

USO DEL PAISAJE URBANO POR EL ESTORNINO PINTO (*STURNUS VULGARIS*) DURANTE LAS ETAPAS REPRODUCTIVA Y NO REPRODUCTIVA

FACUNDO X. PALACIO^{1,2*}, LUCÍA M. IBAÑEZ^{1,2}, RENÉ E. MARAGLIANO³, DIEGO MONTALTI^{1,2}

¹Sección Ornitológica, División Zoología Vertebrados, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, Buenos Aires, Argentina.

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Buenos Aires, Argentina.

³Instituto de Formación Docente y Técnica N° 35, Buenos Aires, Argentina.

*facundo_palacio@fcnym.unlp.edu.ar

RESUMEN.- El Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) es una de las especies invasoras más perjudiciales del mundo debido a los impactos económicos y ecológicos que produce en las regiones que ha invadido. En el Cono Sur su distribución está en expansión, aunque varios aspectos de su ecología en esta región son poco conocidos. Con el objetivo de estudiar el uso del paisaje urbano por parte del Estornino Pinto en la ciudad de La Plata (Argentina) durante las épocas reproductiva y no reproductiva, analizamos el uso de huecos para nidificar y su relación con la cobertura de edificios y arbórea. Además, evaluamos diferencias en el número de estorninos entre las especies de plantas utilizadas como dormideros comunales. De 98 nidos, el 53.1% se ubicó en construcciones humanas, 29.6% en plantas (5 en huecos construidos por carpinteros), y 17.0% en nidos de Hornero (*Furnarius rufus*). La densidad de nidos en huecos de árboles y palmeras se relacionó positivamente con la cobertura de “árboles + palmeras” y de edificios. De 73 dormideros, la mayoría se ubicaron en Palmera Canaria (*Phoenix canariensis*) (52.0%) y Ciprés (*Cupressus sp.*) (30.1%), y en menor medida, en Pino (*Pinus sp.*) (13.7%). Detectamos una relación positiva entre el número de estorninos, el diámetro mayor y volumen de copa del dormidero. Además, el número de individuos que arribaban al dormidero mostró un pico alrededor de las 18:00 h. Nuestros resultados indican que los ambientes urbanos brindan recursos claves para la reproducción y refugio del Estornino Pinto en la región, los cuales facilitarían la expansión de su área de distribución.

PALABRAS CLAVE: *Argentina, biología reproductiva, dormidero, especie invasora, La Plata, Sturnidae*

ABSTRACT.- USE OF THE URBAN LANDSCAPE BY THE EUROPEAN STARLING (*STURNUS VULGARIS*) DURING THE BREEDING AND NON-BREEDING SEASONS. The European Starling (*Sturnus vulgaris*) is one of the most damaging invasive species in the world, due to the economic and ecological impacts they produce in the regions it has invaded. In the Southern Cone, its distribution is expanding, although various aspects of its ecology in this region are poorly understood. To assess the use of the urban landscape by the European Starling in La Plata city (Argentina) during the breeding and non-breeding seasons, we analyzed the use of cavities for nesting and its relationship with building and tree cover. In addition, we evaluated differences in the number of starlings between plant species used as communal roosts. Out of 98 nests, 53.1% were located in human constructions, 29.6% in plants, and 17.0% in Rufous Hornero (*Furnarius rufus*) nests. The density of nests in tree and palm hollows was positively related to tree and building cover. Out of 73 roosts, most were located in Canary Island Date Palm (*Phoenix canariensis*) (52.0%) and Cypress (*Cupressus sp.*) (30.1%), and to a lesser extent, in Pine (*Pinus sp.*) (13.7%). We detected a positive relationship between the number of starlings, the longest diameter and the volume of the crown of the roost. In addition, the number of individuals arriving at the roost showed a peak around 18:00 h. Our results indicate that urban environments provide key resources for the reproduction and refuge of the European Starling in the region, which would facilitate the expansion of its distribution range.

KEYWORDS: *Argentina, breeding biology, invasive species, La Plata, roost, Sturnidae*

Recibido: 1 de julio de 2022; Aceptado: 27 de diciembre de 2022

El Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) es una de las especies de aves invasoras más abundantes y perjudiciales del mundo (Lowe et al. 2000). Es nativa de Eurasia y Norte de África, y ha sido introducida en diversas partes del mundo, como Estados Unidos, México, Sudáfrica, Australia, Nueva Zelanda, Argentina, islas del Pacífico y del Caribe (Craig y Feare 2009). Más recientemente, se ha documentado su presencia en Uruguay (Mazzulla 2013), Brasil (Silva et al. 2017), Chile (Barros

y Merlo 2021) y Paraguay (Fast 2021). En Argentina, fue introducida en 1987 en la ciudad de Buenos Aires (Pérez 1988, Schmidtz y Aguilán 1988), y desde entonces, ha ampliado su distribución hacia gran parte del centro y norte del país (Peris et al. 2005, Zufiurre et al. 2016, Codesido y Drozd 2021), incluyendo las provincias de Buenos Aires, Santa Fe, Entre Ríos, Córdoba, Tucumán, Mendoza, San Juan, La Pampa y Corrientes (Di Giacomo et al. 1993, Isacch e Isacch 2004, Jensen

2008, Klavins y Álvarez 2012, Lucero 2013, Ortiz et al. 2013, Gomez et al. 2019, Liébana et al. 2020, Mendoza y Sorroche 2020).

El Estornino Pinto causa severos daños al sector agropecuario, transmite patógenos a animales domésticos y seres humanos (Cabe 2021), y compite con aves nativas por cavidades para nidificar (Koenig 2003, Frei et al. 2015), constituyendo una gran amenaza para los ecosistemas donde ha sido introducido. Durante la época reproductiva (septiembre a diciembre), la especie utiliza distintos tipos de cavidades, tanto naturales como artificiales, para nidificar (Ibañez 2015). Por ejemplo, en las áreas verdes de los centros urbanos utiliza nidos construidos por Carpintero Real (*Colaptes melanochloros*) y Carpintero Campestre (*C. campestris*) (Rebolo Ifrán y Fiorini 2010). En las áreas edificadas, utiliza principalmente techos de casas, postes de luz y luminarias (Ibañez 2015), pero también nidos de Hornero (*Furnarius rufus*) (Rizzo 2010). La competencia con aves nativas es difícil de evaluar (Palacio et al. 2016), pero se han observado encuentros agonísticos con especies nativas y usurpación de nidos de Carpintero Real (Rebolo Ifrán y Fiorini 2010), Carpintero Campestre y Hornero (Rizzo 2010, Ibañez et al. 2017) en áreas urbanas y periurbanas. Recientemente, Jauregui et al. (2021) encontraron que individuos de Carpintero Real y Carpintero Campestre atacaban y realizaban llamadas de alarma más frecuentes en respuesta a la presentación de modelos de estorninos, que con respecto a un modelo de depredador (Comadreja Oveta *Didelphis albiventris*) y a una especie no competitiva (Zorzal Colorado *Turdus rufiventris*). En conjunto, estas interacciones sugieren que el estornino representaría una amenaza para la avifauna local, tanto en ambientes naturales como en ambientes urbanos.

