FACULTAD DE CIENCIAS
EXACTAS Y NATURALES
Universidad Nacional de La Pampa

“CRECIMIENTO POBLACIONAL Y ÉXITO REPRODUCTIVO DE LA GOLONDRINA TIJERITA (*Hirundo rustica erythrogaster)* EN EL FRENTE DE EXPANSIÓN, EN EL CENTRO DE ARGENTINA”

DI DINO, Anabella

TESINA PRESENTADA PARA OBTENER

EL GRADO ACADÉMICO DE

LICENCIADA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

SANTA ROSA (LA PAMPA) ARGENTINA

2021

Juan Manuel Grande Maximiliano Galmes Claudina Solaro

Prólogo

Esta Tesina es presentada como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Licenciada en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional de La Pampa y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad ni en otra Institución Académica. Se llevó a cabo en la Cátedra de Biología de la Conservación dependiente del Departamento de Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UNLPam, durante el período comprendido entre el 30 de noviembre de 2018 y el 24 de septiembre de 2021, bajo la dirección del Dr. Juan Manuel Grande.

(24/09/2021)

DI DINO, Anabella

Agradecimientos

Agradecer primero a la Universidad Nacional de La Pampa y principalmente a la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales por darme la oportunidad, el lugar físico y el financiamiento para realizar este trabajo en el que culminan de plasmarse mis estudios para optar por el título de Licenciada en Ciencias Biológicas.

A mi director Dr. Juan Manuel Grande por sus conocimientos y apoyo continúo en la revisión además por brindar los elementos necesarios para poder realizar este trabajo.

A Miguel Ángel Santillán por la ayuda y predisposición en la corrección del presente manuscrito.

A los integrantes del jurado, por sus aportes y contribuciones a esta tesis.

A los profesores que me formaron durante de la carrera y a mis compañeros y amigos que la facultad me dejó.

A mi familia, especialmente a mis padres, por todo el apoyo y la ayuda para que pueda seguir mi camino. A mi pareja y amigos por estar siempre a mi lado en los buenos y malos momentos y por no permitirme bajar los brazos.

A todos…muchas gracias.

(24/09/2021)

DI DINO, Anabella

RESUMEN

La Golondrina Tijerita (*Hirundo rustica erythrogaster*) es una migrante de amplia distribución en el continente americano, nidifica en el Hemisferio Norte y, desde 1980, en el Hemisferio Sur, desde entonces su expansión en su distribución austral está en continuo crecimiento. El objetivo de este estudio fue evaluar el crecimiento poblacional y los parámetros reproductivos de *H. r. erythrogaster* durante las temporadas reproductivas 2012, 2015, 2016 y 2017 en dos áreas, una al suroeste (sitio O) y otra al noreste (sitio E) de Santa Rosa (La Pampa, Argentina). Se monitorearon las alcantarillas y puentes de ruta que son los sitios de anidamiento más utilizados por la especie en Argentina. El crecimiento poblacional se observó con mayor énfasis entre la temporada 2012 y 2015, ambos sitios aumentaron en el número de nidos activos por estructura, y alcanzaron a ocupar el 90% de las alcantarillas disponibles. Si bien el sitio E fue el de mayor número de nidos activos, los valores de ocupación, tamaño de puesta, nidada, fecha de puesta y éxito reproductivo no variaron con el sitio O. La depredación fue mayor en el sitio O (39,6%) que el en E (20,3%) pero la diversidad de predadores fue la misma. Esta tesis describe la biología reproductiva de la población de Golondrinas Tijerita en La Pampa y proporciona una línea de base contra la cual contrastar en el futuro ante los posibles nuevos escenarios como el avance de la agricultura de alta intensidad o el cambio climático.

ABSTRACT

The Barn Swallow (*Hirundo rustica erythrogaster*) is a migrant with a wide distribution in the American continent, nesting in the Northern Hemisphere and, since 1980, in the Southern Hemisphere, since then its expansion in its southern distribution has been continuously growing. The objective of this study was to evaluate the population growth and reproductive parameters of *H. r. erythrogaster* during the 2012, 2015, 2016 and 2017 reproductive seasons in two areas, one to the southwest (site O) and another to the northeast (site E) of Santa Rosa (La Pampa, Argentina). The culverts and road bridges, which are the nesting sites most used by the species in Argentina, were monitored. Population growth was observed with greater emphasis between the 2012 and 2015 season; both sites increased in the number of active nests per structure, and occupied 90% of the available sewers. Although site E was the one with the highest number of active nests, the values of occupancy, laying size, clutch, laying date and reproductive success did not vary with site O. Predation was higher at site O (39.6%) than at E (20.3%) but the diversity of predators was the same. This thesis describes part of the reproductive biology of the scissors swallow population in La Pampa and provides a baseline against which to contrast in the future in the face of possible new scenarios such as the advance of high intensity agriculture or climatic changes.

ÍNDICE

RESUMEN **4**

ABSTRACT **5**

ÍNDICE **6**

INTRODUCCIÓN **8**

Hipótesis 11

Objetivo general 11

Predicciones 11

MATERIALES Y MÉTODOS **11**

1. ***Área de estudio:*** 12

2. ***Métodos de campo*** 13

2.1. Identificación de los nidos 14

2.2. Crecimiento poblacional 15

2.3. Parámetros reproductivos 16

RESULTADOS **18**

1. ***Crecimiento poblacional*** 18

1.1. Sitio E: Llanura Pampeana 18

1.2. Sitio O: Espinal 19

1.3. Entre ecorregiones 20

2. ***Parámetros reproductivos*** 22

2.1. Éxito reproductivo 22

2.2. Tamaño de puesta 22

2.3. Tamaño de nidada 23

2.4. Fecha de puesta 23

DISCUSIÓN **25**

1. ***Crecimiento poblacional*** 25

2. ***Parámetros reproductivos*** 27

2.1. Éxito reproductivo 27

2.2. Tamaño de puesta y nidada 29

2.3. Fecha de puesta 31

CONCLUSIONES 33

BIBLIOGRAFÍA 34

INTRODUCCIÓN

La golondrina común, *Hirundo rustica* es un ave de hábitos migratorios perteneciente a la familia de los hirundínidos, dentro del orden paseriformes. Se trata de la golondrina con la mayor área de distribución en el mundo (Turner, 2006), debido en parte a su habilidad para nidificar en estructuras humanas (Zink *et al.*, 2006). Incluye a siete subespecies que se encuentran en todo el mundo pero solo una en el continente americano, *Hirundo rustica erythrogaster* Boddaert (1783) (Zink *et al.*, 2006) comúnmente llamada Golondrina Tijerita en Argentina (Narosky & Yzurieta, 2003; De la Peña, 2015). Mide 150 mm de longitud, son de pico pequeño, la frente es color castaño y resto de las partes superiores, azul metálico obscuro. Las alas y cola, son pardo débilmente satinado con verdoso. Las mejillas, garganta, pecho y vientre son castaño canela (esta coloración del pecho y vientre es característica en *H. r. erythrogaster*). La cola es ahorquillada y mide dos tercios de la longitud de las alas (Pereyra, 1969). Los sexos son similares pero en las hembras la coloración de la parte inferior es más pálido y la cola más corta (68-84 mm en hembras contra 79-106 mm en machos) (Brown & Brown, 1999). Las golondrinas son monógamas, se reproducen en solitario o en colonias generalmente entre 2-50 parejas por sitio. Dentro de la colonia, cada pareja defiende un territorio alrededor del nido (Møller, 1989). Generalmente cría dos nidadas por temporada, en la segunda puesta puede reutilizar el nido utilizado en la primera o construir un nuevo nido. Al año siguiente, en caso de sobrevivir las golondrinas reparan y reutilizan el nido o construyen uno nuevo (Barclay, 1988; Safran, 2006). Son insectívoros y el 99% de su dieta incluye dípteros, ortópteros, anisópteros, coleópteros y heteróceros que atrapa en vuelo (Nebel *et al.*, 2010). Construye nidos en forma de taza, con pelotillas de barro mezclado con pajas y pastos que adhiere a una pared en espacios parcialmente cerrados y cubiertos (Morales-Fernaz *et al.*, 2012). Es un ave de hábitats abiertos para el forrajeo que incluyen pastizales naturales con o sin pastoreo, cultivos agrícolas, lagos, ríos, humedales (COSEWIC, 2011). Se ha estudiado que la especie prefiere pastizales naturales o destinados a la ganadería, donde hay una mayor disponibilidad de insectos por el menor uso de insecticidas (Møller, 2001; Grüebler *et al.*, 2010; Ambrosini *et al*., 2012; Sicurella *et al.*, 2014), y cultivos agrícolas de baja intensidad (Kusack *et al.* 2019). También selecciona lugares con agua en las cercanías (Grande *et al.*, 2015). Históricamente anidaba en cuevas y acantilados, sin embargo desde tiempos inmemoriales parece haberse adaptado a utilizar para criar estructuras construidas por el hombre como edificios, graneros, puentes y

alcantarillas (Brown & Brown, 1999; Turner, 2006). De hecho, en la actualidad, casi toda su población mundial nidifica sobre estructuras de origen antrópico (Møller, 1994). En consecuencia, esta especie se ha beneficiado de la presencia humana, que crea los espacios abiertos que prefiere y que le proporciona abundantes sitios de nidificación seguros, lo que ha determinado en gran medida su rango de distribución actual (Heagy *et al.* 2014).

En las últimas décadas, se ha detectado a nivel mundial un marcado declive de muchas de sus poblaciones. En Europa, se ha registrado el descenso de ciertas poblaciones de Dinamarca (Møller, 1989), de Inglaterra (Robinson *et al.* 2003; Evans *et al.* 2003), de Italia (Ambrosini *et al*., 2012) y de España (SEO BirdLife, 2014). En América del Norte, ha disminuido su población en Canadá (COSEWIC, 2011) y en el norte de Estados Unidos (Nebel *et al.*, 2010; García-Pérez, 2012). Las causas probables de estas disminuciones son el resultado de la pérdida de sitios de anidación debido al reemplazamiento de los graneros de madera a estructuras modernas que impiden el acceso de las golondrinas para nidificar, los cambios en la calidad del hábitat como resultado de la intensificación agrícola, la disminución a gran escala de los insectos voladores, y/o la mortalidad invernal relacionada con los cambios en el clima ya sea durante la migración o en las áreas de invernada (Møller, 1989; Evans *et al.* 2003; Nebel *et al.*, 2010; Heagy *et. al.*, 2014; García-Pérez, 2014). El estatus de la especie en Canadá es amenazado, dado que se pondrá en peligro si no se invierten los factores negativos que actualmente están actuando sobre sus poblaciones (Heagy *et al.*, 2014). A nivel mundial BirdLife International (2019) la calificó bajo preocupación menor considerando que la disminución en sus números no es lo suficientemente rápida como para que la especie se acerque al umbral del criterio de decrecimiento poblacional para especies vulnerables.

