

## SUPERVIVENCIA DE NIDOS DEL CARDENAL COMÚN (*PAROARIA CORONATA*) EN UN HABITAT MODIFICADO EN ARGENTINA

Luciano N. Segura<sup>1,2</sup> & Igor Berkunsky<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Investigación de Sistemas Ecológicos y Ambientales, Universidad Nacional de La Plata, B1904CCA, La Plata, Argentina. *E-mail*: lsegura79@yahoo.com.ar

<sup>2</sup>Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, C1428EGA, Buenos Aires, Argentina.

<sup>3</sup>Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires. Paraje Arroyo Seco s/n (B7000GHG) Tandil, Argentina. *E-mail*: igorberkunsky@yahoo.com.ar

**Abstract.** – Nest survival of the Red-crested Cardinal (*Paroaria coronata*) in a modified habitat in Argentina. – Modification of nesting sites caused by human activity can have a negative effect on the reproductive success of birds. In recent decades, a population of Red-crested Cardinal (*Paroaria coronata*) was established in a modified forest with ecotourism intense activity. In this paper, we model the daily nest survival rate of this population of Red-crested Cardinal and we assessed the effect of time of season, age of nest and environmental variables. Between 2007 and 2009 we monitored 69 nests found in areas with different eco-tourist activity and we used the program MARK to estimate and model the daily survival rates. Only six nests produced fledglings and the main cause of nest failure was predation (88%). Nest survival increased with the vegetation cover around the nest and decreased with the date of the breeding season. We found no significant effect in nest survival of the activities related to ecotourism. The coverage around the nest could reduce their exposure by decreasing their detectability and hindering the access of predators, while the decrease in survival over the season could be the result of changes in the community of predators. The low nest survival associated with high rates of nest predation suggest that, in this study site, predator community could be being affected by human habitat alterations.

**Resumen.** – La modificación de los sitios de nidificación causada por la actividad humana puede tener un efecto negativo sobre el éxito reproductivo de las aves. En las últimas décadas, una población de Cardenal Común (*Paroaria coronata*) se estableció en un bosque modificado con una intensa actividad de ecoturismo. En este trabajo modelamos la tasa diaria de supervivencia de nidos (TDSN) de esta población de cardenales y evaluamos el efecto de variables ambientales y temporales en la TDSN. Entre 2007 y 2009 monitoreamos 69 nidos encontrados en áreas con distinta actividad eco-turística y usamos el Programa MARK para estimar y modelar las TDSNs. Sólo seis nidos (9%) produjeron volantones y la principal causa de fracaso fue la depredación (61 nidos, 88%). La TDSN aumentó con la cobertura de vegetación en los alrededores del nido y disminuyó con la fecha de la temporada reproductiva. No encontramos un efecto significativo en las TDSNs de las actividades vinculadas al ecoturismo. La mayor cobertura alrededor del nido podría reducir su exposición disminuyendo su detectabilidad y dificultando el acceso de los depredadores, mientras que la disminución de la supervivencia a lo largo de la temporada podría ser el resultado de variaciones numéricas en la comunidad de depredadores. Los bajos valores de TDSNs del cardenal asociados a elevadas tasas de depredación sugieren que la comunidad de depredadores podría estar siendo afectada por la cercanía a los grandes centros urbanos. *Aceptado el 5 de diciembre de 2012.*

**Key words:** Red-crested Cardinal, *Paroaria coronata*, ecotourism, human disturbance, nest predation, nest success, Thraupidae.

## INTRODUCCIÓN

El éxito reproductivo de muchas aves está determinado por las características de los sitios de nidificación (Martin 1993, Liebezeit & George 2002, Fontaine & Martin 2006). La modificación de los sitios de nidificación causada por la actividad humana puede tener un efecto negativo sobre el éxito de reproducción de las aves (Miller *et al.* 1998, Phillips *et al.* 2005). El ser humano, en algunas ocasiones actúa como depredador efectivo, mientras que en otras afecta directa o indirectamente a las comunidades de depredadores en un sitio (Fuller & Gough 1999). Por ejemplo, la presencia de construcciones humanas en las inmediaciones de los sitios reproductivos de algunas aves norteamericanas disminuye las tasas de supervivencia de los nidos (Friesen *et al.* 1995, Phillips *et al.* 2005) y aumenta las tasas de parasitismo de cría sobre los nidos (Phillips *et al.* 2005, Tewksbury *et al.* 2006). En este sentido, tanto en aves del Hemisferio Norte como en aves Neotropicales se ha reportado que la transformación de los bosques por parte del ser humano aumenta las tasas de depredación de los nidos (Rodewald & Yahner 2001, Thompson *et al.* 2002, Young *et al.* 2008, Alves-Borges & Marini 2010).

