



Hornero 18(2):77–88, 2003

IMPACTO DEL PARASITISMO DE CRÍA DEL TORDO RENEGRIDO (*MOLOTHRUS BONARIENSIS*) SOBRE EL ÉXITO REPRODUCTIVO DE SUS HOSPEDADORES

JUAN C. REBOREDA^{1,2}, MYRIAM E. MERMOZ¹, VIVIANA MASSONI¹,
ANDREA A. ASTIÉ¹ Y FABIÁN L. RABUFFETTI¹

¹ Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. Piso 4, Pabellón 2, Ciudad Universitaria, C1428EHA Buenos Aires, Argentina.

² reboreda@bg.fcen.uba.ar

RESUMEN.— Se presenta una revisión del impacto que produce el parasitismo de cría del Tordo Renegrado (*Molothrus bonariensis*) sobre el éxito reproductivo de sus hospedadores. Se analizó el efecto del parasitismo sobre la supervivencia de los nidos y sobre la supervivencia de huevos, el éxito de eclosión y la supervivencia de pichones en nidos exitosos. También se analizaron el efecto de la intensidad de parasitismo y del comportamiento de picadura de huevos en nidos no parasitados. El principal impacto del parasitismo sobre el éxito reproductivo de los hospedadores estudiados fue producido por la picadura de huevos. Este comportamiento también redujo el éxito reproductivo del hospedador en nidos no parasitados. El parasitismo redujo el éxito de eclosión y la supervivencia de los pichones solo en hospedadores mucho más pequeños que el parásito. En estos, el parasitismo también aumentó la frecuencia de abandono de nidos, generalmente como consecuencia de la destrucción de la mayoría de los huevos del hospedador. El costo producido por la picadura de huevos aumentó con la intensidad de parasitismo. Considerando que la intensidad y la frecuencia de parasitismo están estrechamente asociadas, esta última sería un buen indicador del impacto que el parasitismo de *Molothrus bonariensis* podría producir sobre el éxito reproductivo de sus hospedadores. Se mencionan algunos aspectos de la biología del parásito y de sus hospedadores que es necesario estudiar con mayor detalle para poder estimar el impacto que produce el parasitismo sobre la viabilidad de las poblaciones de los hospedadores.

PALABRAS CLAVE: éxito reproductivo, *Molothrus bonariensis*, parasitismo de cría, picadura de huevos, Tordo Renegrado.

ABSTRACT. IMPACT OF BROOD PARASITISM BY SHINY COWBIRDS (*MOLOTHRUS BONARIENSIS*) ON THE REPRODUCTIVE SUCCESS OF THEIR HOSTS.— We present a review of the impact of brood parasitism by Shiny Cowbirds (*Molothrus bonariensis*) on the reproductive success of their hosts. We analysed the effect of parasitism on nest survival and on egg survival, hatching success and chick survival in successful nests. We also analysed the effect of the intensity of parasitism and egg pecking behaviour in unparasitized nests. Egg pecking produced the main impact of parasitism on host's reproductive success. This behaviour also reduced host's reproductive success in unparasitized nests. Parasitism decreased hatching success and chick survival only in hosts much smaller than the parasite. In these hosts, parasitism also increased the frequency of nest abandonment, generally as a result of the destruction of the majority of host's eggs. The cost produced by egg pecking increased with intensity of parasitism. Considering that intensity and frequency of parasitism are tightly associated, the latter would be a good predictor of the impact that Shiny Cowbird's parasitism might produce on the reproductive success of their hosts. We mention some aspects of the biology of the parasite and their hosts that we need to study in more detail to estimate the impact that brood parasitism produces on the viability of hosts' populations.

KEY WORDS: brood parasitism, egg pecking, *Molothrus bonariensis*, reproductive success, Shiny Cowbird.

El parasitismo interespecífico de cría es una estrategia reproductiva en la que algunos individuos, los parásitos, depositan sus huevos en nidos de individuos de otras especies, los hospedadores, que proveen la totalidad del cuidado parental. En las aves, esta estrategia ha evolucionado en forma independiente en al menos siete oportunidades y en la actualidad está presente en aproximadamente 90 especies^{1,2}. Uno de los grupos en los cuales el parasitismo ha evolucionado en forma independiente es el de los tordos (familia Icteridae, géneros *Molothrus* y *Scaphidura*). Este grupo incluye a cinco especies que, de acuerdo a estudios filogenéticos hechos con secuencias de ADN mitocondrial, tendrían un ancestro común^{3,4}.

Los parásitos de cría interespecíficos dependen enteramente del hospedador para su reproducción y éste ve disminuido su éxito reproductivo como consecuencia del parasitismo (revisiones recientes del tema se encuentran en Ortega⁵, Rothstein y Robinson⁶ y Davies²). En el caso de los tordos parásitos, éstos suelen disminuir el éxito reproductivo de sus hospedadores de distintas formas. Los tordos suelen picar o remover los huevos del hospedador cuando visitan sus nidos⁷⁻¹⁰, sus huevos o pichones pueden reducir el éxito de eclosión de los huevos del hospedador^{11,12}, y sus pichones pueden reducir la tasa de crecimiento y la supervivencia de los pichones del hospedador¹³⁻¹⁵, la supervivencia de las crías del hospedador luego de que éstas abandonan el nido¹⁵ o el éxito reproductivo futuro de la pareja que los ha criado⁶. Además, el parasitismo suele aumentar la probabilidad de que el hospedador abandone su nido^{16,17} y, en algunos casos, la presencia de pichones del parásito puede aumentar la probabilidad de predación del nido¹⁶.

El parasitismo de cría está estrechamente relacionado con la dinámica poblacional y la conservación de las poblaciones de especies hospedadoras¹⁸⁻²⁰. Un ejemplo de ello es *Molothrus ater*, especie que recientemente expandió su distribución en América del Norte favorecido por la fragmentación de los bosques y el desarrollo de las actividades agropecuarias²¹. Esta expansión le permitió incorporar como hospedadores a especies o poblaciones que no tuvieron una historia de simpatria previa con él y que, por lo tanto, no desarrollaron defensas antiparasitarias efectivas. De esta forma, el parasitismo de *Molothrus*

ater se transformó en una de las principales amenazas para las poblaciones de varias especies de aves canoras migrantes neotropicales²².

Los parásitos de cría generalistas (i.e., aquellos que utilizan varias especies de hospedadores) pueden constituir una seria amenaza para sus hospedadores preferidos, ya que la población del parásito depende principalmente de las especies más abundantes y no es afectada por la reducción de la población del hospedador preferido. Por lo tanto, estos hospedadores pueden experimentar aumentos en la frecuencia de parasitismo aún cuando sus poblaciones estén disminuyendo^{18,20}. Por otra parte, el efecto del parasitismo de cría puede ser en algunos casos más importante que el de la predación de nidos, ya que muchos hospedadores no vuelven a nidificar luego de haber criado exitosamente pichones, aún tratándose de pichones parásitos, mientras que sí lo intentan si su nido fue predado¹.

El Tordo Renegrado (*Molothrus bonariensis*) es un parásito de cría extremadamente generalista en cuanto a la selección de hospedadores²³. Sus huevos han sido encontrados en nidos de 232 especies y se presume que al menos 68 de ellas crían exitosamente a sus pichones^{5,24,25}. Esta especie estuvo históricamente restringida a los pastizales y bosques abiertos de América del Sur, desde el río Colorado en la Patagonia hasta la isla de Trinidad en el Caribe²⁶. Durante los últimos 100 años, *Molothrus bonariensis* expandió su distribución hacia el sur del río Colorado en la Patagonia y hacia las Antillas en América Central²⁷, donde es responsable de la casi extinción de *Agelaius xanthomus*²⁸. En la actualidad, *Molothrus bonariensis* se distribuye desde la provincia de Chubut en Argentina hasta la costa atlántica del sur de Estados Unidos^{5,29,30}.

Si bien existen numerosos trabajos que reportan la presencia de parasitismo de *Molothrus bonariensis* en distintos hospedadores, pocos de estos estudios han analizado los costos que produce el parasitismo sobre los distintos componentes del éxito reproductivo del hospedador. Evaluar el costo del parasitismo sobre el éxito reproductivo del hospedador resulta de particular importancia en algunos casos (e.g., *Xanthopsar flavus* o *Curaeus forbesi*) ya que se trata de especies globalmente amenazadas y se presume que el parasitismo podría ser una de las causas de su declinación^{31,32}.

Tabla 1. Estudios utilizados para el análisis de la relación entre intensidad y frecuencia de parasitismo de *Molothrus bonariensis*. Para cada estudio se indica la frecuencia e intensidad de parasitismo, el número de nidos reportados, la localidad y la fuente bibliográfica utilizada. La subespecie de *Molothrus bonariensis* analizada fue siempre *Molothrus bonariensis bonariensis* excepto donde se indica.

Especie	Familia	Frecuencia		n	Lugar	Fuente
		(%)	Intensidad			
<i>Phacelodomus striaticollis</i>	Furnariidae	13	1	33	Santa Fe	33
<i>Taraba major</i>	Thamnophilidae	32	2	25	Santa Fe	33
<i>Fluvicola albiventer</i>	Tyrannidae	53	1.2	102	Apuré, Venezuela	34 ^a
<i>Fluvicola albiventer</i>	Tyrannidae	22	1	45	Santa Fe	33
<i>Satrapa icterophrys</i>	Tyrannidae	9	1	34	Santa Fe	33
<i>Troglodytes aedon</i>	Troglodytidae	59	2	34	Valle de Cauca, Colombia	35 ^b
<i>Troglodytes aedon</i>	Troglodytidae	94	5.7	105	Valle de Cauca, Colombia	35 ^b
<i>Troglodytes aedon</i>	Troglodytidae	61	1.7	75	Magdalena, Buenos Aires	d
<i>Mimus saturninus</i>	Mimidae	73	2	64	Lobos, Buenos Aires	36
<i>Mimus saturninus</i>	Mimidae	74	2.6	68	Magdalena, Buenos Aires	37
<i>Mimus saturninus</i>	Mimidae	19	1.2	26	Atucha, Buenos Aires	e
<i>Mimus saturninus</i>	Mimidae	83	1.8	81	Magdalena, Buenos Aires	e
<i>Mimus saturninus</i>	Mimidae	65	2	50	Cardales, Buenos Aires	38
<i>Mimus saturninus</i>	Mimidae	88	2.8	92	Villa María, Córdoba	39
<i>Turdus amaurochalinus</i>	Turdidae	59	1.6	95	Mendoza	f
<i>Turdus rufiventris</i>	Turdidae	20	1.4	54	Escobar, Buenos Aires	40
<i>Turdus rufiventris</i>	Turdidae	68	1.7	41	Cardales, Buenos Aires	38
<i>Poliophtila dumicola</i>	Poliophtilidae	16	1	38	Santa Fe	33
<i>Sicalis flaveola</i>	Emberizidae	3	1	35	Magdalena, Buenos Aires	37
<i>Zonotrichia capensis</i>	Emberizidae	11	1.3	27	Santa Fe	33
<i>Zonotrichia capensis</i>	Emberizidae	73	2	40	Lobos, Buenos Aires	41
<i>Zonotrichia capensis</i>	Emberizidae	66	2.1	50	Horco Molle, Tucumán	13
<i>Zonotrichia capensis</i>	Emberizidae	22	1.5	51	Magdalena, Buenos Aires	37
<i>Zonotrichia capensis</i>	Emberizidae	60	1.8	97	Ilha Grande, Brasil	42
<i>Agelaius icterocephalus</i>	Icteridae	40	1.4	377	Trinidad	58 ^c
<i>Agelaius ruficapillus</i>	Icteridae	59	1.9	80	Gral. Lavalle, Buenos Aires	43
<i>Agelaius thilius</i>	Icteridae	28	1.2	117	Gral. Lavalle, Buenos Aires	16
<i>Pseudoleistes virescens</i>	Icteridae	68	2.2	161	Gral. Lavalle, Buenos Aires	44

a Se estudió a *Molothrus bonariensis venezuelensis*

b Se estudió a *Molothrus bonariensis cabanissi*

c Se estudió a *Molothrus bonariensis minimus*

d Tuero y Reboreda (datos no publicados)

e Rabuffetti y Reboreda (datos no publicados)

f Astié y Reboreda (datos no publicados)

En este trabajo se presenta una revisión de los costos que produce el parasitismo sobre el éxito reproductivo de sus hospedadores. En particular, se analiza la relación entre la frecuencia y la intensidad de parasitismo y el efecto que tiene el parasitismo sobre la supervivencia de los nidos del hospedador y sobre la supervivencia de huevos, éxito de eclosión y supervivencia de pichones del hospedador en nidos exitosos (i.e., nidos que produjeron volantones). También se analiza el efecto de la intensidad de parasitismo sobre el éxito reproductivo y los costos producidos por la picadura de huevos en nidos no parasitados. Por último, se mencionan algunos aspectos de la biología del parásito y de sus hospedadores

que aún es necesario estudiar para poder predecir el impacto que produce el parasitismo sobre la viabilidad de las poblaciones de los hospedadores.

MÉTODOS

Frecuencia e intensidad de parasitismo

Para evaluar la relación entre la frecuencia (proporción de nidos parasitados) y la intensidad de parasitismo (número de huevos parásitos por nido parasitado) se utilizaron datos provenientes de 28 estudios realizados en 15 especies de hospedadores (Tabla 1). Para este análisis sólo se tuvieron en cuenta estudios que tenían datos de al menos 25 nidos y que

fueron realizados en el área de distribución histórica de *Molothrus bonariensis*. Se calculó la frecuencia de nidos no parasitados esperada según la distribución de Poisson para distintos valores del número promedio de huevos por nido (no parasitados y parasitados). A partir de esos datos se calcularon los valores de intensidad y frecuencia esperada de parasitismo.

Efecto del parasitismo sobre distintos componentes del éxito reproductivo del hospedador

Para estimar los costos producidos por el parasitismo se compararon los siguientes componentes del éxito reproductivo del hospedador entre nidos no parasitados y parasitados: (1) supervivencia de nidos (proporción de nidos que produjeron al menos un volantón del hospedador o del parásito) y (2) eficiencia reproductiva en nidos exitosos (proporción de los huevos puestos por el hospedador que produjeron volantones). Además, en los casos en que se dispuso de los datos necesarios, se estimó el costo del parasitismo sobre tres componentes de la eficiencia reproductiva: (1) supervivencia de huevos (proporción de los huevos puestos por el hospedador que estaban presentes en el nido al final del período de incubación), (2) éxito de eclosión (proporción de huevos puestos por el hospedador presentes en el nido al final del período de incubación que eclosionaron) y (3) supervivencia de pichones (proporción de pichones del hospedador nacidos que abandonaron exitosamente el nido).

Para evaluar si el parasitismo afectó la supervivencia de los nidos se compararon las proporciones de nidos no parasitados y parasitados exitosos mediante una Prueba de Independencia⁴⁵. En los casos en que se dispuso de información sobre las tasas de supervivencia diaria estimadas mediante el método de Mayfield⁴⁶, se realizó una comparación entre nidos no parasitados y parasitados con el programa CONTRAST⁴⁷. Por otra parte, para evaluar si el parasitismo afectó la eficiencia reproductiva en nidos exitosos se compararon las proporciones de volantones por huevo puesto en nidos no parasitados y parasitados mediante la Prueba de Independencia o, cuando los datos disponibles lo permitieron, la Prueba de Mann-Whitney⁴⁵. Finalmente, para evaluar si el parasitismo afectó la supervivencia de huevos, el éxito de eclosión y la super-

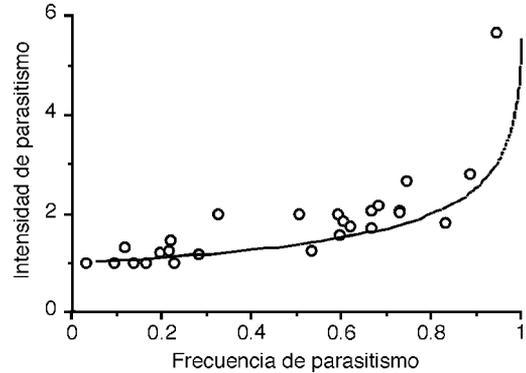


Figura 1. Intensidad de parasitismo de *Molothrus bonariensis* en función de la frecuencia de parasitismo. Los puntos corresponden a 28 estudios realizados en 15 especies de hospedadores (ver Tabla 1). La línea continua indica la relación intensidad-frecuencia esperada según una distribución de Poisson (ver Resultados).

vivencia de pichones en nidos exitosos se compararon estas variables entre nidos no parasitados y parasitados mediante la Prueba de Mann-Whitney.

Efecto de la intensidad del parasitismo sobre la supervivencia de huevos del hospedador

Para evaluar el efecto de la intensidad de parasitismo sobre la supervivencia de huevos durante los estadios de puesta e incubación se realizó un Análisis de Correlación de Spearman entre la proporción de huevos puestos por el hospedador que permanecían en el nido al final de la incubación y el número de huevos parásitos que recibió el nido. Este análisis se realizó en forma independiente para tres hospedadores: *Pseudoleistes virescens*, *Mimus saturninus* y *Turdus amaurochalinus*.

Costos producidos por la picadura de huevos en nidos no parasitados

Para evaluar los costos asociados al comportamiento de picadura de huevos del hospedador por parte de *Molothrus bonariensis* se comparó la supervivencia de huevos en cuatro grupos de nidos: (1) nidos no parasitados y sin indicios de picadura de huevos, (2) nidos no parasitados en los que hubo picadura de huevos, (3) nidos parasitados sin picadura de huevos, y (4) nidos parasitados con picadura de huevos. Este análisis se realizó en

Tabla 2. Impacto del parasitismo de *Molothrus bonariensis* sobre la supervivencia de los nidos del hospedador y su éxito reproductivo total. Para cada hospedador se indica la frecuencia e intensidad de parasitismo, el número de nidos reportados, si existen diferencias significativas (S), o no (NS) entre nidos no parasitados y parasitados en la supervivencia durante el período de puesta e incubación ($P < 0.05$, a dos colas), y si existen diferencias significativas entre nidos no parasitados y parasitados en la eficiencia reproductiva ($P < 0.05$, a dos colas). Los asteriscos indican estudios en los que se calculó la supervivencia diaria utilizando el método de Mayfield⁴⁶; en los restantes casos se compararon las proporciones de nidos exitosos y no exitosos (ver *Métodos*). Para cada estudio se indica la fuente bibliográfica utilizada. En todos los estudios la subespecie de *Molothrus bonariensis* analizada fue *Molothrus bonariensis bonariensis* excepto donde se indica. Los hospedadores están ordenados por tamaño corporal creciente.

Hospedador	Frecuencia (%)	Intensidad	n	Supervivencia de nidos	Eficiencia reproductiva	Fuente
<i>Troglodytes aedon</i>	94	5.7	105	S	S	35 ^a
<i>Troglodytes aedon</i>	61	1.7	75	S	S	c
<i>Fluvicola albiventer</i>	53	1.2	102	S	S	34 ^b
<i>Zonotrichia capensis</i>	73	2	40	S	S	41
<i>Agelaius thilius</i>	28	1.2	117	NS	S	16
<i>Turdus amaurochalinus</i>	60	1.6	94	NS *	S	d
<i>Mimus saturninus</i>	73	2	64	NS	S	36
<i>Mimus saturninus</i>	65	2	50	NS *	S	38
<i>Mimus saturninus</i>	83	1.8	81	NS	S	e
<i>Turdus rufiventris</i>	20	1.4	54	NS	S	40
<i>Turdus rufiventris</i>	68	1.7	41	NS *	S	38
<i>Pseudoleistes virescens</i>	68	2.2	161	NS *	S	44,50

a Se estudió a *Molothrus bonariensis cabanissi*

b Se estudió a *Molothrus bonariensis venezuelensis*

c Tuero y Reboreda (datos no publicados)

d Astié y Reboreda (datos no publicados)

e Rabuffetti y Reboreda (datos no publicados)

forma independiente para dos especies de hospedadores: *Agelaius thilius* y *Turdus amaurochalinus*. Las comparaciones entre grupos se realizaron mediante la Prueba de Kruskal-Wallis y comparaciones múltiples⁴⁵.

Uno de los problemas para analizar el efecto de la picadura de huevos en nidos no parasitados es poder determinar si efectivamente no existió parasitismo en esos nidos. En una parte de su distribución (este de Argentina, Uruguay y sudeste de Brasil), *Molothrus bonariensis* presenta un polimorfismo en la coloración de sus huevos, que pueden ser blanco-inmaculados o manchados. Algunos hospedadores, como *Agelaius thilius*, aceptan huevos de ambos morfos⁵⁷, mientras que otros, como *Mimus saturninus*, *Turdus rufiventris* o *Pseudoleistes virescens*, aceptan los huevos manchados pero rechazan los del morfo blanco^{36,38,48,49}. Para estos últimos hospedadores no es posible distinguir entre nidos no parasitados y nidos parasitados con huevos del morfo blanco que fueron rechazados por el hospedador antes de que el investigador visitara el nido. La elección de *Agelaius*

thilius y *Turdus amaurochalinus* para estimar los costos asociados a picaduras en nidos parasitados y no parasitados se debió a que el primer hospedador no rechaza huevos parásitos del morfo manchado o blanco¹⁶, mientras que el segundo fue estudiado en una zona donde no hay huevos de dicho morfo (Astié y Reboreda, datos no publicados).

RESULTADOS

Frecuencia e intensidad de parasitismo

La información recopilada en los 28 estudios analizados (Tabla 1) muestra que, si bien el rango de frecuencias de parasitismo es muy amplio (3–94%), en la mayoría de los casos éstas son mayores de 50%. Estos estudios muestran una asociación positiva entre la frecuencia y la intensidad de parasitismo (Correlación de Rangos de Spearman, $r_s = 0.86$, $Z = 4.4$, $P < 0.001$; Fig. 1). Esta asociación continúa siendo altamente significativa aún cuando se excluyan del análisis los estudios que presentan frecuencias extremas de parasitismo (i.e., *Sicalis flaveola*³⁷ y *Troglodytes aedon*³⁵; $r_s = 0.82$,

Tabla 3. Impacto del parasitismo de *Molothrus bonariensis* sobre la supervivencia de huevos, el éxito de eclosión y la supervivencia de pichones del hospedador. Para cada hospedador se indica su peso corporal y la frecuencia e intensidad de parasitismo. Los datos se expresan como promedio \pm EE, con el número de nidos utilizados entre paréntesis. Los valores de *P* corresponden al resultado de la comparación del promedio entre nidos no parasitados (NP) y parasitados (PA) mediante la Prueba de Mann-Whitney. Para cada estudio se indica la fuente bibliográfica utilizada. En todos los estudios la subespecie de *Molothrus bonariensis* analizada fue *Molothrus bonariensis bonariensis* (peso: 45–50 g).

Hospedador	Peso (g)	Frecuencia (%)	Intensidad	Supervivencia de huevos			Éxito de eclosión			Supervivencia de pichones			Fuente
				NP	PA	<i>P</i>	NP	PA	<i>P</i>	NP	PA	<i>P</i>	
<i>Troglodytes aedon</i>	15	61	1.7	0.90 \pm 0.03 (22)	0.78 \pm 0.03 (31)	< 0.01	0.91 \pm 0.04 (22)	0.36 \pm 0.06 (30)	< 0.001	0.95 \pm 0.05 (16)	0.54 \pm 0.14 (12)	0.01	a
<i>Agelaius thilius</i>	32	28	1.2	0.87 \pm 0.03 (50)	0.71 \pm 0.06 (21)	< 0.01	0.84 \pm 0.03 (50)	0.66 \pm 0.09 (21)	0.12	0.93 \pm 0.03 (25)	0.80 \pm 0.20 (6)	0.70	16
<i>Turdus amaurochalinus</i>	56	60	1.6	0.81 \pm 0.03 (48)	0.58 \pm 0.04 (78)	< 0.001	0.85 \pm 0.03 (48)	0.66 \pm 0.05 (70)	< 0.01	0.87 \pm 0.05 (28)	0.88 \pm 0.07 (18)	0.82	b
<i>Mimus saturninus</i>	75	65	2	0.90 \pm 0.05 (25)	0.71 \pm 0.07 (24)	< 0.01	0.92 \pm 0.05 (16)	0.72 \pm 0.12 (12)	0.22	0.96 \pm 0.04 (16)	0.94 \pm 0.06 (9)	0.72	38
<i>Mimus saturninus</i>	75	83	1.8	0.97 \pm 0.02 (17)	0.77 \pm 0.05 (43)	< 0.01	0.89 \pm 0.04 (19)	0.75 \pm 0.04 (50)	0.07	0.76 \pm 0.08 (10)	0.75 \pm 0.08 (17)	0.92	c
<i>Turdus rufiventris</i>	80	68	1.7	0.74 \pm 0.09 (13)	0.69 \pm 0.08 (24)	0.76	0.94 \pm 0.06 (6)	0.74 \pm 0.15 (9)	0.40	1.00 \pm 0.00 (4)	0.93 \pm 0.07 (5)	0.37	38
<i>Pseudoleistes virescens</i>	80	68	2.2	0.92 \pm 0.04 (16)	0.73 \pm 0.04 (42)	< 0.01	0.72 \pm 0.04 (28)	0.58 \pm 0.04 (87)	0.17	0.84 \pm 0.05 (19)	0.74 \pm 0.05 (42)	0.46	44

a Tuero y Reboreda (datos no publicados)

b Astié y Reboreda (datos no publicados)

c Rabuffetti y Reboreda (datos no publicados)

$Z = 4.1, P < 0.001$). La relación entre intensidad y frecuencia de parasitismo observada se ajusta a la relación esperada en el caso en que la puesta de huevos de *Molothrus bonariensis* en los nidos del hospedador fuese al azar y, por lo tanto, siga una distribución de Poisson (Fig. 1).

Efecto del parasitismo sobre distintos componentes del éxito reproductivo del hospedador

En la tabla 2 se presenta un análisis cualitativo de los resultados de 12 estudios realizados en 8 hospedadores, a partir de los cuales se pudo estimar el efecto del parasitismo sobre la supervivencia de los nidos del hospedador y sobre la eficiencia reproductiva en nidos exitosos. Estos estudios incluyen hospedadores con un rango de tamaños que va desde los 15 g (*Troglodytes aedon*) hasta los 80 g (*Pseudoleistes virescens*). El parasitismo de cría disminuyó la supervivencia de los nidos del hospedador sólo en las especies de menor tamaño corporal (*Troglodytes aedon*, *Fluvicola albiventer* y *Zonotrichia capensis*). En estos casos, el abandono de los nidos se produjo como consecuencia de la destrucción de la mayoría de los huevos del hospedador. En relación con la eficiencia reproductiva del hospedador, ésta se redujo en todos los casos analizados.