En el hemisferio occidental, esta especie, tradicionalmente, solo criaba en América del Norte (entre mayo y agosto) e invernaba (septiembre-febrero) en el centro y sur de América (Brown & Brown, 1999). Sin embargo, en 1980, seis parejas de *H. r. erythogaster* se encontraron nidificando en Mar Chiquita, provincia de Buenos Aires (Martínez, 1983), dentro del área de distribución invernal histórica de la especie. En la actualidad, 40 años después de iniciar la colonización como reproductores del continente sudamericano, el monitoreo de la especie ha demostrado que la población ha aumentado en número y en área de distribución (Billerman *et al.*, 2011), registrándose su nidificación en gran parte de la provincia de Buenos Aires (Fiameni, 2001; Morici, 2009; Billerman *et al.*, 2011; Idoeta *et al.*, 2011; Larracoechea *et al.* 2013; Grande *et al.*, 2015; Gandoy *et al.*, 2019), en zonas de La Pampa (Morici, 2012; Grande *et al.*, 2015; Bianchini, 2016, 2019), en Rio Negro (Segura,

2017; Petracci *et al.*, 2018; Bianchini, 2016, 2019), y recientemente se han registrado unos pocos nidos en Chubut (Petracci *et al.* 2019), Neuquén (Bianchini, 2019), Santa Fe (Juárez & Gandoy, 2019; Juárez, 2019, 2020), Córdoba (Juárez, 2019; Torres & Brandolin, 2020) y San Luis (Torres & Brandolin, 2020). La distribución actual de la especie en Argentina se extiende por cuatro ecorregiones: Llanura Pampeana, Espinal, Monte y Chaqueña (Burkart *et al.*, 1999; Oyarzabal *et al.*, 2018). Esto demuestra que las nuevas poblaciones australes mantienen una gran plasticidad conductual y ecológica al igual que exhibe la especie en el hemisferio norte (Winkler, 2006), lo que le permite continuar creciendo demográficamente y expandir su rango geográfico colonizando exitosamente nuevas áreas (Grande *et al.*, 2015; Winkler *et al.*, 2017). De todas maneras no se descarta la posibilidad de que ésta población austral, siga incorporando inmigrantes de las poblaciones de Norte América (Billerman *et al*., 2011; Gandoy *et al.*, 2019). La población reproductora argentina ha logrado cambiar su patrón de muda como resultado de una nueva adaptación al ciclo migratorio del hemisferio sur (García-Pérez *et al.*, 2013) y recientes estudios en colonias del sur de la provincia de Buenos Aires demostraron que si bien son migratorias como las poblaciones norteamericanas, restringen sus movimientos migratorios invernales a Sudamérica (Winkler *et al.*, 2017), formando parte de una población disyunta de la que sigue reproduciéndose en el hemisferio norte.

Muy poco se sabe de la biología reproductiva de la Golondrina Tijerita en Argentina, en la mayoría de los trabajos se han evaluado otros aspectos como el rango de distribución geográfico de cría de la especie utilizando variables cualitativas como presencia/ausencia de nidos, características de los mismos (Martínez, 1983; Fiameni, 2001; Larracoechea *et al.*, 2013; Morici, 2009, 2012; Idoeta *et al.*, 2011; Bianchini, 2016; Segura, 2017; Petracci *et al.*, 2018, 2019; Juárez & Gandoy, 2019; Juárez, 2019, 2020; Torres & Brandolin, 2020), de los factores que influyen en la selección del sitio de nidificación (Grande *et al.*, 2015), de las rutas migratorias y patrones de muda (García-Pérez *et al.*, 2013; Winkler *et al.*, 2017). Un solo trabajo, hasta el momento, se ha centrado en estudiar el éxito reproductivo de la población (Gandoy *et al.*, 2019), sin embargo, los resultados son representativos solo de la parte "central" del área colonizada (sur de Buenos Aires), y los parámetros reproductivos pueden variar hacia el frente en expansión. Considerando que las poblaciones “periféricas” no se encuentran bajo las mismas condiciones ambientales que la población “central”, es esperable que muchos parámetros reproductivos se vean modificados como respuesta a diferencias en el nuevo ambiente (Phillips *et al.*, 2010). Esto puede afectar de manera positiva o negativa su éxito poblacional.

Por lo tanto, conocer el estado de las poblaciones de cría en las diferentes zonas del área de distribución es fundamental para comprender el crecimiento poblacional y éxito de colonización que está experimentando la Golondrina Tijerita en Argentina.

Hipótesis

La continua expansión del rango de distribución, sumado a la reciente colonización de *H. r. erythrogaster* en La Pampa sugiere que la población está en etapa de crecimiento y que no alcanzó su capacidad de carga.

Objetivo general

Evaluar el crecimiento poblacional y los parámetros reproductivos de *H. r. erythrogaster* en dos ecorregiones de reciente colonización por la especie en La Pampa, la Llanura Pampeana y el Espinal.

Objetivos específicos:

- Cuantificar el total de nidos activos e inactivos por alcantarilla durante el periodo reproductivo en la ecorregión del Espinal y Llanura Pampeana.
- Evaluar la ocupación espacial y el tamaño de las colonias en la actualidad con relación a los datos tomados en años previos desde 2012.
- Cuantificar el número de huevos y/o pichones de cada nido activo por alcantarilla en ambas ecorregiones.

Predicciones

Se predice que la abundancia total de nidos activos por alcantarilla en la temporada reproductiva muestreada será mayor que en años anteriores en ambas ecorregiones. Hallándose nuevos nidos en alcantarillas previamente deshabitadas y mayor abundancia de individuos en colonias anteriormente muestreadas. A su vez, dado que la Llanura Pampeana es un ambiente más húmedo y con mayor abundancia de cuerpos de agua, se espera que presente colonias de mayor tamaño y con mejor éxito reproductivo que las colonias del Espinal.

MATERIALES Y MÉTODOS

1. Área de estudio:

Se monitorearon las alcantarillas y puentes de ruta que son los sitios de reproducción más utilizados por la especie en Argentina (Martínez, 1983; Fiamini, 2001; Morici, 2009, 2012; Idoeta *et al.*, 2011; Larracoechea *et al.*, 2013; Grande *et al*., 2015; Bianchini, 2016; Segura, 2017; Gandoy *et al.*, 2019) en dos áreas, una al suroeste y otra al noreste de la ciudad de Santa Rosa en la provincia de La Pampa, Argentina. Llamaremos a estas zonas sitio oeste (O) y sitio este (E) respectivamente.

El sitio O abarca 85 km de la ruta 14 (desde el km 95 al 180) y 85 km de la Ruta 13 (desde el km 75 al 160) (Fig. 1). Este sitio se encuentra dentro de la ecorregión del Espinal (Burkart *et al.*, 1999), en la "unidad de bosque de esclerófitas con *Prosopis caldenia*" (Oyarzabal *et al.*, 2018). Se caracteriza por llanuras planas a suavemente onduladas. En las partes bajas de los valles se distinguen los bosques xerofíticos, abiertos, dominados por *Prosopis caldenia* y acompañados de *Prosopis flexuosa*, *Geoffroea decorticans* y *Jodina rhombifolia*. Las planicies que separan los valles están ocupadas por pastizal de especies mesotérmicas como *Nassella* spp., *Jarava* spp. *y Piptochaetium* spp. Las áreas medanosas y onduladas están ocupadas por pastizales de *Elionurus muticus* con *Hyalis argentea* (Oyarzabal *et al.*, 2018). El clima es templado y seco con marcado déficit hídrico (Burkart *et al.*, 1999). Algunos tramos cercanos a la ciudad de Santa Rosa han sido convertidos a la agricultura o a pasturas implantadas para la ganadería (Lorda *et al.*, 2008).

La zona E, comprende 56 km de la Ruta 7, 56 km de la Ruta 10 y 26 km, aproximadamente, de caminos vecinales (Fig. 1). Pertenece a la ecorregión de la Llanura Pampeana, (Burkart *et al.*, 1999), en la "unidad de estepa psamofítica de *Sorghastrum pellitum* y *Elionurus muticus*" (Oyarzabal *et al.*, 2018). Se caracteriza por un clima templado-húmedo a subhúmedo, con precipitaciones anuales de 600 mm y la temperatura anual es de 16°C (Burkart *et al.*, 1999), la flora característica originaria son los pastizales templados, cuya comunidad dominante es el flechillar, principalmente *Sorghastrum pellitum, Elionurus muticus, Poa ligularis, Nassella trichotoma, Bothriochloa springfieldii y Piptochaetium napostense* (Oyarzabal *et al.*, 2018). En la actualidad estos pastizales naturales han desaparecido en su totalidad siendo sustituidos por cultivos y pasturas implantadas para la ganadería (Lorda *et al.*, 2008).

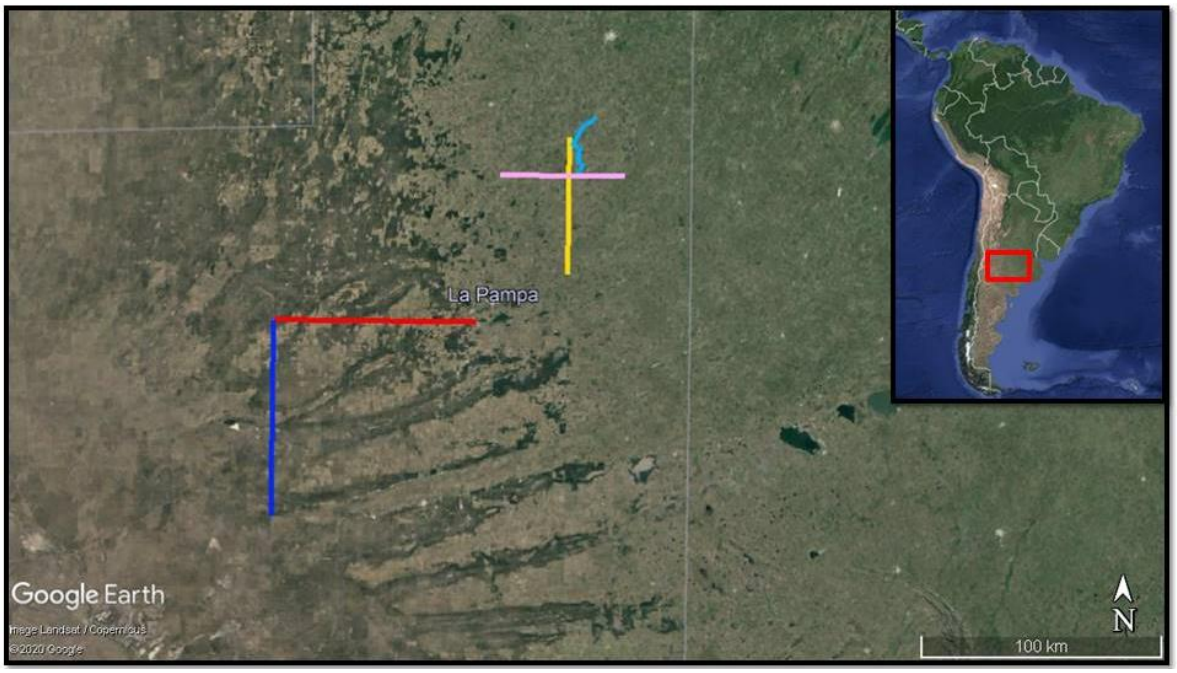

Figura 1: Imagen satelital del área de estudio con las rutas muestreadas (líneas de colores), Rojo: Ruta 14; Azul: Ruta 13; Amarillo: Ruta 7; Rosa: Ruta 10; Celeste: caminos vecinales.