Durante la temporada no reproductiva, los estorninos forman dormideros comunitarios (Feare 1984, Clergeau y Quenot 2007), que pueden congregar entre miles y millones de individuos (Symonds 1961, Stewart 1973, Bozzo et al. 2021), generalmente ubicados en centros urbanos y periurbanos, tanto en árboles como en edificaciones (Feare 1984). Aunque la especie muestra una gran flexibilidad en cuanto al uso de dormideros urbanos, generalmente utiliza árboles altos y copas compactas en sitios con dosel cerrado, alta densidad y cobertura arbórea (Lyon y Caccamise 1981, Micacchion y Townsend 1983, Clergeau y Quenot 2007). Los dormideros son congregaciones dinámicas, con una estacionalidad marcada, y pueden cambiar de año a año. Entender la dinámica temporal del dormidero a escala interanual resulta clave para detectar

cambios en las poblaciones a lo largo del tiempo. A nivel de dormidero, describir la dinámica temporal de arribo permite estimar la abundancia de estorninos de forma sencilla y eficiente. Durante el otoño-invierno en Argentina es común observar bandadas de varios cientos de individuos realizando vuelos sincronizados previo al ingreso en los dormideros en horas del atardecer (Ibañez et al. 2017). Antes de ingresar al dormidero, las bandadas realizan diversos despliegues altamente sincronizados que varían en forma y tamaño dependiendo del riesgo de depredación (Carere et al. 2009). Típicamente, la actividad de ingreso al dormidero comienza con unos pocos individuos, muestra un pico máximo de actividad donde ingresan un gran número de individuos, y luego disminuye nuevamente con el ingreso de unos pocos individuos (Jumber 1956). En el único estudio realizado en Argentina sobre dormideros de estorninos (Girini et al. 2014) encontraron que utilizan varias especies de plantas perennifolias como dormidero (principalmente Palmera Canaria *Phoenix canariensis*, pero también Ciprés *Cupressus* sp., Cedro *Cedrus* sp. y Gomero *Ficus elastica*). Además, la selección del dormidero se encuentra asociada a una mayor cobertura de copa del dormidero y un mayor número de Palmeras Canarias en el área circundante (Girini et al. 2014).

En conjunto, las áreas urbanas ofrecen una gran diversidad de recursos para los estorninos a lo largo del año, por lo que el estudio de la biología básica de esta especie permite entender cómo una especie invasora prospera y se adapta a los ambientes urbanos, contribuyendo al incremento de sus poblaciones y a su expansión geográfica (Cadotte et al. 2017). En el caso del Estornino Pinto, las áreas urbanas podrían funcionar como focos potenciales de individuos (fuentes de propágulos; Lockwood et al. 2005) que favorezcan la invasión de áreas naturales circundantes (Zufiaurre et al. 2016). Por lo tanto, información sobre el uso de hábitat en ambientes urbanos resulta crucial para la toma de decisiones y potenciales medidas de manejo o erradicación (Ibañez et al. 2016). En particular, esta información resultaría útil en la identificación de nidos en la época reproductiva y de congregación de un gran número de individuos en la época no reproductiva para medidas de control o mitigación, así como de sitios aptos para la ubicación de nidos y dormideros para controles preventivos. Sin embargo, el conocimiento sobre su reproducción y la formación de dormideros, particularmente en áreas urbanas, es aún escaso en Argentina. En este estudio, analizamos el uso de nidos y dormideros en la época reproductiva y no reproductiva en un área urbana. Para esto, localizamos nidos para evaluar la relación de su densidad con características

del paisaje, y dormideros para analizar su uso y la dinámica temporal de arribo al dormidero. En particular, nuestros objetivos fueron: (1) evaluar la relación entre la densidad de nidos y elementos del paisaje urbano, (2) describir la relación entre la abundancia de estorninos y características del dormidero, y (3) analizar la variación temporal en la abundancia de estorninos en los dormideros, tanto a escala interanual como a nivel de dormidero (dinámica de arribo al dormidero).

MÉTODOS

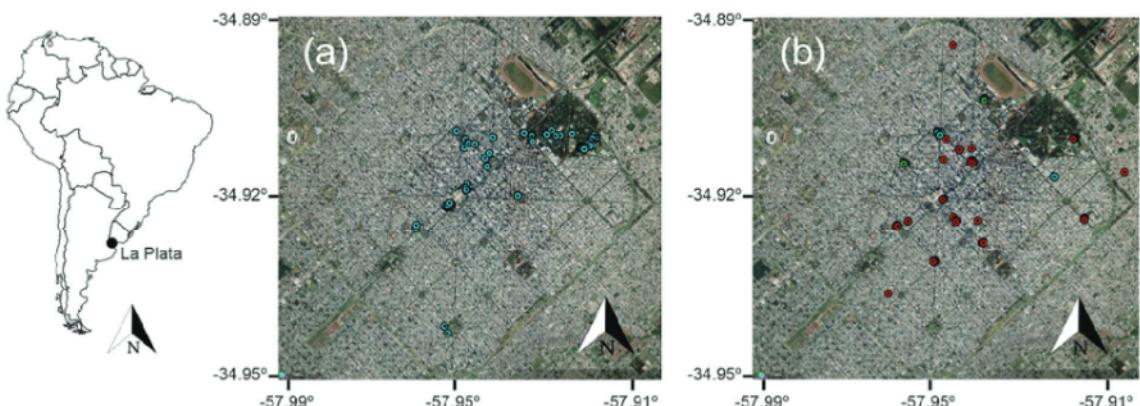
Área de estudio

El estudio se realizó en la ciudad de La Plata ($34^{\circ}55'S$, $57^{\circ}57'O$, 26 msnm), noreste de la provincia de Buenos Aires, Argentina (Fig. 1). El casco urbano cuenta con una población de 196 527 habitantes (Lolda y Brigo 2011) y delimita un cuadrado de 2500 ha, con 22 plazas y 3 parques simétricamente distribuidos en las intersecciones de las avenidas (Fig. 1; Katz 2007). Las principales especies de árboles son Jacarandá (*Jacaranda mimosifolia*), Paraíso (*Melia azedarach*), Naranjo Agrio (*Citrus × aurantium*), Plátano (*Platanus acerifolia*), Tilo (*Tilia × moltkei*), Arce Negundo (*Acer negundo*) y Ligustro (*Ligustrum lucidum*) (Palacio y Montalti, en prensa). El clima es templado húmedo, con precipitaciones promedio anual de 1007 mm y una temperatura promedio anual de 15.8°C .