Las actividades de recreación para turistas en áreas naturales son consideradas importantes herramientas de conservación, ya que los programas de ecoturismo bien gestionados y promovidos pueden evitar que los gobiernos destinen esas áreas para otros fines (ver Groom *et al.* 1991). Los efectos de la transformación del hábitat en los sitios de nidificación (Stephens *et al.* 2003) y de las actividades recreativas en áreas naturales (Knight & Gutzwiller 1995) sobre la super-

vivencia de los nidos han sido ampliamente estudiados en aves de regiones templadas de Norteamérica. Sin embargo, el efecto de estas actividades en los sitios de reproducción de aves del hemisferio sur es poco conocido (Martin 1996). En bosques tropicales, la presencia de turistas en un sitio de reproducción disminuyó la supervivencia de los pichones de nidos de Hoatzín (*Opisthocomus hoazin*) (Müllner *et al.* 2004) en relación a otro sitio sin presencia de turistas.

La Estación de Cría de Animales Silvestres (ECAS) es un lugar destinado al ecoturismo y a la cría de animales nativos y exóticos asilvestrados; y está ubicado entre dos grandes centros urbanos del centro-este de Argentina como Buenos Aires y La Plata. En las últimas décadas, este sitio ha sido el lugar elegido por organizaciones gubernamentales, organizaciones no gubernamentales y personas particulares para liberar aves provenientes de cautiverio (LNS observ. pers.). Muchas de estas aves liberadas se establecieron y comenzaron a reproducirse dentro y en las inmediaciones de la ECAS. Este es el caso del Cardenal Común (*Paroaria coronata*), donde a partir de ejemplares provenientes del cautiverio que fueron liberados en la ECAS durante las últimas décadas se estableció una población residente y reproductiva (LNS observ. pers.).

El objetivo de este trabajo es describir los principales parámetros reproductivos y estimar las tasas diarias de supervivencia de nidos (TDSN) de la población de cardenales establecida en la ECAS. Comparamos nuestros resultados con los de la población de cardenales estudiada más cercana que habita bosques naturales a sólo 120 km de nuestro área de estudio (Segura & Rebores 2012a, Segura *et al.* 2012).

## MÉTODOS

*Área de estudio y especie estudiada.* Trabajamos en la Estación de Cría de Animales Silvestres (ECAS), ubicada al norte de la provincia de Buenos Aires, Argentina (34°51'S, 58°07'W; 10 m s.n.m.). La ECAS tiene una superficie de 220 ha y está compuesta por un mosaico de cordones y parches de bosque con pastizales abiertos. La composición del bosque es variable, siendo comunes las especies exóticas en el norte (i.e., eucaliptos *Eucalyptus camaldulensis*, ligustro *Ligustrum lucidum*, mora *Rubus glaucus* y paraíso *Melia azedarach*, entre otros) y las especies nativas, principalmente el tala (*Celtis ehrenbergiana*), en el centro y sur. La temperatura media anual es 17°C y la precipitación media anual es 915 mm (SMN 2012).

La ECAS es utilizada como centro turístico-recreativo y está dividida en tres sectores: a) sector norte, de acceso libre y fuerte disturbio antrópico; b) sector central, donde el disturbio es menor y solo se autoriza la circulación únicamente dentro de vehículos; y c) sector sur, de acceso restringido al público. La ECAS mantiene en condiciones de semicautividad varias especies de animales autóctonos (i.e., ñandú *Rhea americana*, carpincho *Hydrochoerus hydrochaeris*, flamenco *Phoenicopterus chilensis*, entre otros) y exóticos (i.e., antilope de la India *Antilope cervicapra*, ciervo axis *Axis axis*, ciervo colorado *Cervus elaphus*, búfalo *Bubalus bubalis*, entre otros).

