



EFFECTO DE LA CARGA GANADERA DE CAMÉLIDOS DOMÉSTICOS SOBRE EL RIESGO DE PISOTEO DE NIDOS ARTIFICIALES EN HUMEDALES ALTOANDINOS DE AREQUIPA, PERÚ

Marisol Sillocca¹ · Evaristo L. López¹ · Javier A. Simonetti²

¹ Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa, Arequipa, Perú.

² Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Santiago, Chile.

E-mail: Marisol Sillocca-Yahaira · msillocca@unsa.edu.pe

Resumen · El pastoreo por ganado puede tener efectos negativos sobre la biodiversidad de aves al reducir la calidad del hábitat, pisoteando nidos y facilitando la presencia de depredadores domésticos. Para los humedales altoandinos del Arequipa se ha considerado una carga óptima de 1,35 alpacas/ha y 0,9 llamas/ha, desconociéndose el efecto que dicha carga pudiese tener sobre la avifauna que anida en los humedales. En este estudio evaluamos el efecto de la carga ganadera de llamas y alpacas (pastoreo complementario) sobre la nidificación de aves en nueve humedales altoandinos de Arequipa, Perú. En diciembre 2021, implementamos un experimento con 900 nidos artificiales (100 nidos por sitio), expuestos durante 14 días en los humedales con distintas cargas ganaderas de llamas y alpacas. Determinamos que la carga ganadera tuvo un efecto significativo sobre los nidos artificiales, incrementando el pisoteo de los nidos. Además, 32,8% de los nidos fueron removidos por actividad humana. En vista de que las cargas de ganado constituyen una amenaza hacia las aves que anidan en humedales, recomendamos regular la carga ganadera, así como emplear sistemas de pastoreo rotativo y excluir el ganado en las épocas reproductivas de aves.

Abstract · Effect of domestic camelid livestock on trampling risk of artificial nests in high Andean wetlands of Arequipa, Peru

Grazing by livestock can have negative effects on bird biodiversity by reducing habitat quality, trampling nests, and facilitating the presence of domestic predators. For the high Andean wetlands of Arequipa, an optimal load is considered to be 1.35 alpacas/ha and 0.9 llamas/ha, but it is unknown what effect this load could have on birds that nest in wetlands. In this study we evaluated the effect of livestock load of llamas and alpacas on the nesting of birds in nine high Andean wetlands in Arequipa, Peru. In December 2021, we implemented an experiment with 900 artificial nests (100 nests per site), exposed for 14 days in wetlands subject to different livestock loads. We determined that livestock load had a significant effect on artificial nests, increasing nest trampling. In addition, 32.8% of nests were removed by human activity. Given that livestock loads constitute a threat to birds that nest in wetlands, we recommend regulating livestock loads, as well as using rotational grazing systems, and excluding livestock during avian reproductive seasons.

Keywords: Animal load · biodiversity · Livestock · Mortality · Trampling · Mortality

INTRODUCCIÓN

Las actividades de pastoreo con altas cargas ganaderas son consideradas una amenaza a la diversidad biológica (Barzan et al. 2021). Cuando la vegetación es sometida a una alta carga ganadera, el pastoreo, ramoneo y pisoteo modifican la calidad y cantidad de hábitats y alimento disponible para las especies silvestres (Cingolani et al. 2008). En consecuencia, la excesiva presión ejercida por el ganado afecta negativamente la tasa de supervivencia de nidos, y tiende a reducir las poblaciones locales de aves (Hansen et al. 2019). Esto afecta principalmente a aquellas especies que anidan en el suelo, debido a que se reducen el número de sitios adecuados para nidificar por la falta de cobertura vegetal, y a la disminución de alimento (semillas, insectos) disponible para los pichones (Fuller & Gough 1999, Fondell & Ball 2004).