Con el propósito de evaluar qué componentes de la eficiencia reproductiva del hospedador fueron mayormente afectados por el parasitismo se comparó la supervivencia de huevos, el éxito de eclosión y la supervivencia de pichones entre nidos no parasitados y parasitados. En la tabla 3 se presentan los resultados de siete estudios realizados en seis hospedadores en los que se recopiló dicha información. En casi todos los casos (seis de siete estudios), el parasitismo redujo la supervivencia de los huevos del hospedador en forma significativa (rango: 12–25%). El éxito de eclosión y la supervivencia de pichones solo se redujeron en dos de siete y en uno de siete casos, respectivamente. Si se tiene en cuenta el efecto del parasitismo sobre las tres variables en forma combinada, la reducción de la eficiencia reproductiva del hospedador fue de 30–55% para los hospedadores de tamaño similar o mayor a *Molothrus bonariensis* y de un 81% para el hospedador más pequeño (*Troglodytes aedon*).

Efecto de la intensidad del parasitismo sobre la supervivencia de huevos del hospedador

Como se mostró previamente (Fig. 1, Tablas 2 y 3), la mayoría de los hospedadores de *Molothrus bonariensis* tiene intensidades promedio de parasitismo de 1.5–2 huevos por nido. En estos hospedadores los nidos parasitados reciben entre 1 y 4–6 huevos de *Molothrus bonariensis*. Teniendo en cuenta que el principal efecto del parasitismo es la destrucción de huevos del hospedador como resultado de las picaduras de *Molothrus bonariensis* cuando visita sus nidos, se espera que este costo aumente con la intensidad de parasitismo. Para poner a prueba esta predicción se analizó el efecto de la intensidad de parasitismo sobre la supervivencia de huevos en tres hospedadores (*Pseudoleistes virescens*, *Mimus saturninus* y *Turdus amaurochalinus*). En estas especies la frecuencia de parasitismo es de 60–83%, mientras que su intensidad varía entre 1.6–2.2 huevos por nido (Tabla 3).

Los resultados de este análisis se presentan en forma gráfica en la figura 2. En los tres hospedadores se observó una asociación negativa significativa entre la intensidad de parasitismo y la supervivencia de sus huevos. La proporción de huevos perdidos durante los estadios de puesta e incubación en nidos que recibieron cuatro huevos parásitos varió entre 42% (*Pseudoleistes virescens*) y 83% (*Turdus amaurochalinus*).

Costos producidos por Molothrus bonariensis en nidos no parasitados

En la sección anterior se mostró que existe una asociación entre la intensidad de parasitismo y la destrucción de huevos del hospedador. La figura 2 también indica que se produjeron pérdidas de huevos del hospedador en nidos no parasitados. Si bien este resultado (i.e., la destrucción de huevos del hospedador por picaduras producidas por los tordos en nidos no parasitados) ha sido mencionado en otros trabajos, su impacto sobre el éxito reproductivo del hospedador ha sido poco estudiado. Una de las dificultades para cuantificar dicho costo es que varios de los hospedadores que han sido estudiados rechazan los huevos parásitos del morfo blanco por lo que no resulta posible discriminar entre nidos no parasitados y nidos parasitados con huevos de este morfo. En esta sección se ana-

lizan los costos producidos por *Molothrus bonariensis* en nidos no parasitados en dos hospedadores, *Agelaius thilius* y *Turdus amaurochalinus*, en los que es posible discriminar sin ambigüedad entre nidos no parasitados y parasitados (ver Métodos).

En la figura 3 puede observarse que, si bien la frecuencia de nidos con picaduras es mayor en el grupo "parasitados" que en el "no parasitados" (80% vs. 38% en *Agelaius thilius* y 64% vs. 52% en *Turdus amaurochalinus*), la proporción de nidos no parasitados con picaduras es importante. Tanto en el grupo "no parasitados" como en el "parasitados" la pérdida de huevos fue mayor en los nidos en que se registraron picaduras que en los que éstas no ocurrieron (Prueba de Kruskal-Wallis; *Agelaius thilius*: $H = 53.8, P < 0.001$, comparaciones múltiples $P < 0.01$; *Turdus amaurochalinus*: $H = 28.5, P < 0.001$, comparaciones múltiples $P < 0.01$). Por otra parte, aunque el efecto de las picaduras fue mayor en el grupo de nidos

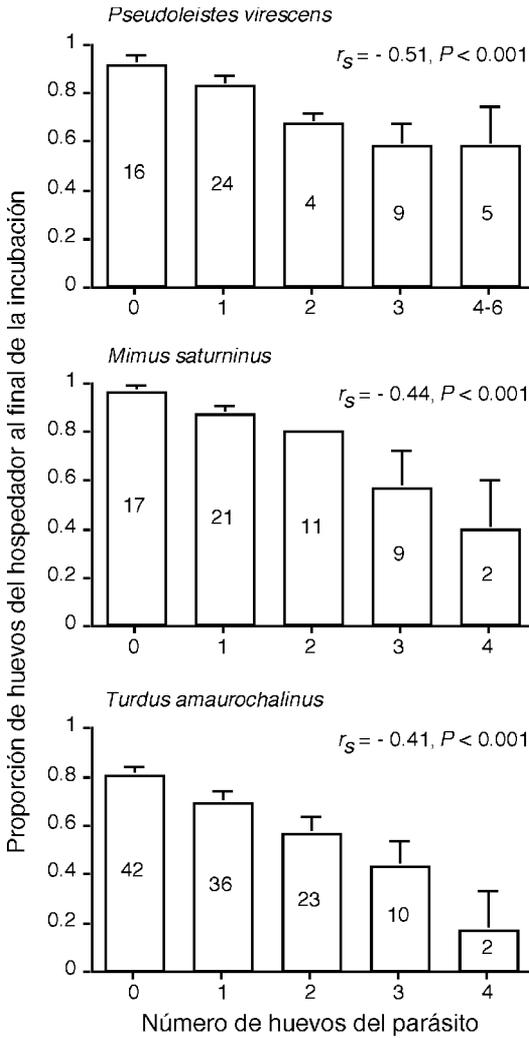


Figura 2. Promedio (+ EE) de la proporción de huevos del hospedador presentes en el nido al final del período de incubación en función del número de huevos parásitos puestos en el nido por *Molothrus bonariensis*. Los números indican el número de nidos. Se muestra el valor del Análisis de Correlación de Rangos de Spearman entre la proporción de huevos puestos que llegan al final de la incubación y la intensidad de parasitismo. Los datos de *Pseudoleistes virescens* fueron obtenidos de Mermoz⁴⁴, mientras que los de *Mimus saturninus* y *Turdus amaurochalinus* son de Rabuffetti y Reborada (datos no publicados) y de Astié y Reborada (datos no publicados), respectivamente.

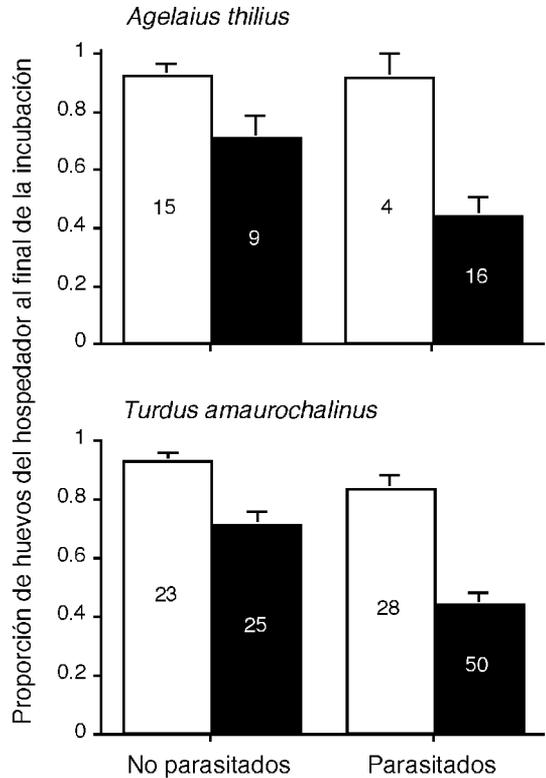


Figura 3. Promedio (+ EE) de la proporción de huevos puestos por el hospedador presentes en el nido al final del período de incubación en nidos no parasitados y parasitados por *Molothrus bonariensis* en los que no se detectaron pérdidas de huevos por picaduras (barras blancas) o en los que sí se detectaron pérdidas por picaduras (barras negras). Los números indican el número de nidos. Los datos de *Agelaius thilius* fueron obtenidos de Massoni⁵¹, mientras que los de *Turdus amaurochalinus* son de Astié y Reborada (datos no publicados).

parasitados que en el de no parasitados (*Agelaius thilius*: $P < 0.05$; *Turdus amaurochalinus*: $P < 0.01$), en este último grupo las picaduras produjeron la pérdida del 22% y del 24% de los huevos de *Agelaius thilius* y *Turdus amaurochalinus*, respectivamente.

DISCUSIÓN

Los resultados presentados muestran que el principal impacto del parasitismo sobre el éxito reproductivo de la mayoría de los hospedadores estudiados es la destrucción de sus huevos como resultado de las picaduras producidas por *Molothrus bonariensis*. El comportamiento de picadura de huevos también reduce el éxito reproductivo del hospedador en nidos en los que el parásito no pone huevos. El efecto negativo del parasitismo sobre el éxito de eclosión y la supervivencia de los pichones del hospedador es menos frecuente y se manifiesta principalmente en los hospedadores que tienen un tamaño corporal mucho menor al del parásito. En estos hospedadores, el parasitismo también aumenta la probabilidad de abandono del nido, generalmente como resultado de la destrucción de la mayoría de sus huevos. Nuestros resultados también muestran que el costo producido por la picadura de huevos aumenta con la intensidad de parasitismo. Si se tiene en cuenta que la intensidad y la frecuencia de parasitismo están estrechamente asociadas, esta última sería un buen indicador del impacto que el parasitismo de *Molothrus bonariensis* puede estar produciendo sobre el éxito reproductivo de los hospedadores.

Como ya fuera mencionado, muchas especies de paseriformes vuelven a nidificar si su nido es predado pero no lo hacen si éste fue exitoso. Los resultados presentados en este trabajo indican que la mayoría de los hospedadores de *Molothrus bonariensis* no abandonan los nidos parasitados, pero como resultado de la alta intensidad de parasitismo producen muy pocos volantones. En el caso en que estos hospedadores no vuelvan a nidificar luego de un intento reproductivo exitoso, el impacto del parasitismo sobre sus poblaciones podría ser de una importancia comparable al de predación de nidos, aún siendo menor su frecuencia¹.

Nuestros resultados muestran que el parasitismo de *Molothrus bonariensis* reduce en for-

ma importante el éxito reproductivo de los hospedadores. Sin embargo, esta información resulta insuficiente para predecir el impacto del parasitismo sobre la viabilidad de las poblaciones de los hospedadores. En tal sentido, resulta importante estudiar algunos aspectos poco conocidos de la biología del parásito y de sus hospedadores y desarrollar modelos de su dinámica poblacional que incorporen esta información, así como otras variables que no han sido consideradas hasta el presente. A continuación se presentan brevemente algunos de estos aspectos.

Para la mayoría de los hospedadores de *Molothrus bonariensis* se desconoce (1) el número de intentos reproductivos que realiza cada pareja durante una temporada y si éste es modificado por el parasitismo, (2) las tasas de supervivencia anual de los juveniles y de los adultos y si éstas son reducidas por el parasitismo, y (3) el éxito reproductivo que tiene *Molothrus bonariensis* en sus nidos y el efecto de la competencia intraespecífica sobre esta variable⁵². Esta información es fundamental para poder estimar el número de hospedadores que van a reproducirse en el futuro y la frecuencia e intensidad de parasitismo que van a experimentar. Esto, a su vez, permitirá predecir si los tamaños de las poblaciones del hospedador y del parásito van a mantenerse estables, aumentarán o disminuirán¹⁸.

Si bien se sabe que *Molothrus bonariensis* es un parásito generalista, se desconoce si el generalismo se manifiesta a escala poblacional (i.e., una hembra utiliza solo un hospedador, pero distintas hembras parasitan distintos hospedadores) o si éste ocurre a escala individual (i.e., una hembra utiliza diferentes hospedadores), y, en este último caso, si existen preferencias por algún hospedador en particular. En el caso en que las hembras de *Molothrus bonariensis* utilicen durante su vida un solo hospedador (i.e., si las hembras forman razas hospedador-específicas), el tamaño poblacional de cada raza parásita va a estar asociado en forma denso-dependiente al del hospedador que utiliza, por lo que se espera que los tamaños poblacionales lleguen a valores de equilibrio. Por el contrario, si una misma hembra utiliza diferentes hospedadores, el parasitismo puede resultar una seria amenaza para hospedadores poco abundantes o preferidos, ya que la población del parásito va

a depender mayormente de los hospedadores más abundantes y no se verá afectada en forma importante por una reducción del tamaño poblacional de los hospedadores poco abundantes o preferidos. Por lo tanto, estos hospedadores pueden experimentar aumentos en la frecuencia de parasitismo aun cuando sus poblaciones estén disminuyendo^{18,20}.

Los estudios realizados en *Molothrus ater* indican que una hembra puede utilizar más de un hospedador en una misma temporada reproductiva^{53,54}. Sin embargo, estos últimos autores también encontraron que aproximadamente el 50% de las hembras de esta especie utilizaron un único hospedador. A partir de estos resultados, ellos sugieren que la población de *Molothrus ater* podría estar integrada por una combinación de hembras hospedador-especialistas y hospedador-generalistas⁵⁴. Como se mencionó anteriormente, conocer cuál de estas estrategias presentan las hembras de *Molothrus bonariensis* tiene particular interés en aquellos casos en que el parasitismo reduce en forma significativa el éxito reproductivo de los hospedadores, ya que la viabilidad de sus poblaciones puede diferir según la estrategia utilizada.

Si bien algunos estudios han analizado el posible valor adaptativo de la picadura y destrucción de huevos en nidos no parasitados^{55,56}, su impacto sobre el éxito reproductivo del hospedador casi no ha sido tenido en cuenta. La mayoría de los trabajos han estimado el impacto de *Molothrus bonariensis* comparando el éxito reproductivo de los hospedadores en nidos no parasitados y parasitados. Como se mostró anteriormente, el costo producido por la picadura de huevos en nidos no parasitados es importante y en algunos hospedadores (e.g., *Agelaius thilius*, *Turdus amaurochalinus*) puede producir el abandono del nido (Massoni y Reborada¹⁶ y Astié y Reborada, datos no publicados).

Por último, los modelos que describen la dinámica poblacional de los sistemas parásito de cría-hospedador (e.g., May y Robinson¹⁸) no tienen en cuenta algunas características relevantes de la biología de los parásitos (como el comportamiento de picadura de huevos del hospedador) y de sus hospedadores (como el abandono de nidos con destrucción masiva de huevos o con alta intensidad de parasitismo,

o la probabilidad de volver a nidificar). La incorporación de estas variable en nuevos modelos permitirá predecir en forma más precisa las consecuencias del parasitismo sobre la viabilidad de las poblaciones de los hospedadores.

AGRADECIMIENTOS

Vanina D. Fiorini realizó valiosas sugerencias a una versión previa de este trabajo. Durante la realización de este estudio Andrea A. Astié y Viviana Massoni fueron becarias de postgrado y postdoctoral, respectivamente, del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Fabian L. Rabuffetti fue becario doctoral del FOMEC. Myriam E. Mermoz y Juan C. Reborada son miembros de la Carrera del Investigador Científico del CONICET. Este trabajo fue financiado con subsidios del CONICET (PID 0798/98), de la Universidad de Buenos Aires (TW88) y de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (01-09237).

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- ¹ ROTHSTEIN SI (1990) A model system for coevolution: avian brood parasitism. *Annual Review of Ecology and Systematics* 21:481-508
- ² DAVIES NB (2000) *Cuckoos, cowbirds and other cheats*. Oxford University Press, Oxford
- ³ LANYON SM (1992) Interspecific brood parasitism in blackbirds (Icterinae): a phylogenetic perspective. *Science* 255:77-79
- ⁴ JOHNSON KP Y LANYON SM (1999) Molecular systematics of the grackles and allies, and the effect of additional sequence (Cyt b and ND2). *Auk* 116:759-768
- ⁵ ORTEGA C (1998) *Cowbirds and other brood parasites*. University of Arizona Press, Tucson
- ⁶ ROTHSTEIN SI Y ROBINSON SK (1998) The evolution and ecology of avian brood parasitism. Pp. 3-56 en: ROTHSTEIN SI Y ROBINSON SK (eds) *Parasitic birds and their hosts: studies in coevolution*. Oxford University Press, New York
- ⁷ HUDSON WH (1874) Notes on the procreant instincts of the three species of *Molothrus* found in Buenos Aires. *Proceedings of the Zoological Society* 11:153-174
- ⁸ HOY G Y OTTOW J (1964) Biological and oological studies of the molothrine cowbirds (Icteridae) of Argentina. *Auk* 81:186-203
- ⁹ SEALY SG (1992) Removal of Yellow Warbler eggs in association with cowbird parasitism. *Condor* 94:40-54
- ¹⁰ MASSONI V Y REBOREDA JC (2002) A neglected cost of brood parasitism: egg punctures by Shiny Cowbirds during inspection of potential host nests. *Condor* 104:407-411

- ¹¹ CARTER MD (1986) The parasitic behavior of the Bronzed Cowbird (*Molothrus aeneus*) in south Texas, USA. *Condor* 88:11–25
- ¹² PETTIT LJ (1991) Adaptive tolerance of cowbird parasitism by Prothonotary Warblers. A consequence of nest-site limitation. *Animal Behaviour* 41:425–432
- ¹³ KING JR (1973) Reproductive relationships of the Rufous-collared Sparrow and the Shiny Cowbird. *Auk* 90:19–34
- ¹⁴ MARVIL RE Y CRUZ A (1989) Impact of Brown-headed Cowbird parasitism on the reproductive success of the Solitary Vireo. *Auk* 106:476–480
- ¹⁵ PAYNE RB Y PAYNE LL (1998) Brood parasitism by cowbirds: risks and effects on reproductive success and survival in Indigo Buntings. *Behavioral Ecology* 9:64–73
- ¹⁶ MASSONI V Y REBORDA JC (1998) Costs of brood parasitism and the lack of defenses on the Yellow-winged Blackbird-Shiny Cowbird system. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 42:273–280
- ¹⁷ CLOTFELTER ED Y YASUKAWA K (1999) The effect of aggregated nesting on Red-winged Blackbird nest success and brood parasitism by Brown-headed Cowbirds. *Condor* 101:729–736
- ¹⁸ MAY RM Y ROBINSON SK (1985) Population dynamics of avian brood parasitism. *American Naturalist* 130:161–167
- ¹⁹ PEASE CM Y GRZYBOWSKI JA (1995) Assessing the consequences of brood parasitism and nest predation on seasonal fecundity in passerine birds. *Auk* 112:343–363
- ²⁰ TRINE CHL, ROBINSON WD Y ROBINSON SK (1998) Consequences of Brown-headed Cowbird parasitism for host population dynamics. Pp. 273–295 en: ROTHSTEIN SI Y ROBINSON SK (eds) *Parasitic birds and their hosts: studies in coevolution*. Oxford University Press, New York
- ²¹ ROBINSON SK, ROTHSTEIN SI, BRITTINGHAM MC, PETTIT LJ Y GRZYBOWSKI JA (1995) Ecology and behaviour of cowbirds and their impact on host populations. Pp. 428–460 en: MARTIN TE Y FINCH DM (eds) *Ecology and management of Neotropical migratory birds*. Oxford University Press, New York
- ²² ROBINSON SK, THOMPSON III FR, DONOVAN TM, WHITEHEAD DR Y FAABORG J (1995) Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* 267:1987–1990
- ²³ FRIEDMANN H Y KIFF LF (1985) The parasitic cowbirds and their hosts. *Proceedings of the Western Foundation of Vertebrate Zoology* 2:226–304
- ²⁴ LOWTHER P Y POST W (1999) Shiny Cowbird (*Molothrus bonariensis*). Pp. 1–24 en: POOLE A Y GILL F (eds) *The birds of North America*. Academy of Natural Sciences y American Ornithologist's Union, Philadelphia y Washington DC
- ²⁵ FRAGA RM (2002) Notes on new or rarely reported Shiny Cowbird hosts from Argentina. *Journal of Field Ornithology* 73:213–219
- ²⁶ FRIEDMANN H (1929) *The cowbirds: a study in the biology of social parasitism*. C. C. Thomas, Springfield
- ²⁷ CRUZ A, MANOLIS T Y WILEY JW (1985) The Shiny Cowbird: a brood parasite expanding its range in the caribbean region. *Ornithological Monographs* 36:607–620
- ²⁸ WILEY JW, POST W Y CRUZ A (1991) Conservation of the Yellow-shouldered Blackbird *Agelaius xanthomus*, an endangered West Indian Species. *Biological Conservation* 55:119–138
- ²⁹ POST W, CRUZ A Y MCNAIR DB (1993) The North-American invasion pattern of the Shiny Cowbird. *Journal of Field Ornithology* 64:32–41
- ³⁰ CRUZ A, POST W, WILEY JW, ORTEGA CP, NAKAMURA TK Y PRATHER JW (1998) Potential impacts of cowbird range expansion in Florida. Pp. 313–336 en: ROTHSTEIN SI Y ROBINSON SK (eds) *Parasitic birds and their hosts: studies in coevolution*. Oxford University Press, New York
- ³¹ FRAGA RM, CASAÑAS H Y PUGNALI G (1998) Natural history and conservation of the endangered Saffron-cowled Blackbird *Xanthopsar flavus* in Argentina. *Bird Conservation International* 8:255–267
- ³² BIRDLIFE INTERNATIONAL (2000) *Threatened birds of the world*. Lynx Edicions y BirdLife International, Barcelona y Cambridge
- ³³ DE LA PEÑA MR (1995) *Ciclo reproductivo de las aves argentinas. Primera parte*. Universidad Nacional del Litoral, Santa Fe
- ³⁴ CRUZ A Y ANDREWS RW (1997) The breeding biology of the Pied Water-Tyrant and its interactions with the Shiny Cowbird in Venezuela. *Journal of Field Ornithology* 68:91–97
- ³⁵ KATTAN GH (1998) Impact of brood parasitism. Why do House Wrens accept Shiny Cowbird eggs? Pp. 212–220 en: ROTHSTEIN SI Y ROBINSON SK (eds) *Parasitic birds and their hosts: studies in coevolution*. Oxford University Press, New York
- ³⁶ FRAGA RM (1985) Host-parasite interactions between Chalk-browed Mockingbirds and Shiny Cowbirds. *Ornithological Monographs* 36:829–844
- ³⁷ MASON P (1986) Brood parasitism in a host generalist, the Shiny Cowbird (*Molothrus bonariensis*): II. Host selection. *Auk* 103:61–69
- ³⁸ SACKMANN P Y REBORDA JC (2003) A comparative study of Shiny Cowbird parasitism in two large hosts: Chalk-browed Mockingbird and Rufous-bellied Thrush. *Condor* 105:728–736
- ³⁹ SALVADOR SA (1984) Estudio de parasitismo de cría del Renegrido (*Molothrus bonariensis*) en Calandria (*Mimus saturninus*) en Villa María, Córdoba. *Hornero* 12:141–149
- ⁴⁰ LLAMBÍAS P (1999) *Biología reproductiva del Zorzal Colorado, Turdus rufiventris: costos del parasitismo de cría del Tordo Renegrido, Molothrus bonariensis*. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires

- ⁴¹ FRAGA RM (1978) The Rufous-collared Sparrow as a host of the Shiny Cowbird. *Wilson Bulletin* 90:271–284
- ⁴² SICK H (1958) Notas biológicas sobre o gaudeiro, *Molothrus bonariensis* (Gmelin) (Icteridae, Aves). *Revista Brasileira de Biologia* 18:417–431
- ⁴³ LYON BE (1997) Spatial patterns of Shiny Cowbird brood parasitism on Chestnut-capped Blackbirds. *Animal Behaviour* 54:927–939
- ⁴⁴ MERMOZ ME (1996) *Interacciones entre el Tordo Renegrido *Molothrus bonariensis* y el Pecho Amarillo *Pseudoleistes virescens*: estrategias del parásito de cría y mecanismos de defensa del hospedador*. Tesis doctoral, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires
- ⁴⁵ SIEGEL S Y CASTELLAN NJ (1988) *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. Segunda edición. McGraw-Hill, New York
- ⁴⁶ MAYFIELD H (1975) Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bulletin* 87:456–466
- ⁴⁷ HINES JE Y SAUER R (1989) *Program CONTRAST — A general program for the analysis of several survival or recovery rate estimates*. US Fish and Wildlife Service Technical Report 24, Washington DC
- ⁴⁸ MERMOZ ME Y REBOREDA JC (1994) Brood parasitism of the Shiny Cowbird, *Molothrus bonariensis* on the Brown-and-yellow Marshbird, *Pseudoleistes virescens*. *Condor* 96:716–721
- ⁴⁹ MERMOZ ME Y REBOREDA JC (1999) Egg laying behavior by Shiny Cowbirds parasitizing Brown-and-yellow Marshbirds. *Animal Behaviour* 58:873–882
- ⁵⁰ MERMOZ ME Y REBOREDA JC (1998) Nesting success in Brown-and-yellow Marshbirds: effects of time of the breeding season, nest site and brood parasitism. *Auk* 115:871–878
- ⁵¹ MASSONI V (2002) *Parasitismo de cría del Tordo Renegrido sobre el Varillero Ala Amarilla*. Tesis doctoral, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires
- ⁵² MERMOZ ME Y REBOREDA JC (2003) Reproductive success of Shiny Cowbird (*Molothrus bonariensis*) parasitizing the larger Brown-and-yellow Marshbird (*Pseudoleistes virescens*). *Auk* 120:1128–1139
- ⁵³ FLEISCHER RC (1985) A new technique to identify and assess the dispersion of eggs of individual brood parasites. *Behavioural Ecology and Sociobiology* 17:91–99
- ⁵⁴ ALDERSON GW, GIBBS HL Y SEALY SG (1999) Determining the reproductive behaviour of individual brown-headed cowbirds using microsatellite DNA markers. *Animal Behaviour* 58:895–905
- ⁵⁵ ARCESE P, SMITH JNM Y HATCH MI (1996) Nest predation by cowbirds and its consequences for passerine demography. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 93:4608–4611
- ⁵⁶ MASSONI V Y REBOREDA JC (1999) Egg puncture allows shiny cowbirds to assess host egg development, and suitability for parasitism. *Proceedings of the Royal Society of London B* 266:1871–1874
- ⁵⁷ MASON P (1986) Brood parasitism in a host generalist, the Shiny Cowbird (*Molothrus bonariensis*): I. The quality of different species as hosts. *Auk* 103:52–67
- ⁵⁸ CRUZ A, MANOLIS TD Y ANDREWS RW (1990) Reproductive interactions of the Shiny Cowbird *Molothrus bonariensis* and the Yellow-hooded Blackbird *Agelaius icterocephalus* in Trinidad, West Indies. *Ibis* 132:436–444

COMUNIDADES DE AVES DE BOSQUES FLUVIALES HABITADOS Y NO HABITADOS POR EL HOMBRE EN EL RÍO PARANÁ MEDIO, ARGENTINA

MARÍA ALEJANDRA ROSSETTI^{1,2,3} Y ALEJANDRO R. GIRAUDO^{1,2}

¹ Instituto Nacional de Limnología, CONICET-UNL. José Maciá 1933, 3016 Santo Tomé, Santa Fe, Argentina.