El cardenal es un tráupido sudamericano que se distribuye desde el centro de Argentina hasta el sur de Brasil, Paraguay, este de Bolivia y Uruguay (Ridgely & Tudor 2009). Habita bosques semiabiertos y es frecuente observarlo en bordes de monte y cultivos. En el norte de la provincia de Buenos Aires, el cardenal es residente permanente de los bosques nativos (Segura & Arturi 2012). Entre octubre y febrero construye nidos abiertos dentro de

la copa de árboles, principalmente talas, entre los 2 y 6 m de altura (Segura & Arturi 2009). Su colorido plumaje y la facilidad para mantenerlos en cautiverio con una dieta a base de semillas, hicieron del cardenal un ave con gran demanda para el comercio de mascotas en Argentina, Brasil, Estados Unidos de América y Europa (Nilsson 1981, Nascimento & Alves 2007). A pesar de estar categorizada como 'de baja preocupación' (LC, 'Least Concern'; BirdLife International 2012), ha sido incluida en el Apéndice II de CITES (UNEP-WCMC 2012) debido a la continua reducción de su hábitat y a la intensa comercialización que podrían poner en peligro la persistencia de esta especie en la naturaleza.

*Monitoreo de nidos.* Monitoreamos parejas reproductivas durante tres temporadas reproductivas (de octubre a enero 2006–2007 y 2008–2009, y de octubre a noviembre en la temporada 2007–2008). Recorrimos los sitios potenciales de nidificación y observamos el comportamiento de los adultos. Visitamos los nidos diariamente durante la etapa de puesta y eclosión, y luego cada dos días durante la etapa de incubación y empollamiento. Cuando los pichones alcanzaron los 10 días de edad, inspeccionamos visualmente el nido desde una distancia de 1 a 3 m para reducir el riesgo de abandono prematuro del nido. Observamos los nidos hasta que los pichones volaron o el nido fracasó. Consideramos que un nido fue exitoso si uno o más pichones completaron el período de crianza y abandonaron exitosamente el nido. Consideramos que un nido fue abandonado si los huevos estaban fríos y no observamos actividad de los padres entre dos visitas consecutivas; o si todos los pichones morían a causa del parasitismo de *Philornis* (Segura & Reboreda 2011). Consideramos que un nido fue depredado si el contenido del nido desaparecía entre dos visitas consecutivas y no había actividad de los padres cerca del nido.

*Covariables.* Para modelar las TDSNs utilizamos las siguientes covariables: 1) día de la temporada reproductiva (i.e., fecha de puesta del primer huevo; día 0 = 10 de octubre); 2) temporada (año); 3) edad del nido (día 0 = día de puesta del primer huevo); y 4) características físicas del sitio de nidificación. Las características físicas del sitio de nidificación que medimos fueron: a) altura del nido desde el suelo (m); b) la menor distancia desde el nido al borde de la copa del árbol (cm), c) cobertura de copas arbóreas en un radio de 10 m centrado en el nido (porcentaje); y d) ubicación del nido dentro del área de estudio (i.e., sector norte, central y sur). Seleccionamos esta última variable para caracterizar el sitio de nidificación en relación al grado de disturbio antrópico: norte > centro > sur).

Consideramos un periodo de exposición de 27 días (13 días para el periodo de puesta e incubación más 14 días para el periodo de empollamiento; Segura 2011). El periodo de observación comenzó con la puesta del primer huevo (para los nidos encontrados durante la construcción) o el día de encuentro del nido (para los nidos encontrados durante la incubación o la crianza de pichones).

*Análisis.* Estimamos la TDSN con el programa MARK (White & Burnham 1999). Construimos las historias de visitas a los nidos siguiendo a Dinsmore *et al.* (2002) y calculamos la fecha de cada visita relativa a una fecha anterior al inicio del nido más temprano encontrado en este estudio (día 0 = 10 de octubre). Examinamos el efecto lineal y cuadrático del día de la temporada y la edad del nido, y luego usamos el mejor de estos modelos como base para incorporar modelos con las características físicas del sitio de nidificación.

Usamos el Criterio de Información de Akaike corregido (AICc) por el tamaño de muestra para comparar modelos basados en el método de máxima verosimilitud (Burnham

& Anderson 2002). Construimos los modelos sin estandarizar las covariables y con la función de enlace *logit*, a excepción del modelo sin covariables (modelo nulo) donde utilizamos la función *sin* (Dinsmore *et al.* 2002). Elaboramos una lista de los posibles modelos a partir de la combinación de covariables que asumimos *a priori* afectarían la supervivencia de nidos del cardenal. Ordenamos los modelos usando el  $\Delta\text{AICc}$  (estimado a partir de la diferencia relativa entre el mejor modelo y el modelo de interés) y consideramos que los modelos con  $\Delta\text{AICc} = 2$  fueron igualmente parsimoniosos (Burnham & Anderson 2002, 2004). Reportamos también el valor estimado (con el respectivo intervalo de confianza del 95%) de los parámetros y estimamos la TSD para el mejor modelo (Burnham & Anderson 2002).