Búsqueda de nidos

Entre septiembre y diciembre de 2017 se realizaron búsquedas intensivas de nidos de estorninos entre

las 8:00 y 12:00 h. Las búsquedas se realizaron en 21 sitios de muestreo (de aquí en adelante denominados “sitios de muestreo de nidos”) seleccionados de forma aleatoria; 10 correspondieron a plazas y parques, mientras que 11 correspondieron a manzanas edificadas. En el caso de las manzanas, las observaciones se realizaron en transectas de 20 m de ancho (límite entre ambas veredas) circunscribiendo la manzana, mientras que las plazas y parques se recorrieron en su totalidad. Al detectar un estornino observamos su comportamiento con el fin de determinar si estaba nidificando. Se tomó como evidencia de nidificación el ingreso frecuente por parte de un estornino o pareja a una cavidad con material de construcción (ramas, hojas), con alimento (artrópodos, frutos) o el sonido de pichones dentro de una cavidad. Al localizar un nido se registró el sustrato utilizado (especie de planta, nido de Hornero, hueco de árbol o palmera, edificio o luminaria). Posteriormente, delimitamos polígonos en una imagen satelital (Google Earth 2022, 25 de octubre de 2017) de cada sitio de muestreo de nidos. A su vez, en cada polígono, delimitamos una serie de polígonos de las siguientes coberturas: arboledas, árboles y palmeras aislados, césped y edificios (i.e., cualquier tipo de construcción humana destinada a vivienda o al desarrollo de una actividad). Luego, medimos sus áreas con la herramienta “Medir” en Google Earth y calculamos el porcentaje de cobertura de “árboles + palmeras”, edificios y césped (como porcentajes en relación al área total de cada sitio de muestreo de nidos). Analizamos estas coberturas debido a que son las principales utilizadas en la reproducción y en la alimentación de la especie (Tinbergen 1981, Bruun y Smith 2003, Palacio et al. 2016, Heldbjerg et al. 2017).



Localización de dormideros y conteos de individuos

Entre junio y septiembre de 2013 y 2014 (10 días en cada año) realizamos búsquedas de dormideros siguiendo la metodología descrita en Girini et al. (2014). Como criterio operativo, consideramos que un dormidero estaba localizado en un único árbol o palmera, denominado "sitio de dormidero" (Fee 1984, Girini et al. 2014). Para localizar dormideros, grupos de 2 a 4 observadores visitaron las plazas y parques (de aquí en adelante, "sitios de muestreo de dormideros") por única vez entre las 17:00 y 19:00 h con el fin de detectar y seguir a las bandadas de estorninos hasta el dormidero (ubicados en plazas, parques, calles o patios de edificios) (Girini et al. 2014). En cada plaza y parque los observadores se ubicaron en el centro para detectar individuos que ingresaran a los dormideros. Este diseño nos permitió recorrer la ciudad de forma sistemática, así como obtener la mayor visibilidad posible para la detección de estorninos. El mismo método se aplicó en los dos años. Algunos de los sitios de muestreo de dormideros coincidieron con los sitios de muestreo de nidos. Una vez detectados los dormideros, se identificó la especie de planta utilizada y se contó la cantidad de individuos que ingresaban y salían del dormidero. Las observaciones se realizaron a una distancia mínima de 15 m del dormidero, lo cual permitió una visibilidad óptima para el conteo de individuos (Bibby et al. 2000). Para obtener información de la dinámica temporal de arribo a los dormideros, se realizaron conteos de individuos en un mismo dormidero a intervalos de tiempo regulares entre el 2 de junio y 17 de julio de 2014. Para esto, contamos el número de individuos que ingresaban y salían de 21 dormideros en un período de 60 min en intervalos de 10 min, entre las 17:30 y 18:30 h en un mismo día. Observamos que este horario y período de tiempo eran suficientes para registrar la actividad completa de los estorninos que arribaban a los dormideros (ver Resultados). Si bien esta metodología no permite identificar si los individuos que ingresan y salen son los mismos, la diferencia de ambas cantidades es una estimación del número de individuos presentes en el dormidero. Finalmente, para establecer relaciones entre la abundancia de estorninos y características del dormidero, entre el 2 de junio y 11 de septiembre de 2014 tomamos medidas de 9 dormideros (5 Palmeras Canarias, 3 Cipreses y 1 Pino), incluyendo diámetro mayor y menor de copa, altura, diámetro a la altura del pecho (DAP), distancia de la copa al suelo y forma de la copa (elipsoidal o cónica).

Análisis de datos

Para analizar la relación entre el número de nidos y las variables de hábitat, ajustamos cuatro modelos lineales generalizados (GLMs; Palacio 2018) con el número total de nidos, el número de nidos ubicados en construcciones humanas, el número de nidos ubicados en plantas y el número de nidos ubicados en nidos de Hornero como variables respuesta (un modelo por cada variable respuesta). Cada modelo incluyó los siguientes predictores: cobertura de edificios, cobertura de árboles + palmeras y cobertura de césped. Las correlaciones entre las coberturas fueron bajas a moderadas ($r = 0.19$ entre césped y árboles + palmeras, $r = -0.59$ entre árboles + palmeras y edificios, y entre césped y edificios), para tener posibles problemas de colinealidad ($|r| < 0.7$; Dormann et al. 2013). Para el número de nidos ubicados en plantas, utilizamos una distribución del error de Poisson y función de enlace logaritmo; para el resto de los modelos utilizamos GLMs quasi-Poisson para considerar efectos de sobredispersión (parámetros de dispersión de los tres modelos 7.0 – 16.1). En todos los casos, incluimos el ln(área) como variable compensadora para tener en cuenta las diferencias en la cantidad de nidos detectados debidas al esfuerzo de muestreo. De lo contrario, una mayor abundancia de nidos podría deberse simplemente a un mayor esfuerzo de muestreo. Por lo tanto, la variable respuesta corresponde a la densidad de nidos.

Como línea de base, tomamos los datos de abundancia de estorninos en dormideros de la ciudad de La Plata tomados en 2009 de Girini et al. (2014) y los reanalizamos teniendo en cuenta los años 2013 y 2014. Para evaluar diferencias en el número de individuos por dormidero entre años y especies de plantas utilizamos un GLM incluyendo el número de individuos como variable respuesta (distribución binomial negativa, función de enlace logaritmo), y el año y la especie como predictores. A posteriori, se realizaron comparaciones múltiples con la prueba de Tukey. Para determinar asociaciones entre características del dormidero y el número de individuos por dormidero, ajustamos dos GLMs debido al bajo tamaño muestral (distribución binomial negativa, función de enlace logaritmo) entre el número de individuos (variable respuesta), el diámetro mayor de copa y el volumen de copa (predictores). Esta última variable se estimó utilizando las ecuaciones para el volumen de un elipsoide (en el caso de la Palmera Canaria) y de un cono (en el caso del Pino y Ciprés), respectivamente: $V_e = \frac{2}{3}\pi abh$ y $V_c = \frac{1}{3}\pi abh$, donde a y b son los

diámetros mayor y menor de copa, y h es la altura de la copa (diferencia entre la altura total y la altura copa - suelo). Para analizar la dinámica temporal de arribo al dormidero, ajustamos un modelo aditivo generalizado mixto (GAMM por sus siglas en inglés), que permite analizar relaciones no lineales complejas entre variables respuesta y predictores (Palacio 2018). Este modelo (distribución del error de Poisson, función de enlace logaritmo) incluyó una función suave (spline) del tiempo como efecto fijo, la identidad del dormidero como efecto aleatorio y una estructura de correlación para considerar los efectos de autocorrelación temporal de la serie. Para esto, utilizamos un modelo autorregresivo de orden 1, donde los residuos en el tiempo t son función de los residuos en el tiempo $t - 1$ (Zuur et al. 2009). Debido al bajo tamaño muestral, restringimos el máximo número de nodos a cinco para evitar un sobreajuste. Los gráficos de residuos y pruebas de la selección de la dimensión de la base indicaron que este número de nodos fue adecuado para no forzar, al mismo tiempo, un subajuste ($P = 0.06$ para la variable "tiempo"; función gam.check del paquete mgcv; Wood 2017). También ajustamos un segundo modelo sin estructura temporal de residuos, considerando la identidad del dormidero como spline aleatorio (i.e., una curva diferente para cada dormidero), ya que es posible que cada dormidero muestre picos de actividad diferente. Como este modelo fue sustancialmente más parsimonioso (criterio de información de Akaike = 342.2 vs 1738.0), optamos por utilizar este segundo modelo.