En Perú, aproximadamente 4,4 millones de llamas *Lama glama* y alpacas *Vicugna pacos* pastan principalmente en humedales (conocidos también como bofedales), ambientes que sustentan una alta diversidad de avifauna silvestre (Alegría & Lillo 2002, Talavera et al. 2010). Los humedales, juntos con tolares *Parastrephia lepidophylla*, pajonales *Calamagrostis effusa* y césped de puna *Nassella trichotoma*, son considerados una de las mejores fuentes forrajeras para la ganadería (Prieto et al. 2003, Ministerio de Agricultura y Riego 2017). Por ello, las especies de aves que anidan en estos ecosistemas podrían estar amenazadas por la actividad pastoril (Rindfuss et al. 2008, Cossa et al. 2020). En particular, en Arequipa existen 54 especies que nidifican sobre el suelo (Pulido et al. 2021), entre los que se incluyen especies casi amenazadas (NT) como la Avefría andina *Vanellus resplendens*, el Alcaudón boba *Systemura longirostris*, y la Focha cornuda *Fulica cornuta* (UICN 2024).

Submitted 28 Dec 2023 · First decision 18 Jan 2024 · Acceptance 22 Dec 2024 · Online publication 4 Jun 2025

Communicated by Juan Pablo Isacch

Copyright © 2025 by the author(s)



Tabla 1. Tasa de pisoteo de nidos artificiales y carga ganadera de llamas y alpacas en nueve humedales altoandinos estudiados en Arequipa, Perú.

Distrito	Localidad	Tamaño de humedal	Número de llamas y alpacas	Carga ganadera (AU/ha)	Tasa de pisoteo diario de nidos (%)
Yanque	Tocra	100 ha	350	3,5	0,21
		26 ha	0	0,0	0,00
	Rayo	107 ha	0	0,0	0,00
San Juan de Tarucani	Salinas Huito	118 ha	600	6,78	0,71
		105 ha	500	7,60	1,43
	San Juan de Tarucani	74,6 ha	860	11,93	1,21
Yanahuara	Tambo Cañahuas	20 ha	300	13,67	0,93
		50 ha	1200	21,93	1,86
		54 ha	150	1,52	1,00

Tabla 2. Modelo lineal generalizado de la relación de las tasas de pisoteo diario con las variables independientes.

Efecto	Estimación	SE	P
Intersección	48,11	45,87	0,342
Carga ganadera	7,7	1,53	0,004
Distancia al asentamiento humano	-0,21	0,66	0,762
Altura de la vegetación	-1,70	0,89	0,115

picoteados por aves, 32,8% removidos, un 12,2% de los nidos desapareció sin rastro alguno de quién pudo ser el agente y el 37% de los nidos (N = 333) permaneció intacto. La pérdida de nidos artificiales por pisoteo se relacionó significativamente con la carga ganadera ($\chi^2 = 16.24$, $df = 1$, $P < 0.005$; Figura 2), mientras que la altura vegetal y la distancia al asentamiento humano más cercano no influyeron en las pérdidas (Tabla 2).

De los 9 humedales estudiados, siete tuvieron cargas ganaderas mayores de lo recomendado (Tabla 1), con rangos desde 1,53 AU/ha hasta 21,93 AU/ha, dando tasas de pisoteo de 0,93 y 1,86% por día respectivamente. Esto equivale a una pérdida de 0,02 y 0,037 nidos/ha/día. En particular, el humedal TC8 en Tambo Cañahuas tuvo la mayor tasa de pisoteo diario, 1,9% de los nidos. Además, este sitio presentaba una carga ganadera 5,5 veces mayor a la recomendada (1,35 alpacas/ha, 0,9 llamas/ha) por Mamani Mamani et al. (2013). En el sitio T2 de Tocra, si bien no tenía carga ganadera, y por tanto la pérdida por pisoteo de ganado fue del 0%, la remoción de huevos por pobladores fue del 50%. Por otro lado, las alturas vegetativas oscilaron entre 2 a 5 cm en los humedales de Salinas Huito y San Juan de Tarucani, a diferencia de los humedales como Patahuasy, Tocra y Rayo, que variaron entre 2 a 30 cm de altura. En cuando a la distancia al asentamiento humano más cercano, los humedales de Salinas Huito y San Juan de Tarucani fueron los más próximos a un centro poblado.