## RESULTADOS

Encontramos 69 nidos, 35, 7 y 27 durante las temporadas 2006–2007, 2007–2008 y 2008–2009, respectivamente. El nido más temprano se inició el 10 de octubre (dtr [día de la temporada reproductiva] = 0 d) y el más tardío el 14 de enero (dtr = 116 d). Todos los nidos fueron construidos sobre tala a una altura promedio de  $4,1 \pm 0,1$  m (rango = 2,2–7,1 m). La distancia promedio del nido al borde de la copa arbórea fue de  $86 \pm 5$  cm (rango = 30–200 cm) y la cobertura promedio de copas arbóreas alrededor del nido fue  $47 \pm 3\%$  (rango = 23–84%). Dos nidos fueron parasitados por el Tordo Renegrado (*Molothrus bonariensis*) (uno durante la puesta y el otro durante la incubación) y en los dos casos el huevo fue removido del nido por los cardenales luego del evento de parasitismo. En tres nidos los pichones fueron infestados por larvas de *Philornis* sp. Diecinueve nidos (28%) fueron hallados en el sector norte, 39 (56%) en el sector central y 11 (16%) en el sector sur.

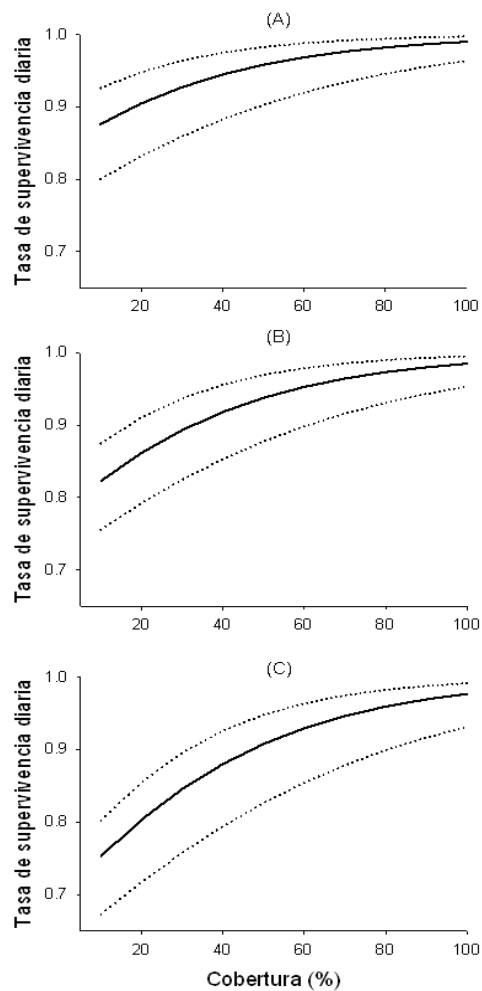


FIG. 1. Tasas diarias de supervivencia de nidos (TDSN) de cardenal en función del porcentaje de cobertura arbórea en un círculo de 10 m de radio centrado en el nido para tres nidos iniciados en diferentes momentos de la temporada reproductiva: (A) nido temprano iniciado el 15 de octubre, (B) nido de mitad de temporada, iniciado el 15 de noviembre y (C) nido tardío iniciado el 15 de diciembre. Las líneas sólidas indican la TDSN estimada y las líneas de puntos los correspondientes intervalos de confianza de 95%. Las TDSNs se calcularon a partir de la ecuación de regresión logística del mejor modelo (S (fecha + cobertura); modelo 1, Tabla 1).

Sólo seis nidos produjeron al menos un volantón, abandonando exitosamente el nido, en promedio,  $1,7 \pm 0,3$  volantones (rango = 1–3,  $n = 6$  nidos). La principal causa de fracaso fue la depredación (88%,  $n = 61$

nidos) seguida por el abandono (3%,  $n = 2$  nidos).