Todos los análisis y gráficos fueron realizados en el software R 4.0.2 (R Core Team 2020), utilizando los paquetes rgdal (Bivand et al. 2020), MASS (Venables y Ripley 2002), multcomp (Hothorn et al. 2008), mgcv (Wood 2017) y ggplot2 (Wickham 2016).

RESULTADOS

Localizamos 98 nidos (Fig. 1), 74 (75.5%) de los cuales se ubicaron en manzanas, mientras que el resto se ubicaron en parques y plazas. En cuatro plazas y dos manzanas no detectamos nidos de estorninos. El área promedio de las manzanas muestreadas fue de $14\ 071.7\ m^2 \pm 6627.3\ m^2$, mientras que el de las plazas y parques fue de $50\ 727.6\ m^2 \pm 44\ 452.1\ m^2$. Teniendo en cuenta todos los sitios de muestreo de nidos, la cobertura de árboles + palmeras fue, en promedio, relativamente mayor a la cobertura de edificios y de césped, aunque con valores similares de variabilidad (cobertura de árboles + palmeras = $37.2\% \pm 18.5\%$, rango = 0.05 – 68.2%, cobertura de edificios = $14.1\% \pm 17.7\%$, rango = 0.05 – 68.0%, cobertura de césped = $15.37\% \pm 11.58\%$, rango = 0.01 – 48.5%). La densidad promedio de nidos por sitio de muestreo de nidos fue de 3.31 ± 5.10 nidos/ha (rango = 0.0 – 20.0 nidos/ha, $n = 21$). La densidad de nidos (i.e., abundancia controlada por el área de muestreo) ubicados en plantas se relacionó positivamente con la cobertura de árboles + palmeras, y en menor medida, con la cobertura de edificios (Tabla 1, Fig. 1). La densidad de nidos totales,

| Variable respuesta | Predictor | Coeficiente | Error estándar | Z | P |
|---|-------------------------------------|----------------|----------------|---------|----------|
| Densidad de nidos totales | Intercepto | -8.152 | 2.037 | -4.000 | < 0.001 |
| | Cobertura de árboles + palmeras (%) | -0.012 | 0.032 | -0.210 | 0.713 |
| | Cobertura de edificios (%) | 0.019 | 0.034 | 0.581 | 0.586 |
| | Cobertura de césped (%) | -0.026 | 0.049 | 0.605 | |
| Densidad de nidos en construcciones humanas | Intercepto | -8.128 | 1.820 | -4.466 | < 0.001 |
| | Cobertura de árboles + palmeras (%) | -0.038 | 0.034 | -1.094 | 0.289 |
| | Cobertura de edificios (%) | 0.022 | 0.031 | 0.719 | 0.481 |
| | Cobertura de césped (%) | -0.015 | 0.046 | -0.330 | 0.745 |
| Densidad de nidos en árboles y palmeras | Intercepto | -13.862 | 2.095 | -6.6186 | < 0.0001 |
| | Cobertura de árboles + palmeras (%) | 0.079 | 0.027 | 2.991 | 0.003 |
| | Cobertura de edificios (%) | 0.051 | 0.027 | 1.895 | 0.048 |
| | Cobertura de césped (%) | -0.038 | 0.041 | -0.917 | 0.359 |
| Densidad de nidos en nidos de Hornero | Intercepto | -6.920 | 2.896 | -2.389 | 0.027 |
| | Cobertura de árboles + palmeras (%) | -0.126 | 0.085 | -1.479 | 0.155 |
| | Cobertura de edificios (%) | -0.016 | 0.064 | -0.257 | 0.800 |
| | Cobertura de césped (%) | 0.025 | 0.058 | 0.438 | 0.666 |

de aquellos ubicados en nidos de Hornero y en construcciones humanas no se relacionó con la cobertura de árboles + palmeras ni de edificios (Tabla 1).

Del total de nidos, 52 (53.1%) se ubicaron en construcciones humanas (50% en huecos de pared y 3.1% en luminarias), 29 (29.6%) en plantas (13.3% en huecos de árboles y 16.3% en palmeras), y 17 (17.3%) en nidos de Hornero. En cinco casos, los estorninos construyeron nidos en huecos excavados por carpinteros (cuatro en Palmera Canaria y uno en un árbol seco).

En los tres años en conjunto, se identificaron un total de 73 dormideros (34 en 2009, 18 en 2013 y 21 en 2014; Fig. 1), en los cuales se pudieron contar individuos solo en 46 de estos debido su inaccesibilidad (interior de viviendas). Del total de dormideros, el 54.8% ($n = 40$) se ubicaron en plazas y parques, mientras que el resto se ubicaron en calles o patios de edificios. La mayoría de los dormideros se ubicaron en Palmera Canaria (52.0%) y Ciprés (30.1%), y en menor medida, en Pino (13.7%), Cedro (*Cedrus sp.*) ($n = 1$), Gomero ($n = 1$) y Palo Borracho (*Ceiba speciosa*) ($n = 1$), todas especies

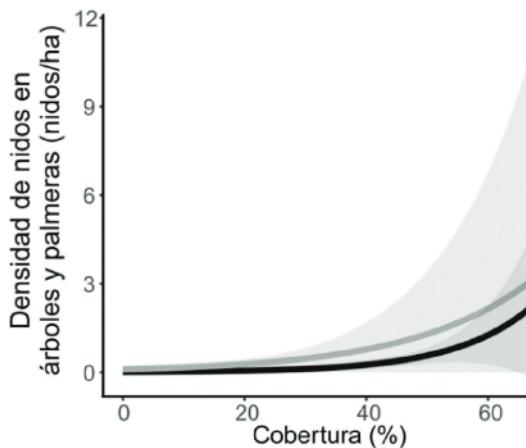


Figura 2. Densidad de nidos en árboles y palmeras ($n = 23$ parques, plazas y calles) en relación a la cobertura de árboles + palmeras y edificios. Se muestran las curvas de un modelo lineal generalizado (distribución del error de Poisson, función de enlace logaritmo) para la cobertura de edificios (línea negra) y la cobertura de árboles + palmeras (línea gris). Las bandas grises representan los intervalos de confianza al 95%.

