaron el bañado, el pastizal de tierras altas, el pastizal de tierras bajas y el suelo desnudo. Durante el periodo post-reproductivo, la principal actividad realizada fue la alimentación (forrajeo), representando el 72% de los registros (**Figura 6.8**). En el bañado, se observaron diversas actividades, diferenciándose entre el borde y el interior del bañado. El interior del bañado se utilizó principalmente para el reposo, la alimentación y el descanso, habiéndose

identificado dos dormideros distintos en el área de estudio (**Figura 6.8**). Por otro lado, en los bordes del bañado fue más frecuente encontrar los adultos alimentándose y perchados, así como se bañándose y refrescándose en charcos y ojos de agua entre la vegetación palustre del género *Rhynchospora* sp. y *Paspalum* sp. En el pastizal de tierras altas presente en las lomadas, se registró un uso extensivo de pastos bajos para el forrajeo en bandadas, y con menor frecuencia, individuos perchados en arbustos o árboles aislados. En los pastizales de tierras bajas y en el suelo desnudo los individuos se limitaron principalmente a la búsqueda de alimento mediante *gapping*.

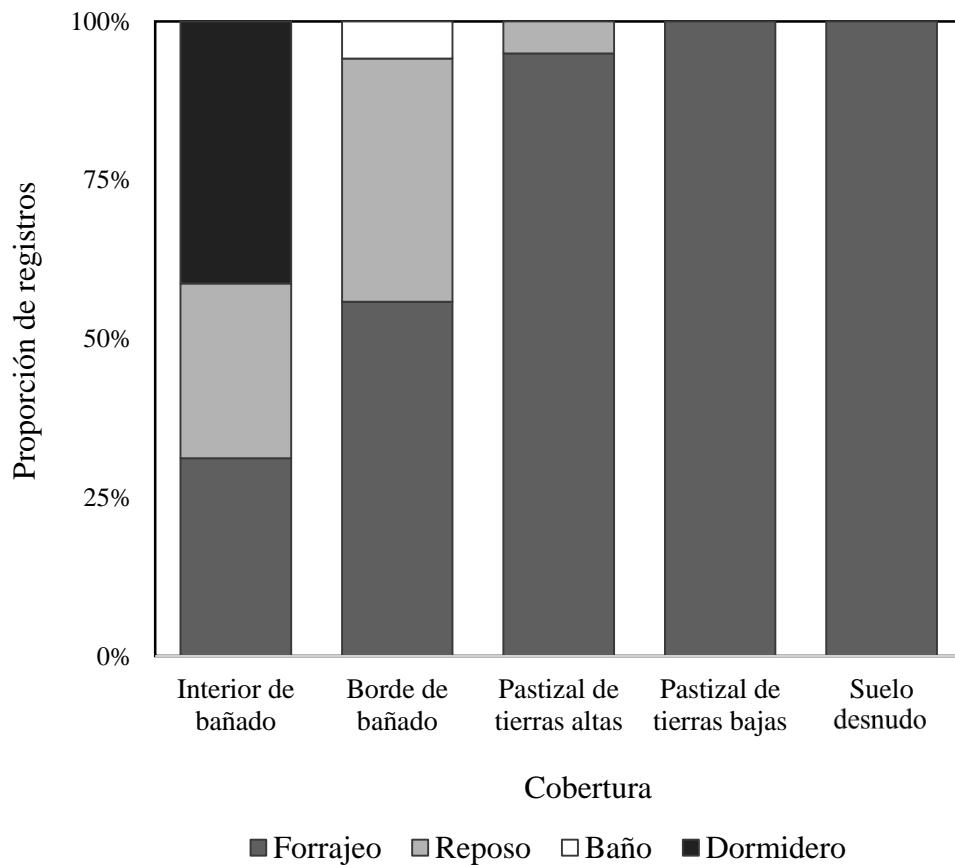
**Tabla 6.2.** Características de la composición de las áreas de acción para los 12 Tordos Amarillos monitoreados entre finales de diciembre del 2019 y mediados de febrero de 2020 en Corrientes, Argentina. ha: superficie total de cada tipo de cobertura y, %: porcentaje de área de vida cubierto por cada tipo de cobertura para cada individuo.

Individuo	Bañado		Pastizal de tierras bajas		Pastizal de tierras altas		Suelo desnudo		Monte nativo		Forestal		Agua	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
ID101	195.9	36.0	33.3	6.1	281.0	51.6	32.4	6.0	1.1	0.2	0.0	0.0	0.9	0.2
ID102	439.0	61.6	141.7	19.9	103.5	14.5	18.3	2.6	10.4	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0
ID104	245.7	42.9	20.8	3.6	262.1	45.8	43.0	7.5	0.2	0.0	0.0	0.0	0.9	0.2
ID105	252.9	41.0	47.0	7.6	275.1	44.5	40.9	6.6	0.7	0.1	0.0	0.0	0.9	0.2
ID106	247.3	35.1	24.5	3.5	347.5	49.4	11.5	1.6	36.7	5.2	35.9	5.1	0.4	0.1
ID107	289.1	47.8	23.1	3.8	254.2	42.0	37.6	6.2	0.2	0.0	0.0	0.0	0.9	0.2
ID108	146.1	26.4	51.7	9.4	326.3	59.1	21.3	3.9	6.2	1.1	0.0	0.0	0.9	0.2
ID109	421.5	51.5	183.5	22.4	182.8	22.3	20.4	2.5	10.5	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0
ID110	447.3	46.4	111.0	11.5	315.7	32.8	81.5	8.5	7.3	0.8	0.0	0.0	0.6	0.1
ID111	512.0	50.3	194.1	19.1	262.2	25.8	37.8	3.7	11.3	1.1	0.0	0.0	0.3	0.0
ID112	331.1	46.6	39.0	5.5	296.6	41.8	42.2	5.9	0.3	0.0	0.0	0.0	1.0	0.1
ID113	239.4	38.6	23.3	3.8	278.1	44.9	21.9	3.5	38.4	6.2	18.4	3.0	0.1	0.0



**Figura 6.7.** (A) Superficie del área de vida ocupada por cada tipo de cobertura. Las superficies representan los promedios para los 12 adultos de Tordo Amarillo seguidos con radiotelemetría durante la temporada 2019-2020 en la cuenca del río Aguapey, Corrientes.

Las letras indican diferencias significativas ( $P < 0.05$ ). (B) Porcentaje promedio que representa cada tipo de cobertura dentro del área de vida.



**Figura 6.8.** Distribución de actividades realizadas por adultos de Tordo Amarillo en función del tipo de cobertura donde se encontraban durante el monitoreo con radiotelemetría. Las actividades registradas durante el periodo post-reproductivo de la temporada 2019 incluyeron el forrajeo ( $n = 356$ ), reposo ( $n = 86$ ), baño ( $n = 7$ ) y dormidero ( $n = 45$ ).

## 6.4 Discusión

En este capítulo presentamos la primera información sobre el patrón de movimiento general del Tordo Amarillo. El seguimiento de individuos anillados reveló una alta fidelidad al sitio reproductivo por parte de los adultos, y una alta dispersión natal en los pichones, patrón que concuerda con lo generalmente reportado para Passeriformes (Weatherhead y Forbes 1994).

El uso de radiotelemetría nos permitió conocer que las áreas de vida de los Tordos Amarillos en Corrientes son amplias y ocupan principalmente el ecotono de bañados y pastizales de tierras altas. Entender la ecología espacial y el comportamiento de la especie en estudio es clave para idear estrategias de conservación efectivas en los sitios que utiliza. Esto implica que no sólo es fundamental proteger los sitios de nidificación conocidos, sino también los hábitats indispensables para su supervivencia, así como las áreas de alimentación y refugio.

La distancia de dispersión natal de los juveniles fue mayor que la recorrida por los adultos entre temporadas reproductivas. Este patrón podría deberse a varias razones, los juveniles pueden enfrentar desventajas al competir contra adultos por hábitats de mejor calidad para nidificar, carecer de experiencia o información territorial previa, o intentar evitar el apareamiento con individuos emparentados (Greenwood y Harvey 1982, Bowler y Benton 2005, Delgado et al. 2009). Además, a pesar de que tuvimos una alta tasa de anillamiento de pichones, más de la mitad de los individuos no estaban anillados en las temporadas siguientes. Este bajo número de avistajes podría deberse a una gran dispersión de los juveniles hacia otras colonias, o a la alta mortalidad de los volantones luego de salir del nido (Naef-Daenzer y Grüebler 2016). Aunque no observamos diferencias estadísticamente significativas en las distancias de dispersión entre hembras y machos

jóvenes, posiblemente debido al tamaño muestral reducido, la tendencia observada sugiere que las hembras jóvenes tienden a recorrer mayores distancias en comparación con los machos jóvenes. Este patrón es consistente con lo que se ha documentado en otras especies de paseriformes (Greenwood 1980, Breininger 1999, Fajardo et al. 2009, Sankamethawee et al. 2010). Este sesgo en la distancia de dispersión natal en el sexo de los juveniles puede relacionarse con la estructura social y la dinámica reproductiva en especies coloniales. Por ejemplo, en los Charlatanes (*Dolichonyx oryzivorus*) la estructura de parentesco en el grupo incide en la dispersión natal de las hembras evitando la competencia intrafamiliar y evitar el apareamiento entre parientes (Cava et al. 2016). Además, se ha documentado ocasionalmente la presencia de cría cooperativa en el Tordo Amarillo (Azpiroz 2000, Fraga 2005). En muchas especies de aves cooperativas, los machos tienden a permanecer en el grupo y asumir roles de ayuda en lugar de dispersarse en busca de territorios reproductivos, lo que resulta en un sesgo en las distancias de dispersión entre los sexos de los ayudantes (Woxvold et al. 2006, Sankamethawee et al. 2010).

La distancia de dispersión natal puede ser mayor en paisajes fragmentados (Paradis et al. 1998). En nuestro estudio, los juveniles nacidos en tierras agrícolas dentro de paisajes fragmentados (i.e. los ambientes reproductivos de la especie de Entre Ríos), mostraron una mayor distancia de dispersión en comparación con los nacidos en los bañados de Corrientes. Esta diferencia podría atribuirse a la necesidad de los juveniles de dispersarse a mayores distancias en busca de condiciones más adecuadas, como hábitats de mayor calidad, mayor cantidad de recursos, y menores tasas de parasitismo de cría y depredación (Cale 2003, Matthysen 2012, Cousseau et al. 2020). Desarrollar estrategias de conservación adaptadas a cada entorno requiere comprender cómo varían las dinámicas de los individuos

en paisajes agrícolas fragmentados en comparación a los pastizales naturales. Sin embargo, la rápida transformación de los sitios reproductivos en Entre Ríos dificulta el seguimiento de juveniles anillados, resultando en tasas de avistamientos más bajas ( $n = 6$ ) en comparación con Corrientes ( $n = 25$ ). Esto sugiere que la protección de hábitats reproductivos sin uso productivo podría ser crucial para mantener las poblaciones de Tordo Amarillo.

Los adultos de Tordo Amarillo mostraron una alta fidelidad al sitio reproductivo. A pesar de que esta especie puede tener gran movilidad fuera de la temporada reproductiva, formando grandes bandadas invernales de hasta 300 individuos (Fraga et al. 1988, Toriani-Moura 2013), observamos que los adultos tienden a regresar a las mismas colonias incluso después de mezclarse con otros grupos durante el invierno. La fidelidad al sitio es un patrón observado en varias especies de aves, especialmente en las coloniales (Greenwood 1980, Bried et al. 2003). Se han reportado tasas de retorno a colonias que varían entre el 43% y el 79.6%. La fidelidad del Tordo Amarillo, con un 77%, se encuentra entre los valores más altos reportados (Beletsky y Orians 1987, Jo Safran 2004, Vergara et al. 2006, Brown et al. 2017). Al seleccionar el sitio de reproducción, las aves coloniales pueden no sólo estar utilizando indicadores de la calidad del bañado, sino también señales sociales (Ward et al. 2010). En grupos reproductivos marcadamente distintos, puede resultar difícil distinguir entre la fidelidad espacial al sitio reproductivo y la fidelidad al grupo reproductivo (Greenwood y Harvey 1982, Francesiaz et al. 2017). La fidelidad al sitio podría estar vinculada a los lazos sociales formados dentro de los grupos reproductivos, es decir, a las asociaciones recurrentes entre individuos dentro del grupo (Belestky y Orians 1991, Silk et al. 2014). Esto se debe a que la aptitud del individuo puede verse influenciada por su éxito

en la obtención de alimento o en la reproducción, lo cual podría fomentar su fidelidad al grupo (Farine y Sheldon 2015, Farine et al. 2015). Por ejemplo, las gaviotas (*Chroicocephalus ridibundus*) y el Alcatraz Atlántico (*Morus bassanus*) que nidifican en sitios vecinos se agrupan para forrajar durante la temporada reproductiva, sugiriendo que el comportamiento de búsqueda de alimento está influenciado por la pertenencia a la colonia (Prevot-Julliard y Lebreton 1999, Wakefield et al. 2013). Sería interesante poder evaluar en el Tordo Amarillo si hay una elección activa de los individuos por mantener la cohesión con otros miembros de la misma colonia (Greenwood 1982, Francesiaz et al. 2017). Además, la alta fidelidad observada en los adultos en Entre Ríos y Corrientes fue similar, lo que sugiere que la baja dispersión no puede atribuirse únicamente a la calidad del hábitat. A diferencia del Tordo Cabeza Amarilla (*Xanthocephalus xanthocephalus*), cuya baja fidelidad al sitio de reproducción se debe a la degradación del hábitat (Beletsky y Orians 1994), en nuestra especie parece haber una fuerte vinculación entre los adultos y sus hábitats locales, mostrando una alta filopatría incluso en ambientes alterados por actividades productivas en Entre Ríos. Esto resalta la importancia de proteger los sitios de nidificación conocidos para el Tordo Amarillo, ya que la alta filopatría puede tener consecuencias significativas para su conservación, considerando que el éxito reproductivo es bajo en sitios modificados (Pucheta et al. 2024). Además, comprender el flujo de individuos entre colonias es clave para entender mejor las dinámicas poblacionales de la especie.

El área de vida del Tordo Amarillo (544 — 1015 ha) es considerablemente mayor en comparación con otras aves de tamaño similar, como el Tordo Canadiense (*Euphagus carolinus*), el Tordo renegrido (*Molothrus bonariensis*) y el Tordo Cabecicafé (*Molothrus*

ater), cuyas áreas de vida varían entre 37 — 400 ha (Rothstein et al. 1984, Scardamaglia et al. 2014, Powell et al. 2010). La mayoría de estos estudios evaluaron las áreas de vida durante el período reproductivo, lo que resulta en valores menores en comparación con los registrados en este estudio para el periodo post-reproductivo del Tordo Amarillo (Powell et al. 2010). Incluso en los escasos estudios que estimaron las áreas de vida durante el período post-reproductivo, como en el caso del Turpial de Hombros Amarillos (*Agelaius xanthomus*, 228.9 ha), y el Turpial Oriental (*Sturnella magna*, 80.9 ha), los valores fueron inferiores a que observamos en este estudio (Cruz-Burgos 2000, Wells et al. 2008). Los Tordos Amarillos nidifican en colonias que ocupan territorios relativamente pequeños, que van entre 0.36 a 1.2 ha (Fraga et al. 1998, Fonseca et al. 2004). Este patrón es consistente con otros ictéridos coloniales como el Tordo Canadiense y Tordo Tricolor (*Agelaius tricolor*), cuyas colonias generalmente ocupan territorios menores a 1 ha (Wilsey et al. 2009, Powell et al. 2010). Sin embargo, al igual que estos ictéridos, y otros como el Tordo Ojos Amarillos (*Euphagus cyanocephalus*), pueden volar varios kilómetros desde de sus colonias de nidificación para alimentarse (Martin 2002, Machtans et al. 2007, Powell et al. 2010). Por ejemplo, los Tordos Tricolor y Canadiense se desplazan diariamente hasta 9 y 5.7 km, respectivamente, desde sus colonias para alimentarse (Powell et al. 2010, Meese 2013). Las áreas de vida extensas de los Tordos Amarillos parecen estar relacionadas con el uso de los recursos, ya que el acceso al alimento es el principal determinante del tamaño de las áreas de vida en la mayoría de las aves (Schoener 1968).

El solapamiento en las áreas de vida de los Tordos Amarillos fue consistente con lo esperado para una especie con hábitos gregarios. Además, hubo movimiento de individuos entre dos grupos separados por al menos 4 km de distancia, aunque esto se registró solo

para dos de los 12 individuos marcados. La dinámica social en aves coloniales puede facilitar la eficiencia en el forrajeo y la defensa grupal, lo que puede explicar el tamaño de las áreas de vida observadas (Powell et al. 2010). Por otra parte, no detectamos diferencias en los tamaños de área de vida entre sexos, lo que podría relacionarse con el rol compartido de ambos adultos en el cuidado parental de los pichones y juveniles (Azpiroz 2000, Rolando 2002).

Las coberturas utilizadas por el Tordo Amarillo fueron similares entre los individuos estudiados, los cuales utilizaron principalmente bañados y pastizales de tierras altas, y en menor proporción pastizales de tierras bajas. Esta asociación de hábitat coincide con observaciones previas hechas en la población correntina, donde se ha registrado que la especie se asocia con terrenos abiertos y ondulados, incluyendo pastizales húmedos y bañados que están vinculados a pastizales de tierras altas. (Fraga et al. 1998, Di Giacomo et al. 2010). El Tordo Amarillo mostró un uso variado de coberturas para realizar diferentes actividades durante el periodo post-reproductivo, incluyendo dormideros, sitios de forrajeo y reposo. Los dormideros se ubicaron en el interior del bañado, resguardados del acceso de ganado, en sitios con matas de arbustos y vegetación leñosa, como el Curupí (*Sapium aucuparium*) y el Sarandí blanco (*Phyllanthus sellowianus*). El forrajeo estuvo asociado a áreas abiertas en pastizales cortos de las lomadas, en los bajos y en suelo desnudo. Se ha visto que otras especies de pastizal también se benefician de una menor altura del pastizal para la búsqueda de alimento, ya que aumenta la capacidad para encontrar presas y detectar depredadores (Brickle et al. 2000). Los sitios de reposo o descanso correspondieron principalmente a arbustos y vegetación emergente en los bordes del bañado. Durante la época reproductiva los nidos se encuentran en terrenos bajos con pajonales húmedos en los

bordes de los bañados, y los adultos se movilizan grandes distancias ( $> 200$  m) para buscar alimento (Fraga 2005, Mohr et al. 2017). Hasta el momento no se conocía el uso del hábitat en el periodo post-reproductivo, cuando las aves comienzan a movilizarse más y es un momento crítico para los pichones que se incorporan a la bandada. En especies de pastizal, como los gorriones (*Peucaea botterii* y *Ammodramus savannarum*), los pichones utilizan áreas con vegetación más alta cuando salen del nido, pero al independizarse utilizan áreas abiertas con menor cobertura vegetal y mayor suelo desnudo, similares a las utilizadas por los adultos (Jones y Bock 2005, Small et al. 2015). La presencia de Tordo Amarillo se ha asociado ampliamente con el ecotono bañado-pastizal; no obstante, nuestros resultados indican que la especie utiliza ambos ambientes para desarrollar distintas actividades. Esto resalta no sólo la importancia de los bañados como sitio de refugio y reproductivo, sino también de los pastizales de tierras altas presentes en un radio mínimo de 1 km para mantener las poblaciones. Además, la transición presente en este ecotono (i.e. los pastizales de tierras bajas), es esencial para que la especie esté presente, observando una tendencia a evitar zonas contiguas a los bañados que tengan otro tipo de cobertura. Específicamente, las zonas con monte y forestación no fueron consistentemente utilizadas por la especie, aunque se observó la presencia ocasional de dos individuos en pastizales cercanos a un área forestada en un periodo reciente. Esto sugiere que la presencia de diferentes tipos de cobertura en los límites de los bañados podría afectar el uso de bañados y pastizales altos por parte del Tordo Amarillo.