DISCUSIÓN

Nuestros resultados indicaron que el pastoreo afecta significativamente los nidos artificiales en los humedales de Arequipa, registrándose un efecto más marcado con un aumento en la carga ganadera. Estos efectos también han sido detectados en otras regiones del mundo como Países Bajos, Francia y República Checa, encontrando que los equinos, bovinos y ovinos afectan negativamente el éxito de nidos (Mandema et al. 2013, Sabatier et al. 2015, Pavel 2004). El uso de nidos artificiales es un método muy usado por los investigadores y brinda una aproximación adecuada para comparar tasas de éxito de nidos bajo distintas perturbaciones antrópicas (Spanhove et al. 2009, Chmel et al. 2018), particularmente en estimaciones de mortalidad por pisoteo (Mandema et al. 2013).

En nuestro estudio, la tasa de pisoteo alcanzó un 26% y 1,86 nidos por día. Además, las cargas de camélidos registrados en los diferentes humedales estudiados variaron de manera muy marcada (desde 1,52 AU/ha hasta 21,93AU/ha), registrándose varios de estos con densidades ganaderas que excedieron las cargas recomendadas (Florez 2005, Mamani Mamani et al. 2013). El nivel de impacto que ocasiona el ganado sobre los nidos artificiales o naturales depende también del tipo de ganado empleado, el comportamiento de los animales, el tamaño, el tipo y la heterogeneidad de los pastos (Pavel 2004). Algunos investigadores como Sabatier et al. (2015) mencionan que con ganado vacuno a una carga de 4 AU/ha, las tasas de pisoteo de nidos alcanzan el 85%, lo que equivale a 0,9 nidos por día. Igualmente, Pavel (2004), quien estudió cargas ganaderas con ovinos y bovinos, indicó que a densidades mayores a 5 AU/ha pueden causar más del 70% de pérdidas de nidos y 0,03% nidos por día.

Además del pisoteo, existieron otros factores que influyeron en la pérdida de nidos. Uno de los más importantes fue la remoción de nidos por pobladores locales, que está fuertemente asociada con la actividad ganadera (Barri et al. 2008). En este sentido, Caballero et al. (2010) menciona que, en la época de nidificación, los pobladores buscan constantemente los huevos para utilizarlos como alimento. Esta actividad la evidenciamos en los humedales de Tocra y Salinas Huito, ya que encontramos huellas de zapato humano en los huevos de plastilina y alrededor de los nidos vacíos. La pérdida de nidos asociada a la recolección por pobladores locales significa un riesgo muy alto para especies amenazadas como el Zambullidor de Junín *Podiceps taczanowskii*, categorizada en peligro (EN), que anida en el suelo y al borde de los espejos de agua, además de otras especies como el Flamenco andino *Phoenicoparrus andinus*, el Flamenco de James *Phoenicoparrus jamesi*, la Agachadiza de puna *Gallinago andina*, el Chorlitejo cordillerano *Phegornis mitchellii* (UICN 2024).

En nuestro estudio no se encontró un efecto de la altura vegetal sobre la pérdida de nidos por pisoteo. La cobertura vegetal ofrece protección a los nidos, pero esto podría haber sido reducido por la alta presión ejercida por el pastoreo (Londoño & Colorado 2022). El ganado podría reducir la altura de la vegetación incidiendo directa o indirectamente en la disponibilidad de recursos tróficos para las aves y protección contra depreda-