Tabla 2. Relación entre la abundancia de estorninos por dormidero, el año y la especie de planta utilizada como dormidero en la ciudad de La Plata ($n = 46$). Se muestran los resultados de un modelo lineal generalizado (distribución del error binomial negativa, función de enlace logaritmo). Los valores en negrita son significativos ($P < 0.05$).

| Predictor | Coeficiente | Error estándar | Z | P |
|---|---------------|----------------|--------|----------|
| Intercepto (<i>Cupressus sp.</i> - año 2009) | 6.139 | 0.483 | 12.723 | < 0.0001 |
| Año (2013) | -1.544 | 0.497 | -3.109 | 0.002 |
| Año (2014) | -2.739 | 0.470 | -5.830 | < 0.0001 |
| Especie (<i>Phoenix canariensis</i>) | 0.256 | 0.345 | 0.744 | 0.457 |
| Especie (<i>Pinus sp.</i>) | 1.695 | 0.522 | 3.245 | 0.001 |

perennifolias, excepto el Palo Borracho. Encontramos diferencias significativas en la abundancia entre años (devianza = 34.46, gl = 2, $n = 46$, $P < 0.0001$) y especies de plantas (devianza = 15.38, gl = 3, $n = 46$, $P < 0.001$; Tabla 2). En particular, detectamos una disminución del número de individuos por dormidero a través del tiempo (2009: 547 ± 484 , rango = 63 – 1233, 2013: 168 ± 146 , rango = 13 – 609, 2014: 52 ± 107 , 2 – 488) (Fig. 3a), con un mayor número de estorninos en Pino (315 ±

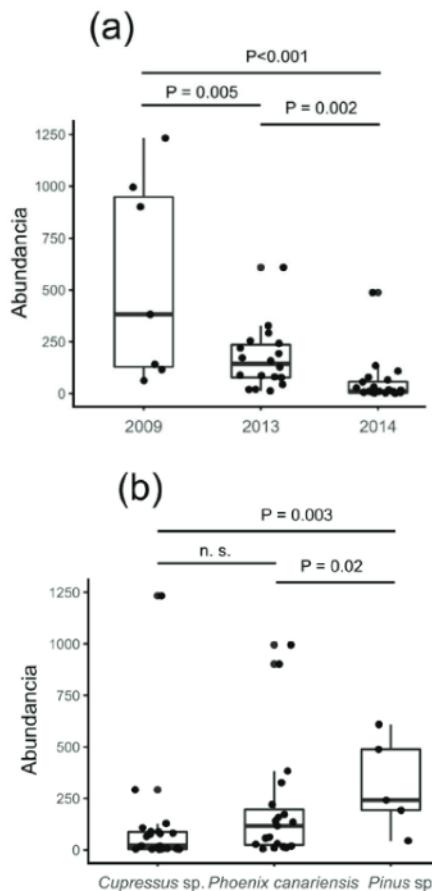


Figura 3. Abundancia de estorninos por dormidero ($n = 46$ dormideros) en función del año (a) y de la especie de planta utilizada como dormidero (b). Se muestran gráficos de cajas para cada categoría. Los valores de P se corresponden con las pruebas de Tukey para comparaciones múltiples. Los puntos representan dormideros individuales a los cuales se les agregaron ruido aleatorio. n. s.: no significativo.

229) comparado Palmera Canaria (200 ± 285) y Ciprés (111 ± 266). Estas dos últimas no mostraron diferencias significativas entre sí (Fig. 3b). Encontramos una relación positiva entre la abundancia de estorninos, el diámetro mayor de copa (coeficiente = 0.33, error estándar = 0.13, $n = 9, P = 0.01$) y el volumen de copa (coeficiente = 0.001, error estándar = 0.0005, $n = 9, P = 0.03$), independiente de la especie de planta. En cuanto a la dinámica temporal de arribo, detectamos un efecto no lineal del tiempo sobre el número de estorninos que ingresaban al dormidero (grados de libertad efectivos del spline = 54.9, $\chi^2 = 2417, n = 21, r^2 = 0.99, P < 0.0001$). En particular, el número de individuos que arribaban se incrementó gradualmente a partir de las 17:30 h y mostró un pico minutos antes de las 18:00 h, para luego disminuir de forma similar hasta las 18:20 h (Fig. 4). Aunque hubo variabilidad en el pico de ingreso de individuos, las diferencias de tiempo entre los picos de cada dormidero no excedieron mayormente los 10 min (Fig. 4).

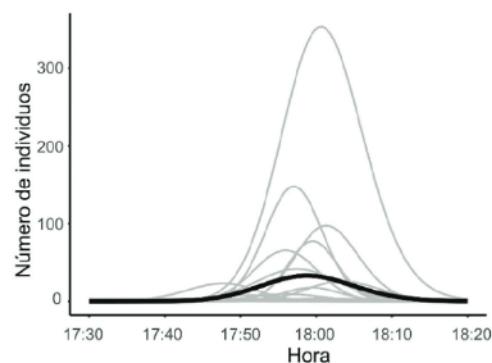


Figura 4. Dinámica temporal de arribo de los estorninos al dormidero en la ciudad de La Plata ($n = 21$ dormideros). La línea negra representa el ajuste (poblacional) de un modelo aditivo generalizado mixto (distribución del error de Poisson, función de enlace logarítmico), mientras que las curvas grises representan las predicciones para cada dormidero (efecto aleatorio).

DISCUSIÓN

En este trabajo aportamos la primera descripción del uso del paisaje urbano en la época reproductiva por el Estornino Pinto y ampliamos la información de aspectos vinculados a la dinámica de la formación de dormideros en la época no reproductiva. En ambos casos, las características del ambiente (coberturas de edificios y árboles + palmeras en el caso de las cavidades utilizadas para nidificar, y la especie y el tamaño de la copa en el caso de los dormideros) son factores clave en determinar el uso de hábitat por parte de la especie en ambientes urbanos.

La densidad de nidos ubicados en árboles y palmeras se relacionó positivamente con la cobertura de árboles + palmeras. En este caso, no podemos determinar si se debió a una selección por parte de la especie o a una mayor disponibilidad de sitios para nidificar. Sin embargo, la densidad de nidos en plantas también se relacionó positivamente con la cobertura de edificios. Como ambas coberturas se relacionaron negativamente entre sí, la hipótesis más plausible es que la especie selecciona sitios con alta cobertura de edificios para nidificar en huecos de árboles. En un estudio de selección del sitio de nidificación en un gradiente rural-urbano de Francia, Mennechez y Clergeau (1997) encontraron un mayor valor de índice de nidificación (estimado como el número de potenciales parejas reproductoras asociadas a una cavidad) en el centro urbano con respecto a la periferia, que respondió principalmente a la escala de macrohabitátil (alrededor de los 100 m). En particular, estos autores encontraron una relación negativa entre el índice de nidificación y la fragmentación del césped (estimada como la relación perímetro/superficie), y no encontraron relaciones con la cobertura de edificios, cobertura de césped, fragmentación de áreas edificadas ni heterogeneidad del paisaje (Mennechez y Clergeau 1997). En otro estudio en el que se ubicaron cajas nido en un área semirrural de Estados Unidos, la probabilidad de ocupación de cajas aumentó con la cercanía a edificios, lo cual representaría un indicador de la disponibilidad de césped corto, áreas utilizadas para alimentarse (Pfeiffer et al. 2019). Si bien estos estudios sugieren que el uso de sitios con alta cobertura de edificios podría ser también un indicador de una selección hacia sitios con mayor cobertura de césped, nuestros resultados no mostraron una relación entre la densidad de nidos y la cobertura de césped. Teniendo en cuenta que más del 50% de los nidos se localizaron en construcciones humanas, esto revela la importancia de la urbanización para el establecimiento de la especie.