La longitud de la temporada monitoreada fue de 108 días (desde el 11 de octubre hasta el 17 de enero) y completamos 703 días de

exposición. El mejor modelo incluyó el efecto aditivo de la cobertura alrededor del nido y la fecha de la temporada (S (fecha + cobertura), Tabla 1). La TDSN aumentó con la cobertura arbórea alrededor del nido ( $\beta = 0,029 \pm 0,008$ ) y disminuyó a lo largo de la temporada reproductiva ( $\beta = -0,014 \pm 0,005$ ; Fig. 1). Utilizando el mejor modelo (modelo A, Tabla 1), un nido promedio iniciado en la mitad de la temporada reproductiva (25 de noviembre) y localizado en un sitio con cobertura promedio alrededor del nido (47%), tiene una supervivencia acumulada en los 27 días de exposición de 8% (rango = 6–12%).

## DISCUSIÓN

La mayoría de las características de la temporada reproductiva encontradas en la población de cardenales de la ECAS fueron similares a las reportadas para la población más cercana (localizada en Punta Piedras; Segura & Reboresda 2012a, Segura *et al.* 2012). La temporada reproductiva observada coincidió con la reportada por estos autores (octubre a febrero) y la depredación fue la principal causa de fracaso de los nidos (68% en Segura & Reboresda 2012a, 63% en Segura *et al.* 2012, y 88% en este trabajo). En la población de la ECAS, al igual que en la de Punta Piedras, encontramos nidos afectados por parasitismo de Tordo Renegrido cuyos huevos parásitos fueron removidos rápidamente del nido (Segura & Reboresda 2012b) e infestación por larvas de *Philornis* sp (Segura & Reboresda 2011).

La principal diferencia con la población más cercana fue la proporción de nidos exitosos. Sólo seis nidos de 69 (9%) produjeron al menos un volantón en la ECAS, mientras que en Punta Piedras fueron 94 de 367 nidos (26%, Segura & Reboresda 2012a) y 34 de 106 (32%, Segura *et al.* 2012). Las tasas de depredación encontradas en nuestro estudio (88%) fueron mayores a las reportadas para la población más cercana estudiada (63 y 68%) y esto

podría deberse a diferentes factores, como por ejemplo un incremento en la abundancia de depredadores por la cercanía a los centros urbanos. En aves de regiones húmedas Neotropicales la supervivencia de los nidos varía entre 25 y 35% (Skutch 1985, Robinson *et al.* 2000, Alves-Borges & Marini 2010), mientras que para aves de bosques naturales templados Neotropicales la supervivencia de los nidos es algo menor entre 14 y 25% (Mermoz & Reboresda 1998, Mezquida & Marone 2001, Astié & Reboresda 2006, Di Giacomo *et al.* 2011, Segura & Reboresda 2012a, Segura *et al.* 2012). Supervivencia de nidos tan baja como las de este estudio (8%) son poco comunes y han sido reportadas sólo para algunos passeriformes Neotropicales como *Pipra filicanda* y *Lepidothrix coronata* en Ecuador (~ 1%, Ryder *et al.* 2008) y *Myrmotherula fulviventris* y *Hyloperizus perspicillatus* en Panamá (~ 9%, Robinson *et al.* 2000).

El mejor modelo de supervivencia diaria de nidos incluyó el efecto aditivo de la cobertura alrededor del nido y la fecha de la temporada. El hecho de que los nidos con mayor cobertura arbórea tuvieron mayor TDSN sugiere que la cobertura podría reducir la exposición del nido (disminuyendo su detectabilidad) y dificultar el acceso de los depredadores. Esta relación entre TDSN y cobertura arbórea también fue descrita para esta especie en bosques naturales por Segura (2011) y Segura *et al.* (2012). Esto sería particularmente relevante en depredadores que utilizan señales visuales (i.e., ciertas especies de aves depredadoras) para localizar nidos. Estudios en otras especies también han reportado una relación positiva entre cobertura en los alrededores del nido y supervivencia de los nidos (i.e., Martin & Roper 1988, Liebezeit & George 2002, Rangel-Salazar *et al.* 2008).