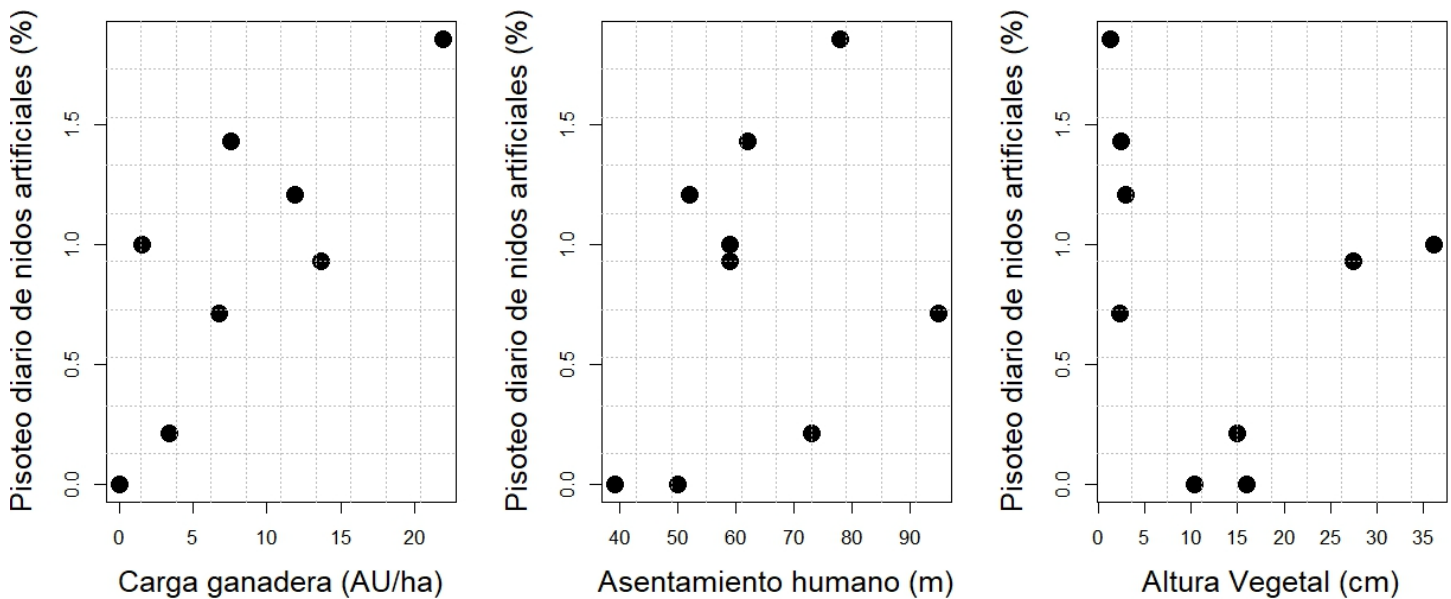


Figura 2. Relación entre la pérdida de nidos artificiales y la distancia al asentamiento humano más cercano, la carga ganadera y la altura vegetal. Los puntos de color negro indican las pérdidas de nido para los 9 humedales estudiados.

dores (Derner et al. 2009; Dias et al. 2017). Sin embargo, existen estudios donde mencionan que la cobertura arbustiva no necesariamente confiere protección contra depredadores (Vergara & Simonetti 2004), lo cual podría explicar la ausencia del efecto de la altura de la vegetación sobre el pisoteo de nidos.

Nuestro estudio determinó que aún con las cargas ganaderas bajas como 1,52 llamas/ha, similar a 1,35 llamas/ha recomendadas como óptimas por Mamani Mamani et al. (2013), éstas implican una mortalidad equivalente a un 1% de pisoteo diario de nidos artificiales. Sin embargo, la mayoría de los humedales altoandinos estudiados manejaron cargas ganaderas mayores, alcanzando a densidades de 21,93 AU/ha, elevando las tasas de pisoteo diario a 1,86%, con una pérdida de 0,037 nidos/ha/día.

A partir de nuestros resultados, recomendamos regular las densidades de ganado manejados, o excluirlos durante la época reproductiva mediante un sistema de pastoreo rotativo, o el empleo de cercas eléctricas que permitan la exclusión temporal del ganado de algunos sectores del humedal, el cual permitiría incrementar la supervivencia de nidos. Esto podría beneficiar al menos 68 especies de aves que presentan características de requerimientos reproductivos que las hacen susceptibles al pastoreo, habitando en campos abiertos con vegetación poco densa y que anidan en el suelo. Además, esto beneficiaría especies como el Churrete de vientre blanco *Cinclodes palliatus*, endémica del Perú, que presentan especialización de hábitat y sufrirían aún más el efecto del ganado (UICN 2024).