Además, encontramos que casi un 20% de los huecos utilizados para nidificar correspondieron a nidos de Hornero. El uso de nidos de Hornero como sitio de nidificación por estorninos ha sido reportado previamente (Rizzo 2010). Sin embargo, nuestros resultados sugieren que este comportamiento podría resultar más común en áreas urbanas de lo que se pensaba. A pesar de que las áreas edificadas brindan una gran diversidad de huecos para nidificar, algunos estudios indican que la urbanización afecta de forma negativa al éxito reproductivo de la especie. Por ejemplo, Mennechez y Clergeau (2006) encontraron que pichones de Estornino Pinto criados en áreas urbanas recibían

alimento insuficiente y tenían menor masa corporal que pichones criados en áreas periurbanas. Como el Hornero es exclusivo de Sudamérica, sería interesante escudriñar el efecto que tienen sus nidos en el éxito reproductivo del Estornino Pinto.

Por otra parte, encontramos que los dormideros comunales pueden congregar una gran cantidad de estorninos, superando los 1000 individuos. En comparación con otras regiones, tanto en su rango nativo como exótico, estos valores son relativamente bajos. Por ejemplo, en algunos dormideros de Europa se han estimado 2 millones de individuos, mientras que en dormideros de Israel ascienden a 5–8 millones (Craig y Feare 2009). Los dormideros del hemisferio norte (en su rango nativo y exótico) suelen localizarse en áreas edificadas y masas forestales, pero es en estas últimas donde alcanzan mayores números. Por ejemplo, un dormidero en un bosque de Carolina del Norte, Estados Unidos, albergaba 306 707 individuos en 3.20 ha (Stewart 1973). En Ohio, Estados Unidos, Micacchion y Townsend (1983) estimaron la abundancia de estorninos en 14 dormideros localizados en bosques de árboles deciduos, que variaron entre 20 000 (0.04 ha) y 220 000 individuos (2.75 ha). En un estudio sobre dormideros en centros urbanos de Gran Bretaña, la abundancia de estorninos varió entre 1000 y 100 000 individuos, llegando a ocupar la mampostería de entre 6 y 40 manzanas (Potts 1967). En ningún año detectamos dormideros en edificios. El bajo número de individuos y área ocupada comparados con el de otras regiones podría deberse al tiempo insuficiente que ha tenido la especie para lograr una explosión demográfica, como ha sucedido en otros países donde ha sido introducido, como Estados Unidos, Sudáfrica y Nueva Zelanda (Feare 1984). Por otra parte, encontramos una disminución en el número de estorninos promedio por dormidero a lo largo del tiempo. Sin embargo, al comparar las abundancias totales por año, en 2009 y 2013 fueron similares (3834 vs 3034), mientras que el número de dormideros muestreados fue menor en 2009 (7 vs 18). Esto sugiere que los estorninos empezaron a utilizar más dormideros, con un menor número de individuos por dormidero. Esta podría ser una estrategia de dispersión de la especie hacia nuevas áreas que contribuya a su expansión geográfica, ya que muestra una gran flexibilidad en la selección del sitio del dormidero, pudiendo cambiar de sitio según su disponibilidad en el ambiente (Morrison y Caccamise 1985, Clergeau y Quenot 2007, Klug y Homan 2020). Debido a que varios dormideros cambiaron a lo largo del tiempo (algunos sitios de dormidero dejaron

de utilizarse y aparecieron otros nuevos), es posible que la diferencias en las abundancias entre años pueda deberse también a cambios en las características ambientales en entorno al dormidero. La gran mayoría de las especies de plantas utilizadas como dormidero fueron especies perennifolias (particularmente Ciprés y Palmera Canaria) lo cual es consistente con diversos estudios que sugieren que este tipo de especies ofrecen un microclima más favorable ante las bajas temperaturas nocturnas (e.g., Gochfeld 1978, Glahn et al. 1994, Clergeau y Simonnet 1996, Girini et al. 2014). Nuestros resultados también indican que el tamaño de la copa (diámetro y volumen) es importante en determinar el número de individuos que pueden acceder a un dormidero, independientemente de la especie de planta utilizada. Esto podría deberse a que un mayor tamaño de copa permite albergar un mayor número de individuos. Por ejemplo, el volumen de copa fue mayor en el único individuo de Pino con datos de volumen (2351.3 m^3 , $n = 1$) con respecto al Ciprés (media = $194.2 \pm 121.3 \text{ m}^3$, $n = 3$) y a la Palmera Canaria (media = $76.2 \pm 25.9 \text{ m}^3$, $n = 5$). Así, el mayor número de individuos detectados en Pino podría reflejar simplemente un mayor espacio disponible para ser ocupado, en lugar de una selección por esta especie. Estos resultados coinciden con Clergeau y Quenot (2007), quienes encontraron que los dormideros urbanos tenían mayores dimensiones (altura, radio y volumen) de copa que sitios aleatorios en un área urbana de Francia. Según este estudio, los estorninos también seleccionaron árboles de forma cónica en lugar de esférica (Clergeau y Quenot 2007). Esto en parte concuerda con nuestros resultados ya que el Pino tiene una copa de forma cónica, aunque las abundancias de estorninos entre Ciprés (especie con copa de forma cónica) y Palmera Canaria (especie con copa de forma elipsoidal) no difirieron significativamente entre sí. De forma similar, Girini et al. (2014) encontraron que la cobertura del dormidero, junto con la abundancia de Palmeras Canarias circundantes, fue la variable más importante en la selección del sitio de dormidero, en comparación con otras variables del entorno del dormidero (e.g., riqueza y abundancia de árboles, altura promedio de los árboles, área basal total) en la ciudad de La Plata. Por lo tanto, la selección del sitio del dormidero parece estar más relacionada a características de la planta utilizada, que al ambiente circundante.

La dinámica temporal de arribo al dormidero es la misma reportada en otros estudios donde los estorninos comienzan a ingresar al dormidero en las horas del atardecer (Jumber 1956, Symonds 1961,

Clergeau 1990, Carere et al. 2009, Wojciechowski y Nowakowski 2016). En dos dormideros de Pensilvania, Estados Unidos, Jumber (1956) encontró una gran similitud en su dinámica de arribo, mostrando una actividad total de 25-30 min, con un pico de actividad a los 10-20 min del ingreso de los primeros individuos. En nuestra área de estudio, la puesta del sol en invierno (junio-septiembre) varía entre las 17:48 y 18:47 h, la cual coincidió con los picos de ingreso de los estorninos a los dormideros. Esto se debe a que el estímulo que inicia el comportamiento formación de los dormideros depende de la intensidad de la luz y la puesta del sol (Davis y Lussenhop 1970). Nuestros resultados muestran que el arribo a los dormideros se realiza de forma muy sincronizada y con un pico de actividad bien definido, aunque en números mucho menores a los reportados en el hemisferio norte (Feare 1984). En este sentido, la metodología utilizada resultaría adecuada, precisa y de fácil aplicación para el monitoreo de la especie durante la época no reproductiva. Futuros estudios deberían enfocarse en la dinámica anual de la formación de dormideros (Caccamise et al. 1983, Wojciechowski y Nowakowski 2016), así como en la formación de pre-dormideros (*sensu* Jumber 1956) en las áreas circundantes a los dormideros (Summers 1989), ya que permitirían la identificación rápida de focos de congregación de individuos en la época no reproductiva, con posibles aplicaciones para su control y mitigación.