La TDSN también varió con la temporada reproductiva, indicando que los nidos que se inician tempranamente (i.e., octubre o noviembre) tienen mayor TDSN que los que

TABLA 1. Soporte para los modelos predictores (1–5) de las tasas diarias de supervivencia de nidos (TDSN) de cardenal en la ECAS, Argentina ( $N = 69$  nidos monitoreados entre las temporadas 2006–2007 y 2008–2009). Valor de AICc para el mejor modelo = 378,99. Devianza = diferencia entre cada modelo y el modelo saturado en  $-2 \log$  verosimilitud;  $\Delta AIC_c$  = diferencia entre cada modelo y el mejor modelo utilizando el Criterio de Información de Akaike corregido por tamaño de muestra (AIC<sub>c</sub>);  $k$  = número de parámetros en el modelo;  $w_i$  = Peso de Akaike, una medida del apoyo relativo para cada modelo dentro del conjunto de modelos candidatos. S (.) es el modelo general que asume una TDSN constante; S (edad) es el modelo donde la TDSN tiene una pendiente lineal con la edad del nido (día 0 = día de puesta del primer huevo); S (fecha) es el modelo donde la TDSN tiene una relación lineal con la fecha de la temporada ( $\Delta$  (day 0 = 10 de octubre)); y S (cobertura) es el modelo que incluye el porcentaje de cobertura arbórea en un círculo de 10 m de radio centrado en el nido. Incluimos los modelos con valores de AIC<sub>c</sub> menores que el modelo S (.).

	Devianza	$\Delta AIC_c$	k	$w_i$
Modelo 1- S (fecha + cobertura)	372,9	0,00	3	0,908
Modelo 2- S (cobertura)	379,6	4,68	2	0,087
Modelo 3- S (fecha)	386,3	11,37	2	0,003
Modelo 4- S (edad)	393,1	16,92	2	0,000
Modelo 5- S (.)	394,5	17,97	1	0,000

se inician tardíamente (i.e., diciembre o enero). Este patrón también coincide con el reportado para el cardenal en bosques naturales del norte de la provincia de Buenos Aires; y coincide con el patrón encontrado en otras especies de aves (Jehle *et al.* 2004, Grant *et al.* 2005, Moreno *et al.* 2005). La disminución de la TDSN a lo largo de la temporada podría ser el resultado de un aprendizaje de la comunidad de depredadores hacia el final del periodo reproductivo, un aumento en la abundancia de depredadores en el sitio, o una combinación de ambas (Grant *et al.* 2005).

La supervivencia acumulada para nidos de cardenal (calculada a partir del programa MARK) para un nido promedio fue menor que la de la población más cercana (8% de este estudio vs 17 y 14% en Segura & Reborada 2012a, Segura *et al.* 2012). El hecho de que no encontramos un efecto del sector en la TDSN, puede interpretarse como una falta de efecto directo de las actividades vinculadas al ecoturismo. Esto puede verse como que ni la circulación de autos en el sector central ni la presencia de visitantes recorriendo a pie el

sector norte, tendrían un efecto sobre la TDSN. Una posible explicación para estas altas tasas de depredación de nidos es que los mecanismos que regulan depredación sean determinantes para el establecimiento de poblaciones pioneras y en condiciones límites de distribución geográfica y ambiental, como es el caso del cardenal en esta región.

Los bajos valores de supervivencia de nidos del cardenal asociados a elevadas tasas de depredación podrían indicar que la comunidad de depredadores aumenta en un hábitat alterado por parte del ser humano y muy cercano a grandes centros urbanos. Proponemos que estos resultados sean tomados en cuenta en la planificación y manejo de áreas protegidas con el fin de minimizar el impacto que podrían causar las alteraciones causadas por el ser humano sobre el éxito reproductivo de las aves.

#### AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la especial colaboración de F. Di Sallo, E. Depino, F. Gandoy, V. Dubosq y

M. Ferreira en la toma de datos a campo. Al Director de la ECAS (y a todo su personal a cargo) por permitirnos el ingreso y facilitarnos la toma de datos. Agradecemos también a J. L. Rangel-Salazar y a un revisor anónimo por sus valiosos comentarios sobre el manuscrito. A la Comisión de Investigación Científica de la provincia de Buenos Aires (C.I.C.) y al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) que otorgaron la beca doctoral a LNS durante el período de realización del estudio. I.B. es investigador del CONICET.