La cuenca del río Aguapey alberga actualmente la población más grande de Tordo Amarillo de Argentina. Sin embargo, ninguno de los sitios de reproducción regulares en esta región está formalmente protegido, lo que resulta en la pérdida de varios de estos sitios

cada año debido al drenaje de bañados para uso ganadero o para las plantaciones forestales fomentadas por estrategias gubernamentales. Aunque los pastizales del Aguapey tradicionalmente se utilizaban para la ganadería extensiva, la expansión de las plantaciones forestales desde mediados de la década del 1990 ha llevado a una disminución del 26% en la cobertura de pastizales templados de la cuenca en tan solo ocho años, pasando de 59.35 km<sup>2</sup> a 476.05 km<sup>2</sup> forestados entre 1999 y 2007 (Apellaniz et al. 2021). Si esta tendencia continúa y no se implementan medidas para crear refugios y trabajar con los productores para proteger los sitios donde se encuentra el Tordo Amarillo, es probable que las poblaciones remanentes en la zona se extingan. Por ejemplo, en el sitio de reproducción del bañado Santa Rosa, observamos un desplazamiento interanual de la colonia entre las temporadas 2015 y 2021 (ver **Anexo 2**). Con el avance de la forestación sobre el margen del bañado, la ubicación original de la colonia fue abandonada y se desplazó hacia áreas aledañas del bañado que limitaba con bordes de pastizal (ver Proyecto Tordo Amarillo 2018). Por lo tanto, consideramos que es crítico proteger el margen de los bañados de la cuenca del río Aguapey de actividades ganaderas intensivas, como el uso de pasturas implantadas y comederos, así como de grandes macizos forestales, para mantener poblaciones viables de Tordo Amarillo.

# Capítulo 7.

## DISCUSIÓN GENERAL, CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE MANEJO



*Rafael Abuin*

*We do not all see the world in the same way,  
even within the relatively small field of conservation...  
...we must learn to balance and capitalize on our different perspectives*

Nigel M. Asquith - Misdirections in Conservation Biology

El desarrollo de esta tesis fue motivado por la necesidad en identificar las problemáticas que podrían estar afectando al Tordo Amarillo (*Xanthopsar flavus*). Este trabajo busca informar sobre la biología básica de la especie y describir acciones necesarias que podrían abordarse para proteger las últimas poblaciones de esta especie en peligro.

Los resultados de esta tesis proporcionan información novedosa sobre la biología y ecología del Tordo Amarillo en el noreste de Argentina. Hasta el momento, no se había realizado ningún estudio exhaustivo y extendido en el tiempo que abarcara las amenazas vigentes y que permitiera evaluar la situación actual de esta especie. En este estudio, incluimos el seguimiento de 648 nidos durante siete temporadas, obteniendo datos sobre la biología reproductiva, las principales amenazas para la nidificación, el movimiento y el área de vida. Además, evaluamos el manejo de nidos in situ para aumentar el éxito de nidificación. La información generada es de utilidad para desarrollar planes de conservación tanto para las poblaciones argentinas, así como para las de los países vecinos, basados en evidencia científica (Sutherland et al. 2004a).

La biología reproductiva del Tordo Amarillo está influenciada negativamente por la presencia de uso productivo dentro de los sitios de nidificación. Aunque encontramos colonias en diversos tipos de ambientes, incluidos bañados y pastizales altamente

modificados, la supervivencia de los nidos fue menor en aquellos ambientes manejados productivamente, como campos de cultivos, potreros pastoreados e inclusive en los bordes de caminos y rutas. En contraste, los nidos ubicados en bañados y relictos de vegetación nativa sin uso productivo directo, tuvieron mayores tasas de supervivencia. Así, la probabilidad de éxito de un nido de Tordo Amarillo fue significativamente menor en ambientes reproductivos con pastoreo en comparación con los bañados. Las amenazas para los nidos variaron según el tipo de ambiente y, si bien la depredación fue la principal causa de fracaso de nidos, también registramos el pisoteo de nidos por ganado, la destrucción de nidos por maquinaria agrícola, y la pérdida de nidos consecuencia del parasitismo de cría. Las amenazas asociadas al manejo productivo, como el caso del pastoreo bovino que se relaciona con una mayor cantidad de nidos parasitados, destacan la necesidad de sitios de nidificación con pocos disturbios para el éxito reproductivo de la especie. Por lo tanto, resaltamos el rol de los bañados como potenciales refugios para la reproducción del Tordo Amarillo. Además, la ausencia de bañados y pastizales continuos en el sudeste de Entre Ríos subraya la importancia de los pequeños parches de hábitat con vegetación espontánea. En los últimos años, los márgenes y bordes en campos agrícolas han recibido atención como refugios y fuentes de recursos para muchas especies, incluidas aquellas de importancia para la conservación (Mineau y McLaughlin, 1996, Graham et al. 2018, Staley et al. 2023). En Argentina, estos hábitats han demostrado mantener una gran abundancia y riqueza de aves en paisajes agrícolas de la Pampa (Di Giacomo y Casenave 2010, Pretelli et al. 2015, Mermoz et al. 2016).

El drenaje de bañados y el reemplazo de pastizales naturales por forestaciones y otros tipos de cultivos han llevado a que las colonias de Tordo Amarillo se encuentren en

banquinas, campos productivos, o en relictos y potreros sin actividad agrícola-ganadera. Esto ha llevado a que el Tordo Amarillo fuera considerado anteriormente una especie bien adaptada a paisajes agroganaderos, e incluso de beneficiarse de la ganadería (Fraga et al. 1998, Petry y Kruger 2010). Si bien esta especie utiliza diversos ambientes para diferentes actividades, encontrándose forrajeando muchas veces en pastizales pastoreados o quemados, su éxito reproductivo en estos ambientes es preocupantemente bajo y podría ser insuficiente para mantener poblaciones viables a largo plazo. Por ende, la intensificación productiva y el cambio en el uso del suelo pueden estar afectando negativamente la tendencia poblacional de la especie a nivel global. En Brasil y Uruguay existen registros de pocos nidos aislados ubicados en un paisaje agrícolas y ganaderos (Dias y Mauricio 2002, Fonseca 2004). Asimismo, en Paraguay la creciente conversión de pastizales y terrenos bajos en campos de arroz y soja han reducido en un 70% el hábitat adecuado para la reproducción del Tordo Amarillo (BirdLife International 2024b). Por lo tanto, es importante realizar estudios que evalúen la situación actual de la especie en estos países con matrices productivas similares, para poder proteger la especie a nivel regional.

El parasitismo de cría reduce el éxito reproductivo del Tordo Amarillo al aumentar la probabilidad de fracaso de los nidos. Además, registramos un mayor nivel de parasitismo de cría en los campos pastoreados de la provincia Entre Ríos en comparación con los otros tipos de ambientes analizados. Dado que la reproducción del Tordo Amarillo se encuentra confinada a campos productivos, el parasitismo de cría representa una amenaza exponencial para las poblaciones reproductivas. Una estrategia que ha demostrado ser efectiva para disminuir el parasitismo de cría fue la captura de adultos y la remoción de huevos y pichones de Tordos Renegrido en nidos parasitados, lo cual disminuyó el parasitismo del

95% a menos del 3% en poblaciones amenazadas de *Agelaius xanthomus* (Cruz et al. 2005). Según Smith (1999), se recomienda aplicar medidas de manejo para controlar las poblaciones de tordos parásitos en especies afectadas por tasas de parasitismo que superen el 50%. La tasa de parasitismo en Tordo Amarillo que nidifican en campos pastoreados es del 79%, superando ampliamente este umbral y, por lo tanto, a pesar de ser un manejo controversial podría ser una alternativa viable para disminuir el impacto del parasitismo en nuestra especie de estudio. Además, el uso de comederos vacunos diseñados adecuadamente para evitar el desperdicio de granos, o bien su eliminación o distanciamiento de los sitios de colonia, podría tener un efecto inmediato en la reducción del parasitismo de cría en campos ganaderos (Goguen y Mathews 2000). No obstante, consideramos que esta problemática debe ser abordada a largo plazo y a nivel de paisaje, reduciendo la disponibilidad de áreas de alimentación para los Tordos Renegridos.

Por primera vez, registramos la presencia de larvas *Philornis* en pichones de Tordo Amarillo, y proporcionamos una visión general de la incidencia de este tipo de parasitismo en esta especie amenazada. El parasitismo se observó casi exclusivamente en los nidos de Corrientes, lo que podría estar relacionado con los ambientes reproductivos anegados (bañados) típicos que utiliza la especie en dicha provincia, así como con un mayor contenido de barro en la estructura de los nidos en comparación con los de Entre Ríos. La presencia de larvas indicaría tener un impacto negativo en la supervivencia de los pichones en nidos parasitados. Además, logramos identificar las moscas parásitas, determinando la presencia de dos especies distintas, una es *P. downsi*, especie ampliamente distribuida en regiones neotropicales de Centroamérica y América del Sur, y la otra *P. aguapey* sp. nov., una especie nueva para la ciencia. Estos resultados destacan la importancia de abordar el

impacto del parasitismo en poblaciones en disminución y en peligro, especialmente aquellas con distribuciones geográficas restringidas. Asimismo, es necesario realizar futuros estudios para abordar el efecto del parasitismo por larvas *Philornis* sobre el desarrollo de los pichones del Tordo Amarillo, y determinar si representa una amenaza crítica para las poblaciones de Corrientes y si son necesarias medidas para mitigarla.

Las especies de interés para la conservación a menudo son sometidas a manejo intensivo para mejorar las tasas reproductivas y promover su recuperación (Cade y Temple 1995, Jones 2004). Uno de los principales desafíos es incrementar el éxito reproductivo en especies amenazadas para fomentar su crecimiento poblacional. El manejo de nidos ha demostrado ser eficaz en reducir las tasas de depredación y aumentar el éxito reproductivo en algunas aves de pastizal (Franks et al. 2018, Hewett Ragheb et al. 2019, Gautschi et al. 2024). En nuestro estudio, las protecciones de nidos utilizadas aumentaron el éxito de nidificación del Tordo Amarillo durante el período de incubación. Sin embargo, durante la cría de los pichones, el uso de protecciones (domos) resultó efectivo en Corrientes, pero no tuvo un impacto similar en la supervivencia de los nidos en Entre Ríos. Aunque diseñamos las protecciones considerando las especies depredadoras de nidos identificadas durante nuestro estudio y a partir de la literatura, proponemos abordar el estudio de los depredadores efectivos de nidos en cada sitio, especialmente para nidos en la etapa de pichones. La discrepancia en la efectividad de los domos entre provincias podría atribuirse a diferencias en la dinámica del paisaje, lo que podría implicar distintas comunidades de depredadores o la elección de sitios de nidificación inadecuados, expuestos a mayores tasas de depredación. Por ejemplo, investigaciones previas han demostrado que la abundancia y la identidad de los depredadores de nidos en una especie de pastizal amenazada (Yetapá de

Collar, *Alectrurus risora*) variaron entre dos lugares con diferentes contextos históricos de actividad ganadera (Browne et al. 2022). A pesar de estas consideraciones, las protecciones utilizadas representan una estrategia inmediata para proteger los núcleos reproductivos restantes del Tordo Amarillo. La pérdida o disminución de estos núcleos, o colonias, podría poner en peligro la diversidad genética intraespecífica, promoviendo la endogamia (Frankham 1995). Esto, a su vez, reduciría la capacidad de la especie para sobrevivir a la transformación y al cambio del uso del suelo que está ocurriendo dentro de su rango de distribución.

Las exclusiones de depredadores de nidos que desarrollamos en esta tesis podrían ser útiles para otras especies de pastizales que nidifican cerca del suelo. Por ejemplo, estas técnicas se han replicado en otras iniciativas, adaptándola a especies amenazadas de pastizal como la Loica Pampeana (*Lestes defilippii*) con fines de conservación, así como en el Yetapá de Collar donde se utilizaron en experimentos para estudiar las interacciones entre distintos niveles tróficos (Neyra et al. 2022, Browne com. pers.). No obstante, para garantizar que este tipo de manejo resulte en una mejora en el estado de conservación de poblaciones amenazadas es clave determinar si el aumento del éxito reproductivo se traduce en un crecimiento poblacional (Isaksson et al. 2007, Claassen et al. 2014).

La protección individual de nidos no previene los cambios en la calidad del hábitat en pastizales manejados intensivamente, por lo que solo es efectiva como medida a corto plazo y a pequeña escala. Para promover la viabilidad de poblaciones de aves de pastizal a largo plazo es fundamental combinar este tipo de manejo con la colaboración de productores en iniciativas que promuevan la conservación de pastizales naturales. La Alianza de Pastizal (AdP) es una iniciativa que incorpora esta estrategia en los pastizales de las Pampas y

Campos de Brasil, Uruguay, Paraguay y Argentina, países en donde se distribuye el Tordo Amarillo. La AdP certifica la carne producida en campos ganaderos manejados con criterios de conservación de la biodiversidad, los cuales incluyen el pastoreo con manejo rotativo y controlado por ambientes (Miñarro y Marino 2013). Los establecimientos pertenecientes a la AdP han mostrado tener una mayor altura máxima de pastos y una mayor riqueza de especies de aves de pastizal en comparación a campos con pastoreo continuo (Vaccaro et al. 2020). Este hallazgo sugiere que ciertos tipos de manejo del hábitat pueden tener un impacto positivo en la diversidad de aves en los paisajes productivos. Por ejemplo, en los pastizales de la Pampa, los manejos ganaderos que promueven una estructura heterogénea facilitan la presencia de especies especialistas de pastizal (Isacch y Cardoni 2011, Dias et al. 2014). Sin embargo, la expansión de los cultivos agrícolas anuales en la pampa ha tenido un efecto contrario, restringiendo la presencia de estas especies (Codesido et al. 2011). Además, estudios han demostrado que prácticas como el retraso en la fecha de cosecha pueden mejorar las tasas de supervivencia de los nidos de ciertas especies de aves en paisajes agrícolas (Grüebler et al. 2012). También, favorecer la presencia de vegetación espontánea en los márgenes de los cultivos también demostró ser beneficioso para promover la presencia de aves en paisajes agrícolas (Di Giacomo y Casenave 2010). Por lo tanto, implementar medidas de manejo del hábitat es clave para promover la conservación de las aves que nidifican en paisajes productivos (Dotta et al. 2005, Hartway y Mills 2012).

El comportamiento gregario del Tordo Amarillo puede crear una percepción errónea de abundancia local, lo que resalta la importancia de considerar sus desplazamientos y requerimientos de área al definir estrategias de conservación en la región. Aunque esta

especie es muy móvil fuera de la temporada reproductiva, encontramos que los adultos tienen una alta fidelidad al sitio de reproducción. Además, en las colonias, los nidos tienden a agruparse en áreas relativamente pequeñas, siendo la presencia de colonias compactas que se asientan en los mismos sitios año tras año características que facilitan la planificación de áreas protegidas y manejos en sitios específicos. Por ejemplo, cercar zonas específicas para reducir las perturbaciones causadas por el ganado y la maquinaria agrícola podría ser una medida factible. Aunque las colonias no ocupan grandes extensiones, los individuos requieren un área de vida considerablemente mayor, que en promedio comprende 700 ha de pastizales de media loma y loma alta adyacente a los bañados reproductivos. Como hemos visto, el uso productivo disminuye la supervivencia de nidos del Tordo Amarillo, por lo tanto, resulta clave promover la protección y resguardo de sitios clave como bañados, zonas anegadas, relictos y bordes con vegetación espontánea donde la especie se encuentra presente. Además, la presencia de pastizales adyacentes a los sitios reproductivos, en un radio mínimo de 1 km, son fundamentales para poder mantener las poblaciones reproductivas de la especie. Asimismo, la alta fidelidad reproductiva y la baja filopatría tienen implicaciones importantes para la variabilidad y estructuración genética entre las poblaciones reproductivas, lo que podría dificultar la recuperación poblacional (Kohn et al. 2006, Byerly et al. 2023).

## 7.1 El Proyecto Tordo Amarillo

Los datos, resultados y conclusiones que se desprenden de este estudio requirieron un monitoreo intensivo de las poblaciones de la especie en dos provincias. Esto fue posible gracias al trabajo articulado y colaborativo entre distintas instituciones, técnicos y voluntarios. El Proyecto Tordo Amarillo, iniciado en 2015 por el Centro de Ecología

Aplicada del Litoral (CONICET) y la ONG Aves Argentinas, trabaja con la metodología de “Guardianes de Colonia” con el objetivo de monitorear la actividad reproductiva de la especie e implementar medidas concretas de conservación (los informes anuales del proyecto se encuentran disponibles en el siguiente link: <https://www.avesargentinas.org.ar/proyecto-tordo-amarillo>). Esta iniciativa resalta la importancia de integrar la recolección de datos científicos para informar y mejorar acciones de conservación, mismo tiempo que aborda los desafíos logísticos enfocándose en la protección de una especie críticamente amenazada como el Tordo Amarillo. A pesar de la complejidad y las limitaciones inherentes a la investigación de especies en peligro con tamaños muestrales reducidos, es fundamental disponer de información que respalde los análisis y permita adaptar las medidas de manejo basándose en evidencias concretas (Sutherland et al. 2004b).

## 7.2 Perspectivas y recomendaciones

Este trabajo destaca la importancia de continuar investigando diversos aspectos de la ecología del Tordo Amarillo para contribuir a su conservación:

- Para asegurar la efectividad de las exclusiones de nidos, es importante adaptarlas a las particularidades de cada colonia reproductiva y su entorno. Dado que proteger todas las colonias es difícil, es fundamental priorizar aquellas con mayor potencial para beneficiarse del manejo. Esto requiere conocer el hábitat reproductivo, incluyendo profundizar en el estudio de la estructura de la vegetación, el tipo de manejo productivo y la abundancia y diversidad de depredadores de nidos presente en cada ambiente. Esto último es esencial

para diseñar nuevas exclusiones de depredadores para los nidos en etapa de pichones en Entre Ríos.