En conclusión, nuestros resultados sugieren que los ambientes urbanos aportan dos recursos clave para el establecimiento y reproducción del Estornino Pinto en Argentina: (1) cavidades en construcciones humanas y en árboles, así como nidos de Hornero, disponibles para la nidificación de la especie; y (2) árboles y palmeras para el establecimiento de dormideros durante otoño-invierno. Más aún, las características del hábitat (la cobertura de edificios y árboles + palmeras en el caso de los huecos utilizados para nidificar, y el tamaño de la copa en el caso de los dormideros) son determinantes claves del uso de sitios para reproducirse y refugiarse por parte de la especie. Estos recursos le facilitarían al Estornino Pinto expandir su área de distribución. Por lo tanto, la información obtenida en este estudio contribuye no solo al conocimiento de la ecología básica del Estornino Pinto en ambientes urbanos, sino también a caracterizar aspectos reproductivos y no reproductivos que podrían tener valor en la toma de decisiones y manejo. Por ejemplo, incluyendo el monitoreo de dormideros en la época no reproductiva y de zonas arboladas durante la época reproductiva para detec-

tar cambios poblacionales y eventualmente tomar medidas de erradicación

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Juan Manuel Girini, Clara Trofíño, Jenaro Correa, Scarlett Méndez y Facundo Quintela por su ayuda en el muestreo de los dormideros. Karina L. Spezzale y cuatro revisores anónimos mejoraron versiones previas del manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- BARROS R Y MERLO F (2021) Primeros registros de Estornino Pinto en Chile ¿Un nuevo capítulo de su invasión en el Cono Sur? *La Chiricoca* 27:26–31
- BIBBY CJ, BURGESS ND, HILLIS DM, HILL DA Y MUSTOE S (2000) *Bird census techniques*. Academic Press, London
- BIVAND R, KEITT T Y ROWLINGSON B (2020) rgdal: bindings for the ‘Geospatial’ Data Abstraction Library, v. 1.5–16. <https://CRAN.R-project.org/package=rgdal>
- BOZZO F, TARRICONE S, PETRONTINO A, CAGNETTA P, MARINGELLI G, LA GIOIA G, FUCILLI V Y RAGNI M (2021) Quantification of the Starling population, estimation and mapping of the damage to olive crops in the Apulia region. *Animals* 11:1119
- BRUUN M Y SMITH HG (2003) Landscape composition affects habitat use and foraging flight distances in breeding European Starlings. *Biological Conservation* 114:179–187
- CABE PR (2021) European starlings (*Sturnus vulgaris*) as vectors and reservoirs of pathogens affecting humans and domestic livestock. *Animals* 11:466
- CACCAMISE DF, LYON LA Y FISCHL J (1983) Seasonal patterns in roosting flocks of starlings and common grackles. *Condor* 85:474–481
- CADOTTE MW, YASUI SLE, LIVINGSTONE S Y MACIVOR JS (2017) Are urban systems beneficial, detrimental, or indifferent for biological invasion? *Biological Invasions* 19:3489–3503
- CARERE C, MONTANINO S, MORESHCHINI F, ZORATTO F, CHIAROTTI F, SANTUCCI D Y ALLEVA E (2009) Aerial flocking patterns of wintering starlings, *Sturnus vulgaris*, under different predation risk. *Animal Behaviour* 77:101–107
- CLERGEAU P (1990) Flocking behaviour of starlings (*Sturnus vulgaris*) during the day: a gradual gathering to the roost. *Journal für Ornithologie* 131:458–460
- CLERGEAU P Y QUENOT F (2007) Roost selection flexibility of European Starlings aids invasion of urban landscape. *Landscape and Urban Planning* 80:56–62

- CLERGEAU P Y SIMONNET E (1996) Microclimate in communal roost sites of starlings *Sturnus vulgaris*. *Journal für Ornithologie* 137:358–361
- CODESIDO M Y DROZD A (2021) Alien birds in Argentina: pathways, characteristics and ecological roles. *Biological Invasions* 23:1329–1338
- CRAIG AJ Y FEAR CJ (2009) Family Sturnidae (starlings). Pp. 654–758 en: del Hoyo J, Elliot A y Christie DA (eds) *Handbook of the birds of the world*. Volume 14. Lynx Edicions, Barcelona
- DAVIS GJ Y LUSSENHOP JF (1970) Roosting of starlings (*Sturnus vulgaris*): a function of light and time. *Animal Behaviour* 18:362–365
- DI GIÁCOMO AG, DI GIÁCOMO AS Y BARBASKAS M (1993) Nuevos registros de *Sturnus vulgaris* y *Acridotheres cristatellus* en Buenos Aires. *Nuestras Aves* 29:2–3
- DORMANN CF, ELITH J, BACHER S, BUCHMANN C, CARL G, CARRÉ G, GARCÍA MARQUÉZ JR, GRUBER B, LAFOURCADE B, LEITÃO PJ, MÜNKEMÜLLER T, McCLEAN C, OSBORNE PE, REINEKING B, SCHRÖDER B, SKIDMORE AK, ZURELL D Y LAUTENBACH S (2013) Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36:27–46
- FAST M (2021) eBird Checklist: <https://ebird.org/ebird/view/checklist/S94231768>. eBird: An online database of bird distribution and abundance [web application]. eBird, Ithaca, New York. <http://www.ebird.org>
- FEARE CJ (1984) *The Starling*. Oxford University Press, New York
- FREI B, NOCERA JJ Y FYLES JW (2015) Interspecific competition and nest survival of the threatened Red-headed Woodpecker. *Journal of Ornithology* 156:743–753
- GIRINI JM, PALACIO FX, DEL HUERTO MDC Y KUZMANICH N (2014) Selección de dormideros por el Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) en La Plata, Buenos Aires, Argentina. *Hornero* 29:23–28
- GLAHN JF, FLYNT RD Y HILL EP (1994) Historical use of bamboo/cane as Blackbird and Starling roosting habitat: implications for roost management. *Journal of Field Ornithology* 65:237–246
- GOCHFELD M (1978) Starling roost-site selection: preference for palm trees. *Emu* 78:39–40
- GOMEZ AS, PELOZO ML Y CABRERA D (2019) Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) en Mercedes, Corrientes. *Nuestras Aves* 64:24
- GOOGLE EARTH (2022) Google, Inc., Google Earth software, v. 7.3.4. <https://www.earth.google.com>
- GROMADZKI M (1978) Abundance of the Starling, *Sturnus vulgaris* L. in the breeding season in the vicinity of Gdańsk. *Acta Ornithologica* 16:325–334.
- HELDJBÆRG H, FOX AD, THELLESEN PV, DALBY L Y SUNDE P (2017) Common starlings (*Sturnus vulgaris*) increasingly select for grazed areas with increasing distance-to-nest. *PLoS ONE* 12:e0182504
- HOTHORN T, BRETZ F Y WESTFALL P (2008) Simultaneous inference in general parametric models. *Biometrical Journal* 50:346–363
- IBAÑEZ LM (2015) *Invasión del Estornino Pinto *Sturnus vulgaris* en el Noreste de la provincia de Buenos Aires: análisis de la competencia con aves nativas y potencialidad como transmisor de parásitos*. Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata, La Plata
- IBAÑEZ LM, GIRINI JM, PALACIO FX, FIORINI VD Y MONTALTI D (2017) Interacciones entre el Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) y aves nativas de Argentina por el uso de cavidades. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88:477–479
- IBAÑEZ LM, ZALBA SM, SCOROLLI A, FORCELLI D Y MONTALTI D (2016) El Estornino Pinto en Argentina: desafíos y prioridades. *Revista del Museo de La Plata* 1:159–169
- ISACCH JP E ISACCH J (2004) Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) en la ciudad de Mar del Plata (Buenos Aires, Argentina). *Nuestras Aves* 47:33
- JAUREGUI A, GONZÁLEZ E Y SEGURA LN (2021) Impacts of the invasive European Starling on two neotropical woodpecker species: agonistic responses and reproductive interactions. *Emu* 121:223–230
- JENSEN RF (2008) Nuevos registros de Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) para el sureste de la provincia de Entre Ríos, Argentina. *Nuestras Aves* 53:22
- JUMBER JF (1956) Roosting behavior of the Starling in central Pennsylvania. *Auk* 73:411–426
- KATZ RS (2007) *Ciudad de La Plata: su historia*. Edición del autor, Buenos Aires
- KLAVINS J Y ÁLVAREZ D (2012) El Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) en la provincia de Córdoba, Argentina. *Nuestras Aves* 57:27–29
- KLUG PE Y HOMAN HJ (2020) Movement behavior of radio-tagged European starlings in urban, rural, and exurban landscapes. *Human-Wildlife Interactions* 14:398–408
- KOENIG WD (2003) European starlings and their effect on native cavity-nesting birds. *Conservation Biology* 17:1134–1140
- LIÉBANA MS, SANTILLÁN MÁ, SEEN NP, FIORUCCI M, BERNARDOS J Y MALLET J (2020) Aportes al conocimiento de la distribución y biología del Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) en el centro de Argentina. *Acta Zoológica Lilloana* 64:43–57
- LOCKWOOD JL, P CASSEY Y BLACKBURN T (2005) The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 20:223–228
- LÓDOLA A Y BRIGO R (2011) Diagnóstico socioeconómico de La Plata y sus centros comunales. Series Docu-