## REFERENCIAS

- Alves-Borges, F. J., & M. A. Marini. 2010. Birds nesting survival in disturbed and protected Neotropical savannas. *Biodivers. Conserv.* 19: 223–236.
- Astié, A. A., & J. C. Reboreda. 2006. Costs of egg punctures and Shiny Cowbird parasitism on Creamy-bellied Thrush reproductive success. *Auk* 123: 23–32.
- BirdLife International. 2012. IUCN Red List for birds. Lacks publisher, city, country. Available at <http://www.birdlife.org/>. [Accessed el 17 de noviembre de 2012].
- Burnham, K. P., & D. R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Burnham, K. P., & D. R. Anderson. 2004. Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociol. Method. Res.* 33: 261–304.
- Di Giacomo, A. G., A. S. Di Giacomo, & J. C. Reboreda. 2011. Male and female reproductive success in a threatened polygynous species: the Strange-tailed Tyrant, *Alectrurus risora*. *Condor* 113: 619–628.
- Dinsmore, S. J., G. C. White, & F. L. Knopf. 2002. Advanced techniques for modeling avian nest survival. *Ecology* 83: 3476–3488.
- Fontaine, J. J., & T. E. Martin. 2006. Habitat selection responses of parents to offspring predation risk: an experimental test. *Am. Nat.* 168: 811–818.
- Friesen, L. E., P. F. J. Eagles, & R. J. Mackay. 1995. Effects of residential development on forest dwelling neotropical migrant songbirds. *Conserv. Biol.* 9: 1408–1414.
- Fuller, R. J., & S. J. Gough. 1999. Changes in sheep numbers in Britain: implications for bird populations. *Biol. Conserv.* 91: 73–89.
- Grant, T. A., T. L. Shaffer, E. M. Madden, & P. J. Pietz. 2005. Time-specific variation in passerine nest survival: new insights into old questions. *Auk* 122: 661–672.
- Groom, M., R. D. Podolsky, & C. H. Munn. 1991. Tourism as a sustained use of wildlife: a case study of Madre de Dios, southeastern Peru. Pp. 393–412 *in* Robinson, J., & K. Redford (eds). *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. Univ. of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- Jehle, G., A. A. Yackel-Adams, J. A. Savidge, & S. K. Skagen. 2004. Nest survival estimation: a review of alternatives to the Mayfield estimator. *Condor* 106: 472–484.
- Knight, R. L., & K. J. Gutzwiller. 1995. *Wildlife and Recreationists*. Island Press, Covelo, California, USA.
- Liebezeit, J. R., & T. L. George. 2002. Nest predators, nest-site selection and nesting success of the Dusky Flycatcher in a managed ponderosa pine forest. *Condor* 104: 507–517.
- Martin, T. E. 1993. Nest predation among vegetation layers and habitat types: revising the dogmas. *Am. Nat.* 141: 897–913.
- Martin, T. E. 1996. Life history evolution in tropical and south temperate birds: what do we really know? *J. Avian Biol.* 27: 263–272.
- Martin, T. E., & J. J. Roper. 1988. Nest predation and nest site selection of a western population of the Hermit Thrush. *Condor* 90: 51–57.
- Mermoz, M. E., & J. C. Reboreda. 1998. Nesting success in Brown-and-yellow Marshbirds: effects of timing, nest site and brood parasitism. *Auk* 115: 871–878.
- Mezquida, E. T., & L. Marone. 2001. Factors affecting nesting success of a bird assembly in the central Monte Desert, Argentina. *J. Avian Biol.* 32: 287–296.
- Miller, S. G., R. L. Knight, & C. K. Miller. 1998. Influence of recreational trails on breeding bird communities. *Ecol. Appl.* 8: 162–169.
- Moreno, J., S. Merino, R. A. Vásquez, & J. J.