2. Métodos de campo

Las alcantarillas utilizadas para el estudio fueron georeferenciadas en 2013-2015 por Juan. M. Grande y Miguel A. Santillán. Dado que el periodo reproductivo austral abarca desde mediados de septiembre hasta finales de febrero del año siguiente, para referirnos a cada temporada reproductiva se utilizará el año en el que comienza esa temporada reproductiva (por ejemplo: la estación reproductiva 2016-2017 será considerada en adelante como temporada 2016). Se consideró cada alcantarilla como a una colonia y, por lo tanto, como una muestra. Para la identificación de los adultos y de los nidos se basó en la descripción dada por De la Peña (2015). Las observaciones se realizaron de manera directa o utilizando un espejo (Fig. 2A) y en los casos en donde no se pudo ingresar a la alcantarilla por el nivel de agua o por la obstrucción de la entrada se utilizaron prismáticos para evaluar la presencia de nidos y cuando fue posible, su actividad (Fig. 2B).

Figura 2: A) Vista interior de una alcantarilla en el sitio O, en total contenía 16 nidos activos y uno inactivo. B) Vista exterior de un puente de ruta en el sitio E, en total se observaron mediante prismáticos 12 nidos con presencia de actividad y tres nidos que no se pudo determinar actividad, en la imagen se pueden ver tres nidos en el borde superior.

2.1. Identificación de los nidos

En cada visita se registró la cantidad de nidos presentes por alcantarilla, así como el estado (activo/inactivo), su posición relativa dentro de la alcantarilla y las variables relacionadas con la fecundidad como la cantidad de huevos y pichones por nido. También

cuando se constató la presencia de pichones, se procedió a evaluar su edad en días siguiendo la guía de Morales-Fernaz *et al.* (2012).

Los nidos se consideraron como:

- Inactivos: los nidos que se encontraron vacíos (sin material fino en el cuenco-plumas o pasto-) o rotos, ambos sin indicios de adición reciente de barro o restos de excremento debajo del nido que pudieran indicar su uso (Fig. 3B)
- Activos: los nidos que presentaron plumas, material fresco, pasto, huevos, pichones y/o excremento reciente debajo del nido (Fig. 3A). También se consideraron como activos en el año aquellos nidos rotos pero con evidencias de haber sido arreglados en esa temporada o con indicios de depredación reciente (restos de cáscaras, de pichones o adultos).
- Desconocido: aquellos nidos a los que no se pudo acceder para determinar el estado debido a que no fue posible ingresar a la alcantarilla por la obstrucción de la entrada o por la presencia de agua, siendo no considerados para el análisis de parámetros reproductivos pero si para análisis de ocupación de alcantarillas.

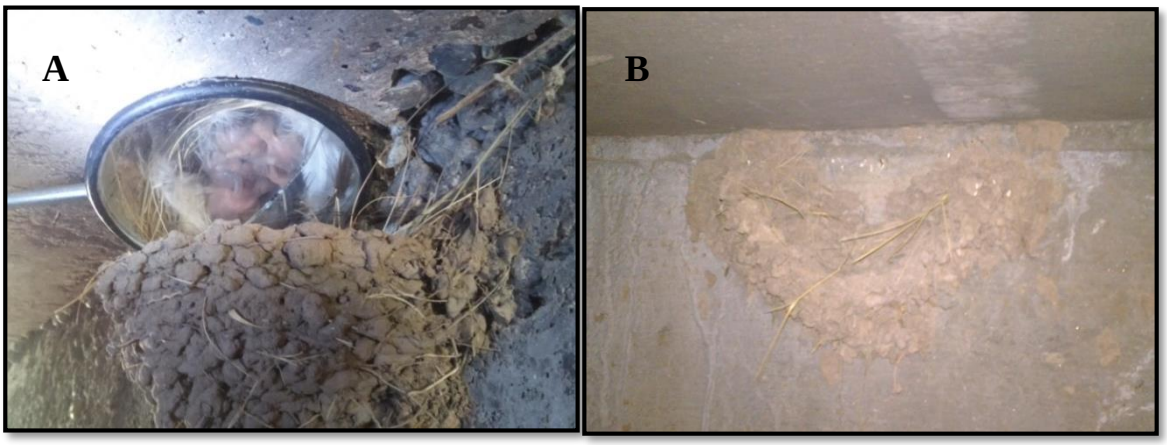

Figura 3: A) Nido activo con cinco pichones de dos días de edad. B) Nido inactivo sin evidencias de haber sido utilizado previamente en la temporada reproductiva.

2.2. Crecimiento poblacional

Para evaluar el estado de las poblaciones en el área muestreada, se utilizó la ocupación entre temporadas y el tamaño de la población. Para la ocupación se empleó el número de nidos activos e inactivos de cada alcantarilla, considerando como ocupadas a las alcantarillas con al menos un nido activo o inactivo, de esta manera se analizó el estado de

cada colonia en relación al tiempo, en el caso de las ocupadas previamente si aumentaban o disminuían en número de nidos activos y si las desocupadas se colonizaban, para el sitio E en las temporadas 2012, 2015 y 2016, y para la zona O las temporadas 2015, 2016 y 2017. El tamaño de cada colonia fue calculado en base a la máxima cantidad de nidos activos en cada alcantarilla en la temporada como también lo utilizaron Kusack *et al.* (2019) y McClenaghan *et al.* (2019). De forma que, el crecimiento de la población se definió como el aumento en el tamaño poblacional entre las diferentes temporadas reproductivas del mismo sitio de estudio, en el caso del Este las temporadas 2012, 2015 y 2016 y del Oeste las temporadas 2015, 2016. Y el crecimiento poblacional total del área de estudio, se consideró al aumento del tamaño poblacional de ambos sitios (O + E) entre la temporada reproductiva 2015 y 2016.

2.3. Parámetros reproductivos

2.3.1. Éxito Reproductivo

Para la descripción del éxito reproductivo se utilizaron los datos correspondientes a la temporada reproductiva 2016, en el cual el seguimiento de los nidos fue más homogéneo, habiéndose observado en tres ocasiones en ambos sitios de estudio. Como medidas de éxito se evaluaron la proporción de nidos con huevos en relación número de nidos activos para cada sitio de estudio. Además, para determinar las causas de la efectividad o fracaso de la puesta se determinó la proporción de nidos depredados sobre el número de nidos activos, se valoraron la presencia de huellas de los posibles depredadores y las características de la alcantarilla (altura, disponibilidad de agua).

2.3.2. Tamaño de puesta y nidada

Se determinó para las temporadas 2015 y 2016 en cada sitio de estudio el tamaño de puesta, el número de huevos eclosionados y el número de volantones (solo para la temporada 2016). El tamaño de puesta se definió como el número de huevos puestos por nido. Teniendo en cuenta que el tamaño de puesta se incrementa con la latitud en muchas especies de aves (Dunn *et al.*, 2000; Winkler *et al.*, 2014), se corroboró si los valores obtenidos correspondían con los tamaños de puestas en latitudes absolutas similares en Norteamérica, para ello se utilizó la regresión del tamaño de puesta según la latitud para la población de Norteamérica obtenido por Gandoy (2020), se agregó el valor de nuestra población y se verificó visualmente si caía dentro del intervalo de confianza del 95% calculado por Gandoy (2020).

El número de huevos eclosionados se midió como la cantidad de pichones observados por nido. Para el número de volantones, como no se pudo visitar todos los nidos dentro del período de tiempo deseado, seguimos los criterios de Kusack *et al.* (2019) y se determinó como el número de pichones mayores a 9 días por nido, considerando que la mortalidad entre el día 10 al 15 es baja (<5%), cualquier pichón que sobrevivió hasta el día 10 se consideró que llegó a volantón y que la cantidad de crías en el nido se mantenía a la última verificación, y se calculó solo para la temporada 2016 donde el seguimiento fue mayor.

2.3.3. Fecha de puesta

La fecha de puesta se estimó con la edad (días) de los pichones muestreados en la temporada 2016. Se definió como fecha de puesta el día en que la hembra puso el primer huevo, y se tomó un periodo, desde la puesta de huevo hasta que el juvenil abandona el nido, de 36 días (Turner, 2006; Morales-Fernaz *et al.*, 2012).

RESULTADOS

En total, en la zona E se realizaron seis muestreos en las temporadas 2012, 2015 y 2016, en la temporada 2012 el relevamiento se hizo en una ocasión fuera de la temporada reproductiva pero igualmente se revisó el contenido de los nidos, en 2015 se realizaron dos visitas el 30 de septiembre de 2015 y el 27 de noviembre de 2015, y en la temporada 2016 tres visitas el primero y 23 de diciembre de 2016 y el 20 de enero de 2017. En la zona O se realizaron cinco muestreos en la temporada 2015, 2016 y 2017, en la temporada 2015 en una sola ocasión, el 17 de diciembre de 2015, en la temporada 2016 en tres visitas el 2 y 28 de diciembre de 2016 y el 29 de enero de 2017, y en la temporada 2017 se visitó el 17 de enero de 2018 pero solo se evaluó la presencia de nidos.

1. Crecimiento poblacional

1.1. Sitio E: Llanura Pampeana

En las revisiones de las alcantarillas, se observó un aumento en la ocupación de las mismas, en 2012 estaban ocupadas el 48% de las alcantarillas muestreadas, en 2015 el 72% y en 2016 el 83% (Fig. 4). Lo mismo ocurrió con el promedio de nidos por alcantarilla de la temporada 2012 a 2015 que aumentó un 352,56% y en 2016 un 24,08% (Tabla 1), y también con la media de nidos activos por alcantarilla se observa un incremento entre las temporadas 2012 y 2015 del 611,63%, y en la temporada 2016 aumenta un 23,20% (Tabla 1).