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos el apoyo financiero de la UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN AGUSTÍN DE AREQUIPA (UNSA) por la subvención del trabajo de investigación, bajo el contrato TP IB-03-2021-UNSA. A la Administración Técnica Forestal y Fauna Silvestre (SERFOR), Ministerio de Agricultura del Perú por la autorización del permiso RD N° D000022-2022-MIDAGRI-SERFOR-DGGSPFFS-DGSPFFS, con código de autorización N° AUT-IFS-2022-019 y al Servicio Nacional de Áreas Protegidas (SERNANP). Agradecemos la ayuda de Y. Ferrandíz, J. Apaza, H. Cahua, V. Monteagudo y D. Dante, quienes participaron en las actividades de campo. Asimismo, agradecemos el apoyo de los representantes de las localidades visitadas y a los dueños de los predios que nos permitieron el acceso y las facilidades de trabajo, finalmente a los revisores, por su colabo-

ración y gran aporte en el manuscrito.

REFERENCIAS

- Alegría, CMA & AZ Lillo (2002) Protección legal de los humedales altoandinos (vegas y bofedales) Santiago, Chile.
- Barri, FR, MB Martella & JL Navarro (2008) Effects of hunting, egg harvest and livestock grazing intensities on density and reproductive success of Lesser Rhea *Rhea pennata pennata* in Patagonia: implications for conservation. *Oryx* 42: 607–610. <https://doi.org/10.1017/S0030605307000798>
- Barzan, FR, LM Bellis & S Dardanelli (2021) Livestock grazing constrains bird abundance and species richness: a global meta-analysis. *Basic and Applied Ecology* 56: 289–298. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2021.08.007>
- Burnham, KP & DR Anderson (2002) Statistical Theory and Numerical Results. Pp. 352–436 in Burnham, KP & DR Anderson (eds). *Model Selection and Multimodal Inference: A practical information-theoretical Approach, 2nd ed.* Springer-Verlag New York, USA. <https://doi.org/10.1007/b97636>
- Caballero, KC, V Taya, A Cornejo, M Avendaño, E Escobar & H Zeballos (2010) Aves acuáticas de los sitios Ramsar de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca, sur del Perú. Pp 33–47 in Zeballos H, JA Ochoa & E López (eds). *Diversidad biológica de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca, Arequipa-Moquegua*, Perú.
- Chaiyarat, R, & K Eiam-Ampai (2014) Effects of grazing on nesting of the Oriental Pratincole (*Glareola maldivarum*) in Bueng Boraphet Wetland, Thailand. *Zoological Science* 31: 77–82. <https://doi.org/10.2108/zsj.31.77>
- Chmel, KJ, LP Riegert, M Mulau, K Sam & V Novotny (2018) Predation on artificial and natural nests in the lowland rainforest of Papua New Guinea. *Bird Study* 65: 114–122. <https://doi.org/10.1080/00063657.2017.1420751>
- Cingolani, AM, I Noy-Meir, DD Renison & M Cabido (2008) La ganadería extensiva: ¿Es compatible con la conservación de la biodiversidad y de los suelos? *Ecología Austral* 18: 253–271
- Cossa, N, L Fasola, I Roesler & J Reboreda (2020) Impacts of traditional livestock farming on threatened sheld geese (*Chloephaga* spp.) in Patagonia. *Avian Conservation and Ecology* 15: 1. <https://doi.org/10.5751/ACE-01630-150201>
- Derner, JD, WK Lauenroth, P Stapp & DJ Augustine (2009) Livestock as ecosystem engineers for grassland bird habitat in the western Grea