- Armesto. 2005. Breeding biology of the Thorn-tailed Rayadito (Furnariidae) in south-temperate rainforests of Chile. *Condor* 107: 69–77.
- Müllner, A., K. E. Linsenmair, & M. Wikelski. 2004. Exposure to ecotourism reduces survival and affects stress response in hoatzin chicks (*Opisthocomus hoazin*). *Biol. Conserv.* 118: 549–558.
- Nascimento, M., & E. Alves. 2007. Aves no Rio Grande do Sul: a problemática do tráfico, educação e conscientização ambiental. Pallotti, Santa Maria, Brazil.
- Nilsson, G. 1981. The bird business. A study of the commercial cage bird trade. Animal Welfare Institute, Washington, D.C., USA.
- Phillips, J., E. Nol, D. Burke, & W. Dunford. 2005. Impacts of housing developments on wood thrush nesting success in hardwood forest fragments. *Condor* 107: 97–106.
- Rangel-Salazar, J. L., K. Martin, P. Marshal, & R. Elner. 2008. Influence of habitat variation, nest-site selection and parental behavior on breeding success of Ruddy-capped Nightingale Thrushes (*Catharus frantzii*) in Chiapas, Mexico. *Auk* 125: 358–367.
- Ridgely, R. S., & G. Tudor. 2009. Field guide to the songbirds of South America: the passerines. Univ. of Texas Press, Austin, Texas, USA.
- Robinson, S. K., F. R. Thompson III, T. M. Donovan, D. R. Whitehead, & J. Faaborg. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* 267: 1987–1990.
- Robinson, W. D., T. R. Robinson, S. K. Robinson, & J. D. Brawn. 2000. Nesting success of understory forest birds in central Panama. *J. Avian Biol.* 31: 151–164.
- Rodewald, A. D. 2002. Nest predation in forested regions: landscape and edge effects. *J. Wildl. Managem.* 66: 634–640.
- Rodewald, A. D., & R. H. Yahner. 2001. Avian nesting success in forested landscapes: influence of landscape composition, stand and nest-patch microhabitat, and biotic interactions. *Auk* 118: 1018–1028.
- Ryder, T. B., R. Duraes, W. P. Tori, J. R. Hidalgo, B. A. Loiselle, & J. G. Blake. 2008. Nest survival for two species of manakins (Pipridae) in lowland Ecuador. *J. Avian Biol.* 39: 355–358.
- Segura, L. N. 2011. Biología reproductiva del Cardenal Común (*Paroaria coronata*, Thraupidae) en talares del noreste de la provincia de Buenos Aires. Tesis Doc., Univ. Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.
- Segura, L. N., & M. F. Arturi. 2009. Selección de sitios de nidificación del Cardenal Común (*Paroaria coronata*) en bosques naturales de Argentina. *Ornitol. Neotrop.* 20: 203–213.
- Segura, L. N., & M. F. Arturi. 2012. La estructura del hábitat influye en la abundancia del Cardenal Común (*Paroaria coronata*) en un bosque templado de Argentina. *Ornitol. Neotrop.* 23: 11–21.
- Segura, L. N., & J. C. Rebores. 2011. Botfly parasitism effects on nestling growth and mortality of Red-crested Cardinals. *Wilson J. Ornithol.* 123: 107–115.
- Segura, L. N., & J. C. Rebores. 2012a. Nest survival of Red-crested Cardinals increases with nest age in south temperate forests of Argentina. *J. Field Ornithol.* 83: 343–350.
- Segura, L. N., & J. C. Rebores. 2012b. Red-crested Cardinal defences against Shiny Cowbird parasitism. *Behaviour* 149: 325–343.
- Segura, L. N., D. A. Masson, & M. G. Gantchoff. 2012. Microhabitat nest cover effect on nest survival of the Red-crested Cardinal. *Wilson J. Ornithol.* 124: 506–512.
- Skutch, A. F. 1985. Clutch size, nesting success, and predation on nests of Neotropical birds, reviewed. *Ornithol. Monogr.* 36: 575–594.
- SMN. 2012. Servicio Meteorológico Nacional Argentino. Publicado por el gobierno de la República Argentina. Disponible de <http://www.smn.gov.ar/>. [Consultado el 12 de febrero de 2012].
- Stephens, S. E., D. N. Koons, J. J. Rotella, & D. W. Willea. 2003. Effects of habitat fragmentation on avian nesting success: a review of the evidence at multiple spatial scales. *Biol. Conserv.* 115: 101–110.
- Tewksbury, J. J., L. Garner, S. Garner, J. D. Lloyd, V. Saab, & T. E. Martin. 2006. Tests of landscape influence: nest predation and brood parasitism in fragmented ecosystems. *Ecology* 87: 759–768.
- Thompson, F. R., III, T. M. Donovan, R. M.

- DeGraaf, J. Faaborg, & S. K. Robinson. 2002. A multi-scale perspective on the effects of forest fragmentation on birds in eastern forests. *Stud. Avian Biol.* 25: 8–19.
- UNEP-WCMC. 2012. *En*: UNEP-WCMC Species Database: CITES-listed species. Disponible de <http://www.unep-wcmc.org/>. [Consultado el 20 de Mayo de 2012].
- White, G. C., & K. P. Burnham. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46: 120–138.
- Young, B. E., T. W. Sherry, B. J. Sigel, & S. Woltmann. 2008. Nesting success of Costa Rican lowland rain forest birds in response to edge and isolation effects. *Biotropica* 40: 615–622.