² Facultad de Humanidades y Ciencias, Universidad Nacional del Litoral.
Paraje El Pozo, 3000 Santa Fe, Santa Fe, Argentina.

³ marialerossetti@yahoo.com.ar

RESUMEN.— Los bosques riparios del río Paraná medio son sitios frecuentemente utilizados para la construcción de viviendas humanas. No obstante, no se conocen los efectos de estas modificaciones sobre las comunidades de aves de estos bosques. Se comparó la avifauna de bosques fluviales habitados y no habitados por el hombre, para evaluar posibles cambios en las comunidades. Se realizaron 60 conteos en puntos, 30 en bosques habitados y 30 en bosques no habitados. Se compararon la riqueza, la abundancia, la equitatividad y la diversidad de aves entre las dos situaciones. Se registraron 60 especies y 591 individuos en los bosques no habitados, y 53 especies y 646 individuos en los habitados. No se detectaron diferencias significativas en la riqueza ni en la diversidad. La abundancia de aves fue significativamente mayor en los bosques habitados. Esto puede haber sido debido a que las comunidades de aves tuvieron pocas especies de bosque con respecto a especies de hábitats no boscosos o generalistas. Las variables estudiadas podrían no haber reflejado los cambios ambientales, o bien el tamaño de la muestra puede haber sido insuficiente para detectarlos. El relativo bajo impacto que producen las viviendas aisladas podría ser poco significativo para las aves en relación con otras perturbaciones locales. Otros factores, tales como las inundaciones y la estacionalidad, también podrían haber influido en estos resultados. Las diferencias registradas en la abundancia de algunas especies de hábitats humanos y boscosos muestran que hay cambios a nivel específico que deberían ser estudiados.

PALABRAS CLAVE: *abundancia, aves, bosques fluviales, diversidad, perturbación humana, riqueza.*

ABSTRACT. BIRD COMMUNITIES OF HUMAN INHABITED AND UNINHABITED RIPARIAN FORESTS IN THE MIDDLE PARANÁ RIVER, ARGENTINA.— The riparian forests in the Middle Paraná River are places frequently used for the construction of human housings. However, the effects of these modifications on forest bird communities are unknown. We compared bird communities of human inhabited and uninhabited riparian forests in order to assess possible changes. We carried out 60 point counts, 30 in inhabited forests and 30 in uninhabited forests. We evaluated species richness, abundance, evenness and diversity between both types of forests. We recorded 60 species and 591 individuals in uninhabited forests, and 53 species and 646 individuals in inhabited forests. We did not detect significant differences in richness and diversity. Bird abundance was significantly higher in inhabited forests. These results could be related with the composition of the communities: they have few forest species with respect to non-forest or generalist species. The variables we studied could not be reflecting environmental changes, or sample size could be insufficient to detect the differences. The relative low impact that isolated housings produce could be not significant for bird communities with respect to other local disturbances. Other factors, such as floods and seasonality could have also influence on our results. Recorded differences in the abundance of some species of forest and human habitats showed that changes at the specific level should be studied.

KEY WORDS: *abundance, birds, diversity, human disturbance, richness, riparian forests.*

Recibido 5 abril 2003, aceptado 15 diciembre 2003

La utilización de los ambientes naturales para actividades económicas y urbanización ha dado como resultado un paisaje altamente modificado. Solo en aquellos lugares de difícil

acceso o donde los suelos no son aptos para la explotación agropecuaria se pueden observar relictos de un paisaje natural. Esta reestructuración del hábitat no es reciente y es un pro-

ceso con una tasa alarmante en el mundo (Wiens 1994). En América Latina, entre 1850 y 1985, aproximadamente 370000000 ha de bosques (el 28% del área de bosque en 1850) fueron reemplazadas por algún otro tipo de ecosistema (Houghton et al. 1991), resultando de esta modificación áreas degradadas y fragmentadas.

La degradación de un ambiente afecta la asociación entre la comunidad de plantas y animales silvestres, pudiéndose detectar diferencias en la reacción de los organismos a los cambios ambientales (Croonquist y Brooks 1991). Frecuentemente, las perturbaciones tienen efectos perjudiciales sobre la fauna (Hume 1976, citado en Gill et al. 1996), aunque esto depende de las características de la comunidad. En algunos casos, existe un claro vínculo entre la magnitud de la perturbación y la supervivencia y reproducción de los individuos, pero en muchos otros las perturbaciones actúan de una forma más sutil, reduciendo el acceso a los recursos alimenticios o a los sitios para nidificar. Estudios sobre tales efectos muestran que la redistribución de los organismos después de una perturbación no necesariamente refleja un efecto negativo, ya que el nuevo patrón de distribución puede ser temporario; después de un tiempo los animales podrían retornar a su distribución original para explotar el remanente de los recursos (Gill et al. 1996).

Los bosques riparios y las áreas cercanas a los cursos de aguas están entre los sistemas naturales más productivos y valiosos del planeta (Hunt 1985), pero han sido degradados

en su mayoría (Croonquist y Brooks 1991, 1993). Estos bosques son importantes unidades de los sistemas fluviales, que actúan como zonas ecotonales entre el río y tierras adentro, albergando una alta diversidad de aves que responde a la habilidad adaptativa de esta comunidad (Dobrowolski 1997).

El valle aluvial del río Paraná es un extenso humedal que posee bosques fluviales, entre otros hábitats. En estos ambientes situados entre climas subtropicales y templados, la disponibilidad de recursos varía estacionalmente y año tras año (Beltzer y Neiff 1992). Durante crecientes excepcionales, cuando el valle del Paraná está cubierto por una única masa de agua, las copas de los árboles son las únicas unidades emergentes, ofreciendo sitios de refugio temporario a la fauna (Bonetto 1986). De esta manera, de las características del régimen hidrosedimentológico pulsátil dependen la oferta de hábitat (alimentación, refugio, nidificación) y la complejidad específica y las características de las poblaciones animales (Beltzer y Neiff 1992). En el río Paraná estos bosques se sitúan en las partes más altas o albardones, sitios frecuentemente utilizados para la construcción de viviendas humanas con el objeto de disminuir el riesgo de inundaciones. No existen antecedentes sobre el efecto de este tipo de asentamientos sobre las comunidades de aves de estos bosques riparios. Por esta razón, se realizó un análisis exploratorio con el objetivo de comparar la avifauna en bosques fluviales habitados y no habitados por el hombre.

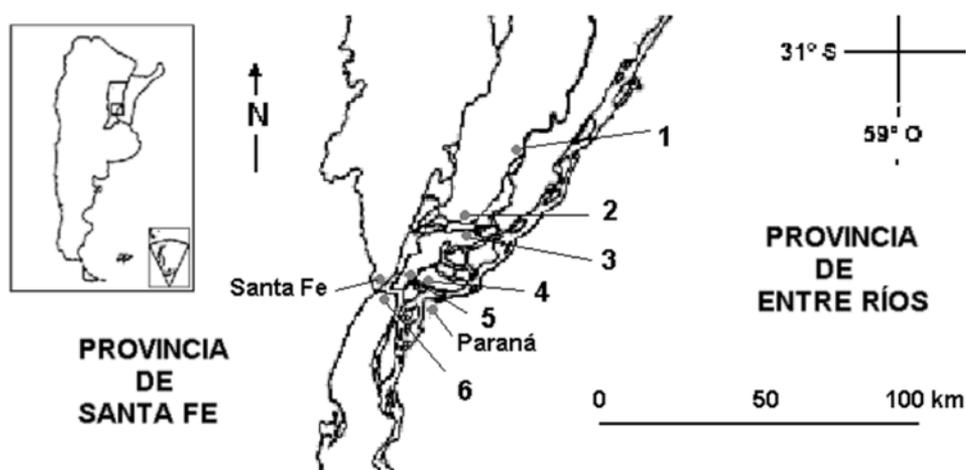


Figura 1. Área de estudio en el río Paraná medio, Argentina, mostrando la ubicación de los sitios de muestreo. 1: Cayastá, 2: Arroyo Leyes, 3: Arroyo Potrero, 4: isla Peruhil, 5: San José del Rincón, 6: Alto Verde.

MÉTODOS

Área de estudio

El área de muestreo se ubica entre las localidades de Alto Verde (31°40'S, 60°41'O) y Cayastá (31°12'S, 60°10'O), provincia de Santa Fe (Fig. 1). Los bosques fluviales del río Paraná y sus afluentes son incluidos fitogeográficamente en la Provincia Paranaense (Cabrera 1976). Otros autores consideran a las sabanas inundables del río Paraná medio e inferior como una ecoregión con identidad propia (Dinerstein et al. 1995, Burkart et al. 1999). El valle de inundación de este río es un mosaico muy complejo de hábitats con una dinámica fuertemente modelada por los ciclos de crecientes y bajantes (Neiff 1990, Burkart et al. 1999). Las alturas máximas del río Paraná en la provincia de Santa Fe generalmente ocurren a fines de verano y a principios de otoño, como resultado de las precipitaciones en la cuenca superior (D'Angelo 1991). El clima es subhúmedo-húmedo mesotermal, con temperaturas promedio anuales de 18 °C, ocurriendo las dos terceras partes de las precipitaciones entre noviembre y abril, con mínimas entre junio y agosto (Panigatti et al. 1981).

Los bosques insulares varían desde una sola hilera de árboles a, raramente, más de 100 m de ancho, siendo el sauce (*Salix humboldtiana*) y el aliso de río (*Tessaria integrifolia*) especies pioneras que ocupan en general sectores más bajos e inundables. En sitios más altos, otras especies como el seibo (*Erythrina crista-galli*), el laurel (*Nectandra microcarpa*), el timbó blanco (*Albizia inundata*) y el curupí (*Sapium haematospermum*) enriquecen la composición

de estos bosques. El estrato herbáceo está compuesto por especies como *Baccharis* sp., *Sida rhombifolia*, *Aspilia silphioides*, y son frecuentes las enredaderas como *Ipomoea* spp., *Muehlenbeckia sagittifolia* y *Mikania micrantha* (Beltzer y Neiff 1992).

La accesibilidad y la autorización de los pobladores de los bosques ribereños influyeron en la elección de los sitios de muestreo. Las viviendas consideradas correspondieron a construcciones pequeñas, sencillas, utilizadas algunas como casas de fin de semana, y, en algunos casos, a construcciones precarias de pobladores de escasos recursos económicos, principalmente pescadores. La principal y más evidente perturbación que produce este tipo de viviendas localmente consiste en la generación de un pequeño claro en el bosque fluvial, generalmente no mayor a 20–30 m de diámetro. Esta perturbación es claramente diferenciable de otras que existen en todos los bosques (habitados y no habitados), como la tala de árboles, la presencia de especies introducidas de plantas, la presencia de ganado y actividades de cacería. En un 63% de las viviendas se observó actividad permanente.

Muestreo

Entre el 25 de junio de 1999 y el 1 de abril de 2000 se realizaron 16 campañas en 6 localidades donde se completaron 60 conteos de aves en puntos, 30 en bosques habitados y 30 en bosques no habitados (Tabla 1). Los conteos fueron distribuidos en cada sitio de muestreo con un diseño sistemático con arranque al azar, separando cada uno de ellos por al menos 250 m (Ralph et al. 1996). Durante 20 min se

Tabla 1. Distribución temporal de los muestreos de aves en el río Paraná medio, Argentina, entre junio de 1999 y abril de 2000. Se indica el número de puntos de conteo por sitio de muestreo para bosques no habitados (NH) y habitados por el hombre (H). Los códigos de los sitios son los mismos que en la figura 1.

Fecha	Sitio de muestreo					
	1	2	3	4	5	6
25 Jun			1 NH			
4 y 25 Jul	1 NH, 1 H		3 NH			
3 y 20 Ago		1 NH, 3 H	2 NH			
12, 13 y 28 Sep			3 NH, 1 H		3 H	3 H
5 y 7 Dic	2 NH, 4 H					4 H
11, 27 y 29 Ene		1 NH, 3 H	6 NH, 3 H			
18 Feb				4 NH		
20 Mar		5 NH, 1 H				
1 Abr		4 H				1 NH

Tabla 2. Abundancia de aves en bosques no habitados (NH) y habitados por el hombre (H) en el río Paraná medio, Argentina. Los datos se expresan como promedio \pm EE ($n = 30$). El signo + indica las especies para las cuales se registró un solo individuo. Las especies están ordenadas en forma decreciente en relación con su abundancia en bosques no habitados. a: Especies propias de bosque o arbustal, estricta o facultativamente (Stotz et al. 1996, Rossetti y Giraudo, datos no publicados).

Especies	NH	H
<i>Phacellodomus ruber</i>	2.53 \pm 0.46	1.17 \pm 0.23
<i>Furnarius rufus</i>	2.10 \pm 0.42	3.13 \pm 0.48
<i>Poliophtila dumicola</i> ^a	1.80 \pm 0.30	1.10 \pm 0.23
<i>Progne tapera</i>	1.53 \pm 0.37	0.77 \pm 0.19
<i>Pitangus sulphuratus</i>	1.17 \pm 0.31	1.57 \pm 0.35
<i>Troglodytes aedon</i>	0.93 \pm 0.25	1.13 \pm 0.27
<i>Saltator coerulescens</i> ^a	0.73 \pm 0.21	1.17 \pm 0.26
<i>Zonotrichia capensis</i>	0.70 \pm 0.19	1.13 \pm 0.25
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	0.57 \pm 0.21	0.83 \pm 0.30
<i>Peroaria capitata</i>	0.50 \pm 0.18	0.23 \pm 0.13
<i>Columba picazuro</i>	0.40 \pm 0.21	0.07 \pm 0.05
<i>Colaptes melanochloros</i> ^a	0.40 \pm 0.16	0.40 \pm 0.13
<i>Sicalis flaveola</i>	0.40 \pm 0.14	1.00 \pm 0.26
<i>Columbina picui</i>	0.37 \pm 0.21	0.87 \pm 0.21
<i>Taraba major</i> ^a	0.33 \pm 0.10	0.10 \pm 0.06
<i>Leptotila verreauxi</i> ^a	0.30 \pm 0.10	0.13 \pm 0.06
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	0.30 \pm 0.10	0.17 \pm 0.08
<i>Camptostoma obsoletum</i> ^a	0.27 \pm 0.15	
<i>Turdus rufiventris</i> ^a	0.27 \pm 0.10	0.17 \pm 0.10
<i>Guira guira</i>	0.27 \pm 0.12	0.53 \pm 0.28
<i>Machetornis rixosus</i>	0.27 \pm 0.17	0.17 \pm 0.11
<i>Schoeniophylax phryganophyla</i>	0.23 \pm 0.18	
<i>Tyrannus savana</i>	0.23 \pm 0.10	0.47 \pm 0.13
<i>Molothrus bonariensis</i>	0.23 \pm 0.11	1.10 \pm 0.24
<i>Elaenia spectabilis</i>	0.20 \pm 0.14	0.10 \pm 0.07
<i>Tyrannus melancholicus</i> ^a	0.17 \pm 0.08	0.10 \pm 0.06
<i>Certhiaxis cinnamomea</i>	0.17 \pm 0.12	
<i>Passer domesticus</i>	0.17 \pm 0.08	0.73 \pm 0.26
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> ^a	0.13 \pm 0.08	+
<i>Vireo olivaceus</i> ^a	0.13 \pm 0.08	
<i>Icterus cayanensis</i> ^a	0.13 \pm 0.09	0.13 \pm 0.08
<i>Serpophaga subcristata</i>	0.13 \pm 0.08	0.10 \pm 0.07
<i>Tapera naevia</i> ^a	0.10 \pm 0.06	
<i>Agelaioides badius</i>	0.10 \pm 0.07	0.33 \pm 0.17
<i>Myiopsitta monachus</i>	0.10 \pm 0.10	0.27 \pm 0.14
<i>Turdus amaurochalinus</i>	0.10 \pm 0.07	+
<i>Peroaria coronata</i>	0.10 \pm 0.06	0.13 \pm 0.08
<i>Buteo magnirostris</i> ^a	0.07 \pm 0.05	+
<i>Picoides mixtus</i> ^a	0.07 \pm 0.07	0.07 \pm 0.07
<i>Picumnus cirratus</i> ^a	0.07 \pm 0.05	
<i>Synallaxis frontalis</i> ^a	0.07 \pm 0.07	0.10 \pm 0.07
<i>Cyclarhis gujanensis</i> ^a	0.07 \pm 0.05	0.17 \pm 0.08
<i>Saltator aurantirostris</i> ^a	0.07 \pm 0.05	+
<i>Vanellus chilensis</i>	0.07 \pm 0.07	0.23 \pm 0.12
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	0.07 \pm 0.07	0.10 \pm 0.06
<i>Megasceryle torquata</i>	0.07 \pm 0.05	
<i>Molothrus rufoaxillaris</i>	0.07 \pm 0.05	0.17 \pm 0.08
<i>Pseudoleistes virescens</i>	0.07 \pm 0.05	0.07 \pm 0.05
<i>Pachyrhamphus polychopterus</i> ^a	+	0.13 \pm 0.13
<i>Cacicus solitarius</i> ^a	+	
<i>Nothura maculosa</i>	+	
<i>Columba maculosa</i>	+	
<i>Zenaida auriculata</i>	+	0.30 \pm 0.16
<i>Crotophaga ani</i>	+	
<i>Chloroceryle amazona</i>	+	
<i>Anumbius annumbi</i>	+	
<i>Synallaxis albescens</i>	+	
<i>Hymenops perspicillatus</i>	+	+
<i>Pospiza nigrorufa</i>	+	0.13 \pm 0.06
<i>Embernagra platensis</i>	+	
<i>Myiarchus swainsoni</i> ^a		0.07 \pm 0.07
<i>Suiriri suiriri</i> ^a		+
<i>Pospiza melanoleuca</i> ^a		0.20 \pm 0.12
<i>Aramus guarana</i>		+
<i>Hylocharis chrysura</i>		0.07 \pm 0.05
<i>Elaenia parvirostris</i>		+
<i>Mimus saturninus</i>		+
<i>Agelaius ruficapillus</i>		0.13 \pm 0.13

registraron todas las aves vistas u oídas en un radio máximo de 25 m (Ordano 1999). Los conteos se realizaron siempre en buenas condiciones climáticas, entre el amanecer y las 5 h siguientes (Ralph et al. 1996).

Las variables analizadas fueron riqueza, abundancia, equitatividad (índice de Shannon) y diversidad (índice de Shannon) en cada situación. Estas variables fueron comparadas entre bosques habitados y no habitados mediante pruebas paramétricas (Prueba de *t* de Student) y no paramétricas (Prueba de Mann-Whitney), según el ajuste de las variables a la distribución normal (Prueba de Kolmogorov-Smirnov) y a su homogeneidad de varianzas (Prueba de Bartlett) (Sokal y Rohlf 1969).

Limitaciones del estudio

Debido a que existen unidades de muestreo en bosques habitados y no habitados en una misma localidad, estas unidades podrían constituir pseudoréplicas, con las limitaciones que esto implica en la interpretación y generalización de los resultados (ver Hurlbert 1984, Eberhardt y Thomas 1991). Los muestreos no estuvieron distribuidos de manera uniforme a lo largo del ciclo anual, por lo que el efecto de la estacionalidad, que puede aportar a la variación observada en la comunidad de aves, no ha sido evaluado. Debido a que es una región con una densidad de población relativamente alta que utiliza el río y los bosques para diversas actividades, todos los bosques presentan otras perturbaciones además de las provocadas por las viviendas. No fue posible encontrar bosques sin perturbación humana (controles) en el área; por lo tanto, los resultados obtenidos deben ser considerados exploratorios y no estrictamente relacionados de manera directa con la perturbación de interés. Existen otras variables (pastoreo, extracción de

leña, uso recreativo, inundaciones) que se supone que actúan, en mayor o menor grado, en todos los bosques, aunque se desconocen los efectos que producen.

RESULTADOS

Se registraron 68 especies pertenecientes a 25 familias en las dos situaciones estudiadas. La riqueza total de especies fue levemente superior en los bosques no habitados, con 60 especies, respecto a los bosques habitados, con 53 (Tabla 2). Un total de 45 especies (66% del total) fueron observadas en las dos situaciones, 15 especies (22%) fueron registradas solo en los bosques no habitados y 8 especies (12%) fueron registradas solo en los bosques habitados, aunque en este caso se trata de especies representadas por una escasa cantidad de individuos (8 o menos individuos).

La riqueza promedio de especies y la diversidad promedio no presentaron diferencias estadísticamente significativas entre bosques no habitados y habitados (Tabla 3). No obstante, la diversidad total fue levemente mayor en los bosques no habitados ($H = 3.349$) respecto a los bosques habitados ($H = 3.307$), debido posiblemente a la mayor riqueza total de los primeros, ya que la equitatividad de la abundancia de especies fue levemente mayor en los bosques habitados ($E = 0.833$) respecto a los no habitados ($E = 0.818$). Las comunidades de aves, en general, mostraron una menor proporción de aves que dependen, facultativa o estrictamente, de bosques o arbustales (23 especies, 34% del total; véase Tabla 2) que de especies no dependientes de bosque (45 especies, 66%). Éstas incluyen a especies generalistas (e.g., *Furnarius rufus*, *Zonotrichia capensis*, *Pitangus sulphuratus*), aves propias de pastizales (e.g., *Nothura maculosa*, *Vanellus chilensis*) o de ambientes acuáticos (e.g., *Aramus guarauna*).

La abundancia promedio de aves fue significativamente más alta en los bosques habitados; fue un 62% más alto en los bosques habitados respecto a los no habitados (Tabla 3). En los bosques habitados se registraron 646 individuos, de los cuales el 53% perteneció a solo ocho especies (15% de las 53 especies registradas en estos bosques): *Furnarius rufus*, *Pitangus sulphuratus*, *Phacellodomus ruber*, *Saltator coerulescens*, *Troglodytes aedon*, *Zonotrichia capensis*, *Polioptila dumicola* y *Molothrus bonariensis* (Tabla 2). Los bosques no

Tabla 3. Diferencias en la riqueza de especies, la abundancia y la diversidad de aves en bosques no habitados (NH) y habitados por el hombre (H) en el río Paraná medio, Argentina. Los datos se expresan como promedio \pm EE ($n = 30$). Se muestran los valores del estadístico t de Student y U de Mann-Whitney y su nivel de significación.

	NH	H	Prueba
Riqueza	9.6 \pm 0.46	10.4 \pm 0.61	$t = 1.038$, $P = 0.303$
Abundancia	19.7 \pm 0.9	31.9 \pm 2.12	$U = 152$, $P = 0.0001$
Diversidad	2.06 \pm 0.05	2.13 \pm 0.06	$t = 0.898$, $P = 0.373$

habitados presentaron 591 individuos, de los cuales el 55% estuvo concentrado en siete especies (el 12% de las allí presentes): *Phacellodomus ruber*, *Furnarius rufus*, *Polioptila dumicola*, *Progne tapera*, *Pitangus sulphuratus*, *Troglodytes aedon* y *Saltator coerulescens*. *Passer domesticus* y *Molothrus bonariensis*, especies propias de o favorecidas por hábitats humanos, presentaron una clara tendencia con mayor abundancia en los bosques habitados respecto a los no habitados (Tabla 2). Si se observan las abundancias de las aves propias de bosque (23 especies; Tabla 2), no hubo diferencias estadísticamente significativas entre los bosques habitados y no habitados en la riqueza de este subconjunto de especies ni en su abundancia, aunque algunas de ellas, como *Taraba major*, mostraron una tendencia de mayor abundancia en los bosques no habitados (Tabla 2).

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos deben ser interpretados entendiendo las limitaciones de este estudio (véase *Métodos*). El estudio no mostró cambios significativos en las variables analizadas al nivel de la comunidad entre bosques habitados y no habitados, con excepción de la abundancia. Esto podría relacionarse con diversos factores. En principio, el elenco de especies observado está constituido en elevada proporción (66%) de aves que no dependen estrictamente de la presencia de bosques. Solo 23 especies (34%) fueron aves características de bosques o arbustales, aunque muchas de ellas son también especies que habitan princi-

palmente en los bordes de bosques, como *Tyrannus melancholicus* (Lopez de Casenave et al. 1998), e incluso en bosques exóticos, como *Colaptes melanochloros* (Giraudó, obs. pers.). Tal composición de especies podría deberse a que los bosques fluviales se distribuyen linealmente a lo largo de cursos de agua y son relativamente estrechos, lo que posiblemente provoque un elevado efecto de borde. Esto favorecería a especies de borde y generalistas, así como diversas modificaciones en la abundancia y composición de la avifauna como las observadas y discutidas por Lopez de Casenave et al. (1998) para el Chaco semiárido de Argentina. Las diferencias en abundancia podrían también tener relación con el aumento de la disponibilidad de alimento para muchas especies en los bordes (Lopez de Casenave et al. 1998). Estos resultados coinciden con los de Hennings y Edge (2003), quienes registraron una mayor abundancia de aves nativas en bosques estrechos rodeados por terrenos rurales en Oregon, EEUU.

Las perturbaciones que generan las viviendas pueden aumentar la oferta de hábitats adicionales dentro de los bosques, facilitando la presencia de especies propias de otros hábitats y la mayor abundancia de algunas especies (e.g., aquellas que frecuentan ambientes humanos). El aporte de recursos antes inexistentes para las aves alrededor de las casas, tal como alimentos adicionales (semillas y otros alimentos utilizados para aves de corral y otros animales domésticos, plantas ornamentales o frutales que brindan flores y frutos), podría influir sobre el aumento de la abundancia de aves. Algunas especies, como *Passer domesticus*, mostraron una mayor abundancia en los bosques habitados, en coincidencia con lo indicado por Sodhi (1992) para hábitats urbanos respecto a rurales. Este podría ser el caso de *Molothrus bonariensis*, una especie más abundante en las áreas habitadas que generalmente es favorecida por perturbaciones provocadas por el hombre. Varios autores han registrado un aumento en la densidad de varias especies de bosques templados en áreas perturbadas (Karr 1990), y otros estudios reportan una alta abundancia de aves en hábitats urbanos cuando se los compara con ambientes nativos (Aldrich y Coffin 1980, Bessinger y Osborne 1982, Rosenberg et al. 1987, Mills et al. 1989), documentándose en algunos casos que, con el desarrollo urbano,

las especies nativas son reemplazadas por especies introducidas (Dance 1986).