- Plains of North America. *Rangeland Ecology & Management* 62: 111–118. <https://doi.org/10.2111/08-008.1>
- Dias, RA, AT Gianuca, J Vizentin-Bugoni, MSS Gonçalves, GA Bencke & VA Bastazini (2017) Livestock disturbance in Brazilian grasslands influences avian species diversity via turnover. *Biodiversity and Conservation* 26: 2473–2490. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1370-4>
- Florez, MA (2005). *Manual de pastos y forraje altoandinos*. Soluciones Prácticas. Serie Manuales N° 28, Editorial ITDG, Oikos, Lima, Perú.
- Fondell, TF & IJ Ball (2004) Density and success of bird nests relative to grazing on western Montana grasslands. *Biological Conservation* 117: 203–213. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00293-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00293-3)
- Fuller, RJ & SJ Gough (1999) Changes in sheep numbers in Britain— Implications for bird populations. *Biological Conservation* 91: 73–89. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00039-7](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00039-7)
- Hansen, BD, HS Fraser & CS Jones (2019) Livestock grazing effects on riparian bird breeding behaviour in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 270: 93–102. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.10.016>
- Londoño, LV & ZGJ Colorado (2022) Depredación en nidos artificiales de aves en un gradiente de intervención antrópica en la amazonía colombiana. *Acta Biológica Colombiana* 27: 347–354. <https://doi.org/10.15446/abc.v27n3.90766>
- Mamani Mamani, G, A García Noa & F Durand Gómez (2013) Manejo y utilización de praderas naturales en la zona altoandina. *Serie Manual; n. 01–13*. Instituto Nacional de Innovación Agraria-INIA, Perú.
- Mandema, FS, JM Tinbergen, BJ Ens & JP Bakker (2013) Livestock grazing and trampling of birds' nests: an experiment using artificial nests. *Journal of Coastal Conservation* 17: 409–416. <https://doi.org/10.1007/s11852-013-0239-2>
- Ministerio de Agricultura y Riego (2017) *Plan Nacional de desarrollo ganadero 2017-2027*. Available at <https://normas-apa.org/referencias/citar-pdf/> [Accessed 8 November 2023].
- Ottvall, R (2005). Boöverlevnad hos strandängshäckande vadare: den relativa betydelsen av predation och trampskador av beterdjur. *Ornis Svecica* 15: 89–96. <https://doi.org/10.34080/os.v15.22747>
- Pavel, V (2004) The impact of grazing animals on nesting success of grassland passerines in farmland and natural habitats: a field experiment. *Folia Zoologica* 53: 171–178.
- Prieto, GH, JL Alzérreca, D Luna & S Laguna (2003) Características y distribución de los bofedales en el ámbito boliviano del sistema TDPS. Pp. 13–40 in Rocha, OO & C Sáez (eds). *Uso pastoril en humedales altoandinos de Argentina, Bolivia, Chile y Perú*. La Paz, Bolivia.
- Pulido CV, AE Málaga, FD Velarde, CDM Cano, CE Olivera & FJ Acevedo 2021. Censo de aves acuáticas y conservación de humedales en las vertientes altoandinas del Perú. *Revista de Investigaciones Altoandinas* 23: 244–257. <http://dx.doi.org/10.18271/ria.2021.310>
- Rindfuss, RR, B Entwisle, SJ Walsh, L An, N Badenoch, DG Brown, P Deadman, et al. (2008) Land use change: complexity and comparisons. *Journal of Land Use Science* 3: 1–10. <https://doi.org/10.1080/17474230802047955>
- RStudio Team (2024) RStudio: DIntegreded Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA, USA. Available at <http://www.rstudio.com/> [Accessed 23 June 2024].
- Sabatier, R, D Durant, S Ferchichi, K Haranne, F Léger & M Tichit (2015) Effect of cattle trampling on ground-nesting birds on pastures: an experiment with artificial nests. *European Journal of Ecology* 1: 5–11. <https://doi.org/10.1515/eje-2015-0012>
- Servat, GP, KC Caballero & JL Velasquez (2010) Lista anotada de las Aves de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca. Pp 229–247 in Zeballos H, Ochoa JA, López E (eds). *Diversidad Biológica de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca*. Arequipa, Perú.
- Spanhove, TV, Lehouck, P Boets & L Lens (2009) Forest fragmentation relaxes natural nest predation in an Afromontane Forest. *Animal Conservation* 12: 267–275. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00249.x>
- Talavera, C, A Ortega & L Villegas (2010) Flora y vegetación de la reserva nacional de Salinas y Aguada Blanca, Perú. Pp 89–104 in Zeballos H, Ochoa JA, López E (eds). *Diversidad biológica de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca*. Desco, Profonanpe, Sernanp, Lima, Perú.
- IUCN (2024) *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2024-1*. Available at <https://www.iucnredlist.org> [Accessed 27 March 2024].
- Vergara, PM & Simonetti, JA (2003) Forest fragmentation and rhinocryptid nest predation in central Chile. *Acta Oecologica* 24: 285–288.