- mento de Trabajo Nro 87, Facultad de Ciencias Económicas, Universidad Nacional de La Plata, La Plata
- LOWE S, BROWNE M, BOUDJELAS S Y DE POORTER M (2000) 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database. *Species Survival Commission, World Conservation Union (IUCN), Auckland, New Zealand: Invasive Species Specialist Group Conservation* 79:145–153
- LUCERO F (2013) Nuevas aves, primeras evidencias y localidades para las provincias de San Juan y Catamarca, Argentina. *Ecoregistros* 3:14
- LYON LA Y CACCAMISE DF (1981) Habitat selection by roosting blackbirds and starlings: management implications. *Journal of Wildlife Management* 45:435–443
- MAZZULLA J (2013) Primeros registros de Estornino Pinto *Sturnus vulgaris* (Linnaeus 1758) (Aves, Passeriformes, Sturnidae) en Uruguay. *Novedades Ornitológicas* 3:1-17
- MENDOZA F Y SORROCHE S (2020) Evidencias de nidificación de Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) en la provincia de Mendoza, Argentina. *Nótulas Faunísticas* 289:1–5
- MENNECHEZ G Y CLERGEAU P (1997) Analyse de la sélection du site de nid par l'étourneau *Sturnus vulgaris* au niveau du paysage. *Ecologia Mediterranea* 23:37–45
- MENNECHEZ G Y CLERGEAU P (2006) Effect of urbanization on habitat generalists: starlings not so flexible? *Acta Oecologica* 30:182–191
- MICACCHION M Y TOWNSEND TW (1983) Botanical characteristics of autumnal blackbirds roosts in Central Ohio. *Ohio Journal of Science* 83:131–135
- MORRISON DW Y CACCAMISE DF (1985) Ephemeral roosts and stable patches? A radiotelemetry study of communally roosting starlings. *Auk* 102:793–804
- ORTIZ D, CAPLLONCH P, AVELDAÑO S, MAMANI J, QUIROGA O Y MORENO TEN T (2013) Los Passeriformes de Tucumán, Argentina: lista, distribución y migración. *Biológica* 16:39–71
- PALACIO FX (2018) Advocating better habitat use and selection models in bird ecology. *Revista Brasileira de Ornitología* 26:90–104
- PALACIO FX, MARAGLIANO RE Y MONTALTI D (2016) Functional role of the invasive European Starling, *Sturnus vulgaris*, in Argentina. *Emu* 116:387–393
- PALACIO FX Y MONTALTI D (en prensa) Local bird traits match fruit traits of two alien plants in urban fruit-frugivore interactions. *Ecología Austral*
- PÉREZ J (1988) Estornino pinto en la Capital Federal. *Nuestras Aves* 17:14
- PERIS S, SOAVE G, CAMPERI A, DARRIEU C Y ARAMBURU R (2005) Range expansion of the European Starling *Sturnus vulgaris* in Argentina. *Ardeola* 52:359–364
- PFEIFFER M, SEAMANS TW, BUCKINGHAM BN Y BLACKWELL BF (2019) Landscape factors that influence European Starling (*Sturnus vulgaris*) nest box occupancy at NASA Plum Brook Station (PBS), Erie County, Ohio, USA. *Ohio Journal of Science* 119:38–47
- POTTS GR (1967) Urban starling roosts in the British Isles. *Bird Study* 14:25–42
- R CORE TEAM (2020) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org>
- REBOLO IFRÁN NR Y FIORINI VD (2010) European Starling (*Sturnus vulgaris*): population density and interactions with native species in Buenos Aires parks. *Ornitología Neotropical* 21:507–518
- RIZZO F (2010) Utilización de nidos de Hornero (*Furnarius rufus*) por el Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*). *Nuestras Aves* 55:33–35
- SCHMIDTZ C Y AGUILÁN C (1988) Nidificación del Estornino Pinto. *Nuestras Aves* 17:13
- SILVA FC, DA PINTO JM, MÄDER A Y DE SOUZA VAT (2017) First records of European Starling *Sturnus vulgaris* in Brazil. *Revista Brasileira de Ornitología* 25:297–298
- STEWART PA (1973) Estimating numbers in a roosting congregation of blackbirds and starlings. *Auk* 90:353–358
- SUMMERS RW (1989) Size and frequency of occurrence of pre-roost gatherings of starlings. *Crop Protection* 8:451–454
- SYMONDS AEJ (1961) The counting of starlings at country roosts. *Bird Study* 8:185–193
- TINBERGEN JM (1981) Foraging decisions in starlings (*Sturnus vulgaris* L.). *Ardea* 55:1–67
- VENABLES WN Y RIPLEY BD (2002) *Modern applied statistics with S*. Springer, New York
- WICKHAM H (2016) *ggplot2: elegant graphics for data analysis*. Springer-Verlag, New York
- WOJCIECHOWSKI Z Y NOWAKOWSKI JJ (2016) Dynamics of arrival of common starlings *Sturnus vulgaris* on communal roost in post-breeding period. *Zoologica Poloniae* 61:21–39
- WOOD SN (2017) *Generalized additive models: an introduction with R*. Chapman and Hall/CRC, Boca Raton
- ZUFIAURRE E, ABBA A, BILENCIA D Y CODESIDO M (2016) Role of landscape elements on recent distributional expansion of European starlings (*Sturnus vulgaris*) in agro-ecosystems of the Pampas, Argentina. *Wilson Journal of Ornithology* 128:306–313
- ZUUR AF, IENO EN, WALKER NJ, SAVELIEV AA Y SMITH GM (2009) *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer, New York