Tabla 1: Nidos totales y activos en el sitio E de las temporadas reproductivas 2012, 2015 y 2016, NA: número de alcantarillas muestreadas; AO: alcantarillas ocupadas con al menos un nido

activo o inactivo; NN: número de nidos presentes en las alcantarillas; Ac: número de nidos activos en las alcantarillas.

Temporada Reproductiva		NA	AO	NN	Ac
2012	n	23	11	18,00	10
	Media(±SD)			0,78(±0,90)*	0,43(±0,51)**
2015	n	36	26	127,00	110,00
	Media(±SD)			3,53(±4,35)*	3,06(±3,99)**
2016	n	47	39	206,00	177,00
	Media(±SD)			4,38(±5,29)*	3,77(±4,50)**

*Media de nidos presentes en las alcantarillas (NN) por número de alcantarillas muestreadas (NA).

**Media de nidos activos (Ac) por alcantarilla (NA)

1.2. Sitio O: Espinal.

En la zona O la cantidad de alcantarillas ocupadas en 2015 fue de 76%, en 2016 pasó al 89% y en 2017 alcanzó el 90% (Fig. 4). La media de nidos por alcantarillas entre 2015 y 2016 aumentó un 57,64%, y en la temporada siguiente incrementó un 11,49%. Y observando la media de nidos activos por alcantarilla también hay un aumento entre la temporada 2015 y 2016, de un 94,97% (Tabla 2).

Tabla 2: Nidos totales y activos en el sitio O de las temporadas reproductivas 2015, 2016 y 2017. NA: número de alcantarillas muestreadas; AO: alcantarillas ocupadas con al menos un nido activo o inactivo; NN: número de nidos totales; Ac: número de nidos activos; "-": sin datos.

Temporada Reproductiva		NA	AO	NN	Ac
2015	n	42	32	66	47
	Media(±SD)			1,57(±1,76)*	1,12(±1,15)**
2016	n	44	39	109	99
	Media(±SD)			2,48(±2,96)*	2,25(±3,01)**
2017	n	21	19	58	-
	Media(±SD)			2,76(±2,39)*	-

*Media de nidos presentes en las alcantarillas (NN) por número de alcantarillas muestreadas (NA).

**Media de nidos activos (Ac) por alcantarilla (NA)

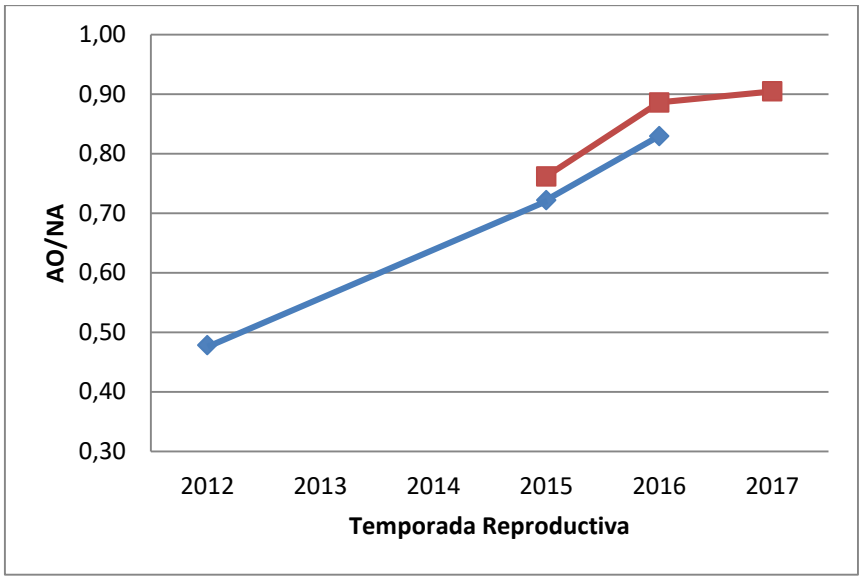

Figura 4: Proporción de alcantarillas ocupadas de los sitios Este (línea con rombos) y Oeste (línea con cuadrados) en las diferentes temporadas reproductivas. AO: alcantarillas ocupadas con al menos un nido activo o inactivo; NA: número de alcantarillas muestreadas.

1.3. Entre ecorregiones

Analizando el área total muestreada, entre la temporada 2015 y 2016 hubo un incremento del 34,54% en la media de número de nidos totales por alcantarilla (2015: media= 2,55; SD= ±3,05; 2016: media= 3,43; SD= ±4,16), y del 42,48% en la media de nidos activos (2015: media= 2,09; SD= ±2,57, 2016: media= 2,97; SD= ±3,75). Además, entre el periodo 2015-2016 las colonias que aumentaron al menos un nido activo más fueron el 70,27% en el E y el 59,46% en el O, las que mantuvieron su tamaño fueron el 24,32% (E) y el 29,73% (O), y las colonias que decrecieron (se registró al menos un nido activo menos) fueron el 5,41% (E) y el 10,81% (O). El sitio E presentó un mayor número de nidos totales y activos que el sitio O (Tabla 1 y 2).

El tamaño de las colonias varió entre 1-16 nidos activos por alcantarilla en ambos sitios, no obstante, en ambas temporadas (2015 y 2016) las colonias más comunes fueron pequeñas de 1-2 parejas. Más específicamente, en el sitio E en la temporada 2015 el 29,17% correspondía a reproductores solitarios y el 12,50% a alcantarillas con dos parejas, en cambio son las colonias de 11, 12 y 16 las que representaron el 45,45% de la población reproductora. En la temporada 2016 el porcentaje de colonias de uno y dos nidos activos aumentaron a 36,11% y 19,44%, respectivamente, además se observaron otras colonias mayores a siete nidos activos que en la temporada anterior solo se habían monitoreado tres (una de 11, 12 y

16 nidos), y las colonias mayores a 11 solo representaron el 35,63% de la población reproductora. En el caso del sitio O en la temporada 2015 el 57,14% correspondía a parejas solitarias y el 28,57% a colonias de dos parejas, a su vez contenían el 68,08% (34,04% cada una) de las parejas reproductoras de la población. En la temporada siguiente se redujo la cantidad de colonias de solo un nido activo siendo del 45,95% y las colonias de dos parejas aumentó a 32,43% y también hubo presencia de colonias mayores a cinco nidos. A diferencia de la temporada anterior las colonias de uno y dos nidos representaron respectivamente el 17,17% y 24,24% de las parejas reproductoras (Tabla 3).

Tabla 3: Frecuencia del tamaño de la colonia en la temporada reproductiva 2015 y 2016 en el sitio Este y Oeste. TC: tamaño de la colonia (número de nidos activos por alcantarilla); NA: número de alcantarillas; Ac: número de nidos activos.

	ESTE				**OESTE**			
	2015		2016		2015		2016	
TC	NA	Ac	NA	Ac	NA	Ac	NA	Ac
1	7	7	13	13	16	16	17	17
2	3	6	7	14	8	16	12	24
3	2	6	1	3	2	6	2	6
4	2	8	3	12	1	4	0	0
5	3	15	1	5	1	5	1	5
6	3	18	1	6	0	0	1	6
7	0	0	1	7	0	0	1	7
8	0	0	3	24	0	0	1	8
9	0	0	1	9	0	0	0	0
10	0	0	1	10	0	0	1	10
11	2	22	0	0	0	0	0	0
12	1	12	1	12	0	0	0	0
13	0	0	0	0	0	0	0	0
14	0	0	1	14	0	0	0	0
15	0	0	1	15	0	0	0	0
16	1	16	1	16	0	0	1	16
TOTAL	24	110	36	160	28	47	37	99

2. Parámetros reproductivos

2.1 Éxito reproductivo

Tomando el valor más alto registrado de nidos con huevos sobre el número de nidos activos, en la temporada 2016 en el sitio E fue del 53,13% (85/160) y en el O del 52,53% (52/99). La proporción de nidos depredados sobre nidos activos fue mayor en el O (39,6%; 38/96) que en el E (20,3%; 36/177). En base a los rastros registrados en las alcantarillas durante el muestreo también fue en mayor medida en el O (29,09%; 32/110) que en el E (16,35%; 17/104). Asimismo las huellas halladas de los potenciales depredadores de la Golondrina Tijerita en ambos ambientes fueron: felinos -probablemente gato doméstico (*Felis catus*) o gato montés (*Leopardus geoffroyi*)- en 16 ocasiones (n=49), zorro de las pampas (*Lycalopex gymnocercus*) en 16/49, perro doméstico (*Canis familiaris*) en 7/49 y de hurón menor (*Galictis cuja*) en 4/49. Además se observaron ratones –posiblemente cricétidos o muridos- usurpando los nidos en cinco ocasiones en el O en la temporada 2016, caso contrario en la zona E donde solo se registró en una ocasión en la temporada 2016. Se visualizaron los roedores en tres alcantarillas en el sitio O, dentro de un nido en el sitio O, y se halló excremento en cuatro nidos en el O y en un nido en el E.

2.2 Tamaño de puesta

En la temporada 2015 en la zona E el tamaño de puesta (media, SD) fue de 4,29 ±1,41 (rango= 1-8; *n*=66) y la puesta más frecuente fue de 5, en la temporada 2016 el tamaño de puesta fue de 3,56 ±1,38 (rango= 1-7; *n*=49) y la moda de 4. En el sitio O el tamaño de puesta en la temporada 2015 fue de 3,40 ±1,32 (rango= 1-5; *n*=25) y la puesta más frecuente fue de 4. En la temporada 2016, el tamaño de puesta fue de 3,83 ±1,64 (rango= 1-6; *n*=48) y la moda de 5.

El mayor tamaño de puesta registrado en la temporada 2015 en el sitio E fue de un nido con ocho huevos. En cambio en el sitio O las puestas más grandes fueron de cinco huevos (*n*=6). En la temporada 2016 el mayor tamaño de puesta fue de un nido con 10 huevos en el sitio O, y de un caso particular, en el sitio E, de un nido con siete huevos (23 de diciembre de 2016) que luego se registró con nueve huevos (20 de enero de 2017), a estos casos excepcionales le siguen cinco puestas de seis huevos (dos del E y tres del O).