- El parasitismo de cría por el Tordo Renegrido plantea un gran desafío para la nidificación del Tordo Amarillo en la provincia de Entre Ríos. Esto destaca la urgencia de evaluar su impacto en la supervivencia de los pichones y desarrollar técnicas de manejo para reducirlo. Además de la remoción de huevos o pichones parásitos, es necesario considerar medidas preventivas para controlar el parasitismo debido a la pérdida de huevos que provoca la picadura de las hembras de Tordo Renegrido durante el evento de parasitismo. Se deben explorar alternativas viables para gestionar el uso de comederos vacunos a cielo abierto, incluyendo aspectos como su diseño y su proximidad a las colonias de Tordo Amarillo. Se ha observado que eliminar oportunidades de alimentación cerca de zonas-objetivo resulta una medida efectiva para controlar el parasitismo por *Molothrus ater* (Chace et al. 2005). Además, las hembras de Tordo Renegrido utilizan áreas relativamente constantes para buscar nidos, y utiliza dormideros cercanos a su área de acción (Scardamaglia y Reboreda 2014). Por lo tanto, es crucial regular la disponibilidad de alimento cerca de las colonias de Tordo Amarillo durante la temporada reproductiva.
- Se ha registrado la presencia de parasitismo por larvas de moscas *Philornis* en los pichones de Tordo Amarillo en Corrientes. Aunque se han extraído las larvas como medida preventiva, es importante realizar estudios futuros para evaluar el impacto de este tipo de parasitismo en el crecimiento y desarrollo de los pichones.
- Dado el alto grado de amenaza para el Tordo Amarillo, su distribución fragmentada, el bajo número de poblaciones y la alta fidelidad observada en este estudio, la especie es una prioridad para estudios de genética de poblaciones. Aunque esta tesis tenía previsto

abordar estos análisis, con los recursos financieros, muestras y la colaboración del Lab of Ornithology de Cornell, que cuenta con la tecnología puesta a punto para este tipo de análisis, obstáculos burocráticos impidieron su realización a tiempo. Conocer la estructura genética de las poblaciones es esencial para evaluar su estado real, proporcionando información sobre variabilidad genética, flujo génico y grado de endogamia. Esta información permitiría implementar estrategias de conservación más efectivas a nivel local y regional, considerando la conectividad genética con poblaciones en Paraguay, Brasil y Uruguay, y facilitando medidas informadas para garantizar la viabilidad global de la especie.

Basándonos en los resultados y las problemáticas identificadas en nuestro trabajo, recomendamos las siguientes acciones para contribuir a la conservación del Tordo Amarillo:

**1.** Creación de refugios reproductivos: es importante destinar esfuerzos para proteger los sitios clave para la especie, que son los hábitats específicos que mantienen grupos reproductivos estables. Dichos esfuerzos incluyen evitar la quema de bañados y utilizar cortafuegos que permitan quemas controladas de pastizales en campos con manejo ganadero. Esto es clave para mantener una estructura heterogénea, con bañados densos y pastizales de lomadas con pastos cortos. También, es importante fomentar la presencia de márgenes y relictos de vegetación nativa dentro de grandes parches agrícolas es clave como refugio reproductivo para la especie. Además, se debe trabajar con los productores locales para excluir las perturbaciones causadas por el ganado, caballos y maquinaria agrícola, especialmente durante la temporada reproductiva.

2. Mantener el uso de protecciones de nidos: continuar utilizando protecciones antidepredadoras mientras se trabaja con los productores en desarrollar medidas para proteger sitios particulares dentro de los campos. Esto es clave ya que, muchas veces, esta gestión es un proceso prolongado y, mientras tanto, el declive de la población persiste pudiendo alcanzar números irreversibles. Sin embargo, una medida concreta, rápida y fácil de implementar para los productores es ubicar los comederos vacunos a una distancia mínima de 800 metros de los sitios de nidificación del Tordo Amarillo. Esta acción podría ayudar a minimizar el riesgo de parasitismo de cría teniendo en cuenta el área de vida y las distancias recorridas por las hembras de Tordo Renegrido durante los eventos de parasitismo (Scardamaglia y Reboreda 2014).

3. Generación de áreas protegidas: establecer áreas formalmente protegidas que contengan dentro de sus límites poblaciones reproductivas de Tordo Amarillo. En la actualidad se conoce tan sólo una colonia dentro de un área protegida, lo cual no es suficiente para garantizar la supervivencia a largo plazo de la especie en vistas de la amenaza que implica la intensificación de la actividad agrícola y ganadera en la región. Alternativamente, se podrían designar áreas específicas, o sectores dentro de terrenos privados, que cuenten con cierto grado de protección. Esto podría lograrse mediante incentivos para los propietarios tales como los que promueve la Alianza del Pastizal, con el objetivo de proteger, mantener o restaurar los sitios utilizados por la especie para nidificar.

4. Control de *Philornis*: poner a prueba el uso de insecticidas para disminuir el parasitismo de larvas de *Philornis* en los pichones en la provincia de Corrientes. El ácido fórmico, junto con los insecticidas reguladores del crecimiento de insectos de alta especificidad, ha demostrado tener un efecto repelente significativo sobre *P. downsi*,

reduciendo los parásitos y mejorando la salud de los pichones (Carrión et al. 2017, Causton et al. 2013, Bueno et al. 2021). Las técnicas de aplicación han variado desde el rociamiento de la vegetación y la inyección en el material del nido, hasta la auto-fumigación (Alves et al. 2021, Bueno et al. 2021). Aunque se requieren estudios adicionales para confirmar la eficacia insecticida en las especies parásitas del Tordo Amarillo, estas estrategias han sido ampliamente utilizadas para el control de moscas y presentan un bajo riesgo para organismos no objetivo.

**5.** Fortalecer el trabajo conjunto con entidades y fuerzas de seguridad encargadas de regular la caza y captura de fauna silvestre. La captura ilegal hoy en día no es una amenaza tan grande para el Tordo Amarillo como para otras aves en peligro, como el Cardenal Amarillo (*Gubernatrix cristata*) y los capuchinos del género *Sporophila* spp. (Domínguez et al. 2017, Turbek et al. 2019). Sin embargo, en la provincia de Entre Ríos registramos actividad de trampado que derivó con la captura de un adulto de Tordo Amarillo en una de las colonias en las cuales trabajamos. Teniendo en cuenta que, en esta provincia, las colonias se encuentran comúnmente en áreas de fácil acceso, como los bordes de las rutas y caminos, la alta filopatría de los individuos hace de estos sitios “spots” conocidos y visitados año tras año por trampistas.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aldabe, J., Rocca, P., y Claramunt, S. (2009). Uruguay. En: Devenish C., Díaz Fernández D.F., Clay R.P., Davidson I., y Yépez Zabala I. (editores). Important Bird Areas Americas - Priority sites for biodiversity conservation. BirdLife Conservation Series No. 16. Quito, Ecuador: 383–392.
- Allendorf, F.W., Luikart, G.H., y Aitken, S.N. (2013). Conservation and the genetics of populations. 2<sup>nd</sup> Edition. Hoboken, John Wiley & Sons.
- Alves, F., Langmore, N., Heinsohn, R., y Stojanovic, D. (2021). ‘Self-fumigation’ of nests by an endangered avian host using insecticide-treated feathers increases reproductive success more than tenfold. *Animal Conservation*, 24(2):239–245.
- Antoniazzi, L.R., Manzoli, D.E., Rohrmann, D., Saravia, M.J., Silvestri, L., y Beldomenico, P.M. (2011). Climate variability affects the impact of parasitic flies on Argentinean Forest birds. *Journal of Zoology*, 283:126–134.
- Apellaniz, M., Burnside, N.G., y Brolly, M. (2021). Temperate grassland afforestation dynamics in the Aguapey valuable grassland area between 1999 and 2020: Identifying the need for protection. *Remote Sensing*, 14(1):74. <https://doi.org/10.3390/rs14010074>
- Arendt, W.J. (1985). *Philornis* ectoparasitism of pearly-eyed thrashers. I. Impact on growth and development of nestlings. *The Auk*, 102:270–280.
- Arnold, T.W. (2010). Uninformative parameters and model selection using Akaike's Information Criterion. *The Journal of Wildlife Management*, 74:1175–1178.
- Askins, R.A., Chávez-Ramírez, F., Dale B.C., Haas, C.A., Herkert, J.R., Knopf, F.L., y Vickery, P.D. (2007). Conservation of Grassland Birds in North America: Understanding Ecological Processes in Different Regions. *Ornithological Monographs*, 64:1–46.
- Asquith, N.M. (2001). Misdirections in conservation biology. *Conservation Biology*, 15(2):345–352.
- Astié, A.A. y Reboreda, J.C. (2006). Costs of egg punctures and parasitism by Shiny Cowbirds (*Molothrus bonariensis*) at Creamy-Bellied Thrush (*Turdus amaurochalinus*) Nests. *The Auk*, 123:23–32.

Azpiroz, A.B. (2000). Biología y conservación del Dragón (*Xanthopsar flavus*, Icteridae) en la Reserva de Biosfera Bañados del Este. Probides, Documentos de trabajo n°29.

Azpiroz, A.B., Isacch, J.P., Dias, R.A., Di Giacomo, A.S., Fontana, C.S., y Palarea, C.M. (2012). Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: a review. *Journal of Field Ornithology*, 83:217–246.

Azpiroz, A.B., y Blake, J.G. (2016). Associations of grassland birds with vegetation structure in the Northern Campos of Uruguay. *The Condor*, 118(1):12–23. <https://doi.org/10.1525/cond.2009.080111>

Baeza, S., y Paruelo, J.M. (2020). Land use/land cover change (2000–2014) in the Rio de la Plata grasslands: an analysis based on MODIS NDVI time series. *Remote sensing*, 12(3):381. <https://doi.org/10.3390/rs12030381>

Baguette, M., Blanchet, S., Legrand, D., Stevens, V.M., y Turlure, C. (2013). Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. *Biological Reviews*, 88(2):310–326.

Bahía, R. y Zalba S. (2019). Changes in grassland bird communities and breeding success after a fire in the Argentinian Pampas. *Biodiversity and Conservation*, 28:3767–3786.

Banda, E. y Blanco G. (2009). Implications of nest-site limitation on density-dependent nest predation at variable spatial scales in a cavity-nesting bird. *Oikos*, 118:991–1000.

Barber, C., Nowak, A., Tulk, K., y Thomas, L. (2010). Predator exclosures enhance reproductive success but increase adult mortality of piping plovers (*Charadrius melanotos*). *Avian Conservation and Ecology*, 5(2):6.

Beecher, W.J. (1951). Adaptations for food-getting in the American blackbirds. *The Auk*, 68(4):411–440.

Beier, C., Repenning, M., Pereira, M.S., Pereira, A. y Fontana, C.S. (2017). Cooperative breeding and demography of Yellow Cardinal *Gubernatrix cristata* in Brazil. *Revista Brasileira de Ornitología*, 25:12–19.

Beja, P., Schindler, S., Santana, J., Porto, M., Morgado, R., Moreira, F., Pita, R., Mira, A., y Reino L. (2013). Predators and livestock reduce bird nest survival in intensive Mediterranean farmland. *European Journal of Wildlife Research*, 60:249–258.

Beletsky, L.D., y Orians, G.H. (1987). Territoriality among male red-winged blackbirds: I. Site fidelity and movement patterns. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 20:21–34.

Beletsky, L.D., y Orians, G.H. (1994). Site fidelity and territorial movements of males in a rapidly declining population of yellow-headed blackbirds. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 34:257–265.

Bencke, G.A., Maurício, G.N., Develey, P.F., y Goerck, J.M. (2006). Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil. Parte I – Estados do Domínio da Mata Atlântica. São Paulo: SAVE Brasil.

Bennet, A.F., y Saunders, D.A. (2010). Habitat fragmentation and landscape change. En: Sodhi N. S., y Ehrlich P.R. (editores). *Conservation biology for all*. Oxford University Press, 93:1544–1550.

Bergin, T.M., Best, L.B., Freemark, K.E., y Koehler, K.J. (2000). Effects of landscape structure on nest predation in roadsides of a midwestern agroecosystem: a multiscale analysis. *Landscape Ecology*, 15:131–143.

Bertsch, C., y Barreto, G. R. (2008). Abundancia y área de acción del paují de copete (*Crax daubentoni*) en los llanos centrales de Venezuela. *Ornitología Neotropical*, 19:287–293.

Beyer, H.L., Venter, O., Grantham, H.S., y Watson, J.E.M. (2020). Substantial losses in ecoregion intactness highlight urgency of globally coordinated action. *Conservation Letters*, Wiley-Blackwell, 13(2):e12692

Biagolini-Jr, C., y Macedo, R.H. (2021). *Philornis* infection in blue-black grassquits: impact on nestlings 461 and risk factors involved. *Journal of Avian Biology*, 52:1–20.

Bilanca, D., y Miñarro, F. (2004). Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y Sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.

BirdLife International (2024a). Species factsheet: Threatened Birds of the Argentina. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 01/02/2024.

BirdLife International (2024b) Species factsheet: *Xanthopsar flavus*. Downloaded from <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/saffron-cowled-blackbird-xanthopsar-flavus> on 01/02/2024.

Boatman, N.D., Parry, H.R., Bishop, J.D., y Cuthbertson, A.G. (2007). Impacts of agricultural change on farmland biodiversity in the UK. En: Hester, R.E., y Harrison, R.M. (editores). *Issues in Environmental Science and Technology*, 25:1–32.

Bonzi, V.R., Cabral, H., Del Castillo, H., Benítez-Riveros, C., Galluppi, T., Sforza, L., Báez, M., y Yanosky, A. (2021). An assessment of the Important Bird Areas (IBAs) of southern Paraguayan grasslands. *Bird Conservation International*, 31(2):312–325.

Börger, L., Franconi, N., Ferretti F., Meschi, F., De Michele, G., Gantz, A., y Coulson, T. (2006). An integrated approach to identify spatiotemporal and individual-level determinants of animal home range size. *The American Naturalist*, 168:471–485.

Bosque, C., y Bosque, M.T. (1995). Nest predation as a selective factor in the evolution of developmental rates in altricial birds. *The American Naturalist*, 145(2):234–260.

Bowler, D.E., y Benton, T.G. (2005). Causes and consequences of animal dispersal strategies: relating individual behaviour to spatial dynamics. *Biological reviews*, 80(2):205–225.

Breininger, D.R. (1999). Florida scrub-jay demography and dispersal in a fragmented landscape. *The Auk*, 116(2):520–527.

Brickle, N.W., Harper, D.G., Aebischer, N.J., y Cockayne, S.H. (2000). Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings *Miliaria calandra*. *Journal of Applied Ecology*, 37(5):742-755.

Bried, J., Pontier, D., y Jouventin, P. (2003). Mate fidelity in monogamous birds: a re-examination of the Procellariiformes. *Animal Behaviour*, 65:235-246.

Brown, C.R., Stutchbury, B.J., y Walsh, P.D. (1990) Choice of colony size in birds. *Trends in Ecology and Evolution*, 5:398–403

Brown, C.R., y Brown, M.B. (1996). *Coloniality in the cliff swallow: the effect of group size on social behavior*. University of Chicago Press, Chicago, USA.

Brown, C.R. y Brown, M.B. (2004). Empirical measurement of parasite transmission between groups in a colonial bird. *Ecology*, 85:1619–1626.

Browne, M. (2022). Las aves amenazadas como indicadores de sustentabilidad ambiental de la actividad ganadera y de conservación en pastizales del noreste argentino. Tesis doctoral. Universidad Nacional Del Nordeste

Browne, M., Turbek, S.P., Pasian, C., y Di Giacomo, A.S. (2021). Low reproductive success of the endangered Iberá Seedeater in its only known breeding site, the Iberá Wetlands, Argentina. *The Condor*, 123(2), <https://doi.org/10.1093/ornithapp/duab008>.

Budnik, J.M., Thompson III, F.R., y Ryan, M.R. (2002). Effect of habitat characteristics on the probability of parasitism and predation of Bell's Vireo nests. *The Journal of wildlife management*:232–239.

Bueno, I., Singer, R.S., Yoe, C., Parrish, R., Travis, D.A., y Ponder, J.B. (2021). Optimizing Risk Management Strategies for the Control of *Philornis downsi*—A Threat to Birds in the Galápagos Islands. *Frontiers in Conservation Science*, 2, 721892. <https://doi.org/10.3389/fcosc.2021.721892>.

Bulgarella, M., Quiroga, M.A., Brito Vera, G.A., Dregni, J.S., Cunningham, F., Mosquera Muñoz, D.A., Monje, L.D., Causton, C.E., y Heimpel, G.E. (2015). *Philornis downsi*, an avian nest parasite invasive to the Galápagos Islands, in mainland Ecuador. *Annals of the Entomological Society of America*, 108:242–250

Bulgarella, M., Quiroga, M.A., y Heimpel, G.E. (2019). Additive negative effects of *Philornis* nest parasitism on small and declining Neotropical bird populations. *Bird Conservation International*, 29:339–360.

Burhans, D.E., Dearborn, D., Thompson III, F.R., y Faaborg, J. (2002). Factors affecting predation at songbird nests in old fields. *The Journal of wildlife management*, 66:240–249.

Burnham, K.P., y Anderson, D.R. (Eds.). (2002). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. New York, NY: Springer New York.

Byerly, P.A., Chesser, R.T., Fleischer, R.C., McInerney, N., Przelomska, N.A., y Leberg, P.L. (2023). Conservation genomics reveals low connectivity among populations of threatened roseate terns (*Sterna dougallii*) in the Atlantic Basin. *Conservation Genetics*, 24(3):331–345.

Cade, T.J., y Temple, S.A. (1995). Management of threatened bird species: evaluation of the hands-on approach. *Ibis*, 137, S161-S172.

Cadena, C.D., Cuervo, A.M., y Lanyon, S.M. (2004). Phylogenetic relationships of the Red-bellied Grackle (Icteridae: *Hopopyrrhus pyrohypogaster*) inferred from mitochondrial DNA sequence data. *The Condor*, 106(3):664–670.

Cale, P.G. (2003). The influence of social behavior, dispersal and landscape fragmentation on population structure in a sedentary bird. *Biological Conservation*, 109(2):237–248.

Calenge, C. (2023). Home range estimation in R: the adehabitatHR package.

Cava, J.A., Perlut, N.G., y Travis, S.E. (2016). Why come back home? Investigating the proximate factors that influence natal philopatry in migratory passerines. *Animal Behaviour*, 118:39–46.

Campos, B.R., Burnett, R.D., Loffland, H.L., y Siegel, R.B. (2020). Bird response to hydrologic restoration of montane riparian meadows. *Restoration Ecology*, 28(5):1262–1272.

Carbutt, C., Henwood, W.D., y Gilfedder, L.A. (2017). Global plight of native temperate grasslands: going, going, gone? *Biodiversity and Conservation*, 26(12):2911–2932.

Carnevali, R. (1994). Fitogeografía de la provincia de Corrientes. Gobierno de la Provincia de Corrientes-INTA, Corrientes, Argentina.