Hennings y Edge (2003) observaron en Oregon que el desarrollo de las poblaciones humanas y la urbanización afectan a las comunidades de aves riparias, registrando que la riqueza y diversidad de especies fueron mayores en áreas menos desarrolladas. En este estudio se observó que la riqueza y la diversidad fueron más altas en bosques no habitados, aunque tales diferencias no fueron estadísticamente significativas, lo que podría tener relación con limitaciones metodológicas relacionadas con la potencia de las pruebas. Otro factor que podría haber influido es el relativamente bajo y localizado impacto que ocasionan este tipo de viviendas aisladas, que puede ser menor en relación con los procesos de urbanización. Una perturbación no es siempre necesariamente negativa (Gill et al. 1996). Las viviendas podrían aumentar localmente la heterogeneidad espacial y el efecto de borde, lo que podría influir en la riqueza y abundancia de la comunidad de aves (Karr 1990, Wiens 1994). La influencia de otros factores de disturbio a los que se ven sometidos los bosques fluviales podría tener una magnitud más importante en el modelado de las comunidades de aves y, por lo tanto, enmascarar el efecto de este tipo de viviendas. Los ciclos de crecientes y bajantes del río Paraná han sido considerados una importante perturbación para los bosques fluviales de la región, debido a que determinan modificaciones acentuadas de parámetros ambientales como la estructura de la comunidad de plantas, las cuales representan cambios directos en la oferta de hábitat para las aves, produciéndose con las crecientes una disminución de la heterogeneidad espacial de la vegetación, con una menor oferta de recursos (Beltzer y Neiff 1992, Giraudó 1992). Esto pudo haber influenciado los resultados obtenidos, debido a que, si bien los puntos de conteo no se encontraban en zonas inundables, el agua en algunos casos estuvo muy cerca de ellos. La altura del río Paraná dentro del período de muestreo varió entre 4.27 m en julio de 1999 y 2.10 m en noviembre de 1999 (promedios mensuales), sin que se registraran crecientes o bajantes extremas. Las variaciones estacionales, no analizadas en este trabajo, también podrían ser un factor importante actuando sobre la riqueza y la abundancia de la comunidad de aves (Karr 1976).

La respuesta individual de las especies a las modificaciones humanas puede ser diferente, como se observó para *Taraba major*, *Passer domesticus* y *Molothrus bonariensis*. Banchs y Fraga (1994) mostraron que *Paroaria coronata* tiene una mayor supervivencia de nidos en bosques chaqueños perturbados por el hombre, lo que podría deberse a numerosos factores que incluyen la disminución de la predación. Las diferencias registradas en la abundancia de las especies antes mencionadas indican la posibilidad de impactos diferenciales a nivel específico, que deberían ser analizados mediante el estudio detallado de la demografía de las especies.

AGRADECIMIENTOS

A Mariano Ordano, Soledad López Severín y Adolfo H. Beltzer por sus aportes y colaboraciones para llevar adelante este proyecto. A CONICET, organismo donde trabaja el segundo autor. A dos revisores anónimos que aportaron con sus acertadas críticas al mejoramiento de este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- ALDRICH JW Y COFFIN RW (1980) Breeding bird populations from forest to suburbia after thirty-seven years. *American Birds* 34:3-7
- BANCHS A Y FRAGA R (1994) Supervivencia de nidos de cardenal de cresta roja (*Paroaria coronata*) en ambientes modificados del Chaco Argentino. *Vida Silvestre Neotropical* 3:91-95
- BELTZER A Y NEIFF JJ (1992) Distribución de las aves en el valle del río Paraná. Relación con el régimen pulsátil y la vegetación. *Ambiente Subtropical* 2:77-102
- BESSINGER SR Y OSBORNE DA (1982) Effects of urbanization on avian community organization. *Condor* 84:75-83
- BONETTO AA (1986) The Paraná river system. Pp. 541-555 en: DAVIES BR Y WALKER KF (eds) *The ecology of river system*. W Junk Publishers, Dordrecht
- BURKART R, BÁRBARO NO, SÁNCHEZ RO Y GÓMEZ DA (1999) *Eco-regiones de la Argentina*. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires
- CABRERA AL (1976) Regiones fitogeográficas argentinas. Pp. 1-85 en: *Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería. Tomo II. Fascículo 1*. Acme, Buenos Aires
- CROONQUIST MJ Y BROOKS RP (1991) Use of avian and mammalian guilds as indicator of cumulative impacts in riparian wetlands areas. *Environmental Management* 15:701-714
- CROONQUIST MJ Y BROOKS RP (1993) Effects of habitat disturbance on bird communities in riparian corridors. *Journal of Soil and Water Conservation* 48:65-70
- DANCE KW (1986) Avifauna on an urbanizing environment in southern Ontario. 1921-1982. *Ontario Birds* 4:22-29
- D'ANGELO ML (1991) Geografía. Pp. 33-136 en: *Nueva enciclopedia de la provincia de Santa Fe. Tomo I*. Ediciones Sudamérica, Santa Fe
- DINERSTEIN E, OLSON DM, GRAHAM DJ, WEBSTER AL, PRIMM SA, BOOKBINDER MP Y LEDEC G (1995) *A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and Caribbean*. World Bank y World Wildlife Foundation, Washington DC
- DOBROWOLSKI KA (1997) Bird diversity in ecotonal habitats. Pp. 205-227 en: LACHAVANNE JB Y JUGE R (eds) *Biodiversity in land-inland water ecotones*. Parthenon Pub. y UNESCO, Carnforth y París
- EBERHARDT LL Y THOMAS JL (1991) Designing environmental field studies. *Ecological Monographs* 61:53-73
- GILL J, SUTHERLAND WJ Y WATKINSON AR (1996) A method to quantify the effects of human disturbance on animal populations. *Journal of Applied Ecology* 3:786-792
- GIRAUDO AR (1992) *Avifauna de un ambiente lenítico del valle aluvial del Paraná Medio y consideraciones sobre la influencia del ciclo hidrológico en la variación estacional de sus poblaciones*. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba
- HENNINGS LA & EDGE WD (2003) Riparian bird community structure in Portland, Oregon: habitat, urbanization, and spatial scale patterns. *Condor* 105:288-302
- HOUGHTON RA, LEFKOWITZ DS Y SKOLE DL (1991) Changes in the landscape of Latin America. *Forest Ecology and Management* 38:143-172
- HUME RA (1976) Reactions of goldeneyes to boating. *British Birds* 69:178-179
- HUNT C (1985) The need for riparian habitat protection. *National Wetlands Newsletter* 7:5-8
- HURLBERT SH (1984) Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54:107-211
- KARR JR (1976) Seasonality, resource availability, and community diversity in tropical bird communities. *American Naturalist* 110:973-993
- KARR JR (1990) Interactions between forest birds and their habitats: a comparative synthesis. Pp. 379-386 en: KEAST A (ed) *Biogeography and ecology of forest bird communities*. SPB Academic Publishing, The Hague
- LOPEZ DE CASENAVE J, PELOTTO JP, CAZIANI SM, MERMOZ M Y PROTOMASTRO J (1998) Responses of avian assemblages to a natural edge in Chaco semiarid forest in Argentina. *Auk* 115:425-435
- MILLS GS, DUNNING JB JR Y BATES JM (1989) Effects of urbanization on breeding bird community structure in southwestern desert habitats. *Condor* 91:416-428
- NEIFF JJ (1990) Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia* 15:424-441

- ORDANO M (1999) *Aves de bosque de sauce del río Paraná medio (Argentina): evaluación de la técnica de conteos de puntos*. Tesis de Posgrado, Instituto de Enseñanza Superior, Paraná
- PANIGATTI J, WEBER J Y PILLATI O (1981) *Estado actual y futuro de los problemas de suelos de Santa Fe*. INTA Rafaela, Santa Fe
- RALPH CJ, GEUPEL GR, PYLE P, MARTIN TE, DESANTE DF Y MILÁ B (1996) *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. General Technical Report PSW-GTR-159, USDA Forest Service, Albany
- ROSENBERG KV, TERRIL SB Y ROSENBERG GH (1987) Value of suburban habitats to desert riparian birds. *Wilson Bulletin* 99:642-654
- SODHI NS (1992) Comparison between urban and rural bird communities in prairie Saskatchewan: urbanization and short term population trends. *Canadian Field Naturalist* 106:210-215
- SOKAL RR Y ROHLF FJ (1969) *Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. Blume, Madrid
- STOTZ DF, FITZPATRICK JW, PARKER III TA Y MOSKOVITS DF (1996) *Neotropical birds. Ecology and conservation*. University of Chicago Press, Chicago y Londres
- WIENS JA (1994) Habitat fragmentation: island vs. landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* 137:97-104

UNA ESTIMACIÓN DE AVES MUERTAS EN RUTA EN EL PARQUE NACIONAL NAHUEL HUAPI, NOROESTE DE LA PATAGONIA ARGENTINA

ANA TREJO^{1,2} Y SUSANA SEIJAS¹

¹ Centro Regional Bariloche, Universidad Nacional del Comahue, 8400 Bariloche, Río Negro, Argentina.

² *strix@bariloche.com.ar*

RESUMEN.— Un sector de 27 km de la Ruta Nacional 258 que une San Carlos de Bariloche con El Bolsón, en la provincia de Río Negro, noroeste de la Patagonia argentina, se recorrió cuatro veces por día durante tres años. El sector considerado se encuentra dentro del Parque Nacional Nahuel Huapi. Todas las aves halladas muertas a lo largo de dicho trayecto se recogieron. Cuando fue posible, se identificó cada individuo como juvenil o adulto. En base a estos datos, se estimó la tasa de atropello para todas las especies en general y para la especie más frecuentemente hallada. Tomando en cuenta el kilometraje de rutas en el parque, se hizo una estimación preliminar del número de aves muertas por atropello en el mismo. Se encontraron 29 aves pertenecientes a 13 familias, con un claro predominio (10 individuos) de *Strix rufipes*. La tasa de mortalidad anual fue de 0.54 ± 0.19 aves muertas por kilómetro y por año; en el caso de *Strix rufipes*, la tasa fue de 0.19 ± 0.08 . La determinación de los factores que influyen en la relativamente alta mortalidad por atropello de *Strix rufipes* (considerada escasa en el parque) aportaría conocimientos de importancia para su conservación a nivel local y regional.

PALABRAS CLAVE: *aves, mortalidad en ruta, Parque Nacional Nahuel Huapi.*

ABSTRACT. AN ESTIMATION OF ROAD MORTALITY OF BIRDS IN NAHUEL HUAPI NATIONAL PARK, NORTH-WESTERN ARGENTINE PATAGONIA.— A 27 km-section of the National Route 258 which goes from San Carlos de Bariloche to El Bolsón, in Río Negro Province, northwestern Argentine Patagonia, was surveyed four times a day during three years. The section considered lies in Nahuel Huapi National Park. All birds found dead along this road were collected. When possible, each individual was identified as juvenile or adult. Based on these data, the avian mortality rate was estimated for all species and for the most frequently found species. Considering the total number of kilometres in the park, a preliminary estimation of the annual toll of birds killed on roads was performed. Twenty-nine bird species (belonging to 13 families) were found, and *Strix rufipes* predominated with 10 individuals found dead. The annual mortality rate was 0.54 ± 0.19 birds per kilometre per year; the rate for *Strix rufipes* was 0.19 ± 0.08 . The determination of factors influencing the relatively high road mortality of *Strix rufipes* (considered a scarce species in the park), would be of importance for its conservation at local and regional scales.

KEY WORDS: *birds, Nahuel Huapi National Park, road mortality.*

Recibido 20 junio 2003, aceptado 19 diciembre 2003

La mortalidad de las aves puede ser debida a factores naturales como depredación, enfermedades o condiciones climáticas adversas, entre otros, o causada por el hombre, tanto en forma directa (e.g., cacería) como indirecta (e.g., colisiones, depredación por animales domésticos). Según cálculos realizados en Estados Unidos (Banks 1979), aproximadamente el 2% de la mortalidad normal deriva en forma directa o indirecta de la presencia y actividad humanas, sin tomar en cuenta la destrucción de los hábitats y la contaminación de los am-

bientes naturales, que causan un efecto negativo sobre la productividad de las aves. Si bien esta cifra no parece muy alta, puede provocar importantes reducciones y aún extinciones de poblaciones locales (Svensson 1998).

Una de las principales causas de mortalidad indirecta es el atropello de animales en ruta (Banks 1979). La tasa de atropellos está relacionada con numerosas variables, entre las que se encuentran las características propias de la ruta (ancho y número de carriles, naturaleza de la superficie del camino, todo lo cual se re-

laciona con la velocidad y volumen del tránsito), el tipo de vegetación circundante (que determina qué tipo de aves están cerca de la ruta y por dónde pueden intentar cruzarla), la hora del día (que puede ser determinante de la intensidad del tránsito) y la estación del año (relacionada con la presencia de juveniles o con la disponibilidad de determinado tipo de alimento alrededor de los caminos).

Hasta donde llega nuestro conocimiento, no existen en la Argentina estimaciones sobre la tasa de mortalidad de aves atropelladas por vehículos. El propósito de este trabajo es suministrar datos de hallazgos de aves muertas atropelladas por vehículos en un segmento de ruta recorrido con intensidad constante durante tres años, y a partir de esos datos hacer una estimación preliminar de la posible mortalidad debida a estas causas en el Parque Nacional Nahuel Huapi, en el noroeste de la Patagonia argentina.

MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en el Parque Nacional Nahuel Huapi ($41^{\circ}08'S$, $71^{\circ}12'O$), noroeste de la Patagonia argentina. El Parque tiene un área de 711 000 ha, de las cuales 54 000 están cubiertas por las aguas del lago Nahuel Huapi. Se recolectaron todas las aves muertas por vehículos desde febrero de 2000 hasta febrero de 2003 en la Ruta Nacional 258, que une San Carlos de Bariloche con El Bolsón (ambas ciudades en la provincia de Río Negro), en un tramo de 27 km desde el extremo norte del lago Gutiérrez hasta Villa Mascardi, al sur del lago Mascardi (Fig. 1). Este trayecto se recorrió cuatro veces al día a horas fijas (07:15 h, 09:00 h, 14:00 h, 16:00 h) durante 5 días a la semana, totalizando 720 días.

El tramo estudiado del camino es asfaltado, sin luminarias, con tránsito escaso durante la mayor parte del año. La ciudad de San Carlos de Bariloche tiene aproximadamente 100 000 habitantes, Villa Mascardi aproximadamente 100 habitantes residentes permanentes, y a lo largo de la ruta hay una población residente dispersa de aproximadamente 120 personas. En los meses de verano hay un incremento en el tránsito debido al aumento de las actividades turísticas en el área de los lagos Gutiérrez y Mascardi, y un aumento en la población temporaria a lo largo del camino y en Villa Mascardi.

La ruta es bordeada a un lado por cerros del Cordón de la Ventana y al otro por las costas de los lagos Gutiérrez y Mascardi. El área está cubierta por bosque húmedo mixto de coihue (*Nothofagus dombeyi*) y ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*), con individuos añosos y muy altos (15–30 m), fragmentado por manchones puros de ciprés de la cordillera y de las especies exóticas pino Oregon (*Pseudotsuga menziesii*) y pino insigne (*Pinus radiata*).

El kilometraje total de rutas del Parque Nacional Nahuel Huapi (asfaltadas y de ripio) fue suministrado por la División de Manejo de Recursos de la Administración de Parques Nacionales, San Carlos de Bariloche. Se estimó, además, la longitud de dichos caminos que atravesaban las principales formaciones ambientales del parque (bosque, ecotono y estepa), en base a mapas publicados (Chehébar y Ramilo 1992).

Los individuos obtenidos fueron llevados al Laboratorio de Ornitología del Centro Regional Bariloche, Universidad Nacional del

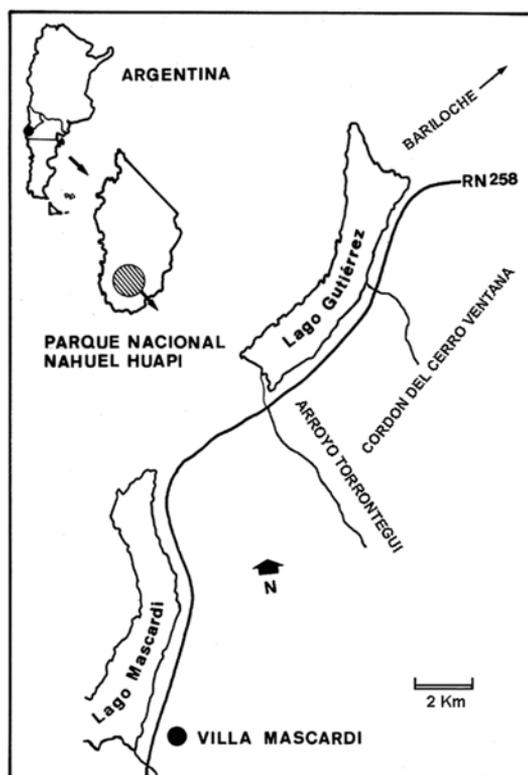


Figura 1. Sección de 27 km de la Ruta Nacional 258, Parque Nacional Nahuel Huapi (noroeste de la Patagonia argentina, provincia de Río Negro), recorrida entre 2000 y 2003.

Comahue, donde se los identificó y, en los casos en que fue posible, se los clasificó en juveniles o adultos. En Passeriformes, esta determinación se hizo a partir del grado de osificación del cráneo (según Ralph et al. 1996) y, en no Passeriformes, en base a la presencia o ausencia de suturas del cráneo. La recolección de animales muertos se llevó a cabo con autorización de la Delegación Técnica de la Administración de Parques Nacionales, San Carlos de Bariloche.

La tasa anual de mortalidad (número de aves halladas por kilómetro por año) se calculó según la siguiente fórmula: (número de aves halladas \times 365) / (número total de días muestreados \times total de kilómetros recorridos). Los resultados se expresan como promedios \pm EE. El promedio anual se calculó como el promedio de los promedios mensuales (incluyendo los meses sin hallazgos), considerando los datos de los tres años de muestreo para cada mes, dado el bajo número de aves obtenidas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El número de aves de cada especie registrado es demasiado bajo para analizarlo en relación a diferentes variables tales como la estación o la hora del día. Sin embargo, es interesante notar que la mayoría de los hallazgos fueron hechos durante la estación reproductiva (Tabla 1), que en la región se extiende aproximadamente desde octubre hasta marzo, según las especies consideradas. Este mayor nivel de mortalidad se puede deber a varios factores actuando solos o en combinación: (1) un aumento en la abundancia de aves, cosa que ocurre en la primavera por la presencia de juveniles, (2) una mayor exposición de individuos sin experiencia (juveniles), o (3) un incremento en el volumen del tránsito, típico de esa época del año. Si bien no se pudo determinar en todos los casos el grado de desarrollo de los individuos, debido a fracturas en el cráneo, se registró la presencia de juveniles (35% del total de las aves; ver Tabla 1). Si bien algunos autores atribuyen a los juveniles una tasa de mortalidad en rutas más elevada debido a su mayor inexperiencia, no existen resultados concluyentes que permitan afirmar que éstos sean más vulnerables a los automóviles que los adultos (Dunforth y Errington 1964).

Tabla 1. Casos registrados de colisiones entre aves y automóviles entre 2000 y 2003 a lo largo de 27 km de la Ruta Nacional 258, Parque Nacional Nahuel Huapi. J: juvenil o inmaduro; A: adulto; i: indeterminado.

Fecha	Especie	Edad
4 Ago	<i>Strix rufipes</i>	J
6 Ago	<i>Strix rufipes</i>	J
23 Ago	<i>Strix rufipes</i>	A
22 Sep	<i>Strix rufipes</i>	J
24 Sep	<i>Strix rufipes</i>	J
9 Oct	<i>Strix rufipes</i>	J
13 Oct	<i>Strix rufipes</i>	J
27 Oct	<i>Strix rufipes</i>	A
1 Nov	<i>Strix rufipes</i>	J
18 Nov	<i>Strix rufipes</i>	A
22 Nov	<i>Tyto alba</i>	A
4 Mar	<i>Tyto alba</i>	A
8 Nov	<i>Elaenia albiceps</i>	i
16 Nov	<i>Elaenia albiceps</i>	i
5 Dic	<i>Elaenia albiceps</i>	i
23 Sep	<i>Coragyps atratus</i>	A
14 Oct	<i>Coragyps atratus</i>	i
28 Dic	<i>Vanellus chilensis</i>	J
25 Mar	<i>Vanellus chilensis</i>	A
8 Ene	<i>Megaceryle torquata</i>	i
25 Ene	<i>Megaceryle torquata</i>	J
23 Dic	<i>Falco sparverius</i>	A
9 Nov	<i>Caprimulgus longirostris</i>	A
6 Ene	<i>Chloephaga poliocephala</i>	J
28 Mar	<i>Colaptes pitius</i>	A
30 Mar	<i>Pteroptochos tarnii</i>	A
5 Abr	<i>Pteroptochos tarnii</i>	A
5 Abr	<i>Turdus falcklandii</i>	A
10 Feb	<i>Aphrastura spinicauda</i>	i

Otra observación de interés es que de 13 especies consideradas, 4 (*Vanellus chilensis*, *Caprimulgus longirostris*, *Chloephaga poliocephala* y *Pteroptochos tarnii*) son principalmente caminadoras y otras 2 (*Elaenia albiceps* y *Turdus falcklandii*) se alimentan muy frecuentemente en el suelo. Asimismo, las dos especies de Strigiformes (*Strix rufipes* y *Tyto alba*) y *Falco sparverius* generalmente capturan sus presas (insectos o roedores) en tierra. *Coragyps atratus* es frecuentemente visto alimentándose de animales muertos sobre las rutas. Esto hace un total de casi un 77% (10/13) de las especies que posiblemente frecuentaron la ruta caminando, probablemente en busca de alimento. El atractivo de las banquinas y bordes de ruta para las aves ya ha sido reportado para varias

especies (sobre todo las rapaces), debido la mayor abundancia de roedores que ofrecen (Baudvin 1997, Fajardo et al. 1998, Massemin y Zorn 1998). Sin embargo, el tipo de lesiones encontradas (mayormente fracturas y lesiones internas) indicarían que, al menos en algunos casos, las muertes no se produjeron por impacto directo con los vehículos sino por golpes contra el suelo, luego de ser desestabilizados por la turbulencia creada detrás de los mismos.

Conociendo el número de kilómetros de camino en un área y la mortalidad promedio anual por kilómetro, se puede calcular fácilmente la cantidad de aves muertas por esta causa en cualquier área dada (Banks 1979). Sin embargo, es necesario tomar estos datos con precaución y solo como una estimación general de la magnitud de la mortalidad. El número total de aves halladas fue 29 (Tabla 1) en 720 días a lo largo de 27 km. Teniendo en cuenta que las cuatro veces diarias que se recorrieron los 27 km considerados permitieron recoger todas las aves visibles desde el automóvil, la tasa promedio anual de mortalidad es de 0.54 ± 0.19 individuos.km⁻¹.año⁻¹ ($n = 12$ meses). El kilometraje total de rutas asfaltadas del Parque Nacional Nahuel Huapi es de 196 km (Tabla 2); por lo tanto, el cálculo resulta en casi 106 aves muertas por año en los caminos asfaltados del parque. Si agregamos los caminos de ripio, el total de kilómetros es 354 (Tabla 2), con lo cual el número de aves asciende a 191 por año. En el caso de *Strix rufipes*, la especie atropellada con mayor frecuencia en la ruta, el cálculo correspondiente resulta en una tasa de atropello de 0.19 ± 0.08 individuos.km⁻¹.año⁻¹ ($n = 12$ meses). En este caso, por tratarse de una especie asociada a ambientes boscosos (Marks et al. 1999), consideramos solamente los tramos de rutas asfaltadas dentro del parque que atraviesan áreas cubiertas por bosques (157 km; Tabla 2), lo cual resulta en un total de casi 30 lechuzas por año muertas por esta causa. Considerando el total de rutas que atraviesan áreas boscosas (277 km; Tabla 2), el número es de 53 aves por año. Otras consideraciones seguramente elevan la tasa real por encima del número calculado. En primer lugar, es necesario tener en cuenta que la ruta considerada para estimar la tasa de mortalidad presenta escaso tránsito y baja velocidad. Sin embargo, las diferentes intensidades de tránsito y velocidad pueden variar la tasa en forma considerable

Tabla 2. Longitud (km) de rutas en el Parque Nacional Nahuel Huapi, asignadas a los ambientes predominantes en el área (según Chehébar y Ramilo 1992).

	Ambiente			Longitud total
	Bosque	Ecotono	Estepa	
Rutas asfaltadas	157	10	29	196
Rutas de ripio	120	38	-	158
Longitud total	277	48	29	354

(Clevenger et al. 2003). Dentro del parque existen rutas mucho más rápidas y transitadas (e.g., la Avenida Bustillo que une la ciudad de San Carlos de Bariloche con la península de Llao-Llao), lo que presumiblemente debe afectar la tasa de mortalidad (aunque no necesariamente aumentándola; ver Clevenger et al. 2003). Debe notarse también que no todas las aves atropelladas son detectadas por el método utilizado, ya que las de menor tamaño suelen ser despedidas sobre las banquetas hasta 2 m de la cinta asfáltica, lo que hace difícil su detección a menos que se haga una cuidadosa revisión a pie de los arbustos y pastos que rodean las banquetas. Dado su pequeño tamaño, consideramos que los Passeriformes están particularmente subvaluados por esta causa. Tampoco se toman en cuenta aves que, heridas, puedan desplazarse unos metros y ocultarse entre la vegetación, como se ha comprobado que ocurre en los casos de aves que colisionan contra ventanas (Klem 1990). Además, en el caso de *Strix rufipes*, hemos observado animales muertos en rutas que no atraviesan necesariamente zonas boscosas, especialmente durante la época de dispersión de los juveniles (otoño e invierno), cuando éstos se desplazan fuera de su hábitat habitual. Por todo esto consideramos que nuestros cálculos son conservadores. Sin embargo, dada la escasez de estudios sobre la mortalidad de aves relacionada con las actividades humanas, estimamos que este trabajo brinda una primera aproximación al problema.