2.3 Tamaño de nidada

Respecto al número de huevos eclosionados por nido, en el sitio E en la temporada 2015 la media fue de 4,20 (SD= ±1,16; rango= 1-6; *n*=25) y en la temporada 2016 fue de 3,55 (SD= ±1,21; rango= 1-6; *n*=103). En el sitio O en la temporada 2015 fue de 3,86 (SD= ±1,03; rango= 2-5; *n*=14) y en la temporada 2016 fue de 3,34 (SD= ±1.15; rango= 1-5; *n*=47). En lo que respecta a la media de volantones por nidada en la temporada 2016 fue de 3,27 (SD= ±1,25; rango= 1-5; *n*=52) en el sitio E y de 3,25 (SD= ±1,04; rango= 1-5; *n*=28) en el O.

Las nidadas más grandes halladas en la temporada 2015 en el sitio E fueron cuatro nidos con seis pichones y en el sitio O fueron cuatro nidos con cinco pichones. En la temporada 2016 las nidadas más grandes registradas en ambos sitios fueron de cinco pichones (Sitio E: *n*=23; Sitio O: *n*=11,).

2.4 Fecha de puesta

La fecha de puestas más tempranas en el sitio E fueron cinco puestas el 27 de octubre de 2016 (± 1 día), correspondientes a nidos con pichones de 14 días de edad (±1 día) en el momento de muestreo (primero de diciembre de 2016). Y las más tardías fueron tres puestas del 28 de diciembre de 2016 (±1 día), que pertenecen a nidos muestreados el 20 de enero de 2017 que contenían pichones de dos días de edad (± 1 día), esto sin tener en cuenta los nidos que en la fecha muestreada contenían huevos, la fecha de puesta serían entre el 31 de diciembre de 2016 y 20 de enero de 2017. En la zona O las puestas más tempranas fueron dos del 29 de octubre de 2016 (± 1 día), de nidos que contenían pichones de 13 días (±1 día) el día muestreado (2 de diciembre de 2016). Las últimas fueron tres puestas del 10 de enero de 2017 (± 1 día) de nidos muestreados el 29 de enero de 2017 que tenían pichones de siete días (± 1 día), y los nidos, que en la fecha muestreada contenían huevos, la fecha de puesta sería entre el 8 de enero de 2017 y el 29 de enero de 2017. En términos generales, se puede observar en ambos sitios un patrón binomial durante la temporada, el primer pico entre las semanas 4-5 (16-29 de noviembre), y la segunda entre las semanas 8-9 (entre el 13-25 de diciembre). A su vez, el mayor número de puestas fue entre la semana 4 y 5 (16-29 de noviembre) (Fig. 5).

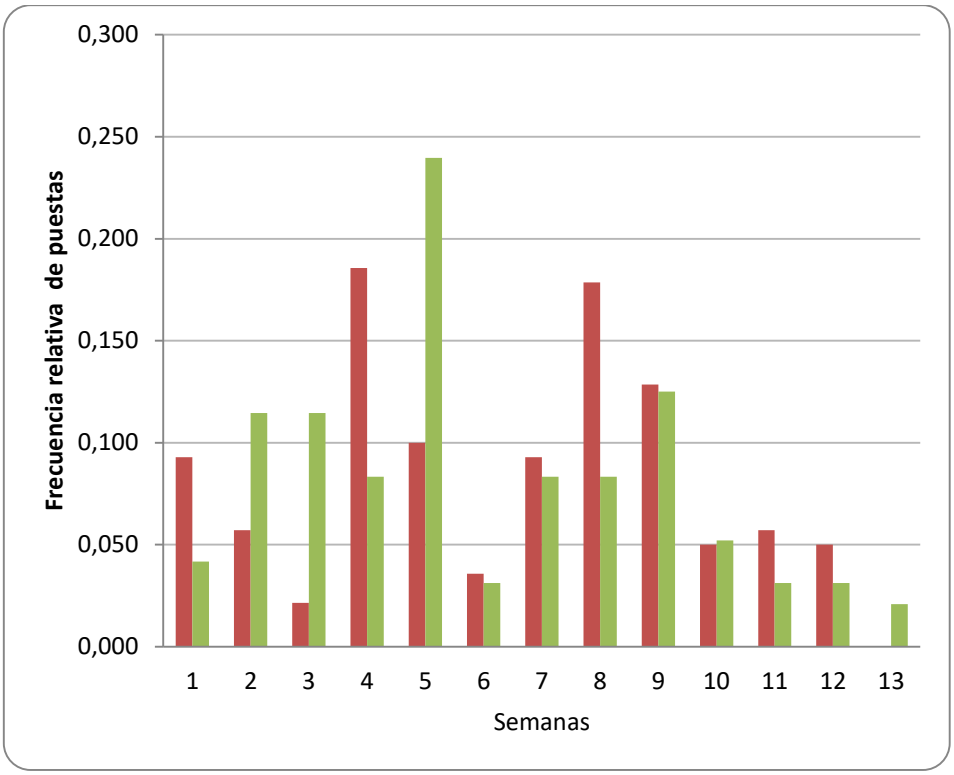

Figura 5: Frecuencia relativa de puestas por semana de ambos sitios de estudio correspondiente a la temporada 2016 (desde el 25 de octubre de 2016 al 29 de enero de 2017). Barras verdes: sitio Este; barras rojas: sitio Oeste.

DISCUSIÓN

Los resultados de la presente tesis ponen de manifiesto un continuo aumento de la población de Golondrina Tijerita en zonas del Espinal y la Llanura Pampeana en la provincia de La Pampa. En ambos ambientes se ha detectado un crecimiento muy marcado, entre el 60-70% de las colonias aumentaron de tamaño y solo el 5-10% decreció. Este crecimiento se ha visto reflejado en la extensión de la población al 80-90% de las alcantarillas disponibles en el último censo en la zona estudiada, pero también en la cantidad de nidos presentes en cada alcantarilla. Si bien la Llanura Pampeana posee colonias de mayor tamaño, en cuanto a crecimiento y ocupación no presentaron grandes diferencias con el Espinal.

Por otra parte, nuestros resultados indican que el éxito reproductivo no muestra grandes variaciones entre ecorregiones como se predecía, sin embargo la depredación presentó valores altos en ambos ambientes y en mayor medida en el Espinal.

1. Crecimiento poblacional

El crecimiento poblacional se observa mayormente entre la temporada 2012 y 2015 (611,63%: promedio por temporada 203,88%) como ya lo mencionaba Grande *et al.* (2015), este también se visualiza en la ocupación de las alcantarillas (Fig. 4), en la temporada siguiente el crecimiento fue con menor énfasis. Dados estos resultados sería de esperar que en el sitio O haya ocurrido de igual manera un crecimiento marcado entre las temporadas 2012-2015. A su vez se puede suponer que la fecha de colonización en esta área fue cercana a la temporada 2012 por la baja cantidad de alcantarillas ocupadas y la rápida ocupación en las temporadas siguientes. Teniendo en cuenta el porcentaje de incremento de nidos activos por alcantarilla entre la temporada 2015 y 2016, en el sitio O es más acentuado que en el E, 94,97% y 23,25% respectivamente, pudiendo ser porque en el sitio E el crecimiento fue menor por haber superado la primer etapa de crecimiento rápido y estar llegando a los límites de tamaño de colonia por estructura (Gandoy, 2020) y el sitio O se encontrara en la primer etapa de crecimiento rápido. También se puede ver el crecimiento de la población observando el aumento en el número de colonias de 1-2 nidos activos, en el E indica que varias colonias desocupadas en 2015 se ocuparon con una pareja el año siguiente, y que ciertas colonias de una pareja crecieron a dos o más, ya que también se refleja en un aumento leve en las colonias mayores a tres nidos activos, al igual que en el sitio O (Tabla 3). El hecho que en el sitio O haya mayor proporción de colonias solitarias puede deberse a las

características ambientales de dicha zona ya que es más seca que el sitio E, por lo tanto la disponibilidad de insectos voladores debe ser menor para la especie. De esta manera, aumenta la competencia entre los individuos haciendo que estos decidan instalarse de esta forma a fin de reducir la competencia y resultando en colonias pequeñas (Møller, 1987[a]; Gandoy, 2020). También, podría ser porque al continuar en crecimiento todavía no hayan alcanzado un mayor tamaño las colonias muestreadas.

Por lo tanto, la población en la zona estudiada continúa creciendo, si bien la alta tasa de ocupación de alcantarillas indica que posiblemente este porcentaje no vaya a crecer mucho más en las estructuras contempladas en este trabajo, teniendo en cuenta que algunas alcantarillas están taponadas o son demasiado bajas. El tamaño de las alcantarillas en la zona de estudio es menor que el de las estudiadas por Gandoy *et al.* (2019) por lo que su capacidad de carga es menor. Esto podría explicar por qué el máximo número de nidos encontrado en una alcantarilla fue de 16 nidos activos, teniendo además dichas colonias un cuerpo de agua cercano, cuando en las poblaciones de la provincia de Buenos Aires estas colonias llegan en algunos casos a tener hasta 40 nidos (Petracci & Delhey, 2004) o 30 nidos (media= 11,3; SD= 8,7; *n*=36 en Gandoy, 2020). Como ya lo mencionaba Grande *et al.* (2015) y confirma Gandoy (2020) el tamaño de las colonias se reduce a medida que se aleja del punto de colonización de la población (Mar Chiquita, Martínez, 1983). No obstante como la población está en crecimiento todavía puede que no le haya dado tiempo a llegar al número de parejas que tienen las colonias establecidas en Buenos Aires (Petracci & Delhey, 2004; Gandoy, 2020).

En el caso de las poblaciones norteamericanas el tamaño de las colonias por lo general es mayor debido a que la mayoría de los sitios son graneros y casas, en cambio en Argentina gran parte de la poblaciones estudiadas se encuentran en alcantarillas y (o) puentes de rutas. Sin embargo, también se han registrado colonias en casas y estructuras humanas abandonadas o poco habitadas (Gandoy, 2020), por consiguiente es previsible que en lugares con buenas condiciones de hábitat el proceso de colonización siga avanzando también hacia esas estructuras. En New York (Estados Unidos) se han registrado colonias entre 1-30 nidos (Snapp, 1976) y 1-22 (Shields & Crook, 1987), en Oklahoma (Estados Unidos) la media de nidos por sitio fue de 8,3 (rango= 1-45) (Iverson, 1984), en Ontario (Canadá) la media fue de 14 nidos (rango=1-48, Salvadori *et al.*, 2011) y medias de 12,6 (SD= 2,28, rango= 1-26; McClenaghan *et al.*, 2019). Lo mismo ocurre con la subespecie *H. r. rustica* en Europa, donde en algunos sitios como Kraghede (Dinamarca) las colonias mayores a 10 parejas representaron el 44% de la población reproductora y llegaron hasta 45 parejas (Møller,

2006), y sitios con colonias pequeñas como en Irlanda, hasta ocho nidos activos (media= 3,06), donde el 68,4% era parejas fueron solitarias (Smiddy, 2008) o en Fyn (Dinamarca) donde el 52% eran reproductores solitarios y el 48% colonias entre dos a cinco parejas (Teglhøj, 2017). Estos datos se asemejan más a lo obtenido en este estudio. En vista que el número de nidos por estructura depende principalmente de las características ambientales de cada lugar, sería interesante evaluar y comparar cómo evoluciona el tamaño de las colonias en las distintas estructuras de nuestra zona de estudio.