Carrión, P.L., Causton, C., Valle, C.A., Diekmann, M., y Villaroel, I. (2017). The use of formic acid to control the parasitism of the introduced fly *Philornis downsi* on land birds nest of Galapagos: an experimental study.

Carvalho, C.J.B. de, Couri, M.S., Pont, A.C., Pamplona, y D., Lopes, S.M. (2005). A catalogue of the Muscidae (Diptera) of the neotropical region. *Zootaxa*, 86:1–282.

Caughley, G. (1994). Directions in conservation biology. *Journal of animal ecology*, 215–244.

Causton, C., Cunningham, F., y Tapia, W. (2013). Management of the avian parasite *Philornis downsi* in the Galapagos Islands: a collaborative and strategic action plan. Galapagos report, 167–173.

Cayuela, H., Rougemont, Q., Prunier, J.G., Moore, J.S., Clobert, J., Besnard, A., y Bernatchez, L. (2018). Demographic and genetic approaches to study dispersal in wild animal populations: A methodological review. *Molecular ecology*, 27(20):3976–4010.

Chace, J.F., Farmer, C., Winfree, R., Curson, D.R., Jensen, W.E., Goguen, C.B., y Robinson, S.K. (2005). Cowbird (*Molothrus* spp.) ecology: a review of factors influencing distribution and abundance of cowbirds across spatial scales. *Ornithological Monographs*, 45–70.

Chiarani, E. y Fontana, C.S. (2015). Breeding biology of the Lesser Grass-Finch (*Emberizoides ypiranganus*) in southern Brazilian upland grasslands. *The Wilson Journal of Ornithology* 127:441–456.

Claassen, A.H., Arnold, T.W., Roche, E.A., Saunders, S.P., y Cuthbert, F.J. (2014). Factors influencing nest survival and renesting by Piping Plovers in the Great Lakes region. *The Condor: Ornithological Applications*, 116:394–407.

Clark, M.E., y Martin, T.E. (2007). Modeling tradeoffs in avian life history traits and consequences for population growth. *Ecological Modelling*, 209:110–120.

Clotfelter, E.D., y Yasukawa, K. (1999). The effect of aggregated nesting on Red-winged Blackbird nest success and brood parasitism by Brown-headed Cowbirds. *The Condor*, 101:729–736.

Cockburn, A., Osmond, H.L., Mulder, R.A., Green, D.J., y Double, M.C. (2003). Divorce, dispersal and incest avoidance in the cooperatively breeding superb fairy-wren *Malurus cyaneus*. *Journal of animal ecology*, 72(2):189–202.

Codesido, M., González-Fischer, C.M., y Bilenca, D.N. (2011). Distributional changes of landbird species in agroecosystems of central Argentina. *Condor* 113:266–273.

Codesido, M., y Bilenca, D. (2021). Avian assemblages associated with different grasslands managements in cattle production systems in the pampas of Argentina. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19(4):464–474

Collar N.J., Gonzaga, L.P Krabbe, L.P, Madrono, N.N., Naranjo, L.G., y Wege D.C. (1992). Threatened birds of the Americas, 3rd Edition. IUCN Red List and International Council for Bird Preservation, Cambridge, U.K.

Conrey, R.Y., Skagen, S.K., Yackel Adams, A.A., y Panjabi, A.O. (2016). Extremes of heat, drought and precipitation depress reproductive performance in shortgrass prairie passerines. *Ibis*, 158: 614–629.

Contreras, F.I., Ferrelli, F., y Piccolo, M.C. (2020). Impactos de eventos secos y lluviosos sobre cuerpos de agua periurbanos subtropicales: Aporte al ordenamiento del espacio urbano de Corrientes (Argentina).

Conway, C.J., y Martin, T.E. (2000). Evolution of passerine incubation behavior: influence of food, temperature, and nest predation. *Evolution*, 54(2): 670–685.

Couri, M.S. (1999). Myiasis caused by obligatory parasites. *Philornis* Meinert (Muscidae). En: Guimarães, J.H., Papavero, N. (editores). Myiasis in Man and Animals in the Neotropical Region. Editora Plêiade, São Paulo, Brasil: 51–70.

Couri, M.S., Rabuffetti, F.L., y Reboreda, J.C. (2005). New data on *Philornis seguyi* Garcia (1952) (Diptera, Muscidae). *Brazilian Journal of Biology*, 65:631–637.

Couri, M.S., Carvalho, C.J.B., y Löwenberg-Neto, P. (2007). Phylogeny of *Philornis* Meinert species (Diptera: Muscidae). *Zootaxa*, 1530:19–26.

Couri, M.S., Antoniazzi, L.R., Beldomenico, P., y Quiroga, M. (2009). Argentine *Philornis* Meinert species (Diptera: Muscidae) with synonymic notes. *Zootaxa*, 2261:52–62.

Cousseau, L., Hammers, M., Van de Loock, D., Apfelbeck, B., Githiru, M., Matthysen, E., y Lens, L. (2020). Habitat fragmentation shapes natal dispersal and sociality in an Afrotropical cooperative breeder. *Proceedings of the Royal Society B*, 287(1941):20202428.

Cox, W.A., Thompson III, F.R., Cox, A.S., y Faaborg, J. (2014). Post-fledging survival in passerine birds and the value of post-fledging studies to conservation. *The Journal of Wildlife Management*, 78(2):183–193.

Cruz, A., Manolis, T., y Wiley, J.W. (1985). The Shiny Cowbird: a brood parasite expanding its range in the Caribbean region. *Ornithological Monographs*, 36:607–620.

Cruz-Burgos, J.A. (2000). Movements, activity patterns and habitat use of the endangered yellow-shouldered blackbird [*Agelaius xanthomus xanthomus* (Sclater)] in southwestern Puerto Rico. University of Puerto Rico, Mayaguez (Puerto Rico).

Cuervo Bustamante, P.F., Percara, A.R.C., Monje, L.D., Beldomenico, P.M., y Quiroga, M.A. (2020). Environmental variables determining the distribution of an avian parasite: the case of the *Philornis torquans* complex in South America.

Da Silva, J.M.C. (1999). Seasonal movements and conservation of seedeaters of the genus *Sporophila* in South America. *Studies in Avian Biology*, 19:272–280.

Danchin, E., y Cam, E. (2002). Can non-breeding be a cost of breeding dispersal? *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 51:153–163.

Darrah, A.J. (2020). Mixed evidence for effects of stewardship on Least Tern reproductive success in coastal Mississippi. *The Condor*, 122(4), duaa050.

Davis, S.K. (2005). Nest-site selection patterns and the influence of vegetation on nest survival of mixed-grass prairie passerines. *The Condor*, 107:605–616.

De Felici, L., Piersma, T., y Howison, R.A. (2019). Abundance of arthropods as food for meadow bird chicks in response to short-and long-term soil wetting in Dutch dairy grasslands. *PeerJ*, 7, e7401.

de Hamel, R., y McLean, I.G. (1989). Caging as a technique for rearing wild passerine birds. *The Journal of Wildlife Management*, 852–856.

Debus, S.J.S. (2006). The role of intense nest predation in the decline of Scarlet Robins and Eastern Yellow Robins in remnant woodland near Armidale, New South Wales. *Pacific Conservation Biology*, 12(4): 279–287.

Delgado, M.D.M., Penteriani, V., Nams, V.O., y Campioni, L. (2009). Changes of movement patterns from early dispersal to settlement. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 64:35–43.

Delignette-Muller, M.L., Dutang, C., Pouillot, R., Denis, J.B., y Siberchicot, A. (2015). Package ‘fitdistrplus’. *Journal of Statistical Software*, 64(4):1–34.

DePalma, D.M. y Mermoz, M.E. (2019). Ground nesting birds in roadside borders of the Argentine Pampas: habitat use and predation risk of artificial nests. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 27:261–274.

Deshpande, J.N., Kaltz, O., y Fronhofer, E.A. (2021). Host–parasite dynamics set the ecological theatre for the evolution of state-and context-dependent dispersal in hosts. *Oikos*, 130:121–132.

Días R.A. y Maurício, G.N. (2002). Natural history notes and conservation of a Saffron-cowled Blackbird *Xanthopsar flavus* population in the southern coastal plain of Rio Grande do Sul, Brazil. *Bird Conservation International*, 12:255–268.

Días R.A., Bastazini, V.A. y Gianuca, A.T. (2014) Bird-habitat associations in coastal rangelands of southern Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, 104:200–208

Di Giacomo, A.S. (2005). Áreas Importantes para la Conservación de las Aves en la Argentina. En: Di Giacomo A.S. (editor). *Sitios Prioritarios para la Conservación de la Biodiversidad. Aves Argentinas / Asociación Ornitológica del Plata*, Buenos Aires, Argentina.

Di Giacomo, A.S., y Krapovickas, S. (2001). Afforestation threatens Argentina's grasslands. *World Birdwatch* 23:24–25.

Di Giacomo, A.S., y Di Giacomo, A.G. (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, A.S. y Casenave, J.L.D. (2010). Use and importance of crop and field-margin habitats for birds in a Neotropical agricultural ecosystem. *The Condor*, 112(2):283–293.

Di Giacomo, A.S., Vickery, P.D., Casañas, H., Spitznagel, O.A., Ostrosky, C., Krapovickas, S., y Bosso, A.J. (2010). Landscape associations of globally threatened grassland birds in the Aguapey river Important Bird Area, Corrientes, Argentina. *Bird Conservation International* 20:62–73.

Di Giacomo, A.G., Di Giacomo, A.S., y Reboreda, J.C. (2011a). Effects of grassland burning on reproductive success of globally threatened Strange-tailed Tyrants *Alectrurus risora*. *Bird Conservation International*, 21(4):411–422.

Di Giacomo, A.S., Di Giacomo, A.G., y Reboreda, J.C. (2011b). Male and female reproductive success in a threatened polygynous species: the Strange-tailed Tyrant, *Alectrurus risora*. *The Condor*, 113(3):619–628.

Di Giacomo, A.S., Cirignoli, S., Bosso, A.J., Gangenova, E., Giraudo, A.R., Varela, D., Zurita, A.G., Gil, G., Minoli, I., Zurano, J.P., Insaurralde, J.A., Solari, A., y Lozano, D. (2022). Propuesta de Áreas Claves para la Conservación de la Biodiversidad (KBA) en la Provincia de Corrientes, República Argentina. Aves Argentinas, CONICET y The Nature Conservancy, Buenos Aires.

Dinsmore, S.J. (2008). Influence of drought on annual survival of the Mountain Plover in Montana. *The Condor*, 110(1):45–54.

Dinsmore, S.J., y Dinsmore, J.J. (2007). Modeling avian nest survival in program MARK. *Studies in Avian Biology*, 34:73–83.

Dinsmore, S.J., Lauten, D.J., Castelein, K.A., Gaines, E.P., y Stern, M.A. (2014). Predator exclosures, predator removal, and habitat improvement increase nest success of Snowy Plovers in Oregon, USA. *The Condor*, 116(4):619–628.  
<https://doi.org/10.1650/CONDOR-14-7.1>

Dinsmore, S.J., Whithe, G.C. y Knopf, F.L. (2002). Advanced techniques for modeling avian nest survival. *Ecology*, 83:3476–3488.

Dion, N., Hobson, K.A., y Larivière, S. (2000). Interactive effects of vegetation and predators on the success of natural and simulated nests of grassland songbirds. *The Condor*, 102(3):629–634.

DiQuinzio, D.A., Paton, P.W., Eddleman, W.R., y Brawn, J. (2001). Site fidelity, philopatry, and survival of promiscuous Saltmarsh Sharp-tailed Sparrows in Rhode Island. *The Auk*, 118(4):888–899.

Dobson, F.S. (2012). Lifestyles and phylogeny explain bird life histories. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109:10747–10748

Doerr, V.A.J., y Doerr, E.D. 2(002). A dissolving leg harness for radio transmitter attachment in treecreepers. *Corella*, 26: 19–21.

Domínguez, M., Reboreda, J.C. y Mahler B. (2015). Impact of Shiny Cowbird and botfly parasitism on the reproductive success of the globally endangered Yellow Cardinal *Gubernatrix cristata*. *Bird Conservation International*, 25:294–305.

Domínguez, M., Tiedemann, R., Reboreda, J. C., Segura, L., Tittarelli, F., y Mahler, B. (2017). Genetic structure reveals management units for the yellow cardinal (*Gubernatrix cristata*), endangered by habitat loss and illegal trapping. *Conservation Genetics*, 18:1131–1140.

Donald, P.F., Green, R.E., y Heath, M.F. (2001). Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London Series B* 26:25–29.

Dotta, G., Phalan, B., Silva, T.W., Green, R., y Balmford, A. (2016). Assessing strategies to reconcile agriculture and bird conservation in the temperate grasslands of South America. *Conservation Biology*, 30(3):618–627.

Douglas, D.J., Lewis, M., Thatey, Z., y Teuten, E. (2021). Wetlands support higher breeding wader densities than farmed habitats within a nature-rich farming system. *Bird Study*, 68:100–111.

Douglas, D.J., Waldinger, J., Buckmire, Z., Gibb, K., Medina, J.P., Sutcliffe, L., Beckmann, C., Collar, N.J., Jansen, R., Kamp, J., Little, I., et al. (2023). A global review identifies agriculture as the main threat to declining grassland birds. *IBIS*, 165:1107–1128.

Duca, C. y Marini, M.Â. (2014). High survival and low fecundity of a Neotropical savanna tanager. *Emu-Austral Ornithology*, 114:121–128.

Dudaniec, R.Y. y Kleindorfer, S. (2006). Effects of the parasitic flies of the genus *Philornis* (Diptera: Muscidae) on birds. *Emu-Austral Ornithology*, 106:13–20. <https://doi.org/10.1071/MU04040>

Dudaniec, R. Y., Fessl, B., y Kleindorfer, S. (2007). Interannual and interspecific variation in intensity of the parasitic fly, *Philornis downsi*, in Darwin's finches. *Biological Conservation*, 139:325–332.

Elliot, G.P., Merton, D.V., y Jansen, P.W. (2001). Intensive management of a critically endangered species: the kakapo. *Biological Conservation*, 99:121–133.

Ellison, N., Hatchwell, B. J., Biddiscombe, S. J., Napper, C. J., y Potts, J. R. (2020). Mechanistic home range analysis reveals drivers of space use patterns for a non-territorial passerine. *Journal of Animal Ecology*, 89(12):2763–2776

Emlen, S.T. y Demong, N.J. (1975). Adaptive significance of synchronized breeding in a colonial bird: A new hypothesis. *Science*, 88:1029–1031.

Evans, K.L. (2004). The potential for interactions between predation and habitat changes to cause population declines of farmland birds. *IBIS*, 146(1):1–13.

Fair, J.M., y Jones, J. (Eds. 2023). Guidelines to the use of wild birds in research. Washington, D.C. Ornithological Council.

Fajardo, N., Strong, A.M., Perlut, N.G., y Buckley, N.J. (2009). Natal and breeding dispersal of Bobolinks (*Dolichonyx oryzivorus*) and Savannah Sparrows (*Passerculus sandwichensis*) in an agricultural landscape. *The Auk*, 126:310–318.

Farine, D.R., Montiglio, P.O., y Spiegel, O. (2015). From individuals to groups and back: the evolutionary implications of group phenotypic composition. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(10):609–621.

Fessl, B., y Tebbich, S. (2002). *Philornis downsi*—a recently discovered parasite on the Galápagos archipelago—a threat for Darwin's finches? *IBIS*, 144:445–451.

Fessl, B., Heimpel, G.E., Causton, C.E. (2018). Invasion of an avian nest parasite, *Philornis downsi*, to the Galapagos Islands: colonization history, adaptations to novel ecosystems, and conservation challenges, in: Parker, P. (Eds.). *Disease Ecology. Social and Ecological Interactions in the Galapagos Islands*. Springer, Cham.

Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H. et al. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309:570–574.

Fonseca, V.S.D.S., Petry, M.V., y Fonseca, F.L.D.S. (2004). A new breeding colony of the Saffron-cowled Blackbird (*Xantopsar flavus*) in Rio Grande do Sul, Brazil. *Ornitologia Neotropical*, 15:133–137.

Fontana, C.S. (1994). História Natural de *Heteroxolmis dominicana* (Vieillot 1823) (Aves, Tyrannidae) com ênfase na relação ecológica com *Xanthopsar flavus* (Gmelin 1788) (Aves, Icteridae), no nordeste do Rio Grande do Sul (Thesis Doctoral, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul, Brazil).

Fraga, R.M. (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, R.M. (2005). Ecology, behavior and social organization of Saffron-cowled blackbirds (*Xanthopsar flavus*). *Ornitología Neotropical* 16:15–29.

Fraga, R.M., Casañas, H., y Pugnali, G. (1998). Natural history and conservation of the endangered Saffron-cowled Blackbird *Xanthopsar flavus* in Argentina. *Bird Conservation International*, 8:255–267.

Francesiaz, C., Farine, D., Laforge, C., Béchet, A., Sadoul, N., y Besnard, A. (2017). Familiarity drives social philopatry in an obligate colonial breeder with weak interannual breeding-site fidelity. *Animal behavior*, 124:125–133.

Frankham, R. (1995). Effective population size/adult population size ratios in wildlife: a review. *Genetic Research* 66(2):95–107.

Frankham, R., Ballou, J. D., Ralls, K., Eldridge, M., Dudash, M. R., Fenster, C. B., y Sunnucks, P. (editores). (2019). A practical guide for genetic management of fragmented animal and plant populations. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198783411.001.0001>

Franks, S.E., Roodbergen, M., Teunissen, W., Carrington Cotton, A., y Pearce-Higgins, J.W. (2018). Evaluating the effectiveness of conservation measures for European grassland-breeding waders. *Ecology and Evolution*, 8(21):10555–10568.

Fuller, R.J. (2000). Relationships between recent changes in lowland British agriculture and farmland bird populations: an overview. En: Aebischer, N.J., Evans, A.D., Grice, P., y Vickery, J.A. (editores). *Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds*. British Ornithologists' Union, Tring, UK.

Fuller, R.J. (2012). The bird and its habitat: an overview of concepts. *Birds and habitat: relationships in changing landscapes*, 3–36.

García, M. (1952). Las especies argentinas del género *Philornis* Mein., con descripción de especies nuevas (Diptera Anthom.). Revista de la Sociedad Entomológica Argentina, 15:277–293.

Gautschi, D., Čulina, A., Heinsohn, R., Stojanovic, D., y Crates, R. (2024). Protecting wild bird nests against predators: A systematic review and meta-analysis of non-lethal methods. *Journal of Applied Ecology*.

Gibbons D.W., Amar A., Anderson G.Q.A., Bolton M., Bradbury R.B., Eaton M.A., Evans A.D., Grant M.C., Gregory R.D., Hilton G.M., Hiron G.J.M., Hughes J., Johnstone I., Newbery P., Peach W.J., Ratcliffe N., Smith K.W., Summers R.W., Walton P. y Wilson J.D. (2007). The predation of wild birds in the UK: a review of its conservation impact and management. RSPB Research Report no 23. RSPB, Sandy.