En el caso particular de *Strix rufipes*, considerada una especie escasa en el parque (Chehébar y Ramilo 1992), la determinación de los factores que influyen en su relativamente alta tasa de mortalidad aportaría un conocimiento de importancia para su conservación a nivel local y regional. La identificación de

sectores de caminos que presentan un mayor nivel de mortalidad (tanto para esta especie como en general) aportaría conocimientos de fundamental importancia para el manejo de las poblaciones de aves en áreas urbanas y suburbanas.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos especialmente a María Marta Save, sin cuya invaluable colaboración no habríamos podido realizar este trabajo, y a Gerardo Carreras por la valiosa información aportada. Norberto Tomas y Álvaro Sánchez (División de Manejo de Recursos, PN Nahuel Huapi) por el cálculo de los kilómetros de rutas y su asignación a los distintos ambientes. Asimismo queremos expresar nuestro agradecimiento a Guillermo Morixe y a la Comisión de Fomento de Villa Mascardi, provincia de Río Negro, por la donación de equipo imprescindible para la conservación de los individuos obtenidos. Los comentarios de tres revisores anónimos mejoraron considerablemente nuestro manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- BANKS RC (1979) *Human related mortality of birds in the United States*. Special Scientific Report W-215, Fish and Wildlife Service, Washington DC
- BAUDVIN H (1997) Barn Owl (*Tyto alba*) and Long-eared Owl (*Asio otus*) mortality along motorways in Bourgogne-Champagne: report and suggestions. Pp. 58–61 en: DUNCAN JR, JOHNSON DH Y NICHOLLS TH (eds) *Biology and conservation of owls of the Northern Hemisphere*. General Technical Report NC-190, USDA Forest Service, Minnesota
- CHEHÉBAR C Y RAMILO E (1992) *Fauna del Parque Nacional Nahuel Huapi*. Administración de Parques Nacionales y Asociación de Amigos de la Patagonia "Francisco P. Moreno", San Carlos de Bariloche
- CLEVENGER AP, CHRUSZCZ B Y GUNSON KE (2003) Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* 109:15–26
- DUNFORTH AA Y ERRINGTON FP (1964) Casualties among birds along a selected road in Wiltshire. *Bird Study* 11:168–182
- FAJARDO I, PIVIDAL V, TRIGO M Y JIMÉNEZ M (1998) Habitat selection, activity peaks and strategies to avoid road mortality by the Little Owl *Athene noctua*. *Alauda* 66:49–60
- KLEM D (1990) Bird injuries, cause of death, and recuperation from collisions with windows. *Journal of Field Ornithology* 61:115–119
- MARKS JS, CANNINGS RJ Y MIKKOLA H (1999) Family Strigidae (typical owls). Pp. 76–242 en: DEL HOYO J, ELLIOTT A Y SARGATAL J (eds) *Handbook of the birds of the world. Volume 5. Barn-owls to hummingbirds*. Lynx Edicions, Barcelona
- MASSEMIN S Y ZORN T (1998) Highway mortality of Barn Owls in northeastern France. *Journal of Raptor Research* 32:229–232
- RALPH CJ, GEUPEL GR, PYLE P, MARTIN TE, DESANTE DF Y MILÁ B (1996) *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. General Technical Report PSW-GTR 159, USDA Forest Service, Albany
- SVENSSON S (1998) Bird kills on roads: is this mortality factor seriously underestimated? *Ornis Svecica* 8:183–187



BIOLOGÍA REPRODUCTIVA DE LOS CORMORANES IMPERIAL (*PHALACROCORAX ATRICEPS*) Y CUELLO NEGRO (*P. MAGELLANICUS*) EN EL GOLFO SAN JORGE, CHUBUT, ARGENTINA

GABRIEL PUNTA¹, PABLO YORIO^{2,3}, GONZALO HERRERA⁴ Y JOSÉ SARAVIA⁴

¹ *Secretaría de Turismo y Áreas Protegidas de la Prov. del Chubut. 9 de Julio 280, 9103 Rawson, Chubut, Argentina.*

² *Centro Nacional Patagónico (CONICET). Boulevard Brown 3500, U9120ACV Puerto Madryn, Chubut, Argentina. yorio@cenpat.edu.ar.*

³ *Wildlife Conservation Society. 2300 Southern Boulevard, Bronx, New York, NY 10460, EEUU.*

⁴ *Dirección General de Intereses Marítimos y Pesca Continental de la Provincia del Chubut. 9 de Julio 280, 9103 Rawson, Chubut, Argentina.*

RESUMEN.— Estudiamos la biología reproductiva de los cormoranes Imperial (*Phalacrocorax atriceps*) y Cuello Negro (*Phalacrocorax magellanicus*) en el Golfo San Jorge, Argentina, durante las temporadas reproductivas de 1991–1993. Los fechas en que fueron observados los primeros huevos variaron entre años, siendo entre mediados de octubre y mediados de noviembre para el Cormorán Imperial, y entre fines de octubre y principio de diciembre para el Cormorán Cuello Negro. Durante 1993, el 87% y el 86% de las parejas de Cormorán Imperial y Cormorán Cuello Negro, respectivamente, completaron su nidada en las cuatro semanas siguientes al inicio de la puesta. Para ambas especies, el número de huevos por nido al mes de iniciada la puesta presentó diferencias significativas entre años. El número promedio de huevos por nido fue similar entre los cormoranes Imperial y Cuello Negro en 1993 (2.4 vs. 2.1, respectivamente) pero significativamente diferente en 1991 (1.9 vs. 0.8). En dos de las temporadas de cría estudiadas, el volumen del tercer huevo fue significativamente menor comparado con los volúmenes de los primeros dos huevos. El período de incubación promedio se estimó en 27.9 días para el Cormorán Imperial. El éxito de eclosión para el Cormorán Imperial fue de 38.2% y 52.5% en las temporadas 1991 y 1992, respectivamente. El incremento en peso y el crecimiento del culmen registraron valores máximos entre la segunda y la tercera semana de vida, y valores próximos al asintótico a los 60 días. El crecimiento del tarso alcanzó valores máximos en la primera semana y valores asintóticos a los 30 días. Durante 1993, el número promedio de pichones sobrevivientes a la independencia por nido fue de 1.13 para el Cormorán Imperial y de 0.83 para el Cormorán Cuello Negro.

PALABRAS CLAVE: *Argentina, biología reproductiva, Cormorán Cuello Negro, Cormorán Imperial, Phalacrocorax atriceps, Phalacrocorax magellanicus.*

ABSTRACT. BREEDING BIOLOGY OF IMPERIAL CORMORANT (*PHALACROCORAX ATRICEPS*) AND ROCK SHAG (*P. MAGELLANICUS*) AT GOLFO SAN JORGE, CHUBUT, ARGENTINA.— We studied the breeding biology of Imperial Cormorant *Phalacrocorax atriceps* and Rock Shag *Phalacrocorax magellanicus* at Golfo San Jorge, Argentina, from 1991 to 1993. Dates in which first eggs were observed varied among seasons, being between mid October and mid November for Imperial Cormorants, and between late October and early December for Rock Shags. During 1993, 87% and 86% Imperial Cormorant and Rock Shag pairs, respectively, completed their clutches within four weeks after egg-laying started. The number of eggs per nest recorded one month after the start of egg laying for both species was statistically different among years. The average number of eggs per nest was similar between Imperial Cormorants and Rock Shags during 1993 (2.4 vs. 2.1, respectively) but significantly different during 1991 (1.9 vs. 0.8). During two of the study seasons the volume of the third egg was significantly smaller than the first and second eggs. The average length of the incubation period for Imperial Cormorants was estimated at 27.9 days. Hatching success of Imperial Cormorants was 38.2% (1991) and 52.5% (1992). Chick weight increase and culmen growth showed maximum values during the second and third weeks after hatching, reaching asymptotic values at 60 days. Chick tarsus growth reached maximum values during the first week and asymptotic values at 30 days. During 1993 mean number of chicks fledged per nest was 1.13 for Imperial Cormorants and 0.83 for Rock Shags.

KEY WORDS: *Argentina, breeding biology, Imperial Cormorant, Phalacrocorax atriceps, Phalacrocorax magellanicus, Rock Shag.*

Los cormoranes Imperial (*Phalacrocorax atriceps*) y Cuello Negro (*Phalacrocorax magellanicus*) están ampliamente distribuidos a lo largo de la costa de la provincia de Chubut (Punta y Saravia 1993, Yorio et al. 1998). El Cormorán Imperial es la cuarta especie en orden de importancia numérica en la Patagonia, con colonias de hasta varios miles de individuos, mientras que el Cormorán Cuello Negro posee un bajo tamaño poblacional con colonias de tamaño relativamente pequeño (Yorio et al. 1999). El Cormorán Imperial es el principal productor del recurso guanero, siendo de importancia económica a nivel regional (Punta 1996). En la mayor parte de su distribución las dos especies se reproducen en simpatria, nidificando en colonias adyacentes (Punta 1989, Yorio et al. 1998).

El norte del Golfo San Jorge es uno de los sectores de mayor importancia del litoral patagónico por su diversidad de aves marinas. En este sector costero se reproduce aproximadamente el 35% de los Cormoranes Imperiales y el 45% de los Cormoranes Cuello Negro de la Patagonia. A pesar de la importancia de las poblaciones de cormoranes en el Golfo San Jorge, es poco el conocimiento acerca de los patrones de reproducción en esta zona. La biología reproductiva del Cormorán Imperial en la costa atlántica de la Patagonia ha sido escasamente estudiada, disponiéndose únicamente de datos obtenidos en colonias continentales del norte de Chubut (Malacalza 1984, Yorio et al. 1994, Malacalza y Navas 1996) o en sitios bajo influencia humana en el sector central del Golfo San Jorge, Chubut (Libenson 1997) y en el sur de Santa Cruz (Arrighi y Navarro 1998). Los aspectos de la biología reproductiva del Cormorán Cuello Negro son mucho menos conocidos, disponiéndose sólo de información fragmentaria o descriptiva, mayormente para colonias en la provincia de Chubut (Murphy 1936, Humphrey et al. 1970, Boswall y Prytherch 1972, de la Peña 1980, Siegel-Causey 1986, Punta y Saravia 1993, Malacalza 1995, Libenson 1997, Woods y Woods 1997).

En este trabajo se describe la biología reproductiva de los cormoranes Imperial y Cuello Negro en Bahía Bustamante, al norte del Golfo San Jorge, siendo la primera información proveniente de un área de importancia relevante para ambas especies. Teniendo en cuenta que las poblaciones de esta zona

costera pueden estar sometidas a la extracción comercial de guano (Punta 1996) y que están comenzando a recibir visitas turísticas, el conocimiento de la biología reproductiva de ambas especies permitirá elaborar lineamientos de manejo. Además, el presente estudio comunica por primera vez información comparativa sobre la biología reproductiva de este par de especies congénéricas que comparan los mismos sitios de nidificación.

MÉTODOS

Los cormoranes Imperial y Cuello Negro presentan características morfológicas similares, aunque el Cormorán Imperial es de mayor tamaño (peso promedio: 2.2 vs. 1.5 kg; G Punta, datos no publicados). Las observaciones sobre los ciclos reproductivos se efectuaron en las colonias de Isla Isabel (45°07'S, 66°30'O) durante la temporada 1991 y de Isla Galiano (45°06'S, 66°25'O) durante las temporadas 1992 y 1993. La frecuencia de visita a las colonias fue distinta entre años. Durante las temporadas 1991 en Isla Isabel y 1992 en Isla Galiano, se efectuaron visitas desde el mes de octubre con una frecuencia variable (1-7 días), aunque durante las épocas de máxima ocurrencia de posturas y eclosión las visitas tuvieron frecuencias diarias. Para la temporada 1993 en Isla Galiano, en cambio, la frecuencia de visita fue semanal.

El número de nidos activos se estimó quincenalmente entre fines de octubre y fines de enero, considerando como nido activo a todo aquel en el que se observó la presencia de material de nidificación fresco, al menos un individuo de la pareja, huevos o pichones. En las colonias de Cormorán Cuello Negro y en la de Cormorán Imperial de Isla Isabel, el número de nidos se estimó mediante conteo directo. En la colonia de Cormorán Imperial de Isla Galiano se estimó utilizando el método de parcelas (Frere y Gandini 1996). Para la estimación del número de parejas que se reprodujeron en cada año se utilizaron los censos efectuados durante la máxima ocurrencia de posturas.

Durante las tres temporadas y en ambas colonias estudiadas se obtuvo información sobre los patrones de asentamiento, las fechas de puesta y eclosión y el número de huevos por nido. Durante las temporadas 1991 en Isla

Isabel y 1992 en Isla Galiano, se obtuvo, además, información sobre el tamaño y el peso de los huevos, el tiempo de incubación, el número de huevos eclosionados por nido y el número de pichones sobrevivientes a la quinta semana de edad (independencia del nido). Para la comparación de las medidas morfológicas y el peso a los 40 días de edad entre especies, los datos fueron obtenidos en ambas islas durante 1991.

Los huevos se marcaron con marcadores indelebles con un número indicativo del orden de puesta para aquellos casos en los cuales fue posible determinarlo. El peso de los huevos se obtuvo con balanza a resorte (precisión: 1 g), durante la semana en que fueron puestos. Las medidas se tomaron con Vernier (precisión: 0.1 mm). El volumen de los huevos, expresado en cm^3 , se calculó según la fórmula $V = 0.0051 \times \text{longitud} \times \text{ancho}^2$ (Hoyt 1979).

Durante 1991 y 1992 se tomaron medidas del peso en una muestra de pichones dentro de las 48 hs de nacidos (identificados sobre la base del tamaño y la presencia de restos del huevo), con balanza a resorte (precisión: 1 g). Cada pichón fue identificado de acuerdo al orden de eclosión mediante la colocación de una cinta adhesiva de diferente color adherida al tarso. Durante 1992 en Isla Galiano, se obtuvo información semanal sobre el peso y tamaño de los primeros pichones nacidos en una muestra de 44 nidos, con balanza a resorte (precisión: 10 g) y Vernier (precisión: 0.1 mm). Las curvas de crecimiento promedio de pichones se ajustaron a las distribuciones teóricas de Gompertz y logística (Ricklefs 1968, 1971) utilizando el método de los cuadrados mínimos (Sokal y Rohlf 1981), considerando luego aquella que presentaba el mejor ajuste. Los ajustes obtenidos para cada ecuación fueron comparados utilizando la fórmula de cociente de varianzas.

Entre fines de febrero y comienzos de marzo de las temporadas 1990 y 1993 se marcaron con anillos metálicos numerados (provistos por el Instituto Miguel Lillo, Tucumán) un total de 456 adultos y 1171 volantones de Cormorán Imperial en las islas Isabel y Galiano. Únicamente 10 de estos adultos fueron capturados en sus nidos; el resto fue capturado en la periferia de las colonias. Durante la temporada no reproductiva de 1992 se efectuaron visitas mensuales para cuantificar el número de individuos presentes en las áreas de estudio. Los conteos se realizaron en horas cercanas al mediodía.

RESULTADOS

Tamaño de colonias, asentamiento y nidificación

El tamaño de la colonia de Cormorán Imperial de Isla Isabel durante 1991 se estimó en 300 parejas reproductivas, mientras que el de la colonia de Isla Galiano se estimó en 900 y 1300 parejas durante 1992 y 1993, respectivamente. El tamaño de la colonia de Cormorán Cuello Negro de Isla Isabel se estimó en 22 parejas durante 1991, mientras que el de la Isla Galiano se estimó en 99 y 180 parejas reproductivas en 1992 y 1993, respectivamente. Durante el invierno del año 1992, por acción de un fuerte mar de fondo, el agua cubrió por completo a la Isla Isabel y afectó profundamente su topografía. La acción del mar produjo una gran deposición de rodados sobre la colonia de Cormorán Imperial. Durante la temporada 1992, 28 individuos de esta especie comenzaron a construir sus nidos en la zona ocupada durante las anteriores temporadas, pero abandonaron el intento. Durante dicha temporada solamente anidaron en Isla Isabel 32 parejas de Cormorán Imperial en un área de sustrato rocoso próxima a la ubicación anterior. A partir del año 1993, la colonia de Cormorán Imperial de Isla Galiano aumentó su número de nidos en una cantidad similar a la que tenía la colonia de Isla Isabel hasta el año 1991, desde alrededor de 900 nidos a aproximadamente 1300. Durante 1993 se observó que de 44 Cormoranes Imperiales anillados que estaban anidando en Isla Galiano, 8 (18.2%) habían sido anillados como reproductores en años previos en la colonia de Isla Isabel. Estas observaciones sugieren que parte de los individuos que formaban la colonia de Isla Isabel hasta la temporada 1991 se desplazaron a la Isla Galiano.

Tabla 1. Fechas de observación de los primeros huevos de Cormorán Imperial y Cormorán Cuello Negro en las colonias de Isla Isabel e Isla Galiano, Golfo San Jorge, entre 1991 y 1993.

Colonia	Año	Cormorán Imperial	Cormorán Cuello Negro
Isla Isabel	1991	16 Nov	6 Dic
Isla Galiano	1992	13 Nov	13 Nov
Isla Galiano	1993	15 Oct	26 Oct

Durante 1992, los Cormoranes Imperiales comenzaron a arribar a las colonias de islas Isabel y Galiano durante la primera semana de septiembre. La mayor parte de los individuos comenzaron a construir nidos durante la primera semana de octubre. Algunos individuos de Cormorán Cuello Negro fueron observados llevando material para el nido a partir de julio, aunque la mayoría de los nidos comenzó a ser construida entre la cuarta semana de septiembre y la primera de octubre.

Puesta e incubación

Las fechas en que fueron observados los primeros huevos variaron en los tres años estudiados en más de un mes (Tabla 1). Los primeros huevos del Cormorán Imperial fueron observados un mes antes en 1993 que en las dos temporadas anteriores. El período de puesta para ambas especies se extendió en algunas temporadas por más de dos meses a partir de la fecha señalada como de inicio de la misma. Sin embargo, durante la temporada 1993 en las colonias de Isla Galiano, el 87% y el 86% de las parejas de Cormorán Imperial ($n = 33$) y Cormorán Cuello Negro ($n = 15$), respectiva-

mente, completaron su nidada en las cuatro semanas siguientes al inicio de la puesta. El número de nidos activos para ambas especies durante las temporadas reproductivas de 1991 y 1993 alcanzó valores máximos durante la quincena posterior al inicio de las puestas (Fig. 1).

Para el Cormorán Imperial, el intervalo transcurrido entre la puesta del primer y el segundo huevo, en nidadas de dos huevos, se estimó en 2.3 ± 0.6 días ($n = 25$). Por su parte, para las nidadas de tres huevos, los intervalos transcurridos entre la puesta del primer y el segundo huevo y entre la puesta del segundo y el tercero se estimaron en 2.8 ± 1.2 días ($n = 35$) y 3.5 ± 1.1 días ($n = 15$), respectivamente. El tamaño de muestra para el Cormorán Cuello Negro no fue adecuado como para efectuar este tipo de análisis.

El número de huevos por nido al mes de iniciada la puesta para el Cormorán Imperial fue

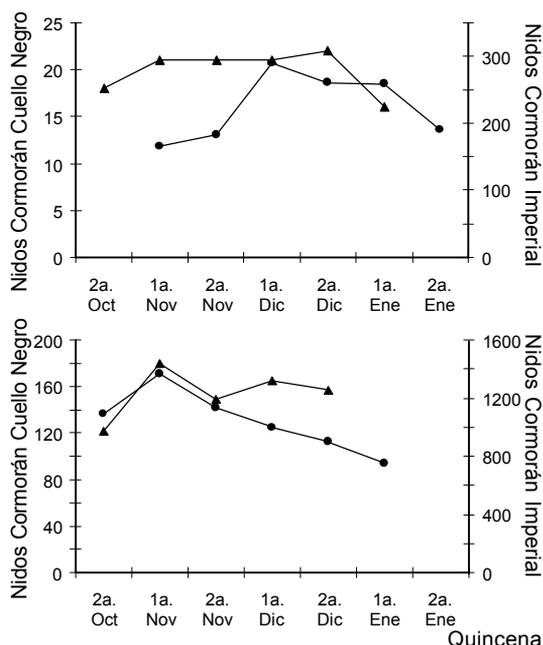


Figura 1. Variación del número de nidos activos de Cormorán Imperial (círculos) y Cormorán Cuello Negro (triángulos) a lo largo de la temporada reproductiva en las colonias de Isla Isabel durante 1991 (arriba) y de Isla Galiano durante 1993 (abajo).

Año	Cormorán Imperial	Cormorán Cuello Negro	H	P
1991	1.9 ± 0.9 (18)	0.8 ± 0.9 (20)	10.7	< 0.01
1992	2.3 ± 0.7 (53)	sd		
1993	2.4 ± 0.8 (46)	2.1 ± 1.1 (55)	2.07	> 0.05

Tabla 3. Longitud, ancho, volumen y peso de huevos de Cormorán Imperial y Cormorán Cuello Negro en las colonias de Isla Isabel (1991) e Isla Galiano (1992), Golfo San Jorge. Los datos se expresan como promedios (\pm DE), con el tamaño de muestra entre paréntesis.

Variable	Cormorán Imperial	Cormorán Cuello Negro	ANOVA
Largo (mm)	61.8 ± 2.8 (742)	57.9 ± 2.8 (191)	$F = 295.3$ $P < 0.001$
Ancho (mm)	39.8 ± 1.4 (742)	37.1 ± 1.1 (191)	$F = 571.9$ $P < 0.001$
Volumen (cm ³)	50.0 ± 5.0 (742)	40.7 ± 3.6 (191)	$F = 583.1$ $P < 0.001$
Peso (g)	52.8 ± 3.9 (113)	42.7 ± 4.5 (53)	$F = 212.8$ $P < 0.001$

Tabla 4. Volumen del primer, segundo y tercer huevo de Cormorán Imperial (con secuencia de puesta conocida) en nidadas de uno, dos y tres huevos en las colonias de Isla Isabel (1991) e Isla Galiano (1992), Golfo San Jorge. Los datos se expresan como promedios (\pm DE). Se muestran los valores de la comparación entre los volúmenes de los huevos (Prueba de *t* pareada). *: $P < 0.01$.

	<i>n</i>	Volumen (cm ³)			<i>t</i>		
		Primer huevo	Segundo huevo	Tercer huevo	1º vs. 2º	1º vs. 3º	2º vs. 3º
Isla Isabel							
Dos huevos	16	52.7 \pm 4.9	52.8 \pm 8.3		-0.1		
Tres huevos	27	53.8 \pm 4.7	50.9 \pm 3.5	44.9 \pm 7.8	2.0	4.4 *	3.1 *
Isla Galiano							
Un huevo	12	47.2 \pm 4.7					
Dos huevos	31	49.9 \pm 6.0	49.0 \pm 6.7		1.8		
Tres huevos	21	49.1 \pm 2.6	48.1 \pm 2.6	44.8 \pm 3.3	1.2	3.7 *	4.0 *

distinto entre años (ANOVA, $F = 3.2$, $P = 0.044$, $gl = 2$; Tabla 2). No obstante, la Prueba de Rangos Múltiples indicó que la única diferencia significativa se observó entre los años 1991 y 1993. Del mismo modo, para el Cormorán Cuello Negro el número de huevos por nido al mes de iniciada la puesta presentó diferencias significativas entre años (ANOVA, $F = 20.9$, $P < 0.0001$, $gl = 1$; Tabla 2). Por su parte, el número de huevos por nido fue similar entre especies durante 1993 pero significativamente diferente durante 1991 (Tabla 2).

Los huevos examinados tanto para el Cormorán Imperial como para el Cormorán Cuello Negro fueron de forma elipsoidal, de color azul-verdoso pálido, cubiertos con una capa calcárea blanca. Las dimensiones de los huevos fueron significativamente mayores para el Cormorán Imperial (Tabla 3), observándose la presencia en ambas especies de una baja proporción (menor al 0.3%) de huevos anormalmente pequeños. El peso de los huevos de las dos especies estuvo relacionado positivamente y en forma altamente significativa con el volumen (Cormorán Imperial: $y = 0.82514x + 9.6232$, $n = 113$, $r = 0.89$, $P < 0.001$; Cormorán Cuello Negro: $y = 1.012x + 1.0174$, $n = 53$, $r = 0.83$, $P < 0.001$).

El tamaño de los huevos de Cormorán Imperial en las nidadas de tres huevos dependió del orden de puesta. Para dos de las temporadas de cría estudiadas se observó que el volumen del tercer huevo fue significativamente menor comparado con los volúmenes de los primeros dos huevos (Tabla 4). En cambio, en las nidadas de dos huevos el volumen de ambos huevos fue similar (Tabla 4). Para el Cormorán Cuello Negro de Isla Isabel, el volumen promedio del primer (40.2 ± 4.3 cm³, $n = 6$) y del segundo huevo (40.1 ± 4.9 cm³, $n = 6$), en las nidadas de dos huevos, fueron similares (Prueba de Wilcoxon, $Z = -0.41$, $P > 0.05$).

Éxito de eclosión y supervivencia de pichones

El período de incubación se estimó en 27.9 ± 2.4 días ($n = 11$ nidos) para el Cormorán Imperial. No fue posible estimar el período de incubación para el Cormorán Cuello Negro debido al bajo tamaño de muestra. Los huevos de los cormoranes Imperial y Cuello Negro eclosionaron mayoritariamente en forma asincrónica.

El éxito de eclosión para el Cormorán Imperial fue de 38.2% y de 52.5% en las tempora-

Tabla 5. Número de huevos puestos y huevos eclosionados de Cormorán Imperial en las colonias de Isla Isabel (1991) e Isla Galiano (1992), Golfo San Jorge.

Colonia	<i>n</i>	Huevos puestos	Huevos eclosionados		
			Número	Porcentaje	Promedio (\pm DE) por nido
Isla Isabel	18	34	13	38.2	0.7 \pm 0.9
Isla Galiano	53	120	63	52.5	1.2 \pm 1.0

das 1991 y 1992, respectivamente (Tabla 5). Estas diferencias no resultaron estadísticamente significativas ($X^2 = 2.2$, $gl = 1$, $P > 0.05$). Para el Cormorán Imperial, la proporción de pichones vivos al mes de nacidos respecto del número de pichones nacidos ($n = 12$) durante la temporada 1991 fue de 66.7%.

Las curvas de crecimiento promedio elaboradas en base a medidas morfométricas y al peso de pichones de Cormorán Imperial mostraron un buen ajuste a la ecuación de Gompertz (tarso: $r^2 = 0.99$, $n = 30$, $F_{3,4} = 2.671$, $P < 0.01$; culmen: $r^2 = 0.98$, $n = 60$, $F_{3,5} = 1.278$, $P < 0.01$; peso: $r^2 = 0.99$, $n = 60$, $F_{3,5} = 4.691$, $P < 0.01$). El incremento de cada variable estuvo definido por: tarso = $69.7e^{-1.87e^{-0.139T}}$, culmen = $49.9e^{-1.95e^{-0.091T}}$, y peso = $2.2e^{-4.41e^{-0.082T}}$; donde $T =$ edad (en días).

Tanto el incremento de peso como el crecimiento del culmen registraron valores máximos entre la segunda y la tercera semanas de vida, alcanzando valores próximos al asintótico a los 60 días. El crecimiento del tarso alcanzó valores máximos en la primera semana y valores asintóticos a los 30 días (Fig. 2). Considerando que el peso promedio de machos y hembras adultos en Bahía Bustamante a comienzos de la temporada de cría es de aproximadamente 2.2 kg (G Punta, datos no publicados), los pichones alcanzaron al mes de

Tabla 6. Longitud del tarso, del culmen y peso de pichones (de aproximadamente 40 días de edad) de Cormorán Imperial y Cormorán Cuello Negro en las colonias de Isla Isabel (1991) e Isla Galiano (1991), Golfo San Jorge. Los datos se expresan como promedios (\pm DE).