2. Parámetros reproductivos

2.1 Éxito reproductivo

El porcentaje de nidos con huevos sobre nidos activos resultó similar entre los ambientes. Sin embargo, estos valores son bajos en comparación con los datos reportados en las poblaciones de Buenos Aires (Gandoy *et al.,* 2019) y de Norte América en las mismas latitudes (Brown & Brown, 1999). Esto podría deberse a un sesgo en nuestros datos producido por la baja frecuencia de monitoreo a los nidos. Sin embargo, el alto número de nidos depredados y el menor éxito reproductivo de nuestra población con respecto a las poblaciones del hemisferio norte, coinciden con los datos obtenidos en las colonias de Buenos Aires donde también se registró un menor éxito reproductivo y mayor depredación (29%) que en las poblaciones del hemisferio norte (Gandoy *et al.,* 2019).

Como ya se mencionó, el porcentaje de nidos depredados fue mayor en el sitio O (39,6%) que en el E (20,3%) al igual que las huellas halladas fue en mayor medida en el O (29,09%) que en el E (16,35%), esto puede deberse efectivamente a una mayor circulación de predadores por las alcantarillas o también al hecho de que la zona E recibe mayores precipitaciones que el sitio O y por lo tanto muchas alcantarillas del E contenían agua permanentemente o durante gran parte de la temporada con más frecuencia que las alcantarillas del O, lo que podría haber impedido o dificultado el paso de los depredadores por las mismas o que permanezcan sus huellas resultando en un menor registro en relación al O. Los datos de los potenciales depredadores de la Golondrina Tijerita coinciden con las poblaciones al sureste de la provincia de Buenos Aires donde también los registros más frecuentes fueron de gato doméstico, gato montés, zorro de las pampas y perro doméstico (Gandoy *et al.,* 2019), haciéndolos los principales depredadores terrestres de la Golondrina Tijerita en Argentina. En el caso de los roedores observados, donde la mayor presencia fue

en el sitio O que en el sitio E, podría deberse por una mayor densidad de estos individuos en la zona o que muchas alcantarillas del E contenían agua permanentemente o temporalmente por la lluvia, impidiendo o dificultando el paso de dichos animales. Es el primer registro de roedores como usurpadores de nidos de Golondrina Tijerita en Argentina ya que Gandoy *et al.* (2019) reporta otros usurpadores como gorrión (*Passer domesticus*), ratona (*Troglodytes aedon*), y diferentes golondrinas (*Petrochelidon* spp.*)* pero no roedores. Estas diferencias entre zonas podrían ser por la altura de las estructuras de nuestra zona de estudio que excepto en dos puentes analizadas no superan los 2 m de altura como en la zona estudiada por Gandoy *et al.* (2019), siendo los nidos más accesibles para dichos roedores en las alcantarillas pequeñas como las de nuestra zona de estudio. Las poblaciones de América del Norte enfrentan del mismo modo una gran diversidad de predadores terrestres como linces (*Lynx rufus*), gatos y perros domésticos, ardillas (*Tamias* spp.), mapaches (*Procyon lotor*), hormigas de fuego (*Solenopsis invicta*) y serpientes de rata negra (*Elaphe obsoleta*) (Iverson, 1984; Shields & Crook, 1987; King *et al.*, 1994; Campbell *et al*., 1997; Salvatori, 2009), a su vez se han registrado diferentes predadores aéreos como halconcito colorado (*Falco sparverius*), gavilán americano (*Accipiter striatus*), cuervo grande (*Corvus corax*), cuervo de alaska (*Corvus caurinus*), cuervo americano (*Corvus brachyrhynchos*) y urraca de Hudson (*Pica hudsonia*) (Campbell *et al.*, 1997). Se mencionan también una gran variedad de usurpadores como gorriones (*P. domesticus*), ratona (*T. aedon*), golondrina rabadilla canela (*P. pyrrhonota*), golondrina de cueva (*Petrochelidon fulva*), mosquero fibi (*Sayornis phoebe*), mosquero llanero (*Sayornis saya*), estornino pinto *(Sturnus vulgaris*) y una especie de roedor el ratón ciervo (*Peromyscus maniculatus*) (COSEWIC, 2011). Si bien, las poblaciones de Norte y Suramérica comparten una gran diversidad de predadores y usurpadores, estos generan un mayor impacto en las poblaciones Sudamericanas (Gandoy *et al.*, 2019), probablemente porque los principales predadores son terrestres y las estructuras monitoreadas en Argentina son principalmente alcantarillas y puentes de ruta que son estructuras de menor altura que los establos y graneros que son los sitios más utilizados por la golondrina en Norte América (ver: Iverson, 1984, Shields & Crook, 1987, King *et al*., 1994; Salvatori, 2009).

Se necesitan más estudios concentrados que utilicen métodos avanzados (monitoreo de videovigilancia) para identificar a los depredadores de nidos de *H. r. erythrogaster* ya sean terrestres o aéreos que no dejan rastros evidentes como las observadas en este estudio. De igual modo, dada la alta frecuencia de gorriones usurpando los nidos de golondrinas, en Argentina el 30% de las colonias presentaban por lo menos un nido usurpado (Gandoy *et al*.,

2019), y en Norte América redujeron la productividad en un 44,7% (Weisheit & Creighton, 1989; COSEWIC, 2011), sería interesante tener en cuenta para futuras investigaciones la presencia o no de esta especie usurpadora en la zona estudiada.

2.2 Tamaño de puesta y nidada

El tamaño de puesta que se halló en este trabajo fue relativamente menor a lo registrado en las poblaciones de Buenos Aires (media= 4,52 huevos por nido; SD= 0,93, *n*= 682 Gandoy *et al.*, 2019), como también en Ontario (Canadá) (4,7 huevos/nido Salvadori, 2009; 4,5 huevos/nido McClenaghan *et al.*, 2019), en Texas (Estados Unidos) (4,5 huevos/nido Turner & Kopachena, 2009), en Massachusetts (Estados Unidos) (4,43 huevos/nido; Atwood *et al.*, 2019). El hecho que sea mayor el tamaño de puesta en la temporada 2015 que en 2016 podría deberse, a que los datos de 2015 son de finales de noviembre, lo que se correspondería con datos de la primera puesta por lo general y los de 2016 corresponden a finales de diciembre, que se corresponderían con la segunda puesta que, en esta especie, son menores que la primera (Safran, 2004, Sakraoui *et al.*, 2005 Donahue *et al.*, 2018). A su vez, dichos valores se encuentran fuera del rango de puesta para su latitud absoluta, siendo menor al tamaño de puesta esperado entre 4,37-4,50 (ver: Gandoy, 2020), esto podría atribuirse a la reproducción tardía de aves jóvenes sin experiencia que normalmente ponen nidadas de menor tamaño (Turner, 2006), si bien no se realizó un seguimiento de los nidos con puestas pequeñas (1-3) para determinar con exactitud si habían finalizado la puesta.

En lo que respecta a la media de huevos eclosionados por nido y de volantones por nido, estos valores fueron mayores a las medias registradas por Gandoy *et al.* (2019) de 2,82 huevos eclosionados (SD= 1,97; rango= 1-6; *n*=868) y 1,8 volantones por nido (SD= ±1,95; *n*=868). Esta diferencia podría ser explicada por una mayor tasa de supervivencia al ser colonias más pequeñas que las poblaciones de Buenos Aires, dado que en las colonias grandes hay mayor competencia por el alimento, pasan más tiempo defendiendo su nido, más ectoparasitismo, más depredación, más infanticidio y más parasitismo de cría (Møller, 1987[a]), pese que son sitios más áridos que en la zona sureste de Buenos Aires. De todas maneras, el valor reportado en este estudio podría ser menor a lo estimado dado que se consideraron como posibles volantones a los pichones mayores de 9 días.

Es importante destacar que se registraron cinco puestas de inusual tamaño, una con 10 huevos (sitio O), con nueve (sitio E), con ocho (sitio E), y dos puestas con siete huevos (una en cada sitio), estas son las primeras registradas en Argentina, ya que en Gandoy *et al.* (2019) el máximo número de huevos hallado fue de seis, y es el segundo registro de puesta de 10 y nueve huevos para la especie a nivel mundial, ya que solo se ha publicado un caso de una puesta de 10 huevos en la Columbia Británica en Canadá (Campbell *et al.,* 1997). Si bien no se hizo un seguimiento del desarrollo de los nidos, todo indica que estas puestas de gran tamaño fracasaron. Con respecto al tamaño de nidada, el máximo número de pichones hallados en este estudio fueron de seis. Se han registrado en otros trabajos hasta siete pichones en un mismo nido (Salvadori, 2009), siendo el tamaño del nido uno de los factores limitantes en la cantidad de pichones por nido (Møller, 1982). Por lo tanto, nuestros registros podrían relacionarse con casos de parasitismo intraespecífico, donde hembras de la misma colonia evalúan la idoneidad de las otras hembras para colocar sus huevos en el nido cuando el hospedador no se encuentra, esto se ha registrado mayormente con la subespecie *H. r. rustica* en Dinamarca y aumenta en colonias mayores a cinco parejas (Møller, 1987[b]) pero no hay registros con *H. r. erythogaster*. También podría tratarse de casos de superposición de puestas o puestas múltiples, donde no se eliminan los huevos no eclosionados de la primer puesta quedando en el nido en la segunda puesta, como menciona Pavón & Medina (2008) en España con *H. r. rustica* e Iverson (1984) en Oklahoma (Estados Unidos) con *H. r. erythogaster*. En nuestro estudio el nido de nueve huevos es una clara evidencia de puesta múltiple, ya que en la primera visita contenía siete huevos (23 de diciembre de 2016) y luego se registró con los nueve huevos (20 de enero de 2017), indicando que algunos o ninguno de los huevos eclosionó quedando en el nido resultando en los nueve observados. Para el caso del nido con 10 huevos si se observa la variación en la tonalidad de los huevos (Fig. 6) que es propia de la especie (Torres & Brandolin, 2020), los cuatro huevos superiores de la izquierda (ver figura) tienen mayor concentración y tamaño de manchas que los seis restantes, de modo que posiblemente también se tratara de una superposición de puesta como en Pavón &Medina (2008), ya sea por la misma pareja que fracaso en la puesta anterior o por otra pareja que reutilizó el nido abandonado. Y para el nido de ocho y los dos de siete huevos a causa de la falta de seguimiento y de registro fotográfico no se pudieron determinar si correspondían fehacientemente a puestas de una única hembra. De igual forma, estos datos reproductivos son importantes para la especie en Argentina, considerando que un solo trabajo, hasta el momento, se ha centrado en estudiar el éxito reproductivo de la misma (Gandoy *et al.,* 2019). Además, al ser una especie que reutiliza sus nidos, es importante

considerar situaciones como las puestas múltiples, no solo documentado en este estudio, sino también en Europa (Møller, 1987; Pavón & Medina, 2008; Smiddy & O'Halloran, 2010), y América del Norte (Iverson, 1984), para evitar errores en el análisis y estimaciones de los parámetros reproductivos.