Gibson, D. (2009). *Grasses and grassland ecology*. Oxford University Press. Oxford, UK.

Gibson, D., Blomberg, E.J., Atamian, M.T., y Sedinger, J.S. (2015). Observer effects strongly influence estimates of daily nest survival probability but do not substantially increase rates of nest failure in Greater Sage-Grouse. *The Auk: Ornithological Advances*, 132(2):397–407.

Ginter, D.L., y Desmond, M.J. (2005). Influence of foraging and roosting behavior on home-range size and movement patterns of Savannah Sparrows wintering in south Texas. *The Wilson Bulletin*, 117(1):63–71. Godet, L., Marquet, M., Eybert, M. C., Grégoire, E., Monnet, S., y Fournier, J. (2015). Bluethroats *Luscinia svecica namnetum* offset landscape constraints by expanding their home range. *Journal of Ornithology*, 156:591–600.

Goguen, C.B., y Mathews, N.E. (2000). Local gradients of cowbird abundance and parasitism relative to livestock grazing in a western landscape. *Conservation Biology*, 14(6): 1862–1869.

Gomes, L.R., González, A.R., de Carvalho, C.J., Couri, M.S., Fogaça, J.M., y Roper, J.J. (2022). Taxonomy and observations of three species of Brazilian *Philornis* Meinert (Diptera, Muscidae) and two new host species of cavity-nesting birds. *Zoologischer Anzeiger*, 298:29–38.

Gonzalez, E., Jauregui, A., y Segura, L.N. (2022). The impacts of parasitic flies (*Philornis* spp.) on nestlings of three passerines in a southern temperate forest of Argentina. *Ardeola*, 69:3–20.

Gowaty, P.A. (1993). Differential dispersal, local resource competition, and sex ratio variation in birds. *The American Naturalist*, 141(2):263–280.

Graham, L., Gaulton, R., Gerard, F., y Staley, J. T. (2018). The influence of hedgerow structural condition on wildlife habitat provision in farmed landscapes. *Biological Conservation*, 220:122–131.

Grames, E. M., Montgomery, G.A., Youngflesh, C., Tingley, M.W., y Elphick, C.S. (2023). The effect of insect food availability on songbird reproductive success and chick body condition: Evidence from a systematic review and meta-analysis. *Ecology Letters*, 26(4):658–673.

Grant, T.A., Shaffer, T.L., Madden, E.M., y Pietz, P.J. (2005). Time-specific variation in passerine nest survival: new insights into old questions. *The Auk*, 122(2):661–672.

Green, R.E. (2004). Breeding biology. En Sutherland, W.J., Newton, I., y Green, R.E. (editores). *Bird Ecology and Conservation*, Oxford University Press, Oxford: 57–83.

Greenwood, P.J. (1980) Mating systems, philopatry, and dispersal in birds and mammals. *Animal Behavior* 28:1140–1162.

Greenwood, P.J., y Harvey, P.H. (1982). The natal and breeding dispersal of birds. *Annual review of Ecology and Systematics*, 13(1):1–21.

Grüebler, M.U. y Naef-Daenzer, B. (2010). Survival benefits of post-fledging care: experimental approach to a critical part of avian reproductive strategies. *Journal of Animal Ecology*, 79:334–341.

Grüebler, M.U., Schuler, H., Horch, P., y Spaar, R. (2012). The effectiveness of conservation measures to enhance nest survival in a meadow bird suffering from anthropogenic nest loss. *Biological Conservation*, 146: 197–203.

Gummer, H., Taylor, G., Wilson, K.J., y Rayner, M.J. (2015). Recovery of the endangered Chatham petrel (*Pterodroma axillaris*): a review of conservation management techniques from 1990 to 2010. *Global Ecology and Conservation*, 3:310–323.

Hanisch, P.E., Lavinia, P.D., Suarez, A.V., Lijtmaer, D.A., Leponce, M., Paris, y C.I., Tubaro, P.L. (2017). Mind the gap! Integrating taxonomic approaches to assess ant diversity at the southern extreme of the Atlantic Forest. *Ecology and Evolution*, 7, 10451e10466.

Hartmann, S.A., Segelbacher, G., Juiña, M.E., y Schaefer, H.M. (2015). Effects of habitat management can vary over time during the recovery of an endangered bird species. *Biological Conservation*, 192:154–160.

Hartway, C., y Mills, L.S. (2012). A meta-analysis of the effects of common management actions on the nest success of North American birds. *Conservation Biology*, 26(4):657–666.

Hayes, C.D., Hayes, T.I., McClure, C.J.W., Quiroga, M., Thorstrom, R.K. y Anderson, D.L. Native parasitic nest fly impacts reproductive success of an island-endemic host. *Animal Conservation* 22: 644 157–164.

Hedrick, P.W, Lacy, R.C., Allendorf, F.W., y Soulé, M.E. (1996). Directions in Conservation Biology: Comments on Caughley. *Conservation Biology*, 10(5):1312–1320.

Henwood, W.D. (2010). Toward a strategy for the conservation and protection of the world's temperate grasslands. *Great Plains Research*, 20:121–134.

Hernández-Triana, L.M., Prosser, S.W., Rodríguez-Perez, M.A., Chaverri, L.G., Hebert, P.D.N., y Gregory, T.R. (2014). Recovery of DNA barcodes from blackfly museum specimens (Diptera: *Simuliidae*) using primer sets that target a variety of sequence lengths. *Molecular Ecology Resources*, 14:508–518.

Hervé, M. (2022). RVAideMemoire: Testing and plotting procedures for biostatistics. R package. version 0.9-69-3. <https://CRAN.R-project.org/package=RVAideMemoire>

Hewett Ragheb, E.L., Miller, K.E., y Hoerl Leone, E. (2019). Exclosure fences around nests of imperiled Florida Grasshopper Sparrows reduce rates of predation by mammals. *Journal of Field Ornithology*, 90(4):309–324.

Hoekstra, J.M., Boucher, T.M., Ricketts, T.H., y Roberts, C. (2005). Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8(1):23–29.

Hollander, M., D.A. Wolfe, y E. Chicken (2013). Nonparametric statistical methods. John Wiley & Sons.

Hoover, J.P. (2003). Decision rules for site fidelity in a migratory bird, the Prothonotary Warbler. *Ecology* 84:416–430.

Hughes, M., y Hyman, J. (2011). Should I stay or should I go now: late establishment and low site fidelity as alternative territorial behaviors. *Ethology*, 117(11):979–991.

Irisarri, J.G.N., y Oesterheld, M. (2020). Temporal variation of stocking rate and primary production in the face of drought and land use change. *Agricultural Systems* 178:102750.

Isacch, J.P., y Cardoni, D.A. (2011). Different grazing strategies are necessary to conserve endangered grassland birds in short and tall salty grasslands of the flooding Pampas. *The Condor*, 113(4):724–734.

Isaksson, D., Wallander, J., y Larsson, M. (2007). Managing predation on ground-nesting birds: The effectiveness of nest exclosures. *Biological Conservation*, 136(1):136–142.

Ivanova, N.V., de Waard, J.R., y Hebert, P.D.N. (2006). An inexpensive, automation friendly protocol for recovering high-quality DNA. *Molecular Ecology Notes*, 6, 998e1002.

Jahn, A.E., Cueto, V.R., Fontana, C.S., Guaraldo, A.C., Levey, D.J., Marra, P.P., y Ryder, T.B. (2020). Bird migration within the Neotropics. *The Auk*, 137(4):ukaa033.

Janzen, D.H., Hallwachs, W., Blandin, P., Burns, J.M., Cadiou, J.M., Chacon, I., et al. (2009). Integration of DNA barcoding into an ongoing inventory of complex tropical biodiversity. *Molecular Ecology Resources*, 9:1–26.

Jaramillo, A., y Burke, P. (1999). New World blackbirds. The icterids. New Jersey, United States: Princeton University Press.

Jehle, G., Yackel Adams, A.A., Savidge, J.A., y Skagen, S.K. (2004). Nest survival estimation: a review of alternatives to the Mayfield estimator. *The Condor*, 106(3):472–484.

Jeltsch, F., Bonte, D., Pe'er, G., Reineking, B., Leimgruber, P., Balkenhol, N., Schröder, B., Buchmann, C.M., Mueller, T., Blaum, N., Zurell, D., et al. (2013). Integrating movement ecology with biodiversity research-exploring new avenues to address spatiotemporal biodiversity dynamics. *Movement Ecology*, 1:1–13.

Johnson, M., y Oring, L.W. (2002). Are nest exclosures an effective tool in plover conservation? *Waterbirds*, 25(2):184–190.

Johnson, T.N., Kennedy, P.L., y Etterson, M.A. (2012). Nest success and cause-specific nest failure of grassland passerines breeding in prairie grazed by livestock. *The Journal of Wildlife Management*, 76:1607–1616.

Jones, C.G. (2004). Conservation management of endangered birds. *Bird Ecology and Conservation: A Handbook of techniques*, 1:269–302.

Jones, Z.F., y Bock, C.E. (2005). The Botteri's Sparrow and exotic Arizona grasslands: An ecological trap or habitat regained?. *The Condor*, 107(4):731–741.

Kentie, R., Both, C., Hooijmeijer J.C., y Piersma T. (2015). Management of modern agricultural landscapes increases nest predation rates in Black-tailed Godwits *Limosa limosa*. *IBIS* 157:614–625.

Keo, O., Collar, N.J., y Sutherland, W.J. (2009). Nest protectors provide a cost-effective means of increasing breeding success in giant ibis *Thaumatibis gigantea*. *Bird Conservation International*, 19(1):77–82.

Kernohan, B.J., Gitzen, R.A., y Millspaugh, J.J. (2001). Analysis of animal space use and movements. In *Radio tracking and animal populations* (pp. 125-166). Academic Press.

Kim, S.Y., Torres, R., y Drummond, H. (2009). Simultaneous positive and negative density-dependent dispersal in a colonial bird species. *Ecology*, 90(1):230–239.

Kimura, M. (1980). A simple method for estimating evolutionary rates of base substitutions through comparative studies of nucleotide sequences. *Journal of Molecular Evolution*, 16:111–120.

Kingma, S.A., Komdeur, J., Hammers, M., y Richardson, D.S. (2016). The cost of prospecting for dispersal opportunities in a social bird. *Biology Letters*, 12(6):20160316.

Kingma, S.A., Komdeur, J., Burke, T., y Richardson, D.S. (2017). Differential dispersal costs and sex-biased dispersal distance in a cooperatively breeding bird. *Behavioral Ecology*, 28(4):1113–1121.

Klug, P., Wolfenbarger, L.L., y McCarty, J.P. (2009). The nest predator community of grassland birds responds to agroecosystem habitat at multiple scales. *Ecography*, 32:973–982.

Knutie, S.A., Owen, J.P., McNew, S.M., Bartlow, A.W., Arriero, E., Herman, J.M., DiBlasi, E., Thompson, M., Koop, J.A.H., y Clayton, D.H. (2016). Galápagos mockingbirds tolerate introduced parasites that affect Darwin's finches. *Ecology*, 97(4):940–950.

Koleček, J., Schleuning, M., Burfield, I.J., Báldi, A., Böhning-Gaese, K., Devictor, V., Fernández-García, J.M., Horák, D., Van Turnhout, C.A. M., Hnatyna, O., y Reif, J. (2014). Birds protected by national legislation show improved population trends in Eastern Europe. *Biological Conservation*, 172:109–116.

Kolts, J.R., y McRae, S.B. (2017). Seasonal home range dynamics and sex differences in habitat use in a threatened, coastal marsh bird. *Ecology and Evolution* 7(4):1101–1111 DOI 10.1002/ece3.2761.

Kuehler, C., Lieberman, A., Oesterle, P., Powers, T., Kuhn, M., Kuhn, J., Nelson, T.S., Herrmann, C., Harrity, P., Tweed, E., Fancy, S., Woodworth, B., y Telfer, T. (2000). Development of restoration techniques for Hawaiian thrushes: Collection of wild eggs, artificial incubation, hand-rearing, captive-breeding, and re-introduction to the wild. *Zoo Biology*: Published in affiliation with the American Zoo and Aquarium Association, 19(4):263–277.

Lack, D. (1968). Ecological adaptations for breeding in birds. En: Methuen. London. Lindell, C., y Bosque, C. (editores). Notes on the breeding and roosting biology of Troupials (*Icterus icterus*) in Venezuela. *Ornitología Neotropical*, 10:85–90.

Lanyon, S.M., y Omland, K.E. (1999). A molecular phylogeny of the blackbirds (Icteridae): five lineages revealed by cytochrome-B sequence data. *The Auk*, 116:629–639.

Lebreton, J.D., J.E. Hines, R. Pradel, J.D. Nichols, y J.A. Spendelow (2003). Estimation by capture-recapture of recruitment and dispersal over several sites. *Oikos* 101:253–264.

Li, Y., Piersma, T., Hooyjmeijer, J.C., y Howison, R.A. (2023). Land-use intensity impacts habitat selection of ground-nesting farmland birds in The Netherlands. *Ecological Solutions and Evidence*, 4(1), e12201.

Lima, S.L. (2009). Predators and the breeding bird: behavioral and reproductive flexibility under the risk of predation. *Biological Reviews*, 84(3):485–513.

Little, I.T., Hockey, P.A., y Jansen, R. (2015). Predation drives nesting success in moist highland grasslands: the importance of maintaining vegetation cover for bird conservation. *Ostrich*, 86:97–111.

Liu, T., Xu, Y., Mo, B., Shi, J., Cheng, Y., Zhang, W., y Lei, F. (2020). Home range size and habitat use of the blue-crowned laughingthrush during the breeding season. *PeerJ*, 8, e8785.

Lopes, L.E., y Marini, M.Â. (2005). Low reproductive success of Campo Suiriri (*Suiriri affinis*) and Chapada Flycatcher (*S. islerorum*) in the central Brazilian Cerrado. *Bird Conservation International*, 15(4):337–346.

Lopes, L.E., de Meireles, R.C., Peixoto, H.J.C., Teixeira, J.P.G., de SS Machado, T. L., y Lombardi, V.T. (2023). Movement ecology of the threatened Campo Miner *Geositta poeciloptera* and its implications for the conservation of tropical open grassland birds. *Bird Conservation International*, 33, e38

Löwenberg-Neto, P. (2008). The structure of the parasite–host interactions between *Philornis* (Diptera: Muscidae) and neotropical birds. *Journal of Tropical Ecology*, 24:575–580.

Mabee, T.J., y Estelle, V.B. (2000). Assessing the effectiveness of predator exclosures for plovers. *The Wilson Bulletin*, 112(1):14–20.

Macdonald, D.W., Mace, G.M., y Barretto, G.R. (1999). The effects of predators on fragmented prey populations: a case study for the conservation of endangered prey. *Journal of Zoology*, 247:487–506.

Machtans, C.S., Van Wilgenburg, S.L., Armer, L.A., y Hobson, K.A. (2007). Retrospective comparison of the occurrence and abundance of Rusty Blackbird in the Mackenzie Valley, Northwest Territories. *Avian Conservation & Ecology*, 2(1).

Magrath, R.D. (1992). Roles of egg mass and incubation pattern in establishment of hatching hierarchies in the blackbird (*Turdus merula*). *The Auk*, 109:474–487.

Major, R.E., Ashcroft, M.B., y Davis, A. (2015). Nest caging as a conservation tool for threatened songbirds. *Wildlife Research*, 41(7):598–605.

Manzoli, D.E., Antoniazzi, L.R., y Beldomenico, P.M. (2011). Cambio ambiental global, parásitos y la salud de sus hospedadores: las moscas parásitas del género *Philornis* en pichones de aves. *El Hornero*, 26:045–053.

Manzoli D., Antoniazzi L., Saravia M., Silvestri L., Rorhmann D., Beldomenico P. (2013). Multi-Level Determinants of Parasitic Fly Infection in Forest Passerines. *PLoS ONE* 8: e67104.

Marcacci, G., Gremion J., Mazenauer J., Sori T., Kebede F., Ewnetu M., Christe, P., Arlettaz, R., y Jacot A. (2020). Large-scale versus small-scale agriculture: Disentangling the relative effects of the farming system and semi-natural habitats on birds' habitat preferences in the Ethiopian highlands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 289:106–737.

Maresh Nelson, S. B., Ribic, C. A., Niemuth, N. D., Bernath-Plaisted, J., y Zuckerberg, B. (2024). Sensitivity of North American grassland birds to weather and climate variability. *Conservation Biology*, 38(1), e14143.

Martin, T.E. (1993). Nest predation and nest sites. *BioScience*, 43(8):523–532.

Martin, T.E. (1995). Avian life history evolution in relation to nest sites, nest predation, and food. *Ecological Monographs*, 65:101–127.

Martin, T.E., y Geupel, G.R. (1993). Nest-monitoring plots: Methods for locating nests and monitoring success. *Journal of Field Ornithology* 64:507–519.

Martin, T.E., Scott, J., y Menge, C. (2000). Nest predation increases with parental activity: separating nest site and parental activity effects. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 267(1459):2287–2293.

Martin, T.E., y Briskie, J.V. (2009). Predation on dependent offspring: a review of the consequences for mean expression and phenotypic plasticity in avian life history traits. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1168(1):201–217.

Martin, T.E., Tobalske, B., Riordan, M.M., Case, S.B., y Dial, K.P. (2018). Age and performance at fledging are a cause and consequence of juvenile mortality between life stages. *Science Advances*, 4(6), eaar1988.

Martin, S.G. (2002). Brewer's Blackbird (*Euphagus cyanocephalus*), version 2.0. En: Poole, A.F., y Gill, F. B. (editores). *The Birds of North America* (Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bna.616>

Matteucci, S.D. (2012). Ecorregión Campos y Malezales. En: Morello, J., Matteucci, S., y Rodríguez, A. (editores). *Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos* (Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina.

Matteucci, S.D., Silva, M.E., y Rodríguez, A.F. (2016). Clasificaciones de la tierra: ¿provincias fitogeográficas, ecorregiones o paisajes? *Fronteras* 14:1–16.

Matthysen, E. (2012). Multicausality of dispersal: a review. *Dispersal ecology and evolution* 27:3–18.

Matthysen, E., y Clobert, J. (2012). Multicausality of dispersal: a review. *Dispersal ecology and evolution*, 27: 3–18.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y de Aves Argentinas, (2017). Categorización de las Aves de la Argentina según su estado de conservación. Informe edición electrónica. C.A. Buenos Aires, Argentina.

Meese, R.J. (2013). Chronic low reproductive success of the colonial tricolored blackbird from 2006 to 2011. *Western Birds*, 44(1):98–113.

Mermoz, M.E., y Reboreda, J.C. (1998). Nesting success in Brown-and-yellow Marshbirds: effects of timing, nest site, and brood parasitism. *The Auk*, 115(4):871–878.

Mermoz, M.E., Depalma, D.M., Valverde, A.C., Gancedo, J.M., y Charnelli, E.M. (2016). Evaluación de bordes de caminos como fuentes de recursos para las aves en la Pampa Deprimida. *El Hornero*, 31(1):13–26.