	Cormorán Imperial	Cormorán Cuello Negro	Prueba de t
Tarso (cm)	6.8 ± 0.4	5.6 ± 0.2	$t = 10.3$ $P < 0.01$
Culmen (cm)	5.2 ± 0.3	4.9 ± 0.3	$t = 3.4$ $P < 0.01$
Peso (kg)	1.540 ± 0.254	1.284 ± 0.171	$t = 3.4$ $P < 0.01$
n	217	12	

vida un peso promedio equivalente al 64% del peso de los adultos. A los aproximadamente 40 días de edad, los pichones de Cormorán Imperial fueron significativamente mayores que los de Cormorán Cuello Negro (Tabla 6).

El número de pichones sobrevivientes a la independencia por nido resultó similar entre años para el Cormorán Imperial ($X^2 = 4.5$, $gl = 2$, $P > 0.05$; Tabla 7). Durante 1993, el número de pichones sobrevivientes a la independencia por nido fue similar para ambas especies ($X^2 = 1.4$, $gl = 1$, $P > 0.05$; Tabla 7).

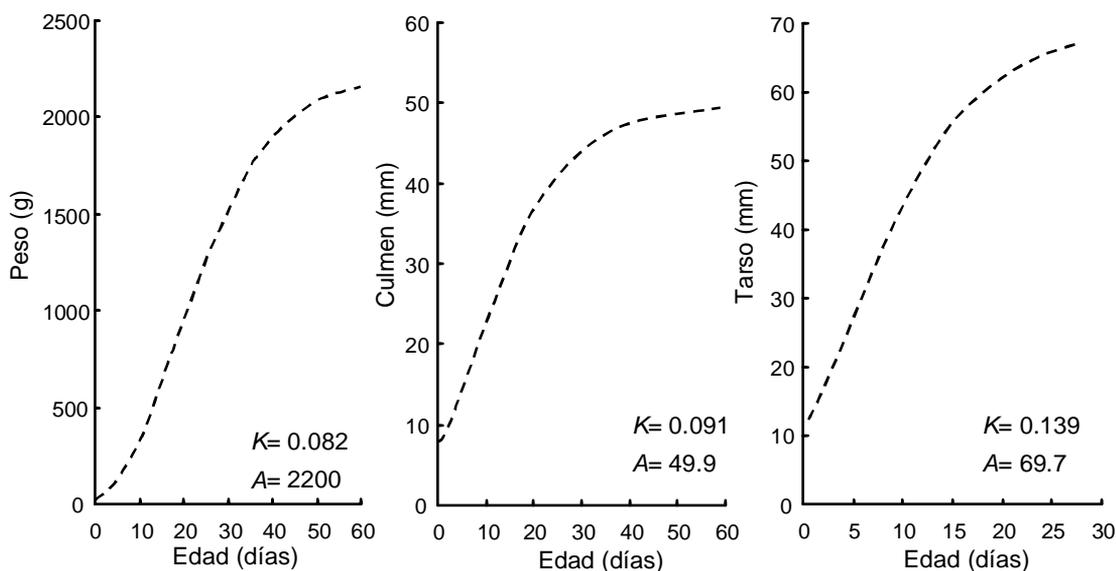


Figura 2. Curvas de crecimiento de los pichones de Cormorán Imperial en las colonias de Isla Isabel e Isla Galiano, Golfo San Jorge. Para cada curva se indica la constante de crecimiento (K) y la asíntota (A) de la ecuación de Gompertz.

Tabla 7. Número de huevos puestos, número de pichones y número promedio de pichones por nido criados hasta la independencia del nido en las colonias de Cormorán Imperial y Cormorán Cuello Negro de Isla Isabel (1991) y de Isla Galiano (1993), Golfo San Jorge.

	<i>n</i>	Huevos puestos	Pichones	Pichones por nido
Cormorán Imperial				
Isla Isabel	65		63	0.97
Isla Galiano	23	56	26	1.13
Cormorán Cuello Negro				
Isla Galiano	12	27	10	0.83

Finalización del ciclo reproductivo y dispersión

Los pichones de Cormorán Imperial comenzaron a abandonar progresivamente sus colonias luego de haber completado la muda juvenil (aproximadamente a los 3 meses de edad), aunque la mayor parte de los individuos lo hicieron entre la última semana de marzo y la primera de abril. A partir de estas fechas, la mayor parte de la población de Cormorán Imperial parece dispersarse, alejándose de las zonas de reproducción. Durante las visitas efectuadas a las zonas de cría fuera de la temporada reproductiva, se observó la presencia de un número relativamente bajo de Cormoranes Imperiales. Además, un total de 21 individuos anillados en las colonias de las islas Isabel y Galiano fueron recuperados distantes en hasta 600 km durante otoño e invierno en localidades al norte de la provincia.

Los pichones de Cormorán Cuello Negro comenzaron a frecuentar el mar a fines de marzo. A diferencia de lo observado para el Cormorán Imperial, el número de individuos adultos de Cormorán Cuello Negro se mantuvo relativamente constante a lo largo de todo el año. Durante las visitas a las zonas de cría en temporada invernal se observó un gran número de Cormoranes Cuello Negro en las islas y sus inmediaciones. En cuatro visitas mensuales efectuadas entre mayo y agosto de 1992 a Isla Galiano, se observó en la isla el 40–50% del total de aves presentes en la colonia durante la temporada anterior. Se desconoce el número de individuos que se encontraban alimentándose en aguas adyacentes.

DISCUSIÓN

La cronología de los eventos del ciclo reproductivo del Cormorán Imperial en Bahía Bustamante varió en más de un mes du-

rante los años estudiados, abarcando el rango de fechas observado para otras colonias de Chubut como Punta Tombo (Malacalza 1984) y Punta León (Yorio et al. 1994, Malacalza y Navas 1996), para Isla Deseada, Santa Cruz (Arrighi y Navarro 1998) y para las Islas Malvinas (Woods y Woods 1997). Las fechas de inicio de puesta observadas, sin embargo, fueron anteriores a las registradas en la colonia ubicada sobre el muelle abandonado de Comodoro Rivadavia, en donde la reproducción comienza a fines de noviembre (Libenson 1997). El Cormorán Cuello Negro en Bahía Bustamante, por su parte, mostró una mayor variación entre años en la época de puesta que el Cormorán Imperial. Al igual que lo observado para el Cormorán Imperial, las fechas de inicio de puesta en la zona de estudio abarcaron el rango de fechas observado en otras colonias de la provincia de Chubut (Malacalza 1995, Libenson 1997) y en las Islas Malvinas (Woods y Woods 1997).

En dos de las temporadas los Cormoranes Imperiales se reprodujeron más de un mes antes que los Cormoranes Cuello Negro. También han sido registradas diferencias en la cronología del ciclo reproductivo en otras localidades del norte de la Patagonia (Malacalza 1995, Libenson 1997), en Punta Tombo (G Punta, datos no publicados) y en otras colonias del norte del Golfo San Jorge (G Punta, datos no publicados). Las diferencias observadas en las fechas de inicio de las puestas entre los cormoranes Imperial y Cuello Negro durante los ciclos reproductivos estudiados podrían atribuirse a diferencias en su ecología alimentaria, como ha sido sugerido para otras aves marinas (Lack 1971, Croxall y Prince 1980, Schreiber y Burger 2002). En la zona de Bahía Bustamante ambas especies se alimentan en gran proporción de peces bentónicos, aunque

el Cormorán Imperial muestra un rango de alimentación más amplio y una mayor utilización de cardúmenes de presas pelágicas (Punta et al. 1993, Punta et al., en prensa). Estas diferencias en la ecología alimentaria podrían permitirle al Cormorán Imperial alcanzar con anterioridad una condición física adecuada para comenzar la reproducción.

Para el Cormorán Imperial, el número de huevos por nido al mes de iniciada la puesta fue menor durante 1991. Esta diferencia pudo deberse a los disturbios ocasionados durante ese año por ataques de Petreles Gigantes Comunes (*Macronectes giganteus*) sobre Cormoranes Imperiales adultos (Punta y Herrera 1995). El sobrevuelo de los petreles ocasionó el abandono de nidos en repetidas oportunidades, resultando en la depredación de huevos por Gaviotas Cocineras (*Larus dominicanus*), Gaviotas Grises (*Leucophaeus scoresbii*) y Palomas antárticas (*Chionis alba*) (Punta y Herrera 1995). El número de huevos por nido al mes de iniciada la puesta fue también menor en 1991 que en 1993 para el Cormorán Cuello Negro. Aunque durante esa temporada no se observaron intentos de depredación de Petreles Gigantes Comunes sobre esta especie, la proximidad de las colonias de Cormorán Imperial y Cormorán Cuello Negro sugiere que pueden haber sido también afectados por esos disturbios. Cabe considerar que las diferencias observadas en el número de huevos entre temporadas pueden también ser el resultado de cambios en la disponibilidad de alimento, aunque se carece de la información necesaria para evaluar esta hipótesis.

En las colonias de Bahía Bustamante, gran parte de los individuos de Cormorán Cuello Negro permanecieron en la zona durante el invierno, mientras que la mayor parte de los Cormoranes Imperiales se dispersaron fuera del área de cría. La información obtenida sobre dispersión de Cormoranes Imperiales adultos y juveniles en este estudio sugiere un movimiento post-reproductivo hacia el norte de sus localidades de cría. Aunque se desconoce su procedencia, individuos de esta especie han sido anteriormente reportados a lo largo de la costa atlántica en la provincia de Buenos Aires y en Uruguay durante la temporada de otoño-invierno (Murphy 1936, Meyer de Schauensee 1966, Escalante 1970, del Hoyo 1992, Rasmussen 1994).

Tanto la Bahía Bustamante como los sectores costeros adyacentes constituyen importantes zonas de extracción de macroalgas, particularmente *Gracilaria verrucosa*. La explotación guanera también se ha llevado a cabo intermitentemente en algunas de las colonias insulares de Cormorán Imperial (Punta 1996). Recientemente ha comenzado la explotación turística de algunos sitios. El conocimiento de la biología reproductiva de los cormoranes Imperial y Cuello Negro es particularmente relevante al momento de establecer pautas de manejo costero para ordenar el desarrollo de actividades humanas y minimizar el disturbio resultante. Por ejemplo, una de las principales precauciones a tener en cuenta durante la extracción de guano debe ser evitar el disturbio producido por el ingreso de personas a la colonia para desarrollar actividades extractivas durante momentos críticos del ciclo reproductivo (Punta 1996). Las operaciones de extracción de guano deberían efectuarse después de la novena semana de nacidos los pichones y antes del asentamiento de los reproductores en la siguiente temporada. Las variaciones entre años en el patrón temporal de reproducción imposibilitan el establecimiento de fechas de extracción prefijadas, debiéndose determinar año tras año los períodos de actividad extractiva para cada colonia.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Dirección General de Intereses Marítimos de Chubut y a la Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco por el apoyo al presente estudio. A Soriano S.A. y a los Señores Miguel José y Esteban De Felice por su apoyo logístico. Finalmente, a Sandro Sollazzo por la colaboración en los trabajos de campo y a Flavio Quintana por sus comentarios durante la elaboración del manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- ARRIGHI A Y NAVARRO JL (1998) Ecología reproductiva del Cormorán Imperial (*Phalacrocorax atriceps*), en Isla Deseada (Santa Cruz, Argentina). *Hornero* 15:64-67
- BOSWALL J Y PRYTHERCH RJ (1972) Some notes on the birds of Point Tombo, Argentina. *Bulletin of the British Ornithologists Club* 92:118-129
- CROXALL JP Y PRINCE PA (1980) Food, feeding ecology and ecological segregation of seabirds at South Georgia. *Biological Journal of the Linnean Society* 14:103-131

- ESCALANTE R (1970) *Aves marinas del Río de la Plata y aguas vecinas del Océano Atlántico*. Barreiro y Ramos, Montevideo
- FRERE E Y GANDINI P (1996) Conceptos generales para la evaluación y monitoreo de poblaciones de aves marinas. *Informes Técnicos del Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica-Fundación Patagonia Natural* 8:1-29
- DEL HOYO J, ELLIOTT A Y SARGATAL J (1992) *Handbook of the birds of the world. Volume 1. Ostrich to ducks*. Lynx Edicions, Barcelona
- HOYT DF (1979) Practical methods of estimating volume and fresh weight of birds eggs. *Auk* 96:73-77
- HUMPHREY PS, BRIDGE D, REYNOLDS PW Y PETERSON RT (1970) *Birds of Isla Grande (Tierra del Fuego)*. Smithsonian Institution, Washington DC
- LACK D (1971) *Ecological isolation in birds*. Blackwell, Oxford
- LIBENSON L (1997) Aspectos de la biología reproductiva de *Phalacrocorax magellanicus* y *P. albiventer* en el puerto de Comodoro Rivadavia (Chubut: Argentina). *Neotropica* 43:73-77
- MALACALZA VE (1984) Biología reproductiva de *Phalacrocorax albiventer*. I. Nidificación en Punta Tombo. *Contribución Centro Nacional Patagónico* 98:1-13
- MALACALZA VE (1995) Aportes al conocimiento de la biología reproductiva de *Phalacrocorax magellanicus* (Aves: Phalacrocoracidae). *Neotropica* 41:27-30
- MALACALZA VE Y NAVAS JR (1996) Biología y ecología reproductiva de *Phalacrocorax albiventer* (Aves: Phalacrocoracidae) en Punta León, Chubut, Argentina. *Ornitología Neotropical* 7:53-61
- MEYER DE SCHAUENSEE R (1966) *The species of birds of South America with their distribution*. Livingston, Narberth
- MURPHY RC (1936) *Oceanic birds of South America. Volume 2*. Macmillan Company y American Museum of Natural History, Nueva York
- DE LA PEÑA M (1980) Notas nidológicas sobre biguaes y cormoranes (Aves: Anhingidae y Phalacrocoracidae). *Historia Natural* 1:109-112
- PUNTA G (1989) *Guaneras de la Provincia del Chubut. Potencialidad productiva y fundamentos para su manejo racional*. Dirección de Impresiones Oficiales, Rawson
- PUNTA G (1996) Estado de situación del recurso guanero en la República Argentina. *Informes Técnicos del Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica - Fundación Patagonia Natural* 6:1-19
- PUNTA G Y HERRERA G (1995) Predation by Southern Giant Petrels *Macronectes giganteus* on adult Imperial Cormorants *Phalacrocorax atriceps*. *Marine Ornithology* 23:166-167
- PUNTA G Y SARAVIA J (1993) Distribución, abundancia y aspectos de la biología reproductiva del Cormorán Cuello Negro *Phalacrocorax magellanicus* en la Provincia del Chubut, Argentina. *Hornero* 13:295-298
- PUNTA GE, SARAVIA JRC Y YORIO PM (1993) The diet and foraging behaviour of two Patagonian cormorants. *Marine Ornithology* 21:27-36
- PUNTA G, YORIO P Y HERRERA G (en prensa) Temporal patterns in the diet and food partitioning in Imperial Cormorants (*Phalacrocorax atriceps*) and Rock Shags (*P. magellanicus*) breeding at Bahía Bustamante, Argentina. *Wilson Bulletin*
- RASMUSSEN PC (1994) Geographic variation in morphology and allozymes of South American Imperial Shags. *Auk* 111:143-161
- RICKLEFS RE (1968) Patterns of growth in birds. *Ibis* 110:419-451
- RICKLEFS RE (1971) Patterns of growth in birds. II. Growth rate and mode of development. *Ibis* 115:177-201
- SCHREIBER EA Y BURGER J (2002) *Biology of marine birds*. CRS Press, Boca Ratón
- SIEGEL-CAUSEY D (1986) Behaviour and affinities of the Magellanic Cormorant. *Notornis* 33:249-257
- SOKAL RR Y ROHLF FS (1981) *Biometry*. WH Freeman & Company, San Francisco
- WOODS W Y WOODS A (1997) *Atlas of breeding birds of the Falkland Islands*. Anthony Nelson, Shropshire
- YORIO P, FRERE E, GANDINI P Y CONWAY W (1999) Status and conservation of seabirds breeding in Argentina. *Bird Conservation International* 9:299-314
- YORIO P, GARCÍA BORBOROGLU P, BERTELLOTTI M, LIZURUME ME, GIACCARDI M, PUNTA G, SARAVIA J, HERRERA G, SOLLAZZO S Y BOERSMA D (1998) Distribución reproductiva y abundancia de las aves marinas de Chubut. Parte II: Norte del Golfo San Jorge, de Cabo Dos Bahías a Comodoro Rivadavia. Pp. 76-117 en: YORIO P, FRERE E, GANDINI P Y HARRIS G (eds) *Atlas de la distribución reproductiva de aves marinas en el litoral patagónico argentino*. Fundación Patagonia Natural y Wildlife Conservation Society, Buenos Aires
- YORIO P, QUINTANA F, CAMPAGNA C Y HARRIS G (1994) Diversidad, abundancia y dinámica espacio-temporal de la colonia mixta de aves marinas de Punta León, Patagonia. *Ornitología Neotropical* 5:69-77



DIETA DE JUVENILES DE GAVIOTA CANGREJERA (*LARUS ATLANTICUS*) EN ESTUARIOS DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES

MARÍA PAULA BERÓN

Laboratorio de Vertebrados, Depto. de Biología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata. Funes 3250, B7602AYJ Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. mpberon@mdp.edu.ar

RESUMEN.— Se presenta información acerca de la dieta de juveniles de Gaviota Cangrejera (*Larus atlanticus*) en dos estuarios de la provincia de Buenos Aires (Mar Chiquita y Punta Rasa). El cangrejo *Chasmagnathus granulatus* fue la presa más importante en frecuencia de ocurrencia y en abundancia en ambos sitios. Otras especies de cangrejos estuvieron ocasionalmente presentes en la dieta. La talla promedio de *Chasmagnathus granulatus* presentó diferencias significativas entre ambos sitios. La dieta mostró variaciones con respecto a lo encontrado en trabajos anteriores, en los cuales se tuvieron en cuenta todas las clases de edad. Las diferencias consistieron en un menor consumo de cangrejos y de menores tallas. Los juveniles tendrían preferencia por presas más pequeñas en relación con un menor gasto energético con respecto a los tiempos de búsqueda, captura y manipuleo.

PALABRAS CLAVE: cangrejos grápsidos, *Chasmagnathus granulatus*, dieta, Gaviota Cangrejera, *Larus atlanticus*.

ABSTRACT. DIET OF JUVENILES OF OLRÓG'S GULL (*LARUS ATLANTICUS*) IN ESTUARIES OF BUENOS AIRES PROVINCE.— In this paper I present information on the diet of juveniles of Oloróg's Gull (*Larus atlanticus*) in two estuaries of Buenos Aires Province (Mar Chiquita and Punta Rasa). The grapsid crab *Chasmagnathus granulatus* was the most important prey (in frequency as well as in abundance) in both sampling sites. Other crab species were occasionally present in the diet. The average size of consumed *Chasmagnathus granulatus* differed significantly between the two sampling sites. The number of crabs per pellet was lower than that observed in previous studies, and crab sizes were smaller than those consumed by adult gulls. This preference for smaller crabs could be related with lower costs of capture and handling in these preys.

KEY WORDS: *Chasmagnathus granulatus*, diet, grapsid crabs, *Larus atlanticus*, Oloróg's Gull.

Recibido 8 agosto 2003, aceptado 30 diciembre 2003

La principal característica poblacional de la Gaviota Cangrejera (*Larus atlanticus*) es el reducido número de individuos reproductivos (menor a las 2500 parejas), distribuidos en las 11 colonias reportadas en un área muy acotada (Burger y Gochfeld 1996, Yorio et al. 1998). Estas características hacen que la especie posea actualmente un estatus de "vulnerable" (Burger y Godchfeld 1996) y que se encuentre incluida en el Apéndice I de la Convención sobre Conservación de Especies Migratorias (Convention on Migratory Species 2002). En el este de la provincia de Buenos Aires, *Larus atlanticus* es considerada una visitante invernal (Narosky y Di Giacomo 1993), estatus que se mantiene en la albufera Mar Chiquita (Favero 1991, Bó et al. 1995). Durante fines de

primavera y a lo largo del verano sólo permanecen en Mar Chiquita individuos juveniles y subadultos (Martínez et al. 2000, Martínez 2001).

Las principales presas reportadas para *Larus atlanticus* durante la época reproductiva y no reproductiva son los cangrejos *Chasmagnathus granulatus* en el estuario de Bahía Blanca (Delhey et al. 2001), *Chasmagnathus granulatus* y *Cyrtograpsus angulatus* en la albufera de Mar Chiquita (Spivak y Sánchez 1992, Copello y Favero 2001), y *Cyrtograpsus angulatus* y *Cyrtograpsus altimanus* en Chubut (Herrera y Punta, datos no publicados). Se han encontrado otros ítems en la dieta, incluyendo cirripedios (*Balanus glandula*), desechos de peces y carnada (Spivak y Sánchez 1992,

Martínez et al. 2000, Delhey et al. 2001), bivalvos, aves e insectos (Spivak y Sánchez 1992) y anélidos (Herrera y Punta, datos no publicados).

En distintas especies de gaviotas han sido reportadas diferencias en el comportamiento alimentario entre clases de edad (Verbeek 1977, Ingolfsson y Estrella 1978, Searcy 1978, Steele y Hockey 1995, Bertellotti y Yorio 2000). Éstas han sido atribuidas usualmente a la dificultad que presentan las tácticas de alimentación utilizadas y a la dificultad en aprender a reconocer los ítems alimentarios, entre otros. Tales diferencias han sido relacionadas directamente con el retraso en la madurez sexual de las aves marinas, muchas de las cuales no se reproducen hasta los cuatro años o más (Burger 1987). También se postula que la mayor plasticidad comportamental de los individuos juveniles podría otorgarles cierta "ventaja" (Greenberg 1990), ya que, además, tienen menores compromisos y fluctuaciones en los requerimientos energéticos a lo largo del año al no verse involucrados en eventos reproductivos (Croxall 1987). En un estudio previo realizado en Mar Chiquita se observó que los juveniles de *Larus atlanticus* presentaban un mayor porcentaje de consumo de ítems que están más disponibles y que implican una captura y manipuleo muy sencillos en relación a los de los adultos y subadultos, así como también el empleo de tácticas de alimentación sencillas (Copello y Favero 2001). En este trabajo se presenta nueva información acerca de la composición de la dieta de individuos juveniles de *Larus atlanticus* en la albufera Mar Chiquita y en Punta Rasa (Bahía Samborombón) durante la temporada estival.

MÉTODOS

El muestreo se llevó a cabo en dos estuarios de la provincia de Buenos Aires. Mar Chiquita (37°46'S, 57°27'O), ubicado 37 km al noreste de la ciudad de Mar del Plata, es la única albufera activa en Argentina, es Reserva Mundial de la Biosfera y Reserva Provincial (según Ley Provincial 12270). Punta Rasa (36°20'S, 56°45'O) está ubicada en el extremo sur de la Bahía Samborombón, y es Sitio Ramsar considerado "Humedal de Importancia Internacional" (Gómez y Torresani 1998). En Mar Chiquita, dos especies de cangrejos dominan en el mesolitoral (*Chasmagnathus granulatus* y *Uca*

uruguayensis), mientras que una tercera especie domina en el infralitoral y se encuentra en playas de arena y limo desprotegidas (*Cyrtograpsus angulatus*) (Spivak et al. 1994). En conjunto, estos cangrejos constituyen una importante fuente de alimento para distintas especies de aves (Martínez 1993). Punta Rasa se caracteriza por la presencia de extensas áreas ocupadas por *Chasmagnathus granulatus* y *Uca uruguayensis*, denominadas comúnmente "cangrejales" (Boschi 1964).

Con la finalidad de describir los ítems que componen la dieta de *Larus atlanticus*, se colectaron 125 egagrópilas en zonas de descanso durante los meses de noviembre y diciembre de 2000 y de 2001. Los individuos observados durante el muestreo eran juveniles y subadultos, dominando ampliamente los primeros en todos los casos. El procesado de las egagrópilas se realizó secándolas a temperatura ambiente, separando luego los restos diagnósticos (quelas y mandíbulas en el caso de los cangrejos, restos óseos en el caso de peces, y élitros, cabezas y patas de insectos) y observándolos a lupa (20×). El sexo de los cangrejos *Chasmagnathus granulatus* y *Cyrtograpsus angulatus* se determinó por comparación de la longitud y el ancho de la quela con un Análisis de Regresión de estas variables. El tamaño (ancho del caparazón) fue estimado a través de una regresión con la variable ancho de mandíbula (ver Spivak y Sánchez 1992). Los restos diagnósticos se midieron utilizando un calibre digital (precisión: 0.01 mm). Las mandíbulas fueron identificadas como derecha e izquierda, considerando al mayor número como indicador del número de presas por egagrópila.

RESULTADOS

Un total de 80 individuos de *Larus atlanticus* fue la máxima abundancia registrada durante el periodo de muestreo. La proporción de individuos observada fue de 86% de juveniles y 14% de subadultos en Mar Chiquita, y de 95% de juveniles y 5% de subadultos en Punta Rasa.

Los cangrejos tuvieron una alta frecuencia de ocurrencia, tanto en Mar Chiquita como en Punta Rasa (Tabla 1). Entre los ítems hallados, los insectos y los peces fueron menos frecuentes. Considerando solo a las especies presa comunes a las dos localidades, se hallaron diferencias altamente significativas en la abundan-

Tabla 1. Abundancia (expresada como porcentaje del total de presas) y frecuencia de ocurrencia (en porcentaje, entre paréntesis) de presas halladas en egagrópilas de *Larus atlanticus* en Mar Chiquita y Punta Rasa, provincia de Buenos Aires.

	Mar Chiquita	Punta Rasa
Cangrejos		
<i>Chasmagnathus granulatus</i>	77.0 (100.0)	90.9 (98.8)
<i>Cyrtograpsus angulatus</i>	0.7 (2.2)	-
<i>Uca uruguayensis</i>	1.3 (2.2)	-
Insectos	21.1 (44.4)	1.1 (2.5)
Peces	-	8.0 (17.5)
Número total de muestras	45	80
Número total de presas	152	175

cia ($\chi^2_2 = 44.52$, $P < 0.001$) y en la frecuencia ($\chi^2_2 = 33.61$, $P < 0.001$) entre ambas áreas de estudio.

El número promedio (\pm DE) estimado de cangrejos por egagrópila fue de 2.6 ± 1.2 para Mar Chiquita y de 1.9 ± 1.1 para Punta Rasa, encontrándose diferencias significativas entre los dos sitios ($t_{123} = 2.92$, $P < 0.05$). El 66.9% de los restos de cangrejos analizados incluyó quelas y el 39.5% incluyó mandíbulas. Los mismos fueron identificados como pertenecientes a *Chasmagnathus granulatus* (99%), *Uca uruguayensis* (0.7%) y *Cyrtograpsus angulatus* (0.4%). Las dos últimas especies solo estuvieron presentes en las muestras de Mar Chiquita.