Figura 6: Nido con 10 huevos de *H. r. erythogaster* registrado el 2 de diciembre de 2016 en el sitio O.

2.3 Fecha de puesta

A pesar de las diferencias entre los hábitats estudiados, las primeras puestas fueron en fechas muy similares entre sí, pero fueron más tardías que en el estudio de Gandoy *et al.* (2019) donde se registró el primer huevo el 11 de octubre. Esta diferencias también podrían deberse a que en este estudio el muestreo se realizó el primero de diciembre y no con la llegada de las golondrinas (septiembre/octubre) impidiendo el registro de posibles puestas anteriores. En ambos sitios se observan dos puestas claras durante la temporada y en el sitio O fueron una semana antes que en el sitio E, esto podría deberse a un mayor proporción de golondrinas que utilizan nidos viejos en vez de construir nuevos nidos, el 82% de las parejas reutilizan nidos antiguos (Safran, 2006) reduciendo el costo energético al construir uno nuevo y permitiendo un inicio temprano de la puesta (Teglhøj, 2018). En el caso de las nidadas muestreadas en las semanas 11-13 podrían ser de reintentos de puestas anteriores que fracasaron, muy común para la Golondrina Tijerita tanto en Argentina (Gandoy *et al.*, 2019) como en Norte América (Heagy *et al.*, 2014). De todas maneras no coinciden con los picos de puestas de Gandoy *et al.* (2019), el primero entre el 9 y 11 de noviembre y el segundo entre el 23 y 28 de diciembre. El hecho que el primer pico sea posterior a lo reportado se puede asociar a que las golondrinas anidaron más tarde, y que el segundo pico

sea anterior se puede relacionar a que efectivamente el intervalo entre puestas es menor en la zona estudiada o por la edad de las hembras, ya que si son más jóvenes tienden a poner una puesta y anidan más tarde que las de doble cría (Bańbura & Zieliński, 1998; Safran, 2006). La falta de un seguimiento más exhaustivo no nos permitió evaluar de forma precisa los valores medios de fecha de puesta para definir si las variaciones con respecto a los datos entre las colonias (E y O) y las otras poblaciones son correctos. Considerando estas diferencias sería necesario continuar con el estudio para determinar los patrones que originan dicha variación.

CONCLUSIONES

- Se confirma la hipótesis de que la población continua creciendo en ambos ambientes aunque en menor énfasis que al comienzo de la colonización y que no ha alcanzado aún su capacidad de carga. Además, las golondrinas ya colonizaron el 90% de alcantarillas disponibles en los sitios de estudio, incluyendo alcantarillas bajas (<80cm) posiblemente de mala calidad, esto evidencia la escasez de sitios alternativos de origen antrópico para nidificar como son las áreas agrícolas con baja densidad humana.
- La predicción de que la Llanura Pampeana tendría mayor éxito reproductivo no se cumplió porque el éxito reproductivo fue similar. Sin embargo, la depredación en la Llanura Pampeana si fue menor que en el Espinal, aun cuando la diversidad de predadores sea la misma en los dos sitios. Teniendo en cuenta esta inconsistencia sería necesario dar continuidad al estudio en años posteriores para mejorar el conocimiento sobre los factores que estarían originando dicha variación en los parámetros reproductivos entre las poblaciones.
- Este estudio describe parte de la biología reproductiva de la población de Golondrinas Tijerita cercana al borde de expansión, donde las condiciones ecológicas no son las mismas que experimentan las poblaciones ya estudiadas por Gandoy (2020) en Argentina. Es fundamental conocer el estado de la población actual para poder evaluar el desarrollo de dichas poblaciones a lo largo del tiempo y proporcionar una línea de base contra la cual contrastar en el futuro ante los posibles nuevos escenarios, como el avance de la agricultura de alta intensidad y (o) cambios climáticos que podrían cambiar la disponibilidad de alimentos y por lo tanto el potencial de cría de un sitio (Møller, 1983).

BIBLIOGRAFÍA

Ambrosini, R.; Rubolini, D.; Trovò, P.; Liberini, G.; Bandini, M.; Romano, A.; Sicurella, B.; Scandolara, C.; Romano, M. & Saino, N. (2012). Maintenance of livestock farming may buffer population decline of the Barn Swallow *Hirundo rustica*. Bird Conservation International 22: 411-428.

Atwood, J. L.; Brosnan-Smith, A. & French, A. C. (2019). Barn Swallow nesting biology at Bri Mar Stable, Hadley, Massachusetts during 2019. Unpublished report, Massachusetts Audubon Society; Lincoln, Massachusetts. 19pp.

Bańbura, J. & Zieliński, P. (1998). Timing of breeding, clutch size and double-broodedness in Barn Swallows *Hirundo rustica*. Ornis Fennica 75:177-183.

Barclay, R. M. R. (1988). Variation in the costs, benefits, and frequency of nest reuse by Barn Swallows (*Hirundo rustica*). Auk 105: 53-60.

Bianchini, M. (2016). Expansión del área geográfica reproductiva de la Golondrina Tijerita (*Hirundo rustica erythrogaster*) en las provincias de La Pampa y Río negro, Argentina. Historia Natural 6: 119-134.

Bianchini, M. (2019). Novedades sobre la expansión del área geográfica reproductiva y biología básica de la Golondrina Tijerita (*Hirundo rustica erythrogaster*) en la Patagonia Argentina. Nótulas Faunísticas-Segunda Serie 264: 1-10.

Billerman, S. M.; Huber, G. H.; Winkler, D. W.; Safran, R. J. & Lovette, I. J. (2011). Population genetics of a recent transcontinental colonization of South America by breeding Barn Swallows (*Hirundo rustica*). Auk, 128: 506–513.

BirdLife International. (2019). *Hirundo rustica*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019:e.T22712252A137668645. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T22712252A137668645. Visitado el 5 Abril 2020.

Brown, C. R. & Brown, M. B. (1999). Barn Swallow (*Hirundo rustica*). In Poole A. and Gill F. (Eds.), The Birds of North America. (pp. 1–32). Inc. Philadelphia, PA.

Burkart, R.; Bárbaro, N. O.; Sánchez, R. O. & Gómez, D. A. (1999). Ecorregiones de la Argentina, Buenos Aires, Administración de Parques Nacionales.

Campbell, R. W.; Dawe, N. K.; McTaggart-Cowan, I.; Cooper, J. M. & Kaiser, G. W. (1997). The Birds of British Columbia. Volume 3. Passerines: Flycatchers through Vireos. Universi ty of British Columbia Press, Vancouver. 693pp.

COSEWIC. (2011). COSEWIC assessment and status report on the Barm Swallow *Hirundo rustica* in Canada. Committee on the Status of Endagered Wildlife in Canada. Ottawa. 37pp.

De la Peña, M. R. (2015). Aves Argentinas. Tomo 2. Ciudad Autónoma de Buenos aires: Eudeba, 384 p.

Donahue, K. J.; Hund, A. K.; Levin, I. I. & Safran, R. J. (2018). Predictors and consequences of nest-switching behavior in Barn Swallows (*Hirundo rustica erythrogaster*). The Auk: Ornithological Advances 135: 181-191.

Dunn, P. O.; Thusius, K. J.; Kimber, K. & Winkler, D. W. (2000). Geographic and ecological variation in clutch size of Tree Swallows. *The Auk* 117: 215–221

Evans, K. L.; Wilson J. D. & Bradbury, R. B. (2003). Swallow *Hirundo rustica* population trends in England: data from repeated historical surveys. Bird Study 50: 178-181.

Fiameni, M. (2001). Nuevos registros de nidificación de la Golondrina Tijerita (*Hirundo rustica*) en la Argentina. Nuestras Aves 42: 13.

Gandoy, F. A; Delhey, K.; Winkler, D. W; Mangini, G. & Areta, J. I. (2019). Lower breeding success in a new range: No evidence for the enemy release hypothesis in South American Barn Swallows. Auk 136:1-14

Gandoy, F. A. (2020). Cambios comportamentales y de historia natural de un visitante neártico que ahora nidifica en Argentina, la Golondrina Tijerita (*Hirundo rustica erythrogaster*). Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucumán, Argentina.138p.

García-Pérez, B. (2012). Migratory connectivity and differential patterns of decline in barn swallow (*Hirundo rustica*) in North America: potential effects of factors on breeding and wintering grounds. Thesis for the Degree of Master of Science In the Departament of Biology, University of Saskatchewan, Saskatoo, USA. 158pp.

García-Pérez, B.; Hobson, K. A.; Powell, R. L.; Still, C. J. & Huber, G. H. (2013). Switching hemispheres: a new migration strategy for the disjunct Argentinean breeding population of Barn Swallow (*Hirundo rustica*). PLoS ONE 8(1), e55654

García-Pérez, B.; Hobson, K. A.; Albrecht, G.; Cadman, M. D. & Salvadori, A. (2014). Influence of climate on annual survival of Barn Swallows (*Hirundo rustica*) breeding in North America. The Auk: Ornithological Advances 131: 351-362.

Grande, J. M.; Santillán, M. A.; Orozco, P. M.; Liébana, M. S.; Reyes, M. M.; Galmes, M. A. & Ceregheti, J. (2015). Barn Swallows keep expanding their breeding range in South America, Emu - Austral Ornithology 115: 256-260.

Grüebler, M. U.; Korner-Nievergelt, F. & Von Hirschheydt, J. (2010). The benefits of livestock farming in barn swallows *Hirundo rustica*: quality of nest site or foraging habitat?. Journal of Applied Ecology 47: 1340–1347.

Heagy, A.; Badzinski, D.; Bradley, D.; Falconer, M.; McCracken, J.; Reid, R.A. & Richardson, K. (2014). Recovery Strategy for the Barn Swallow (*Hirundo rustica*) in Ontario. Ontario Recovery Strategy Series. Prepared for the Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry, Peterborough, Ontario. 64 pp.