Mineau, P., y McLaughlin, A. (1996). Conservation of biodiversity within Canadian agricultural landscapes: integrating habitat for wildlife. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 9:93–113.

Miñarro, F., y Marino, G.D. (2013). Ganadería Sustentable de Pastizal. Producir y conservar es posible. *Aves Argentinas y Fundación Vida Silvestre Argentina*

Miranda, A.C., Schielzeth, H., Sonntag, T., y Partecke, J. (2013). Urbanization and its effects on personality traits: a result of microevolution or phenotypic plasticity? *Global change biology*, 19(9):2634–2644.

Modernel, P., Rossing, W.A., Corbeels, M., Dogliotti, S., Picasso, V., y Tittonell, P. (2016). Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. *Environmental Research Letters*, 11(11):113002.

Mohr, L.R., Périco, E., Fonseca, V. S., y Mohr, A.R. (2017). The breeding biology, nest success, habitat and behavior of the endangered Saffron-cowled Blackbird, *Xanthopsar flavus* (Aves: Icteridae), at an Important Bird Area (IBA) in Rio Grande do Sul, Brazil. *Zoologia*, 34:1–10.

Monje, L.D., Quiroga, M., Manzoli, D., Couri, M.S., Silvestri, L., Venzal, J.M., Cuervo, P., y Beldomenico, P.M. (2013). Sequence analysis of the internal transcribed spacer 2 (ITS2) from *Philornis seguyi* (García, 1952) and *Philornis torquans* (Nielsen, 1913) (Diptera: Muscidae). *Systematic Parasitology*, 86:43–51.

Moreau, J., Rabdeau, J., Badenhausser, I., Giraudeau, M., Sepp, T., Crépin, M., Gaffard, A., Bretagnolle, V., y Monceau, K. (2022). Pesticide impacts on avian species with special reference to farmland birds: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194:790.

Morrison, M.L., Hall, L.S., Robinson, S.K., Rothstein, S.I., Hahn, D.C., y Rich, T.D. (1997). Research and management of the brown-headed cowbird in western landscapes. *Studies in Avian Biology*, 18.

Muchai, M., y Plessis, M.A.D. (2005). Nest predation of grassland bird species increases with parental activity at the nest. *Journal of Avian Biology*, 36(2):110–116.

Müller, M., Spaar, R., Schifferli, L. y Jenni, L. 2005. Effects of changes in farming of subalpine meadows on a grassland bird, the Whinchat (*Saxicola rubetra*). *Journal of Ornithology*, 146: 14–23.

Murphy, R.K., Greenwood, R.J., Ivan, J.S., y Smith, K.A. (2003a). Predator exclusion methods for managing endangered shorebirds: are two barriers better than one?. *Waterbirds*, 26(2):156–159.

Murphy, R.K., Michaud, I.M., Prescott, D.R., Ivan, J.S., Anderson, B.J., y French-Pombier, M.L. (2003b). Predation on adult piping plovers at predator exclosure cages. *Waterbirds*, 26(2):150–155.

Mwangi, J., Klaassen, R.H., Muchai, M., y Tielemans, B.I. (2020). Home-ranges of tropical Red-capped Larks are influenced by breeding rather than vegetation, rainfall or invertebrate availability. *IBIS*, 162(2):492–504.

Nadler, S.A., y de León, G.P.P. (2011). Integrating molecular and morphological approaches for characterizing parasite cryptic species: implications for parasitology. *Parasitology*, 138(13):1688–1709.

Naef-Daenzer, B., y Grüebler, M.U. (2016). Post-fledging survival of altricial birds: Ecological determinants and adaptation. *Journal of Field Ornithology*, 87(3):227–250.

Nelson-Flower, M. J., Hockey, P. A., O’Ryan, C., y Ridley, A. R. (2012). Inbreeding avoidance mechanisms: dispersal dynamics in cooperatively breeding southern pied babblers. *Journal of Animal Ecology*, 81(4):876–883.

Neuman, K.K., Page, G.W., Stenzel, L.E., Warriner, J.C., y Warriner, J.S. (2004). Effect of mammalian predator management on Snowy Plover breeding success. *Waterbirds*, 27(3):257–263.

Newton, I. (2008). *The Migration Ecology of Birds*. Academic Press, London, UK.

Neyra, M.C., Peralta Martínez, G., Berkunsky, I., Negri, I., Morán, G., Estargaard, S., Trofino Falasco, C., Tettamanti, G., Cesarini, N., Sáez Pellet, G., y Grilli, P.G. (2022) Estrategias de conservación en una colonia de cría de Loica Pampeana en el Sudoeste de Buenos Aires: resultados preliminares Reunión Argentina de Ornitología, Puerto Madryn, Argentina.

Nimmo, D.G., Avitabile, S., Banks, S.C., Bliege Bird, R., Callister, K., Clarke, M.F., y Bennett, A.F. (2019). Animal movements in fire-prone landscapes. *Biological Reviews*, 94(3):981–998.

Nores A.I. (1995). Botfly ectoparasitism of the Brown Cacholote and the Firewood-gatherer. *Wilson Bulletin*, 107:734–738.

Nur, N., Holmes, A.L., y Geupel, G.R. (2004). Use of survival time analysis to analyze nesting success in birds: an example using loggerhead shrikes. *The Condor*, 106(3):457–471.

Oesterheld, M. (2008). Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas: fundamentos ecológicos y problemas más relevantes. *Ecología austral*, 18(3):337–346.

O'Connor J.A., Robertson, J., Kleindorfer, S. (2010a). Video analysis of host-parasite interactions in nests of Darwin's finches. *Oryx*, 44:588–594.

O'Connor, J.A., Sulloway, F.J., Robertson, J., y Kleindorfer, S. (2010b). *Philornis downsi* parasitism is the primary cause of nestling mortality in the critically endangered Darwin's medium tree finch (*Camarhynchus pauper*). *Biodiversity and Conservation*, 19:853–866.

Oliveira, T.E., Freitas, D.S., Gianezini, J., Ruviaro, C.F., Zago, D., Mércio, T.Z., Antunes Dias, E., Lampert, V.N., y Jardim Barcellos, J.O. (2017). Agricultural land use change in the Brazilian Pampa Biome: the reduction of natural grasslands. *Land Use Policy*, 63:394–400.

Ortega, C.P. (1998). Cowbirds and other brood parasites. University of Arizona Press, Tucson, AZ, USA.

Oyarzabal, M., Clavijo J., Oakley, L. Biganzoli, F. Tognetti, P. Barberis, I., Maturo, H.M. Aragón, R. Campanello P., Prado, D. Oesterheld, M., y León R.J.C. (2018). Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral*, 28:40–63.

Paradis, E., Baillie, S.R., Sutherland, W.J. y Gregory, R.D. (1998). Patterns of natal and breeding dispersal in birds. *Journal of Animal Ecology*, 67: 518–536.

Parr, C.L., Lehmann, C.E.R., Bond, W., Hoffmann, W.A., y Andersen, A.N. (2014). Tropical grassy biomes: misunderstood, neglected, and under threat. *Trends in Ecology and Evolution*, 29:205–213.

Parra, J.L., Agudelo, M., Molina, Y., y Londoño, G. (2001). Use of space by a pair of Salvin's Curassows (*Mitu salvini*) in northwestern Colombian Amazon. *Ornitología Neotropical*, 12(3):189–204.

Paruelo, J., Guerschman, J., y Verón, S. (2005) Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy*, 15:14–23.

Paruelo, J.M., Jobbág, E.G., Oesterheld, M., Golluscio, R.A., y Aguiar, M.R. (2007). The grasslands and steppes of Patagonia and the Rio de la Plata plains. En: Veblen, T.T., Young, K.R., Orme, A.R. (editores). *The physical geography of South America*: 232–248.

Patitucci, L.D., Mulieri, P.R., Dominguez, M.C., y Mariluis, J.C. (2015). The type specimens of Calypratae (Diptera) housed in non-traditional institutions in Argentina. *Zootaxa*, 3905:557–572.

Patten, M.A., Shochat, E., Reinking, D.L., Wolfe, D.H., y Sherrod, S.K. (2006). Habitat edge, land management, and rates of brood parasitism in tallgrass prairie. *Ecological Applications*, 16:687–695.

Pearson, S.F., Moore, R., y Knapp, S.M. (2012). Nest exclosures do not improve Streaked Horned Lark nest success. *Journal of Field Ornithology*, 83(3):315–322.

Percara, A., Quiroga, M.A., Beldomenico, P.M., y Monje, L.D. (2021). Genetic diversity and geographic distribution of parasitic flies of the *Philornis torquans* complex in Argentina. *Medical and Veterinary Entomology*, 35:567–579.

Pereda, M.I. (2020). Afforestation and land-use change effects to the habitat suitability of an ‘Endangered’ grassland bird in the “Northern Campos” of Argentina. The University of Western Australia.

Petry, M.V., y Krüger, L. (2010). Frequent use of burned grasslands by the vulnerable Saffron-cowled Blackbird *Xanthopsar flavus*: implications for the conservation of the species. *Journal of Ornithology*, 151:599–605.

Ponce, C., Salgado, I., Bravo, C., Gutiérrez, N., y Alonso, J.C. (2018). Effects of farming practices on nesting success of steppe birds in dry cereal farmland. *European Journal of Wildlife Research*, 64:1–10.

Post, W., y Greenlaw, J.S. (1989). Metal barriers protect near-ground nests from predators. *Journal of Field Ornithology*, 60(1):102–103.

Powell, R.A. (2000). Animal home ranges and territories and home range estimators. *Research Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences*, 442:65–110.

Powell, L.L., Hodgman, T.P., y Glanz, W.E. (2010). Home ranges of Rusty Blackbirds breeding in wetlands: How much would buffers from timber harvest protect habitat? *The Condor*, 112(4):834–840.

Powell, A.F.L.A., Barker, F.K., Lanyon, S.M., Burns, K.J., Klicka, J., y Lovette, I.J. (2014). A comprehensive species-level molecular phylogeny of the New World blackbirds (Icteridae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 71:94–112.

Pretelli, M.G., Isacch, J.P., y Cardoni, D.A. (2015). Effects of fragmentation and landscape matrix on the nesting success of grassland birds in the Pampas grasslands of Argentina. *IBIS*, 157(4):688–699.

Prevot-Julliard, A.C., y Lebreton, J.D. (1999). Spatial organization of foraging within a Black-headed Gull *Larus ridibundus* colony. *IBIS*, 141(1):144–149.

Proyecto Tordo Amarillo (2018). Informe anual guardianes de colonia del Tordo Amarillo. <https://www.avesargentinas.org.ar/sites/default/files/Informe%20Campa%C3%A1a%202018.pdf>

Pucheta, F.M., Pereda, I.M., y Di Giacomo, A.S. (2018) The use of nest protectors for the saffron-cowled blackbird *Xanthopsar flavus* in Argentina. *Conservation Evidence*, 15, 1-1.

Pucheta, F.M., Pereda, I.M., y Di Giacomo, A.S. (2024). Saffron-cowled Blackbirds reduced nest success in Argentina's agricultural land highlights the importance of non-agricultural habitat for its conservation. *Ornithological Applications*, duae006.

Puehringer-Sturmayr, V., Krejci, J., Schuster, R., Kleindorfer, S., Kotrschal, K., Frigerio, D., y Loretto, M.C. (2023). Space use and site fidelity in the endangered Northern Bald Ibis *Geronticus eremita*: Effects of age, season, and sex. *Bird Conservation International*, 33:e10.

QGIS Development Team (2023). QGIS Geographic Information System. Open-Source Geospatial Foundation Project. <http://www.qgis.org>

Quiroga, M.A. y Reboreda, J.C. (2012). Lethal and sublethal effects of botfly (*Philornis seguyi*) parasitism on house wren nestlings. *The Condor*, 114:197–202.

Quiroga, M.A., Reboreda, J.C., y Beltzer, A.H. (2012). Host use by *Philornis* sp. in a passerine community in central Argentina. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83:110–116.

Quiroga, M.A., Monje, L.D., Arrabal, J.P., y Beldomenico, P.M. (2016). New molecular data on subcutaneous *Philornis* (Diptera: Muscidae) from southern South America suggests the existence of a species complex. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87:1383–1386.

R Core Team (2020). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>

Rahmig, C.J., Jensen, W.E., y With, K.A. (2009). Grassland bird responses to land management in the largest remaining tallgrass prairie. *Conservation Biology*, 23(2):420–432.

Rabuffetti F. y Reboreda J.C. (2007). Early infestations by botflies (*Philornis seguyi*) survival and nesting success in Chalk-Browed Mockingbirds (*Mimus saturninus*). *The Auk*, 124:898–906.

Ralph, C.J., Geupel, G.R., Pyle, P., Martin, T.E., y DeSante, D.F. (1993). Handbook of field methods for monitoring landbirds. US Forest Service, Pacific Southwest Research Station General Technical Report PSW-144, Albany, CA, USA.

Ratnasingham, S. y Hebert, P.D.N. (2007). BOLD: the barcode of life data system ([www.barcodinglife.org](http://www.barcodinglife.org)). *Molecular Ecology Notes*, 7:355–364.

Ratnasingham, S. y Hebert, P.D.N. (2013). A DNA-based registry for all animal species: the barcode index number (BIN) system. *PLoS One*, 8:e66213.

Rechetelo, J., Grice, A., Reside, A. E., Hardesty, B.D., y Moloney, J. (2016). Movement patterns, home range size and habitat selection of an endangered resource tracking species, the black-throated finch (*Poephila cincta cincta*). *PLoS One*, 11(11):e0167254.

Remeš, V., Matysiokova, B., y A. Cockburn (2012). Long-term and large-scale analyses of nest predation patterns in Australian songbirds and a global comparison of nest predation rates. *Journal of Avian Biology* 43:435–444.

Ribic, C.A., Guzy, M.J., Anderson, T.J., Sample, D.W., y Nack, J. L. (2012). Bird productivity and nest predation in agricultural grasslands. *Studies in Avian Biology*, 43:119–134.

Robinson, R.A., Wilson, J.D., y Crick, H.Q. (2001). The importance of arable habitat for farmland birds in grassland landscapes. *Journal of applied Ecology*, 38(5):1059–1069.

Rolando, A. (2002). On the ecology of home range in birds. *Revue d'Ecologie, Terre et Vie*, 57(1):53–73.

Roos, S., Smart, J., Gibbons, D.W., y Wilson, J.D. (2018). A review of predation as a limiting factor for bird populations in mesopredator-rich landscapes: a case study of the UK. *Biological Reviews*, 93(4):1915–1937.

Rosenberg, K.V., Dokter, A.M., Blancher, P.J., Sauer, J.R., Smith, A.C., Smith, P.A., Staton, J.C., Panjabi, A., Helft, L., Pass, M., y Marra, P.P. (2019). Decline of the North American Avifauna. *Science*, 366:120–124.

Roshier, D.A., Doerr, V.A., y Doerr, E.D. (2008). Animal movement in dynamic landscapes: interaction between behavioural strategies and resource distributions. *Oecologia* 156:465–477.

Rosoni, J.R.R., Fontana, C.S, y Carlos, C.J. (2023). Timing of breeding as a determinant of nest success of the vulnerable Chestnut Seedeater (*Sporophila cinnamomea*) in grasslands of southern South America. *Avian Research*, 14:100082.

Rothstein, S.I., Verner, J., y Steven, E. (1984). Radio-tracking confirms a unique diurnal pattern of spatial occurrence in the parasitic brown-headed cowbird. *Ecology*, 65(1): 77–88.

Rovedder, C.E. (2011). História natural de *Sporophila melanogaster* (Pelzeln 1870) (Aves: Emberizidae) com ênfase em sua biologia reprodutiva. Pontifícia Universidade Católica Do Rio Grande Do Sul, Brazil.

Rushing, C.S., Hostetler, J.A., Sillett, T.S., Marra, P.P., Rotenberg, J.A., y Ryder, T.B. (2017). Spatial and temporal drivers of avian population dynamics across the annual cycle. *Ecology*, 98(11):2837–2850.

Safran, R.J. (2004). Adaptive site selection rules and variation in group size of barn swallows: individual decisions predict population patterns. *The American Naturalist*, 164(2):121–131.

Sala, O.E., Chapin III, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., y Schmidt, K.A. (1999). Foraging theory as a conceptual framework for studying nest predation. *Oikos*, 85:151–160.

Salvador, S.A., y Bodrati, A. (2013). Aves víctimas del parasitismo de moscas del género *Philornis* en Argentina. *Nuestras Aves*, 58:16–21.

Sankamethawee, W., Hardesty, B.D., y Gale, G.A. (2010). Sex-bias and timing of natal dispersal in cooperatively breeding Puff-throated Bulbs *Alophoixus pallidus*. *Journal of Ornithology*, 151:779–789.

Saucedo, G.I., Perucca, A.R., y Kurtz, D.B. (2023). Las causas de los incendios de principios del año 2022 en la provincia de Corrientes. *Ecología Austral*, 33:273–284.

Scardamaglia, R.C., y Reboreda, J.C. (2014). Ranging behavior of female and male shiny cowbirds and screaming cowbirds while searching for host nests. *The Auk: Ornithological Advances*, 131(4):610–618.

Scheele, B.C., Legge, S., Armstrong, D.P., Copley, P., Robinson, N., Southwell, D., Westgate, M.J., y Lindenmayer, D.B. (2018). How to improve threatened species management: An Australian perspective. *Journal of Environmental Management*, 223:668–675.

Schielzeth H., Bolund E., Kempenaers B., y Forstmeier W. (2011) Quantitative genetics and fitness consequences of neophilia in zebra finches. *Behavioral Ecology*, 22:126 –134.

Schmidt, K.A. (1999). Foraging theory as a conceptual framework for studying nest predation. *Oikos*, 85:151–160.

Schoener, T.W. (1968). Sizes of feeding territories among birds. *Ecology*, 49(1):123–141.

Seaman, D.E., Millspaugh, J.J., Kernohan, B.J., Brundige, G.C., Raedeke, K.J., y Gitzen, R.A. (1999). Effects of sample size on kernel home-range estimates. *Journal of Wildlife Management* 63:739–747.

Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (2019). Plan estratégico Forestal y foresto industrial Argentina 2030. [https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/2021/04/plan\\_estrategico\\_foresto\\_industrial\\_2030.pdf](https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/2021/04/plan_estrategico_foresto_industrial_2030.pdf)

Secretaría de Gobierno de Ambiente y Desarrollo Sustentable de Presidencia de la Nación, SGaYDS. (2018). Sexto Informe Nacional para la Conferencia de las Partes del Convenio sobre Diversidad Biológica.

Segura, L.N. y Reboreda, J.C. (2011). Botfly parasitism effects on nestling growth and mortality of Red-crested Cardinals. *The Wilson Journal of Ornithology*, 123:107–115.

Shealer, D.A., y Haverland, J.A. (2000). Effects of investigator disturbance on the reproductive behavior and success of Black Terns. *Waterbirds*, 15–23.