El tamaño promedio (\pm DE) de los cangrejos consumidos fue de 24.18 ± 2.92 mm (rango: 17.17–41.09 mm, $n = 154$). La talla promedio de *Chasmagnathus granulatus* hallada en los dos sitios de muestreo presentó diferencias significativas, siendo de 24.98 ± 2.53 mm para los individuos de Mar Chiquita y de 23.77 ± 3.03 mm para los individuos de Punta Rasa ($t_{152} = 2.46$, $P < 0.05$). La distribución de tallas consumidas de *Chasmagnathus granulatus* no presentó diferencias significativas entre los sitios de muestreo ($\chi^2_{10} = 8.71$, $P > 0.1$). Se encontraron diferencias significativas en la proporción de sexos de *Chasmagnathus granulatus* consumidos, siendo machos el 68.3% y hembras el 31.7% ($\chi^2_1 = 37.70$, $P < 0.001$).

Los insectos estuvieron representados principalmente por coleópteros pertenecientes a siete familias o subfamilias: Carabidae, Curculionidae, Scarabaeidae, Dytiscidae, Dynastinae, Tenebrionidae e Hydrophilidae.

Estas presas constituyeron más del 20% de la abundancia total en las egagrópilas colectadas en Mar Chiquita y un 1% de las correspondientes a Punta Rasa (Tabla 1). Los restos de peces no pudieron ser identificados a menor nivel taxonómico; constituyeron solo el 8% de las presas consumidas en Punta Rasa y estuvieron ausentes en las muestras provenientes de Mar Chiquita (Tabla 1).

DISCUSIÓN

El cangrejo grápsido *Chasmagnathus granulatus* dominó ampliamente en frecuencia de ocurrencia y en abundancia en la dieta de las gaviotas en ambos sitios de muestreo. Por el contrario, *Cyrtograpsus angulatus* fue ocasional en Mar Chiquita, a diferencia de lo reportado por otros autores para la misma zona (Spivak y Sánchez 1992, Martínez et al. 2000, Copello y Favero 2001). Estas diferencias pueden atribuirse a que los trabajos previos fueron realizados durante la estación no reproductiva, periodo durante el cual se encuentran presentes todas las clases de edad. Si bien se ha encontrado que los adultos consumen los huevos de las hembras grávidas de *Cyrtograpsus angulatus* durante la primavera, no ocurriría lo mismo en el caso de los juveniles, los cuales continúan alimentándose de presas enteras (Copello y Favero 2001). También fue ocasional el consumo de *Uca uruguayensis*, coincidiendo con lo encontrado por Spivak y Sánchez (1992) y Copello y Favero (2001).

El número promedio de cangrejos por egagrópila fue menor al reportado en Mar Chiquita durante el periodo invernal (Copello y Favero 2001) y, entre los dos sitios, fue menor en las egagrópilas colectadas en Punta Rasa. Esto puede atribuirse a que las egagrópilas analizadas en este trabajo corresponden a individuos juveniles, los cuales podrían estar consumiendo una mayor proporción de presas de tejido blando (e.g., ovcapsulas de *Adelomedon* sp.; Martínez et al. 2000, Copello y Favero 2001) y cangrejos de mucho menor tamaño que probablemente sean mayormente digeridos, disminuyendo así la aparición de restos diagnósticos en las egagrópilas.

Con respecto a las tallas promedio de cangrejos consumidos, no se hallaron diferencias en las frecuencias de cada rango de talla entre Mar Chiquita y Punta Rasa para *Chasmagnathus granulatus*. Las tallas promedio de cangrejos

consumidos por *Larus atlanticus* fueron, en general, menores a las encontradas por Spivak y Sánchez (1992) y Copello y Favero (2001) en estudios llevados a cabo solo en Mar Chiquita entre junio–noviembre y mayo–septiembre, respectivamente (y que involucraron un mayor porcentaje de muestras provenientes de adultos). Esto puede deberse a que, en este estudio, las egagrópilas pertenecían en su mayoría a individuos juveniles, y a que éstos tengan una preferencia por presas de menores tallas en relación con menores gastos energéticos debido a los tiempos de búsqueda, captura y manipuleo requeridos. Además, a fines de primavera, cuando fue realizado el muestreo, hay un incremento en la proporción de cangrejos juveniles recientemente reclutados, que hasta entonces habían permanecido en hábitats protegidos (Spivak et al. 2001).

La proporción de sexos de los cangrejos consumidos, estimada a través de las egagrópilas, estuvo sesgada a favor de los machos, coincidiendo con lo encontrado por Copello y Favero (2001). Sin embargo, la proporción de sexos de *Chasmagnathus granulatus* encontrada en la zona de muestreo por Spivak et al. (1994) fue cercana a 1:1. Esta diferencia puede estar relacionada con el comportamiento de las presas, ya que las hembras de *Chasmagnathus granulatus* se encuentran menos expuestas al ubicarse en el fondo de sus cuevas, y los machos son más activos y permanecen más tiempo fuera de las mismas (Spivak et al. 2001). Esto aumentaría la disponibilidad de machos para las gaviotas.

Coincidiendo con Spivak y Sánchez (1992), se hallaron insectos en la dieta a partir de la primavera tardía en la zona de Mar Chiquita. La presencia de entomofauna en la dieta (predominantemente coleópteros) estaría relacionada con el incremento de la temperatura durante la primavera y el verano, lo cual provoca un aumento de la actividad de los insectos en la zona, resultando así más conspicuos (A Cicchino, com. pers.). La presencia de insectos en la dieta también ha sido registrada en otras aves marinas en los mismos sitios: *Larus dominicanus* (Silva et al. 2000) y *Sterna hirundo* (Mauco et al. 2001, Mauco y Favero en prensa).

Se hallaron restos de peces únicamente en las muestras correspondientes a Punta Rasa. La presencia de este ítem presa en la dieta fue informada en otros trabajos llevados a cabo en

el Puerto de Mar del Plata (Martínez et al. 2000) y en la zona de Mar Chiquita y en Bahía Blanca (Copello y Favero 2001, Delhey et al. 2001). Tanto en el Puerto de Mar del Plata como en Mar Chiquita se observaron individuos siguiendo barcos de pesca costera. En la Bahía Samborombón existe una gran actividad de pesca deportiva en la que se utilizan distintas artes de pesca, pudiéndose encontrar una alta disponibilidad de carroña (e.g., restos de carnada, carcasas de peces). Esto explicaría la presencia de restos de ictiofauna en la dieta de *Larus atlanticus*, provenientes del fácil acceso de esta especie a los descartes de pesca. Los desechos humanos producto de la pesca representarían para los individuos juveniles un tipo de presa que no requiere de un alto grado de especialización ni de la utilización de tácticas desarrolladas como en el caso de la captura de cangrejos. El uso de esta clase de recursos ha sido estudiado para *Larus dominicanus*, cuya dieta está compuesta principalmente por peces en Punta Rasa, Mar Chiquita y Mar del Plata (Silva et al. 2000).

Los resultados obtenidos con respecto a la dieta de *Larus atlanticus* durante la temporada estival para las zonas de Mar Chiquita y Punta Rasa coinciden con lo encontrado por Martínez et al. (2000), quienes observaron un comportamiento trófico más bien generalista durante el invierno. De acuerdo a estos datos, los individuos de *Larus atlanticus* que permanecen en las zonas de internada durante el periodo estival no solo hacen uso de la macrofauna de los estuarios (e.g., cangrejos), sino también de otros tipos de presas como insectos y restos del descarte de pesca.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio forma parte del proyecto "Ecología Trófica de Vertebrados del Sudeste Bonaerense", el cual es subsidiado por la Universidad Nacional de Mar del Plata (15/E 110). Agradezco especialmente a la Lic. Laura Mauco por su ayuda en la recolección de las muestras y al Dr. Marco Favero por su colaboración en la ejecución de este estudio y en la revisión del manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- BERTELLOTTI M Y YORIO P (2000) Age-related feeding behaviour and foraging efficiency in Kelp Gulls *Larus dominicanus* attending coastal trawlers in Argentina. *Ardea* 88:207–214

- BÓ NA, DARRIEU CA Y CAMPERI AR (1995) Aves. Charadriiformes: Laridae y Rynchopidae. Pp. 1–47 en: *Fauna de agua dulce de la República Argentina. Volumen 43. Fascículo 4c*. PROFADU, La Plata
- BOSCHI EE (1964) Los crustáceos decápodos Brachyura del litoral bonaerense (R. Argentina). *Boletín del Instituto de Biología Marina* 6:1–99
- BURGER J (1987) Foraging efficiency in gulls: a congeneric comparison of age differences in efficiency and age of maturity. *Studies in Avian Biology* 10:83–90
- BURGER J Y GOCHFELD M (1996) Family Laridae (Gulls). Pp. 572–623 en: DEL HOYO J, ELLIOTT A Y SARGATAL J (eds) *Handbook of the birds of the world. Volume 3. Hoatzin to auks*. Lynx Edicions, Barcelona
- CONVENTION ON MIGRATORY SPECIES (2002) *Appendix I of the Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (CMS) (as amended by the Conference of the Parties in 1985, 1988, 1991, 1994, 1997, 1999 and 2002)*. UNEP/CMS Secretariat, Bonn (URL: http://www.wcmc.org.uk/cms/cms_app1.htm)
- COPELLO S Y FAVERO M (2001) Foraging ecology of Olog's Gull *Larus atlanticus* in Mar Chiquita Lagoon (Buenos Aires, Argentina): are there age-related differences? *Bird Conservation International* 11:175–188
- CROXALL JP (1987) *Seabirds: feeding biology and role in marine ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge
- DELHEY JKV, CARRETE M Y MARTÍNEZ MM (2001) Diet and feeding behaviour of the Olog Gull in the Bahía Blanca Estuary, Argentina. *Ardea* 89:319–329
- FAVERO M (1991) Avifauna de la albufera Mar Chiquita (Buenos Aires, Argentina). *Ensamble táctico de aves que buscan el alimento desde el aire o desde perchas*. *Bolletino del Museo Regionale di Scienze Naturali di Torino* 9:287–298
- GÓMEZ SE Y TORESANI NI (1998) Región 3. Pampas. Pp. 97–114 en: CANEVARI P, BLANCO DE, BUCHER E, CASTRO G Y DAVIDSON I (eds) *Los humedales de la Argentina: clasificación, situación actual, conservación y legislación*. Wetlands International, Buenos Aires
- GREENBERG R (1990) Ecological plasticity, neophobia, and resource use in birds. *Studies in Avian Biology* 13:431–437
- INGOLFSSON A Y ESTRELLA BT (1978) The development of shell-cracking behavior in Herring Gulls. *Auk* 95:577–579
- MARTÍNEZ MM (1993) Las aves y la limnología. Pp. 127–142 en: BOLTOVSKOY A Y LÓPEZ HL (eds) *Conferencias de Limnología*. Instituto de Limnología Dr. R. A. Ringuelet, La Plata
- MARTÍNEZ MM (2001) Avifauna de Mar Chiquita. Pp. 227–250 en: IRIBARNE O (ed) *Reserva de Biósfera Mar Chiquita: características físicas, biológicas y ecológicas*. Editorial Martín, Mar del Plata
- MARTÍNEZ MM, ISACCH JP Y ROJAS M (2000) Olog's Gull *Larus atlanticus*: specialist or generalist? *Bird Conservation International* 10:89–92
- MAUCO L Y FAVERO M (en prensa) Diet of Common Tern (*Sterna hirundo*) during the nonbreeding season in Mar Chiquita Lagoon, Buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical*
- MAUCO L, FAVERO M Y BÓ MS (2001) Food and feeding biology of the Common Tern during the nonbreeding season in Samborombon Bay, Buenos Aires, Argentina. *Waterbirds* 24:89–96
- NAROSKY T Y DI GIACOMO A (1993) *Las aves de la Provincia de Buenos Aires: distribución y estatus*. Asociación Ornitológica del Plata, Vázquez Mazzini Editores y LOLA, Buenos Aires
- SEARCY WA (1978) Foraging success in three age classes of Glaucous-winged Gulls. *Auk* 95:586–588
- SILVA MP, BASTIDA R Y DARRIEU C (2000) Dieta de la Gaviota Cocinera *Larus dominicanus* en zonas costeras de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical* 11:331–339
- SPIVAK E, LUPPI T Y BAS C (2001) Cangrejos y camarones: las relaciones organismo-ambiente en las distintas fases del ciclo de vida. Pp. 129–151 en: IRIBARNE O (ed) *Reserva de Biósfera Mar Chiquita: características físicas, biológicas y ecológicas*. Editorial Martín, Mar del Plata
- SPIVAK ED, ANGER K, LUPPI T, BAS C E ISMAEL D (1994) Distribution and habitat preferences of two grapsid crab species in Mar Chiquita lagoon (Province of Buenos Aires, Argentina). *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 48:59–78
- SPIVAK ED Y SÁNCHEZ N (1992) Prey selection by *Larus belcheri atlanticus* in Mar Chiquita lagoon, Buenos Aires, Argentina: a possible explanation for its discontinuous distribution. *Revista Chilena de Historia Natural* 65:209–220
- STEELE WK Y HOCKEY PAR (1995) Factor influencing rate and success of intraspecific kleptoparasitism among Kelp Gulls (*Larus dominicanus*). *Auk* 112:847–859
- VERBEEK NAM (1977) Comparative feeding behavior of immature and adult Herring Gulls. *Wilson Bulletin* 89:415–421
- YORIO P, FRERE E, GANDINI P Y HARRIS G (1998) *Atlas de la distribución reproductiva de aves marinas en el litoral patagónico argentino*. Fundación Patagonia Natural y Wildlife Conservation Society, Buenos Aires



NOTAS SOBRE LA CONDUCTA DE CRIANZA DEL CARPINTERO BATARAZ GRANDE (*PICOIDES LIGNARIUS*) EN EL BOSQUE LLUVIOSO TEMPLADO DEL SUR DE CHILE

RICARDO A. FIGUEROA ROJAS^{1,2} Y E. SORAYA CORALES STAPPUNG¹

¹ *Estudios para la Conservación y Manejo de la Vida Silvestre Consultores. Blanco Encalada 350, Chillán, Chile.*
² *asio@surnet.cl*

RESUMEN.— En el verano de 1995, durante tres días estudiamos la conducta de crianza de una pareja de Carpintero Bataraz Grande (*Picoides lignarius*) en el bosque lluvioso templado del sur de Chile. La pareja observada anidó en el interior de un tocón muerto de arrayán (*Luma apiculata*), en una franja de bosque ripario. La hembra hizo una mayor contribución a la alimentación de los pichones (78% del total de aportes de presa) en comparación con el macho (22%). Esta tendencia fue constante durante los tres días de observación. La hembra entregó las presas de manera exitosa en todas las ocasiones, mientras el macho fracasó el 57% de los intentos. El intervalo de tiempo promedio entre aportes de presa fue de 798 s. Las presas provistas fueron únicamente insectos, tanto larvas como imagos. Las presas más ofrecidas a los pichones fueron coleópteros, con larvas e imagos en proporción similar.

PALABRAS CLAVE: *alimentación, bosque lluvioso templado austral, Carpintero Bataraz Grande, crianza de pichones, Picoides lignarius.*

ABSTRACT. NOTES ON THE CHICK-REARING BEHAVIOR OF THE STRIPED WOODPECKER (*PICOIDES LIGNARIUS*) IN THE TEMPERATE RAINFOREST OF SOUTHERN CHILE.— During the summer of 1995, for three days we studied the chick-rearing behaviour of a Striped Woodpecker (*Picoides lignarius*) pair in the temperate rainforest of southern Chile. The pair nested in a *Luma apiculata* stump in a riparian forest strip. The female made a higher contribution to the feeding of chicks (78% of all prey deliveries) than the male (22%). This trend was constant during all three days. The female was always successful at feeding nestlings, while the male failed in 57% of their attempts. The mean time interval between prey deliveries was 798 s. The prey delivered were exclusively insects, both larvae and imagoes. The most frequent insect preys given to chicks were beetles, with larvae and imagoes in similar proportion.

KEY WORDS: *chick rearing, feeding, Picoides lignarius, Southern temperate rainforest, Striped Woodpecker.*

Recibido 11 septiembre 2003, aceptado 29 diciembre 2003

El Carpintero Bataraz Grande (*Picoides lignarius*) se distribuye ampliamente en Argentina y Chile, habitando principalmente en bosques y matorrales andino-patagónicos (Vuilleumier 1985, Fjeldsá y Krabbe 1990). La historia natural de esta especie ha sido documentada solo de manera anecdótica y parcial (Housse 1945, Short 1970, 1982). En esta nota describimos las características de un nido y documentamos un breve estudio acerca de su conducta de crianza en un ambiente boscoso del sur de Chile.

El 20 de noviembre de 1995, durante un estudio de aves rapaces a lo largo de una franja de bosque nativo que bordea el estero Sagllúe en la localidad de Chahuilco (40°44'S, 75°09'O),

15 km al sur de Osorno, descubrimos un nido activo de Carpintero Bataraz Grande. Con el propósito de generar información sobre la biología reproductiva de esta especie, iniciamos las observaciones del nido a partir del mismo momento de su descubrimiento. Nuestros objetivos fueron: (1) describir las características del nido y su entorno, (2) evaluar la participación de los padres en la alimentación de los pichones, (3) evaluar la tasa de alimentación de los pichones, y (4) estimar la composición de la dieta de los pichones. Las observaciones se realizaron en tres visitas entre el 20 y el 29 de noviembre, totalizando 7.88 h de observación. Cuando iniciábamos el cuarto día de observación (30 de noviembre)

encontramos abundantes plumas y restos de sangre en la base del tocón, y descubrimos que el nido estaba vacío. No fue posible, sin embargo, asociar la desaparición de los pichones a algún evento o factor en particular (e.g., depredación). Tal vez nuestra presencia pudo haber atraído a algún depredador al sitio, aunque también pudo haber sido simplemente un evento azaroso.

Para observar el nido nos ocultamos en un sitio con vegetación densa localizado a aproximadamente 4 m de distancia. Los registros de aporte de presas los hicimos mediante binoculares y las mediciones de tiempo fueron tomadas con un cronómetro estándar. Los sexos de ambos padres fueron distinguibles fácilmente por la diferencia de coloración en el plumaje de la cabeza (Araya y Millie 1986, Narosky e Yzurieta 1987). Para medir el tiempo entre aportes de presa, solo se consideraron los intentos de entrega en la entrada del nido, ya que en general los padres no llegaron directamente a ésta, sino que primero se posaron en los árboles cercanos, moviéndose de uno a otro lado o de rama en rama. La determinación de las presas se hizo visualmente, basándonos en nuestra experiencia y por comparación de nuestros dibujos con textos especializados (e.g., Apablaza 1994). Cuando iniciamos las observaciones, los dos pichones (número calculado sobre la base de sus vocalizaciones) ya recibían alimento en la entrada del nido, por lo que estimamos que su edad alcanzaba al menos dos semanas desde su eclosión (Kilham 1962). Considerando que la duración promedio de la crianza en el género *Picoides* es de 25 días (Yom-Tov y Ar 1993), nuestras observaciones habrían correspondido a la segunda mitad de este período.

El nido se encontró en el interior de un tocón muerto de arrayán (*Luma apiculata*) de 2.2 m altura, con un diámetro a la altura del pecho de 14 cm, levemente inclinado (15°). La entrada del nido consistió en un orificio circular de 4.7 cm de diámetro ubicado a 1.85 m del suelo. La profundidad del nido, medida después de la desaparición de los pichones, fue aproximadamente de 18–20 cm. El tocón estaba en un sitio relativamente protegido dentro de la delgada franja de bosque (15–20 m de ancho) en donde existía una vegetación arbustiva dispersa (*Chusquea quila*, *Fuchsia magellanica*, *Drimys winteri*, *Myrceugenia exsucca*, *Blepharocalyx cruckshanksii*). El estrato

superior del bosque estaba conformado principalmente por roble (*Nothofagus obliqua*) y laurel (*Laurelia sempervirens*), los que, en promedio, alcanzaban una altura de 20–25 m.

Se detectó una diferencia notoria en la participación de los padres en la alimentación de los pichones. Del total de aportes de presa observados ($n = 27$), la hembra participó el 78% de las veces y el macho el 22%. Esta tendencia fue constante para los tres días de observación (Fig. 1). La hembra entregó las presas exitosamente en todos los arribos, y el macho sólo en el 43% de ellos. De las cuatro presas rechazadas al macho por los pichones, tres fueron larvas de lepidópteros. En uno de los arribos el macho fue insistente con una misma presa, intentando tres veces que fuera aceptada por los pichones, pero sin tener éxito. Considerando la participación de ambos padres, el intervalo de tiempo promedio (\pm EE) entre aportes de presa fue de 798 ± 144 s. La moda estadística fue de 180 s, y el rango mínimo y máximo fue de 40.2 s y 2580 s, respectivamente. Las presas aportadas a los pichones fueron únicamente insectos, tanto larvas como imagos. Los insectos entregados con mayor frecuencia fueron coleópteros, con larvas e imagos en proporción similar (Fig. 2).

A excepción de su estado sanitario y su profundidad, las otras características físicas del nido de Chahuilco no fueron coincidentes con las características descritas previamente por otros autores. Housse (1945) describió nidos

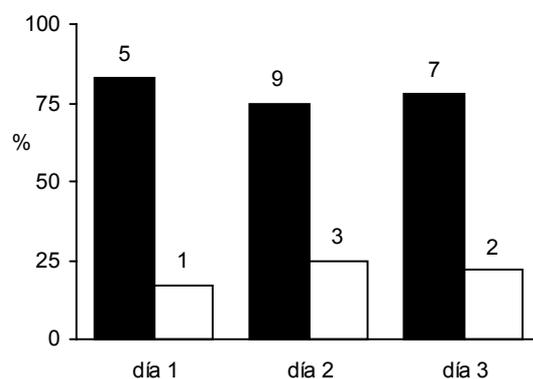


Figura 1. Porcentaje de arribos con presa para los pichones por parte de la hembra (barras negras) y el macho (barras blancas) de Carpintero Bataraz Grande (*Picoides lignarius*) durante tres días en el sur de Chile. Los números sobre las barras indican el número de observaciones de aporte de presas.

con alturas superiores a los 2 m. En un bosque de lenga puro en Argentina, se ha encontrado que la altura promedio del nido y el diámetro promedio del sustrato pueden alcanzar 6.2 m (rango: 2.2–12 m) y 55.3 cm (rango: 31–54 cm), respectivamente (A Trejo, com. pers.). Johnson (1967) mencionó que los nidos del Carpintero Bataraz Grande son usualmente ubicados a alturas inferiores que los de otros carpinteros, pero no especificó las alturas. La profundidad del nido de Chahuilco coincide con aquella indicada por Housse (1945) para un nido encontrado en Chile central.

Debido al escaso conocimiento de la historia natural del Carpintero Bataraz Grande, nosotros no podemos explicar claramente la mayor participación y mayor éxito que tuvo la hembra con relación al macho en la entrega de presas a los pichones. Nuestros resultados pueden ser un artefacto producido por un tamaño de muestra muy pequeño. Sin embargo, si este éxito diferencial en la entrega de presas fuera una tendencia general para la especie, su explicación debería ser buscada en aspectos tales como diferencias en: (1) la selección del sustrato de alimentación (Ligon 1968, Jackson 1970, Kilham 1970, Koch et al. 1970, Short 1970, 1971, Willson 1970, Kisiel 1972, Austin 1976), (2) la técnica de alimentación (ver Selander 1966, Short 1970, Wallace 1974, Austin 1976), (3) la selección de presas, (4) la experiencia de vida o la edad de los individuos, (5) la condición física, o (6) la inver-

sión parental durante las distintas etapas del ciclo reproductivo. Respecto de esto último, en varias ocasiones observamos al macho buscando alimento o moviéndose sobre árboles muy cercanos al nido, lo que sugiere que éste podría haber dado prioridad a la vigilancia del nido. Es posible, sin embargo, que nuestra presencia haya influido en la conducta del macho, obligándolo a permanecer alerta y, a la vez, causado un menor rendimiento en la provisión de presas. Aunque el Carpintero Bataraz Grande es descrita como la especie más generalista del género *Picoides* respecto de su alimentación (Short 1982), creemos que es necesario enfatizar estudios cuantitativos que aborden todos los aspectos mencionados arriba para conocer qué patrones conductuales dirigen sus decisiones tróficas y cómo éstas afectarían la calidad de la alimentación de los pichones.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio es parte del proyecto "Vida Silvestre en Paisajes Agrícolas", financiado con fondos privados. Agradecemos a Roberto Schlatter por darnos acceso a su literatura privada, a la familia Figueroa Ampuero por facilitarnos estadía y darnos su apoyo incondicional durante nuestro trabajo en el terreno, y a Diane Haughney por mejorar nuestro inglés. Los artículos de la revista *Condor* citados aquí fueron obtenidos desde el sitio <http://www.cooper.org/>. Los comentarios de Ana Trejo, Sergio Alvarado, Marcelo Saavedra y de dos revisores anónimos ayudaron a mejorar sustancialmente la versión final de esta nota.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- APABLAZA JU (1994) *Introducción a la entomología general y agrícola. Manual de laboratorio*. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago
- ARAYA B Y MILLIE G (1986) *Guía de campo de las aves de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago
- AUSTIN GT (1976) Sexual and seasonal differences in foraging of Ladder-backed Woodpeckers. *Condor* 78:317–323
- FJELDSÅ J Y KRABBE N (1990) *Birds of the high Andes*. Apollo Books y Zoological Museum, Svendborg y Copenhagen
- HOUSSE R (1945) *Las aves de Chile en su clasificación moderna: su vida y sus costumbres*. Ediciones Universidad de Chile, Santiago
- JACKSON JA (1970) A quantitative study of the foraging ecology of Downy Woodpeckers. *Ecology* 51:318–323
- JOHNSON AW (1967) *The birds of Chile and adjacent regions of Argentina, Bolivia and Peru. Volume 2*. Platt Establecimientos Gráficos, Buenos Aires

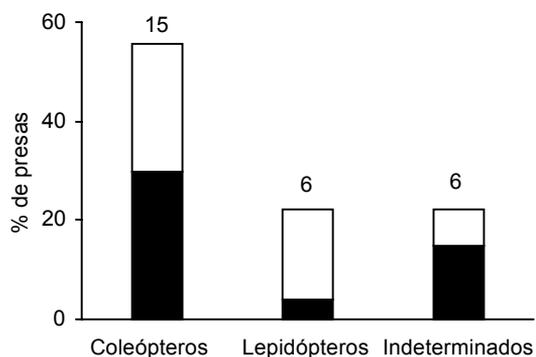


Figura 2. Composición de la dieta ofrecida a los pichones por parte de una pareja de Carpintero Bataraz Grande (*Picoides lignarius*) durante tres días en el sur de Chile. En negro se muestran los imagos y en blanco las larvas. Los números sobre las barras indican el número de observaciones de aporte de presas.