Idoeta, F. M.; Roda, M. A. & Roesler, I. (2011). La Golondrina Tijerita *Hirundo rustica* sigue expandiendo su área de nidificación en Argentina. Cotinga 33: 112–114.

Iverson, S. S. (1984). Ecology of culvert-nesting Oklahoma Barn Swallows (*Hirundo rustica*). Thesis Doctoral, Oklahoma State University, Oklahoma City, OK, USA.

Juárez, M & Gandoy, F. (2019). Primeros registros de nidificación de Golondrina Tijerita (*Hirundo rustica*) para la provincia de Santa Fe, Argentina. Nuestras Aves 64: 10-12

Juárez, M. (2019). Nuevos registros de nidificación de la Golondrina Tijerita (*Hirundo rustica erythrogaster*) en las provincias de Santa Fe y Córdoba, Argentina. Nótulas faunísticas - Segunda Serie 281: 1-5

Juárez, M. (2020). ¿Doble postura de la Golondrina Tijerita (*Hirundo rustica*) en la provincia de Santa Fe? Nuestras Aves 65: 70.

King, K. A.; Custer, T. W. & Weaver, D. A. (1994). Reproductive success of Barn Swallows nesting near a selenium-contaminated lake in east Texas, USA. Environmental Pollution, 84(1), 53-58.

Kusack, J. W.; Mitchell, G. W.; Evans, D. R.; Cadman, M. D. & Hobson, K. A. (2019). Effects of agricultural intensification on nestling condition and number of young fledged of barn swallows (*Hirundo rustica*). Science of the Total Environment 709, 136195

Larracoechea, G.; Durán, H. & D'Acunto, C. (2013). Nidificación de la Golondrina Tijerita (*Hirundo rustica*) en el Balneario Arroyo Pareja, Buenos Aires, Argentina. Nuestras Aves 57: 18–19.

Lorda, H.; Roberto, Z.; Bellini-Saibene, Y.; Sipowicz, A. & Belmonte, M. L. (2008). Descripción de las Zonas y Subzonas Agroecológicas RIAP. Área de Influencia de la EEA Anguil. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria: Anguil, La Pampa, Argentina.

Martínez, M. M. (1983). Nidificación de *Hirundo rustica erythrogaster* (Boddaert) en la Argentina, (Aves, Hirundinidae). Neotrópica 29: 83–86.

McClenaghan, B.; Kerr, K.C.R. & Nol, E. (2019). Does prey availability affect the reproductive performance of Barn Swallows (*Hirundo rustica*) breeding in Ontario, Canada? Canadian Journal of Zoology 97: 979–987.

Møller, A. P. (1982). Clutch size in relation to nest size in the Swallow *Hirundo rustica*. Ibis 124:339-343.

Møller, A. P. (1983). Breeding habitat selection in the Swallow *Hirundo rustica*. Bird Study, 30: 134-142.

Møller, A. P. (1987[a]). Advantages and disadvantages of coloniality in the Swallow, *Hirundo rustica*. Animal Behavior 35: 819-832.

Møller, A. P. (1987[b]). Intraspecific nest parasitism in the Swallow *Hirundo rustica*: the importance of neighbors. Behavioral Ecology and Sociobiology 25:33-38.

Møller, A. P. (1989). Population dynamics of a declining Swallow *Hirundo rustica* population. Journal of Animal Ecology 58: 1051-1063.

Møller, A. P. (1994). Sexual selection and the Barn Swallow. Model Systems in Behavioral Ecology: Integrating Conceptual, Theoretical, and Empirical Approaches. 359-380.

Møller, A. P. (2001). The effect of dairy farming on barn swallow *Hirundo rustica* abundance, distribution and reproduction. Journal of Applied Ecology 38: 378–389.

Møller, A. P. (2006). Interval between clutches, fitness, and climate change. Behavioral Ecology, 18: 62-70.

Morales-Fernaz, J.; Schifferli, L. & Grüebler, M. U. (2012). Ageing nestling Barn Swallows *Hirundo rustica*: an illustrated guide and cautionary comments. Ringing & Migration, 27: 65-75.

Morici, A. (2009). Nidificación de la Golondrina Tijerita (*Hirundo rustica*) en el partido de Puán, Buenos Aires, Argentina. Nuestras Aves 54: 35–36.

Morici, A. (2012). Primeros registros de nidificación de la Golondrina Tijerita (*Hirundo rustica*) en la provincia de La Pampa, Argentina. Nótulas Faunísticas 96: 1–7.

Narosky, T. & Yzurieta, D. (2003). Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay. Edición de Oro. Vázquez Mazzini Editores, Aves Argentinas/AOP, Birdlife Internacional. Buenos Aires

Nebel, S.; Mills, A.; McCracken, J. D. & Taylor, P. D. (2010). Declines of aerial insectivores in North America follow a geographic gradient. Avian Conservation and Ecology - Écologie et conservation des oiseaux 5(2): 1. [online] URL: http://www.ace-eco.org/vol5/iss2/art1/

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

Pavón, P. & Medina, N. G. (2008). Biología reproductiva de la golondrina común (*Hirundo rustica* en la Universidad Autónoma de Madrid. Anuario ornitológico de Madrid 2007-2008: 80-91.

Pereyra, J. A. (1969). Avifauna Argentina. Familia Hirundinidae. Golondrinas. Hornero11: 1-19.

Petracci, P. F. & Delhey, K. (2004). Nesting attempts of the Cliff Swallow *Petrochelidon pyrrhonota* in Buenos Aires province, Argentina. Ibis, 146: 522–525.

Petracci, P. F.; León, M. W. & Pérez, C. H. F. (2018). La población nidificante de Golondrina Tijerita (*Hirundo rustica erythrogaster*) inicia la colonización de la Patagonia Argentina. Nótulas Faunísticas - Segunda Serie 230: 1-6.

Petracci, P. F.; León, M. W. & Pérez, C. H. F. (2019). Primer registro de nidificación de golondrina tijerita (*Hirundo rustica erythrogaster*) en la provincia del Chubut, Patagonia Argentina. Nótula Faunística (Segunda Serie) 262: 1-5.

Phillips, B. L.; Brown, G. P. & Shine, R. (2010). Life-history evolution in range-shifting populations. Ecology 91:1617–1627.

Robinson, R.; Humphrey, A.; Crick, Q. P. & Peach, W. J. (2003). Population trends of Swallows *Hirundo rustica* breeding in Britain, Bird Study 50: 1-7,

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: 121-131.

Safran, R. J. (2006). Nest-site selection in the barn swallows, *Hirundo rustica*: what predicts seasonal reproductive success? Canadian Journal of Zoology 84: 1533-1539

Sakraoui, R.; Dadci, W.; Chabi, Y. & Banbura, J. (2005). Breeding biology of Barn Swallows *Hirundo rustica* in Algeria, North Africa. Ornis Fennica 82: 33-43

Salvadori, A. (2009). A study of Barn Swallow nestings during the summer of 2008 in Ontario. North American Bird Bander, 34: 160-164.

Salvadori, A.; Cadman, M.; Horner, K. & Rae, L. (2011). Barn Swallow: Populations in Wellington County, 2008-2010. Ontario Birds 29: 1-12.

Segura, L. N. (2017). Southward breeding range expansion in Argentina and first breeding record of Barn Swallow *Hirundo rustica* in Patagonia. Cotinga 39: 60–62.

SEO BirdLife. (2014). La golondrina común, una especie en declive. https://seo.org/2014/03/26/la-golondrina-común-una-especie-en-declive/. Visitado el 26 Febrero 2021.

Shields, W. M. & Crook, J. R. (1987). Barn swallow coloniality: a net cost for group breeding in the Adirondacks? Ecology, 68: 1373-1386.

Sicurella, B.; Caprioli, M.; Romano, A.; Romano, M.; Rubolini, D.; Saino, N. & Ambrosini, R. (2014). Hayfields enhance colony size of the Barn Swallow *Hirundo rustica* in northern Italy. Bird Conservation International 24: 17-31.

Smiddy, P. (2008). The site characteristics and use of nests of the Barn Swallow (*Hirundo rustica*). Irish Naturalists'Journal 29: 107-110.

Smiddy, P. & O'Halloran, J. (2010). Breeding biology of Barn Swallows *Hirundo rustica* in Counties Cork and Waterford, Ireland, Bird Study 57:256-260,

Snapp, B. D. (1976). Colonial breeding in the barn swallow (*Hirundo rustica*) and its adaptive significance. The Condor 78: 471-480.

Teglhøj, P. G. (2017). A comparative study of insect abundance and reproductive success of barn swallows *Hirundo rustica* in two urban hábitats. Journal of Avian Biology 48: 846–853.

Teglhøj, P. G. (2018). Artificial nests for Barn Swallows *Hirundo rustica*: a conservation option for a declining passerine?, Bird Study 65: 385-395

Torres, C. & Brandolin, P. (2020). Datos sobre la biología de *Hirundo rustica* en el suroeste de la provincia de Córdoba. Cotinga 42: 61-65.

Turner, A. (2006). The Barn Swallow. Poyser, London.

Turner, K. T. & Kopachena, J. G. (2009). Breeding biology of the barn swallow (*Hirundo rustica*) in northeast Texas with temporal and geographic comparisons to other North American studies. Texas Journal of Science 61: 131-146.

Weisheit, A. S. & Creighton, P. D. (1989). Interference by House Sparrows in Nesting Activities of Barn Swallows. Journal of Field Ornithology 60: 323-328.

Winkler, D. W. (2006). Roosts and migrations of swallows. Hornero 21: 85-97.

Winkler, D.W.; Ringelman, K. M.; Dunn, P. O.; Whittingham, L.; Hussell, D. H.; Clark, R. G.; Dawson, R. D.; Jhonston, L. S.; Rose, A.; Austin, S. H.; Robinson, W. D.; *et al*. (2014). Latitudinal variation in clutch size–lay date regressions in Tachycineta swallows: Effects of food supply or demography? *Ecography* 37: 670–678.

Winkler, D. W.; Gandoy, F. A.; Areta, J. I.; Iliff, M. J.; Rakhimberdiev, E.; Kardynal, K. J. & Hobson, K. A. (2017). Long-Distance Range Expansion and Rapid Adjustment of Migration in a Newly Established Population of Barn Swallows Breeding in Argentina. Current Biology 27: 1080-1084.

Zink, R. M.; Pavlova, A.; Rohwer, S. & Drovetski, S. V. (2006). Barn swallows before barns: population histories and intercontinental colonization. Proceedings of the Royal Society of London B 273: 1245–1251.