Shitikov, D., Fedotova, S., Gagieva, V., Fedchuk, D., Dubkova, E. y Vaytina, T. (2012). Breeding-site fidelity and dispersal in isolated populations of three migratory passerines. *Ornis Fennica*, 89: 53–62.

Shitikov, D.A., Vaytina, T.M., Gagieva, V.A., y Fedchuk, D.V. (2015). Breeding success affects site fidelity in a Whinchat *Saxicola rubetra* population in abandoned fields. *Bird Study*, 62(1):96–105.

Signer, J., Fieberg, J., y Avgar, T. (2019). Animal movement tools (amt): r package for managing tracking data and conducting habitat selection analyses. *Ecology and Evolution* 9: 880–890.

Signer, J., y Fieberg, J.R. (2021). A fresh look at an old concept: home-range estimation in a tidy world. *PeerJ* 9:e11031 <https://doi.org/10.7717/peerj.11031>

Silk, M. J., Croft, D. P., Tregenza, T., y Bearhop, S. (2014). The importance of fission–fusion social group dynamics in birds. *IBIS*, 156(4):701–715.

Silvestri, L., Antoniazzi, L.R., Couri, M.S., Monje, L.D., y Beldomenico, P.M. (2011). First record of the avian ectoparasite *Philornis downsi* Dodge & Aitken, 1968 (Diptera: Muscidae) in Argentina. *Systematic Parasitology* 80:137–140.

Skutch, A.F. (1949). Do tropical birds rear as many young as they can nourish? *IBIS*, 91(3):430–455.

Small, D.M., Blank, P.J., y Lohr, B. (2015). Habitat use and movement patterns by dependent and independent juvenile Grasshopper Sparrows during the post-fledging period. *Journal of Field Ornithology*, 86(1):17–26.

Smichowski, H., Contreras, F.I., y Giese, A.C. (2022). Seguimiento de la extensión areal de los humedales subtropicales del noreste de Argentina mediante la aplicación de Google Earth Engine. *Investigaciones Geográficas* (78):131-152. <https://doi.org/10.14198/INGEO.2134>

Smith, R.K., Pullin, A.S., Stewart, G.B., y Sutherland, W.J. (2011). Is nest predator exclusion an effective strategy for enhancing bird populations? *Biological Conservation*, 144(1):1–10.

Snyder, N.F.R., Wiley, J.W., y Kepler, C.B. (1987). The Parrots of Luquillo, Natural History and Conservation of the Puerto Rican Parrot, Western Foundation of Vertebrate Zoology.

Soriano, A. (1991). Río de la Plata Grasslands. En: R.T. Coupland (editor.) *Natural grasslands: Introduction and western hemisphere*. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier: 367–407.

Staley, J.T., Wolton, R., y Norton, L.R. (2023). Improving and expanding hedgerows—Recommendations for a semi-natural habitat in agricultural landscapes. *Ecological Solutions and Evidence*, 4(1):e12209.

Stanton, R.L., Morrissey, C.A, y Clark, R.G. (2018). Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 254:244–254.

Stokes, D.L. y Boersma, P.D. (2000). Nesting density and reproductive success in a colonial seabird, the Magellanic penguin. *Ecology*, 81:2878–2891.

Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.W., Parker, T.A., y Moskovits, D.K. (1996). *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*. University of Chicago Press, Chicago.

Sutherland, W.J., Newton, I., y Green, R. (2004a). *Bird ecology and conservation: a handbook of techniques, Volume I*. OUP Oxford, Oxford, UK.

Sutherland, W.J., Pullin, A.S., Dolman, P.M., y Knight, T.M. (2004b). The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(6):305–308.

Suttie, J.M., Reynolds, S.G., y Batello, C. (editores). (2005). *Grasslands of the World* (Vol. 34). Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italia.

Suvorov, P., Svobodová, J., t Albrecht, T. (2014). Habitat edges affect patterns of artificial nest predation along a wetland-meadow boundary. *Acta Oecologica*, 59:91–96.

Tan, L.X., Buchanan, K.L., Maguire, G.S., y Weston, M.A. (2015). Cover, not caging, influences chronic physiological stress in a ground-nesting bird. *Journal of Avian Biology*, 46(5):482–488.

Toriani-Moura, E.J. (2013). Biologia reprodutiva do Veste-amarela (*Xanthopsar flavus*, Gmelin 1788) nos Campos de Cima da Serra, Sul do Brasil. Teses de maestria em a Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

Tubaro, P.L., y Gabelli, F.M. (1999). The decline of the Pampas Meadowlark: difficulties of applying the IUCN criteria to Neotropical grassland birds. *Studies in Avian Biology*, 19:250–257.

Tuero, D.T, Fiorini, V.D., y Reboreda, J.C. (2007). Effects of Shiny Cowbird *Molothrus bonariensis* parasitism on different components of House Wren *Troglodytes aedon* reproductive success. *IBIS*, 149:521–529.

Turbek, S.P., Browne, M., Pasian, C., y Giacomo, A.S.D. (2019). First nest description of the Iberá Seedeater (*Sporophila iberaensis*). *The Wilson Journal of Ornithology*, 131(1):156–160.

Vaccaro, A.S., Dodyk, L., Lapido, R., Miguel, A.D., y Grilli, P. (2020). ¿Cómo contribuye la alianza del pastizal a la conservación de las aves en la Pampa Deprimida?. *El Hornero*, 35(2):95–110.

Van Buskirk, J. (2012) Behavioural plasticity and environmental change. En: Candolin U, y Wong, B.B.M. (editores). *Behavioural responses to a changing world: mechanisms and consequences*. Oxford University Press: 145–158.

van Vliet, H.E., Stutchbury, B.J., Newman, A.E., y Norris, D.R. (2020). The impacts of agriculture on an obligate grassland bird of North America. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 287:106696.

Vaske, J.J., Rimmer, D.W., y Deblinger, R.D. (1994). The impact of different predator exclosures on Piping Plover nest abandonment. *Journal of Field Ornithology*, 201–209.

Vergara, P., Aguirre, J. I., Fargallo, J.A, y Davila, J.A. (2006). Nest-site fidelity and breeding success in white stork *Ciconia ciconia*. *IBIS*, 148(4):672–677.

Vickery, P. D., Herkert, J. R., Knopf, F. L., Ruth, J., y Keller, C. E. (2000). Grassland birds: An overview of threats and recommended management strategies. *Strategies for bird conservation: The Partners in Flight planning process*: 1–5.

Vickery, J.A., Tallowin, J.R., Feber, R.E., Asteraki, E.J., Atkinson, P.W., Fuller, R.J., y Brown, V.K. (2001). The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38:647–664.

Viglizzo, E.F. (2011). Land use and non-linear processes in arid and semiarid ecosystems of Argentina. En: Feldmand, S.R, Oliva, G.E., y Sacido, M.B. (editores). *IX International Grassland Congress*, Rosario, Argentina: 143–145

Wakefield, E.D., Bodey, T.W., Bearhop, S., Blackburn, J., Colhoun, K., Davies, R., Dwyer, R.G, Green, J.A., Grémillet, D., Jackson, A.L., et al. (2013). Space partitioning without territoriality in gannets. *Science*, 341(6141):68–70.

Walters, J.R., Derrickson, S.R., Michael Fry, D., Haig, S.M., Marzluff, J.M., y Wunderle Jr, J.M. (2010). Status of the California Condor (*Gymnogyps californianus*) and efforts to achieve its recovery. *The Auk*, 127(4):969–1001.

Ward, M.P., Benson, T.J., Semel, B., y Herkert, J.R. (2010). The use of social cues in habitat selection by wetland birds. *The Condor*, 112(2):245–251.

Watkinson, A.R., y Ormerod, S.J. (2001). Grasslands, grazing and biodiversity: editors' introduction. *Journal of Applied Ecology*, 233–237.

Weatherhead, P.J., y Forbes, M.R. (1994). Natal philopatry in passerine birds: genetic or ecological influences? *Behavioral Ecology*, 5(4):426–433.

Weintraub, K., George, T.L., y Dinsmore, S.L. (2016). Nest survival of tricolored blackbirds in California's Central Valley. *The Condor: Ornithological Applications*, 118:850–861.

Wells, K.M.S., Millspaugh, J.J., Ryan, M.R., y Hubbard, M.W. (2008). Factors affecting home range size and movements of post-fledging grassland birds. *The Wilson Journal of Ornithology*, 120(1):120–130.

Westneat, D.F. (1992). Nesting synchrony by female red-winged blackbirds: effects on predation and breeding success. *Ecology*, 73:2284–2294.

White, G.C., y K.P. Burnham (1999). Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, 46:120–138.

White, R.P., Murray, S., Rohweder, M., Prince, S.D., y Thompson, K.M. (2000). Grassland ecosystems. World Resources Institute. Washington, DC, USA:

Whittingham, M.J., y Evans, K.L. (2004). The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *IBIS*, 146:210–220.

Wiley, J.W., Post, W., y Cruz, A. (1991). Conservation of the yellow-shouldered blackbird *Agelaius xanthomus*, an endangered West Indian species. *Biological Conservation*, 55:119–138.

Williams, P.J., Gutierrez, R.J., y Whitmore, S.A. (2011). Home range and habitat selection of spotted owls in the Central Sierra Nevada. *Wildlife Management* 75:333–343 DOI 10.1002/jwmg.62.

Williams, D.R., Pople, R.G., Showler, D.A., Dicks, L.V., Child, M.F., Zu Ermgassen, E.K.H.J., y Sutherland, W.J. (2012) *Bird Conservation: Global evidence for the effects of interventions*. Exeter, Pelagic Publishing.

Williams, D.R., Child, M.F., Dicks, L.V., Ockendon, N., Pople, R.G., Showler, D.A., Walsh, J.C., zu Ermgassen, E.K.H.J., y Sutherland, W.J. (2020). *Bird Conservation*. En:

Sutherland, W.J., Dicks, L.V., Petrovan, S.O., y Smith R.K. (editores). What Works in Conservation 2020. Open Book Publishers, Cambridge, UK: 137–281.

Wilsey, C.B., Michel, N.L., Krieger, K., Taylor, L., Lee, L., Arthur, S., y Clipperton, N. (2019). Defining spring foraging habitat and prioritization of conservation sites for Tricolored Blackbirds in California, USA. *The Condor*, 121(4): duz054.

Wilson, J.J. (2012). DNA Barcodes for insects. En: Kress, W.J., y Erickson, D.L. (editores). DNA Barcodes: Methods and Protocols. Humana Press UK: 17–46.

Winkler, D.W., Shamoun-Baranes, J., y Piersma, T. (2016). Avian migration and dispersal. En: Lovette, I.J., y Fitzpatrick, J.W. (editores). Handbook of Bird Biology, Wiley: 453–492.

Winkler, D.W., Billerman, S.M., y Lovette, I.J. (2020). Troupials and Allies (Icteridae), version 1.0. En: Billerman, S.M., Keeney, B.K., Rodewald, P.G., y Schulenberg, T.S. (editores). Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.

Winter, M., Hawks, S.E., Shaffer, J.A., y Johnson, D.H. (2003). Guidelines for finding nests of passerine birds in tallgrass prairie. USGS Northern Prairie Wildlife Research Center, 33:197–211.

Winter, M., Johnson, D.H., y Shaffer, J.A. (2005). Variability in vegetation effects on density and nesting success of grassland birds. *The Journal of Wildlife Management*, 69(1):185–197.

Worton, B.J. (1989). Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, 70(1):164–168.

Woxvold, I.A., Adcock, G.J., y Mulder, R.A. (2006). Fine-scale genetic structure and dispersal in cooperatively breeding apostlebirds. *Molecular Ecology*, 15(11):3139–3146.

Yim, A., Chung, C., y Yu, A. (2018). Matplotlib for Python Developers: Effective techniques for data visualization with Python. Packt Publishing Ltd.

Zhao, Y., Liu, Z., y Wu, J. (2020). Grassland ecosystem services: a systematic review of research advances and future directions. *Landscape Ecology*, 35:793–81.

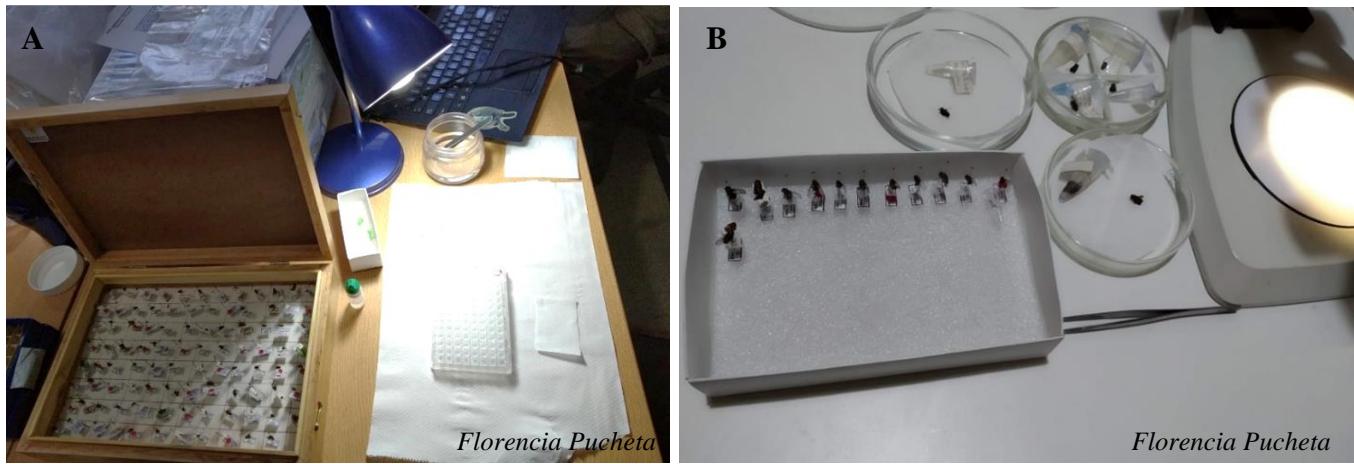
## ANEXO 1

### IDENTIFICACIÓN DE LAS ESPECIES DE MOSCAS *PHILORNIS* PARÁSITAS DE TORDO AMARILLO

Determinar qué especies de *Philornis* afectan a las aves es crucial para gestionar y mitigar el impacto del parasitismo en la reproducción de especies vulnerables. La identificación de las especies dentro del género *Philornis* resulta particularmente compleja debido a la alta variabilidad morfológica como el tamaño, color, variabilidad de los puparios y el dimorfismo sexual (Gomes et al. 2022). Esta variabilidad complica la identificación precisa de las especies dentro del género, especialmente en su distribución sur. Por ejemplo, las diferencias morfológicas entre los adultos de *P. torquans* y *P. seguyi* son confusas y se superponen entre sí (Garcia 1952, Couri et al. 2005, Couri et al. 2009, Monje et al. 2013). Algunos estudios han intentado identificar estas dos especies utilizando técnicas moleculares; sin embargo, han generado resultados confusos y propuestas de complejos de especies (Quiroga et al. 2016, Percara et al. 2021). Para abordar estas complejidades taxonómicas es crucial utilizar enfoques integrados. La combinación de técnicas moleculares y morfológicas demostró ser clave para el estudio taxonómico logrando identificaciones más precisas y completas, especialmente en especies crípticas (Janzen et al. 2009, Nadler y de León 2011). Para identificar taxonómicamente las especies de *Philornis* que se encuentran parasitando al Tordo Amarillo abordamos los aspectos genéticos y morfológicos.

Para los análisis genéticos extrajimos el ADN de 46 individuos (moscas adultas y larvas). Como fuente de ADN, removimos una pata de 17 especímenes adultos de *Philornis*

spp., así como de 8 adultos tenebrales (*Philornis* spp que emergieron, pero no llegaron a desarrollarse completamente como adultos). Además, extrajimos ADN de una sección del cuerpo de 10 larvas. También removimos una pata de 11 *Neomuscina* spp. adultas que fue utilizada como especie externa. Secuenciamos una porción de la región mitocondrial de la subunidad I del citocromo C oxidasa (COI) en el contexto de la iniciativa *Barcode of Life* ([www.ibol.org](http://www.ibol.org)). Extrajimos el ADN de los tejidos siguiendo el protocolo estándar descrito por Ivanova et al. (2006). Luego, amplificamos el ADN mediante PCR (Reacción en Cadena de la Polimerasa) y secuenciamos una porción de la región mitocondrial de la subunidad 1 del citocromo c oxidasa (COI). La región de código de barras COI consistió en 658 pares de bases (pb) y fue amplificada utilizando el primer forward LepFoIF emparejado con el primer reverso LepFoIR (Hernández-Triana et al. 2014). La extracción de ADN, la amplificación y la visualización del producto en geles de agarosa para verificar la calidad y tamaño de los amplicones, se llevaron a cabo en el Laboratorio de Barcode del Museo Argentino de Ciencias Naturales (MACN), siguiendo protocolos estándar del Centro Canadiense para DNA Barcoding (CCDB; Wilson 2012). La secuenciación se realizó de manera bidireccional en el CCDB. La información de las secuencias está disponible en la base de datos pública “DS-PHICO”, a través de los Sistemas de Datos de la Biodiversidad de Código de Barras de la Vida, BOLD (DOI: [dx.doi.org/10.5883/DS-PARANA](https://dx.doi.org/10.5883/DS-PARANA)). Las secuencias COI también se encuentran archivadas en GenBank.



**Figura A1.1.** Fotografías del procesamiento de moscas *Philornis* **(A)** colección de moscas del MACN y **(B)** muestras colectadas a campo para realizar los análisis genéticos.

Para los análisis genéticos sólo incluimos secuencias con una longitud mayor a 500 pb, con menos del 1% de bases ambiguas y sin codones de parada, lo que resultó en un total de 46 secuencias analizadas. Con este conjunto de datos, realizamos un árbol de similitud con el método de distancia Neighbor Joining (NJ) y calculamos divergencias genéticas intra e interespecíficas utilizando el alineamiento BOLD y el modelo de distancia Kimura2-parámetro (K2P; Kimura 1980) utilizando las herramientas disponibles en el sitio web de BOLD ([www.boldsystems.org](http://www.boldsystems.org); Ratnasingham y Hebert 2007).

Además, comparamos las asignaciones de Número de Identificación de Código de Barras (BIN) de BOLD entre individuos para evaluar si pertenecían a los mismos o diferentes grupos genéticos (ver Ratnasingham y Hebert 2013, para detalles y la justificación del uso de BINs). Los BIN han demostrado una fuerte correlación con la

identificación de especies en una amplia gama de taxones animales probados (por ejemplo, Hanisch et al. 2017).

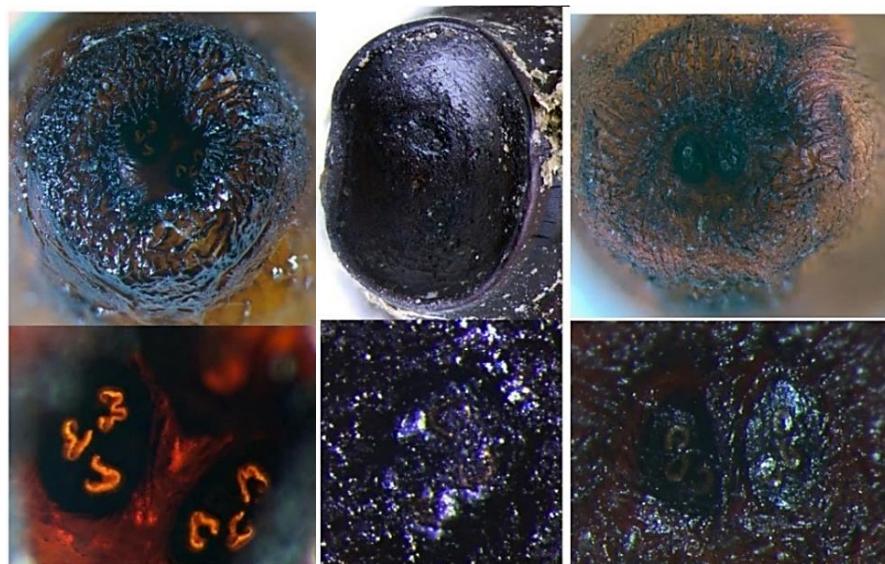
Finalmente, comparamos las secuencias obtenidas con otros registros de secuencias COI similares utilizando la herramienta “Sistema de Identificación BOLD (IDS)” en BOLD ([https://www.boldsystems.org/index.php/IDS\\_OpenIdEngine](https://www.boldsystems.org/index.php/IDS_OpenIdEngine)), para buscar potenciales coincidencias con la misma especie de *Philornis*, o especies relacionadas.

#### Identificación de *Philornis* parásitas

Las larvas colectadas de pichones de Tordo Amarillo eran hematófagas subcutáneas y tuvieron una duración de pupación de 8–13 días ( $n = 23$  larvas). Todas las moscas emergidas, así como sus correspondientes larvas y puparios, fueron descritas morfológicamente por el Dr. Luciano D. Patitucci - División de Entomología del Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia - como una especie nueva. Además, el Dr. Patitucci propuso caracteres para distinguirla de *P. seguyi* y *P. torquans*, especies también presentes en Argentina (ver Pucheta et al., en revisión). Complementariamente a la caracterización morfológica, realizamos análisis genéticos para establecer la identidad de la nueva especie, la cual nombramos *Philornis aguapey*, etimología derivada de la ubicación del espécimen tipo colectado dentro de la cuenca del río Aguapey.

Los puparios que colectamos directamente del material de los nidos fueron identificados como pertenecientes a *Philornis aguapey* sp.nov. y *Philornis downsi*, aunque en el caso de esta última especie no encontramos larvas (**Figura A1.2**). Las pupas examinadas presentaban las características típicas de los puparios de *P. downsi*, con

espiráculos anales formados por 3 hendiduras en forma de 'U' (herradura). Dado que los puparios *P. downsi* permanecen en el material del nido se puede estimar la intensidad del parasitismo desarmando cuidadosamente los nidos (Bulgarella et al. 2015, Fessl et al. 2018). Encontramos 24 puparios en seis nidos diferentes, pero no encontramos larvas vivas de *P. downsi* en nidos o pichones. Por ende, estimamos que la intensidad de parasitismo por *P. downsi* fue de 4 larvas por nido. Además, en los nidos también encontramos pupas con hendiduras en forma de zig-zag, coincidentes con las descriptas para las pupas de *Philornis aguapey* sp. nov. obtenidas durante la cría de las larvas colectadas (**Figura A1.2**).



*Philornis Aguapey* sp. nov.  
Corrientes, año 2017

*Philornis downsi*  
Corrientes, año 2017

*Philornis seguyi*  
Colección del MACN

**Figura A1.2.** Imágenes de la vista posterior de pupas de *P. downsi* y *P. aguapey* sp. nov. encontradas en nidos de Tordo Amarillo en 2017, pupas de *P. aguapey* sp. nov. obtenidas a partir de la cría de larvas extraídas de los pichones de Tordo Amarillo en 2019, y *P. seguyi* de la colección del MACN para establecer la comparativa.

Para la identificación basada en el marcador genético (COI, Proyecto Código de Barras Genéticos de la vida) utilizamos *Neomuscina* spp. (BIN = BOLD:ABV3040) como grupo externo. El árbol de NJ muestra que todas las larvas extraídas de pichones de Tordo Amarillo en Corrientes corresponden a una sola especie, *P. aguapey* sp. nov., con el mismo BIN que individuos recolectados previamente en Buenos Aires, Argentina (**Figura A1.3**) y en Rio Grande do Sul, Brasil (ver Discusión). *Philornis aguapey* sp. nov. fue asignado por BOLD a un BIN único (BOLD: AAY1053). Presenta una distancia intraespecífica media de 0.42%, con una distancia intraespecífica máxima de 0.77%, y una distancia media al vecino más cercano de 2.76%, el cual esta compuesto por un grupo de tres individuos de *P. torquans* (BIN = BOLD: AEM9526) colectados en localidades en Santa Fe y Córdoba. Un individuo de *Philornis* no identificado recolectado en Buenos Aires (BIN = BOLD: AEN4453) tuvo la distancia interespecífica más alta con *P. aguapey* sp. nov. (7.64%). Sin embargo, este único espécimen estaba dañado y no se pudo identificar a nivel de especie a través de los caracteres morfológicos.

Cabe destacar que realizamos un árbol de NJ de las secuencias COI dado que nuestro objetivo no fue inferir relaciones filogenéticas entre las especies de moscas del género *Philornis*, sino mostrar cómo diferentes especies en este género se agrupan en función de este marcador molecular. Los resultados de los análisis de BLAST en BOLD indicaron que la secuencia COI de *P. aguapey* sp. nov. coincide en un 99.24% con la secuencia previamente asignada a una mosca identificada como *P. blanchardi* en Brasil. Sin embargo, la descripción original de *P. blanchardi* se basó en un único espécimen hembra recolectado en Corrientes, Argentina (García 1952), cuyo espécimen tipo se encuentra perdido y el diagnóstico original se encuentra vagamente detallado (Patitucci et al. 2015). García (1952)

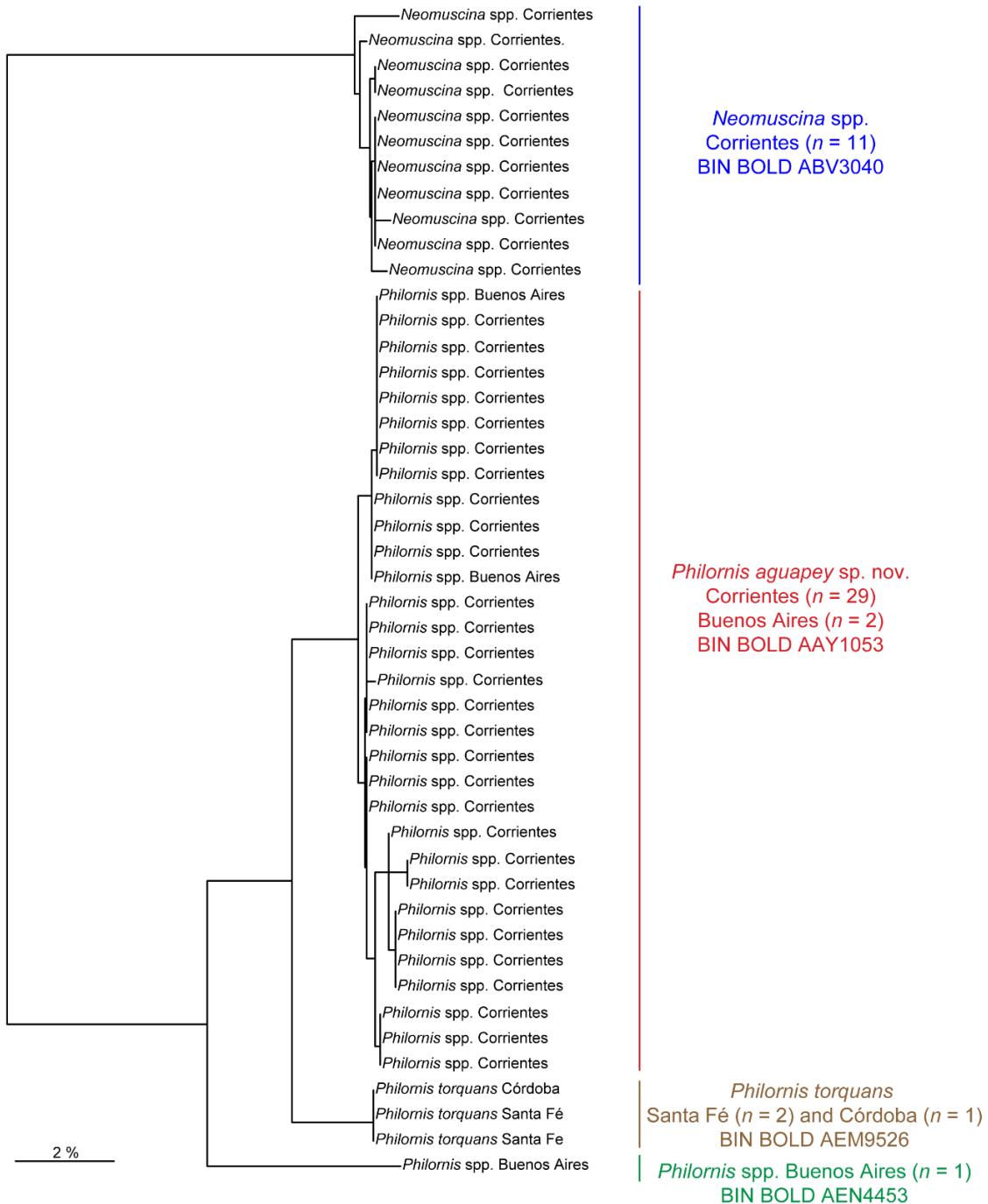
destaca la presencia de “barbas negras” para distinguir la especie de sus congéneres. Esta estructura fue interpretada por Couri (1999), como mejillas con pelos negros, y en los 41 moscas machos y hembras de *P. aguapey* sp. nov., Patitucci observó consistentemente las mejillas con pelos amarillos. Por lo tanto, concluimos que el espécimen secuenciado de Brasil fue identificado erróneamente como *P. blanchardi*. Además, en la página de BOLD se reportan otros registros con secuencias que se agrupan con la de *P. aguapey* sp. nov., en Colombia, Brasil y Costa Rica. Pensamos que sería importante estudiar los caracteres morfológicos de esos individuos para corroborar si coinciden con los de *P. aguapey* sp. nov., y actualizar la distribución de la especie que, por lo pronto, está consignada para Corrientes y Entre Ríos (Argentina).

Los pichones de Tordo Amarillo son infestados al menos por dos especies de *Philornis*. *downsi* y *P. aguapey* sp. nov., siendo esta última una especie nueva para la ciencia. La co-infestación por dos especies de moscas morfológicamente distintas fue previamente reportada en pichones de Leñatero (*Anumbius annumbi*), Cacholote Castaño (*Pseudoseisura lophotes*) (*P. pici* y *P. seguyi*; Nores 1995), y en el Boyero Cacique (*Cacicus haemorrhous*) (*P. seguyi* y *P. torquans*; Quiroga et al. 2016). En Tordo Amarillo, todas las larvas que extrajimos de los pichones fueron identificadas como *P. aguapey* sp. nov., mientras que los puparios que encontramos entre el material de los nidos pertenecieron tanto a *P. aguapey* sp. nov. como a *P. downsi*. Encontramos puparios de *P. downsi* pero no encontramos larvas vivas de esta especie, lo cual no es sorprendente dado que las larvas de esta especie se alimentan de manera ectoparásita en los pichones durante la noche y se ocultan en el material del nido durante el día (O'Connor et al. 2010a).

En cuanto a los análisis genéticos, realizamos un árbol de NJ de las secuencias COI dado que nuestro objetivo no fue inferir relaciones filogenéticas entre las especies de moscas del género *Philornis*, sino mostrar cómo diferentes especies en este género se agrupan en función de este marcador molecular. Los resultados de los análisis de BLAST en BOLD indicaron que la secuencia COI de *P. aguapey* sp. nov. coincide en un 99.24% con la secuencia previamente asignada a una mosca identificada como *P. blanchardi* en Brasil. Sin embargo, la descripción original de *P. blanchardi* se basó en un único espécimen hembra recolectado en Corrientes, Argentina (García 1952), cuyo espécimen tipo se encuentra perdido y el diagnóstico original se encuentra vagamente detallado (Patitucci et al. 2015). García (1952) destaca la presencia de “barbas negras” para distinguir la especie de sus congéneres. Esta estructura fue interpretada por Couri (1999), como mejillas con pelos negros, y en los 41 moscas machos y hembras de *P. aguapey* sp. nov., Patitucci observó consistentemente las mejillas con pelos amarillos. Por lo tanto, concluimos que el espécimen secuenciado de Brasil fue identificado erróneamente como *P. blanchardi*. Además, en la página de BOLD se reportan otros registros con secuencias que se agrupan con la de *P. aguapey* sp. nov., en Colombia, Brasil y Costa Rica. Pensamos que sería importante estudiar los caracteres morfológicos de esos individuos para corroborar si coinciden con los de *P. aguapey* sp. nov., y actualizar la distribución de la especie que, por lo pronto, está consignada para Corrientes y Entre Ríos (Argentina).

Finalmente, hacemos mención a que la etimología utilizada para la especie descubierta tiene como objetivo destacar la importancia ecológica de la cuenca del río Aguapey, un área de gran relevancia dentro de la región de los campos del noreste argentino. Esta área posee una alta biodiversidad y representa el último refugio para

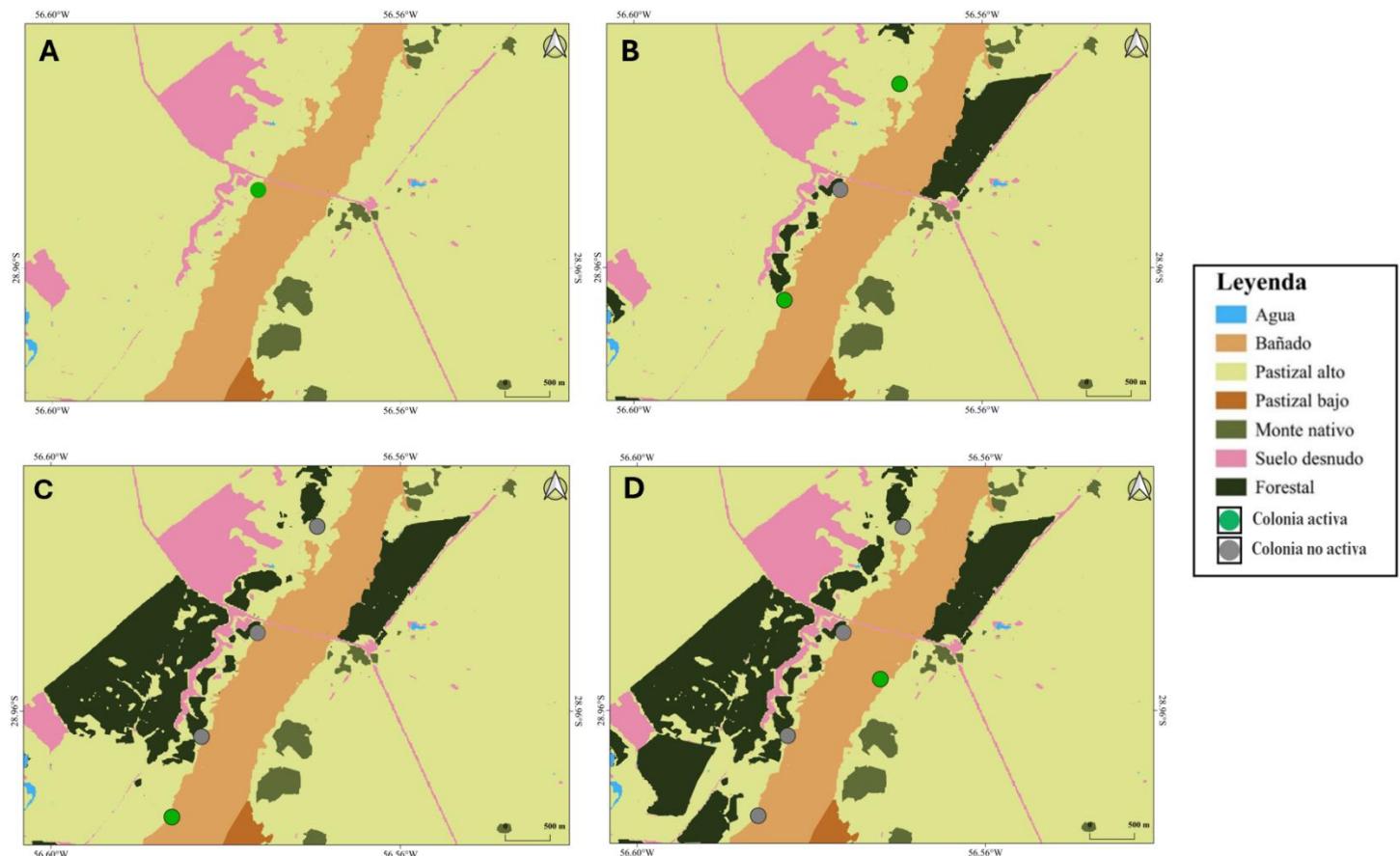
especies de pastizales amenazadas a nivel global, incluida la población más grande de Tordos Amarillo de Argentina. Sin embargo, la intensificación ganadera y el avance de las forestaciones están amenazando críticamente esta región. Aguapey en la lengua nativa guaraní significa “río de camalotes”. El camalote, *Eichhornia crassipes* (“aguapé” en guaraní), es una planta acuática flotante originaria de América del Sur, con hojas grandes y flores violetas o azules. En la cultura guaraní, esta planta tenía varios usos, incluyendo el alimenticio y medicinal. *Philornis aguapey* busca resaltar la urgente necesidad de conservar esta área vulnerable y rinde homenaje al idioma de los pueblos originarios de la región.



**Figura A1.3.** Árbol NJ agrupando individuos de *Philornis* spp. según su similitud de acuerdo a las secuencias de COI obtenidas por Barcoding. Incluimos únicamente especímenes recolectados y secuenciados en este estudio. Los especímenes de *Neomuscina* se utilizaron como grupo externo. Los individuos con el mismo BIN están agrupados juntos. Se especifica el género y la especie (cuando está disponible), la localidad de recolección, el número de individuos (*n*) y el código BIN para cada grupo con diferentes colores.

## ANEXO 2

### IMPACTO DE LA FORESTACIÓN EN LA UBICACIÓN DE COLONIAS



**Figura A2.1.** Desplazamiento de la ubicación de una colonia a lo largo del tiempo en relación con la expansión de la plantación forestal sobre el borde del bañado Santa Rosa, Corrientes. Los mapas muestran la ubicación de la colonia activa (verde) en los años 2015 (A), 2016 (B), 2017 (C) y 2021 (D).