- KILHAM L (1962) Reproductive behavior of Downy Woodpeckers. *Condor* 64:126–133
- KILHAM L (1970) Feeding behavior of Downy Woodpeckers. I. Preferences for paper birches and sexual differences. *Auk* 87:544–556
- KISIEL DS (1972) Foraging behavior of *Dendrocopos villosus* and *D. pubescens* in eastern New York state. *Condor* 74:393–398
- KOCH RF, COURCHESNE AE Y COLLING CT (1970) Sexual differences in foraging behavior of White-headed Woodpeckers. *Bulletin of the South California Academy of Science* 69:60–64
- LIGON JD (1968) Sexual differences in foraging behavior in two species of *Dendrocopos* woodpeckers. *Auk* 85:203–215
- NAROSKY T E Y ZURIETA D (1987) *Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay*. Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires
- SELANDER RK (1966) Sexual dimorphism and differential niche utilization in birds. *Condor* 68:113–151
- SHORT LL (1970) Notes on the habits of some Argentine and Peruvian Woodpeckers (Aves, Picidae). *American Museum Novitates* 2413
- SHORT LL (1971) Systematics and behavior of some North American woodpeckers, genus *Picoides* (Aves). *Bulletin of the American Museum of Natural History* 145:1–118
- SHORT LL (1982) *Woodpeckers of the world*. Delaware Museum of Natural History, Greenville
- VUILLEUMIER F (1985) Forest birds of Patagonia: ecological geography, speciation, endemism, and faunal history. *Ornithological Monographs* 36:255–304
- WALLACE RA (1974) Ecological and social implications of sexual dimorphism in five melanerpine woodpeckers. *Condor* 76:238–248
- WILLSON MF (1970) Foraging behavior of some winter birds of deciduous woods. *Condor* 72:169–174
- YOM-TOV Y Y AR A (1993) Incubation and fledging durations of woodpeckers. *Condor* 95:283–287

EL AGUILUCHO COLA CORTA (*BUTEO BRACHYURUS*) EN LA REGIÓN CHAQUEÑA ARGENTINA

IGNACIO ROESLER

Calle 2 N°1187, 1900 La Plata, Buenos Aires, Argentina. roesler@infovia.com.ar

RESUMEN.— La presencia del Aguilucho Cola Corta (*Buteo brachyurus*) en la Región Chaqueña argentina es muy poco conocida y está basada en pocos datos concretos. En este trabajo se presentan nueve registros nuevos para las provincias de Chaco, Formosa y Santiago del Estero, siendo este último el primero para la provincia. *Buteo brachyurus* parece no ser tan rara ni ocasional en la Región Chaqueña argentina como se sugiere en la bibliografía actual, sino que existiría regularmente en los distritos Oriental y Occidental. También se sugiere que el morfo oscuro podría ser más común que en otras áreas como en la provincia de Misiones o en el sur de Brasil.

PALABRAS CLAVE: *Aguilucho Cola Corta, Argentina, Buteo brachyurus, Chaco argentino, estatus, morfo oscuro.*

ABSTRACT. SHORT-TAILED HAWK (*BUTEO BRACHYURUS*) IN THE ARGENTINE CHACO.— The presence of the Short-tailed Hawk (*Buteo brachyurus*) in the Argentine Chaco is poorly known and is based on very few records. In this paper I present nine new records for Chaco, Formosa and Santiago del Estero provinces, the latter one representing the first provincial record. Short-tailed Hawk appears not to be so rare nor occasional in the Argentine Chaco as suggested in the current literature, but it would be a regular inhabitant of the Oriental and Occidental districts. I also suggest that the dark morph could be commoner in this area than in other areas like Misiones Province and southern Brazil.

KEY WORDS: *Argentina, Argentine Chaco, Buteo brachyurus, dark morph, Short-tailed Hawk, status.*

Recibido 23 septiembre 2003, aceptado 31 diciembre 2003

El Aguilucho Cola Corta (*Buteo brachyurus*) presenta dos subespecies y se distribuye desde el extremo sur de Estados Unidos, a través de América Central, hasta el centro-este de América del Sur. La subespecie *Buteo brachyurus fuliginosus* se distribuye desde el extremo de Florida (sur de Estados Unidos) y México hasta Panamá, mientras que *Buteo brachyurus brachyurus* lo hace desde Colombia y Ecuador, al este de los Andes, abarcando la mayor parte de Brasil hasta Bolivia, Paraguay y el norte de Argentina (Hilty y Brown 1986, del Hoyo et al. 1994, Ferguson-Lees y Christie 2001). En Argentina ha sido citado para las provincias de Salta, Jujuy, Tucumán, Catamarca, Formosa, Chaco, Corrientes y Misiones, y es considerado raro o poco común (Olrog 1979, Narosky e Yzurieta 1987, Canevari et al. 1991, de la Peña 1992, 1999, de la Peña y Rumboll 1998). Sin embargo, sería relativamente común en las selvas húmedas del noreste de Argentina (SH Seipke, com. pers.) y también es bastante frecuente en las selvas de Yungas del Parque

Nacional Calilegua, Jujuy (obs. pers.). Existen muy pocos datos publicados para la Región Chaqueña. Short (1975) comentó que la especie tal vez no se encuentre en toda la región, que posiblemente solo aparezca marginalmente, en forma ocasional, en pequeñas áreas del oeste (Santa Cruz de la Sierra, Bolivia), o que llegue por el Pantanal hasta el centro-norte de Paraguay desde el centro de Brasil. Sin embargo, no aportó datos concretos de la presencia en ninguno de estos sectores, ni tampoco mencionó ningún dato sobre la presencia en la Región Chaqueña argentina. Hayes (1995) la señaló como rara para la región de Bajo Chaco, Paraguay, citando apenas tres registros, aunque considera a la especie como residente y nidificante.

La Provincia Chaqueña es generalmente dividida en tres distritos: Oriental, Occidental y Serrano (Fig. 1). El Distrito Oriental abarca el este de Formosa y Chaco, norte de Santa Fe y noroeste de Corrientes, el Occidental (conocido como "Chaco Seco") abarca el oeste de

Formosa y Chaco, noroeste de Santa Fe, norte de Córdoba, todo Santiago del Estero y oeste de Salta, Jujuy, Tucumán y Catamarca, mientras que el Distrito Serrano se encuentra a lo largo de las primeras cadenas montañosas en Salta, Jujuy, Tucumán, Catamarca y en las serranías centrales de Córdoba y San Luis (Cabrera 1976). El relieve está dominado por llanuras, con serranías de poca elevación solo en su área occidental. Predominan los bosques caducifolios xerófilos, con dominancia de especies de los géneros *Schinopsis* y *Aspidosperma*, aunque también hay palmares, sabanas y pajonales, estos últimos muy abundantes en el Distrito Oriental (Cabrera 1976). Las precipitaciones son escasas en el Distrito Occidental, con un promedio de 500–800 mm anuales, y son más abundantes en el Oriental, con un promedio mayor a los 1300 mm anuales (Cabrera 1976).

Existen tres registros publicados de *Buteo brachyurus* para la provincia de Chaco: uno sin localidad concreta, otro para el Parque Nacional Chaco y el tercero para Pampa Guanaco, departamento Almirante Brown (Contreras et al. 1990, Chebez et al. 1998, Chebez et al. 1999). Hay además otro registro para el Parque Nacional Chaco (A Bodratti, datos no publicados). El registro para este parque en Chebez et al. (1998) podría referirse al de H. Povedano presentado en este trabajo (H Povedano, com.

pers.). Para la provincia de Formosa no existen datos publicados, pero fue registrada frente a la Estancia Guaycolec, departamento Formosa, y en Colonia Cano, departamento Laishi (JR Contreras et al., datos no publicados). Estos mismos autores señalan que la especie no reproduciría en la provincia. En la provincia de Santiago del Estero no ha sido citado hasta el momento, aunque Chebez et al. (1999) plantean la posible presencia de la especie en la provincia, dada la cercanía de la localidad de donde provenía el ejemplar citado en su trabajo con el límite de Santiago del Estero. En este trabajo se recopilan registros inéditos de *Buteo brachyurus*, que son presentados en la Tabla 1. Con ellos se replantea la situación de la especie en los Distritos Oriental y Occidental de la Provincia Chaqueña en Argentina (Fig. 1).

Buteo brachyurus no ha sido mencionado en la bibliografía general para la Región Chaqueña argentina, o bien lo ha sido sin datos concretos publicados (Olrog 1979, 1985, Short 1975, Brown y Amadon 1989, Narosky e Yzurieta 1987, Contreras et al. 1990, Canevari et al. 1991, de la Peña 1992, 1999, Ferguson-Less y Cristie 2001). Los datos aquí presentados indican que la especie es frecuente en la Región Chaqueña, aunque tal vez sea menos común allí que en las selvas del noreste y noroeste argentino (obs. pers.; SH Seipke, com. pers.). También se observa que ha sido avistada en forma relativamente uniforme tanto en el Distrito Oriental como en el Occidental (Fig. 1). La observación en el Parque Nacional Copo constituye la primera cita para la provincia de Santiago del Estero (véase Nores et al. 1991). Las citas para la provincia de Chaco amplían el conocimiento sobre la distribución de la especie en dicha provincia, ya que existían solo tres registros con localidad concreta. Chebez et al. (1999) citan solo dos registros publicados para la provincia, pero omiten uno del Parque Nacional Chaco (Chebez et al. 1998). Las citas para la provincia de Formosa serían la tercera y cuarta, respectivamente, aunque serían los primeros datos publicados para la provincia.

La presencia de *Buteo brachyurus* no sería tan escasa ni ocasional en la Región Chaqueña argentina como señaló Short (1975). La escasez de registros probablemente es una consecuencia de la falta de observadores en esta región y de la baja detectabilidad típica de la

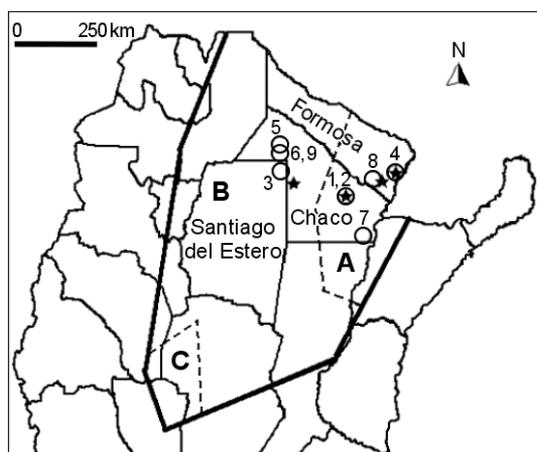


Figura 1. Ubicación de los registros conocidos (estrellas) y de los nuevos registros (círculos vacíos) de *Buteo brachyurus* en la Región Chaqueña argentina. Los números correspondientes a los nuevos registros son los mismos que en la tabla 1. A: Distrito Oriental, B: Distrito Occidental, C: Distrito Serrano.

Tabla 1. Nuevos registros de *Buteo brachyurus* en la Región Chaqueña argentina. Los números de las observaciones corresponden a las localidades señaladas en la figura 1. Se incluye el morfo cromático de los individuos observados.

	Fecha	Localidad	Coordenadas	Morfo	Observador
1	2 Abr 1995	PN Chaco, dpto. Sargento Cabral, Chaco	26°40'S, 59°48'O	Claro	H Povedano
2	10 Abr 1998	PN Chaco, dpto. Sargento Cabral, Chaco	26°40'S, 59°48'O	Claro	J Mazar Barnett
3	1 May 2000	PN Copo, dpto. Copo, Santiago del Estero	25°55'S, 61°55'O	Claro	I Roesler, G Pugnali, L Segura y HR Goñi
4	28 Jul 2001	Estancia Guaycolec, dpto. Formosa, Formosa	25°59'S, 58°11'O	Oscuro	I Roesler, G Pugnali y D Monteleone
5	20 Feb 2002	Fuerte Esperanza, dpto. Fuerte Esperanza, Chaco	25°11'S, 61°55'O	Claro	I Areta
6	23 Feb 2002	10 km al N de RN Loro Hablador, dpto. Gral. Güemes, Chaco	25°27'S, 61°54'O	Claro	FN Moschione
7	29 Jul 2002	Ruta Nac. 11, 25 km al S de Resistencia, Chaco	27°47'S, 59°16'O	Oscuro	I Roesler, M Pearman y D Thorm
8	14 Sep 2002	Estancia El Bagual, dpto. Laishi, Formosa	26°11'S, 58°57'O	Oscuro	I Roesler y D Monteleone
9	25 Abr 2003	5 km al N de RN Loro Hablador, dpto. Gral. Güemes, Chaco	25°27'S, 61°54'O	Claro	FN Moschione

mayoría de las rapaces que habitan selvas y bosques (Ferguson-Lees y Christie 2001). La proporción de morfos cromáticos oscuros encontrada (tres de nueve observaciones; Tabla 1), llama la atención pues el morfo oscuro es considerado raro en América del Sur, aunque es relativamente común en Florida (Brown y Amadon 1989, Ferguson-Lees y Christie 2001) y sería frecuente en Panamá (SH Seipke, com. pers.). Esta proporción difiere mucho de la encontrada en Misiones, donde de 27 observaciones solo 2 individuos fueron oscuros (SH Seipke, com. pers.). En el estado de Santa Catarina, Brasil, JBL Albuquerque (com. pers.) señaló no haber observado nunca un individuo de morfo oscuro. En el noroeste argentino la proporción de individuos de morfo oscuro sería similar o mayor a la de la Región Chaqueña argentina, por lo menos en áreas como el Parque Nacional Calilegua, donde estos individuos son relativamente frecuentes (obs. pers.). Ha sido propuesta la existencia de clinas en la proporción de morfos para otras especies: en *Buteo platypterus* el raro morfo oscuro sólo está presente en el oeste de América del Norte (Sibley 2003), mientras que *Circus buffoni* presentaría una abundancia mayor de individuos de morfo oscuro en el norte que en el sur de su distribución (Brown y Amadon 1989). Los datos aquí presentados

son demasiados escasos y anecdóticos como para proponer una clina este-oeste en la proporción de morfos, aunque sería interesante recolectar un mayor número de observaciones dentro y fuera de Argentina, e incorporar información sobre las laderas este de los Andes, como es el caso de las selvas de Yungas. Esta posible proporción elevada de morfos oscuros podría ser otra de las causas de la subobservación de la especie en esta región, ya que éstos presentan una mayor dificultad de identificación y de detectabilidad dentro de los grupos de *Coragyps atratus*, especie con la que generalmente comparte térmicas (obs. pers.; SH Seipke, com. pers.).

AGRADECIMIENTOS

A Juan Mazar Barnett, Ignacio Areta, Pablo Grilli, Hernán Povedano, Flavio N. Moschione y J. B. L. Albuquerque por los datos aportados. A Diego Monteleone, Mark Pearman, Germán Pugnali, Luis Segura y Hernán Rodríguez Goñi por la compañía en el campo. A Adrián S. Di Giacomo y Virginia De Francesco por la ayuda en la realización del mapa. A Pablo Tubaro por permitirme ingresar a la colección del Museo Argentino de Ciencias Naturales. A Sergio H. Seipke y a Juan Mazar Barnett por la corrección del manuscrito. También a Yolanda Davies por el aporte de datos. Por último, a dos revisores anónimos por los importantes comentarios al manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- BROWN L Y AMADON D (1989) *Eagles, hawks and falcons of the world*. The Wellfleet Press, New York
- CABRERA AL (1976) Regiones Fitogeográficas Argentinas. Pp. 1–85 en: *Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería. Tomo II. Fascículo 1*. ACME, Buenos Aires
- CANEVARI M, CANEVARI P, CARRIZO GR, HARRIS G, RODRÍGUEZ MATA J Y STRANECK RJ (1991) *Nueva guía de las aves argentinas*. Fundación Acindar, Buenos Aires
- CHEBEZ JC, BRASLAVSKY O, DERWIDUEÉ T Y SORIA A (1999) Novedades ornitogeográficas argentinas. *Nuestras Aves* 40:5–6
- CHEBEZ JC, REY NR, BABARSKAS M Y DI GIACOMO AG (1998) *Las aves de los Parques Nacionales de la Argentina*. L.O.L.A., Buenos Aires
- CONTRERAS JR, BERRY LM, CONTRERAS AO, BERTONATTI CC Y UTGES EE (1990) Atlas ornitogeográfico de la provincia del Chaco, República Argentina. I. No passeriformes. *Cuadernos Técnicos Félix de Azara* 1:1–164
- FERGUSON-LEES J Y CHRISTIE DA (2001) *Raptors of the world*. Houghton Mifflin, New York
- HAYES FE (1995) *Status, distribution and biogeography of the birds of Paraguay*. American Birding Association, New York
- HILTY S Y BROWN L (1986) *A guide to the birds of Colombia*. Princeton University Press, Princeton
- DEL HOYO J, ELLIOTT A Y SARGATAL J (1994) *Handbook of the birds of the world. Volume 2. New World vultures to guineafowl*. Lynx Edicions, Barcelona
- NAROSKY T E Y ZURIETA D (1987) *Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay*. Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires
- NORES M, YZURIETA D Y SALVADOR SA (1991) Lista y distribución de las aves de Santiago del Estero, Argentina. *Boletín de la Academia Nacional de Ciencias* 59:157–196
- OLROG CC (1979) Nueva lista de la avifauna Argentina. *Opera Lilloana* 27:1–324
- OLROG CC (1985) Status of the wet forest raptors in northern Argentina. Pp. 191–197 en: NEWTON I Y CHANCELLOR RD (eds). *Conservation studies on raptors*. International Council for Bird Preservation, Cambridge
- DE LA PEÑA MR (1992) *Guía de aves argentinas. Tomo II*. L.O.L.A., Buenos Aires
- DE LA PEÑA MR (1999) *Aves argentinas, lista y distribución*. L.O.L.A., Buenos Aires
- DE LA PEÑA MR Y RUMBOLL M (1998) *Birds of southern South America and Antarctica*. Harper Collins, Londres
- SHORT LL (1975) A zoogeographic analysis of the South American Chaco avifauna. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 154:165–352
- SIBLEY DA (2003) *The Sibley field guide to the birds of eastern North America*. Alfred A. Knoff, New York

LIBROS



REVISIÓN DE LIBROS

Hornero 18(2):127, 2003

ESTRATEGIAS PARA LA CONSERVACIÓN DE AVES ACUÁTICAS MIGRATORIAS

BEINTEMA A Y VAN VESSEM J (1999) *Strategies for Conserving Migratory Waterbirds*. Proceedings of Workshop 2 of the Second International Conference on Wetlands and Development held in Dakar, Senegal, 8–14 November 1998. Wetlands International, Wageningen. 78 pp. ISBN 1-900442-24-8. Precio: £ 10.00 (rústica). Disponible en Internet: http://www.wetlands.org/pubs&/waterbird_pub.html

La publicación “Estrategias para la conservación de las aves acuáticas migratorias” es el resultado del segundo taller organizado por Wetlands International —en cooperación con la Secretaría del Acuerdo para la Conservación de las Aves Acuáticas Migratorias de África y Eurasia (AEWA, siglas de African-Eurasian Migratory Agreement)—, en el marco de la Segunda Conferencia Internacional sobre Humedales y Desarrollo que tuvo lugar en Dakar, Senegal, en noviembre de 1998. El objetivo de este taller fue promover el Acuerdo AEWA (el cual entró en vigencia a fines de 1999), enfatizando las oportunidades que ofrece dicho tratado internacional para la conservación de las aves acuáticas migratorias a escala de corredor migratorio, donde es un aspecto clave la coordinación de esfuerzos entre aquellos países que comparten las mismas poblaciones.

La publicación presenta en primer lugar las conclusiones del taller y luego se divide en tres secciones, las cuales tratan, respectivamente, las estrategias globales para la conservación de aves acuáticas, los aspectos regionales del Acuerdo AEWA y los casos de estudio en el ámbito geográfico de dicho acuerdo. Incluye, además, dos apéndices con el programa del taller y los resúmenes de los paneles presentados durante el mismo.

Entre los casos de estudio se presentan trabajos que enfocan el Acuerdo AEWA desde diferentes perspectivas y con distinto grado

de profundidad, como ser las interacciones entre las aves acuáticas migratorias y las comunidades locales, la conservación de especies amenazadas y los programas de monitoreo y anillado de especies migratorias.

La publicación informa sobre los alcances del Acuerdo AEWA y sobre su futura implementación, como un instrumento novedoso desarrollado por la Convención de Bonn o de las Especies Migratorias de Animales Silvestres (CMS). Asimismo, incluye una revisión de los diferentes corredores migratorios del planeta y una comparación con iniciativas de conservación de aves acuáticas migratorias desarrolladas en Asia y en las Américas.

No obstante su enfoque en el Acuerdo AEWA —cuya implementación se restringe a África y Eurasia—, esta publicación constituye un muy interesante punto de referencia para el desarrollo futuro de iniciativas similares en las Américas, cuyo único exponente hoy en día es la Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras.

En conclusión, la publicación, de excelente factura, ofrece material muy diverso y heterogéneo, como en general sucede cuando se compilan los resultados de un taller y las contribuciones de diferentes autores. No obstante, la integración de dicha información brinda un excelente marco para el análisis de cómo avanzar en la formulación de iniciativas similares al Acuerdo AEWA en América del Sur, en el marco de la Convención de Bonn o CMS, de la cual son Partes Contratantes tanto Argentina como Chile, Perú, Uruguay y otros países de la región que comparten las mismas poblaciones de aves acuáticas migratorias.

DANIEL BLANCO

Wetlands International,
25 de Mayo 758 10º I
1002 Buenos Aires, Argentina

Hornero 18(2):128–130, 2002

AVES DE ARGENTINA Y URUGUAY

NAROSKY T Y YZURIETA D (2003) *Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay. Edición de Oro*. Vazquez Mazzini Editores, Buenos Aires. 348 pp. ISBN 987-9132-06-8. Precio: \$ 75 (rústica)

Finalmente fue re-editada la “guía de Tito”. Estaba agotada desde hacía tiempo ya, y éste me parece que es el aspecto más sobresaliente de la nueva edición: justamente el hecho de que haya visto la luz. Una enorme cantidad de nuevos adeptos a la observación de las aves se encontraba sin poder acceder a la —hasta ahora— mejor guía de identificación de aves producida para Argentina, pero esa necesidad ya fue cubierta.

Esta edición incorpora, como era de esperar, una larga serie de novedades. Empezando por su apodo, “Edición de Oro”, un tanto ambicioso o, por lo menos, a destiempo. En lo personal, hubiera elegido llamarla de otra manera. Lo que llama la atención inmediata del usuario familiarizado con ediciones anteriores es el nuevo formato, más angosto y alargado. Da la sensación que esta edición es además un poco más pesada, seguramente producto del uso de un papel de mejor calidad. La portada sigue ilustrando al “cautiverio inmerecido” del Cardenal Común.

Entre los detalles nuevos, ya dentro del libro, hay que destacar la impresión, que poco tiene que ver con la de ediciones anteriores, sobre todo con la de la primera... Desde ya que se ha mejorado notablemente. También es destacable la confección de los mapas de distribución para cada especie. Sin dudas uno de los aspectos más positivos, ya que el sombreado actual refleja mucho más cuidadosamente la distribución intrincada de varias especies, incorporando dos tonalidades, además de que se sombrea también la distribución de cada especie en Uruguay. Otras novedades son el mapa y la lista de cien localidades para observar aves en Argentina, la inclusión de un símbolo para anotar las especies amenazadas según BirdLife International y otro para las nidificantes en el país. Esta versión también cuenta con un tenue sombreado

de fondo que cambia de color al cambiar la familia, lo que puede ayudar a usuarios menos familiarizados con la sistemática de aves. Estos cambios fueron adoptados de las series regionales confeccionadas en los últimos años a través de extractos de la guía “madre”. Al final de la obra, la lista de sociedades y periódicos ornitológicos incluye esta vez los sitios en Internet, un aspecto que va a ser útil a muchos usuarios nuevos. La sección final, de zonas ornitogeográficas argentinas, fue simplificada. Esta vez se trata de un mapa con nueve bioregiones, y cada una de éstas cuenta con un texto descriptivo donde se mencionan tanto aves como plantas típicas y se incluyen varias fotos de aves y ambientes. Otra novedad la constituyen las referencias bibliográficas sugeridas para cada familia en la sinopsis al comienzo de la obra. De todas maneras, sobran referencias obsoletas y es llamativa la ausencia de los volúmenes correspondientes del ya célebre “Handbook of the birds of the world” para un gran número de familias, muchas de las cuales quedan así sin una sugerencia bibliográfica.

Entre los cambios más notables a primera vista se encuentran aquellos en las ilustraciones. En la mayoría de los casos, el cambio de formato resultó en que los dibujos fueran reproducidos a una escala mayor a la de ediciones anteriores. Esto salta a la vista, por ejemplo, en los pepiteros *Saltator*. Y no siempre es para mejor. Un problema es que, al cambiar ciertas especies de lugar, deja de existir la proporción entre las aves ilustradas en cada página, un aspecto promocionado originalmente. Esto se nota claramente en la página 269, que ilustra a los corbatitas *Sporophila*. Algunos cambios en las ilustraciones parecen no haber sido voluntarios. Algo pasó con el dibujo del Tataupá Común (*Crypturellus tataupa*), y algo peor con el de la Parina Chica (*Phoenicoparrus jamesi*)... Pero, sin dudas, el aspecto novedoso más importante en lo que respecta a las ilustraciones fue la incorporación de 29 especies, realizadas por Jorge Rodríguez Mata. Jorge es uno de los mejores artistas animalistas de Argentina, lo que realza sin dudas la calidad ge-

neral del trabajo. De todas maneras, la ilustración de *Leptasthenura yanacensis* deja algo que desear, y es confuso que en la incorporación de *Theristicus caudatus* haya un individuo de vientre negro.

Todas estas adiciones fueron realizadas porque, como se advierte con mucho juicio en el "Prólogo a la Edición de Oro", en el ínterin se han incorporado unas cuantas especies a la avifauna del país y el estatus de otras fue re-evaluado. De todas maneras, me parece bastante desacertada la elección de especies a ser incluidas en base a aspectos meramente prácticos (para completar ciertas "ternas" o "cuartetos" sin incurrir en grandes modificaciones de edición). Son por lo menos siete especies, de las 29, para las cuales el observador de aves tendrá enormes dificultades de hallar en Argentina. Ejemplos de éstas son *Sula capensis* o *Crotophaga sulcirostris*. Asimismo, unas 65 especies fueron relegadas a una lista de "Especies cuya presencia en la Argentina requiere confirmación" (aunque un desliz dejó afuera a *Todirostrum cinereum*). Pero, para peor, la larga lista culmina con un "...y muchas más". Varios lectores quedarán preguntándose cuáles son esas especies. Va a generar más de un dolor de cabeza al usuario inexperto, pero ávido de información, que esta lista haya sido confeccionada solo con los nombres científicos. Una página más, con una tabla más nítida y con los nombres en español, por lo menos, hubiera sido una buena inversión de espacio. Si bien la mayoría de estas especies son raras en Argentina, su presencia en el país, en la mayoría de los casos, no "requiere confirmación". Más aún, hay unas diez especies de esta lista que idealmente deberían haber sido incluidas en el cuerpo principal de la guía, ya que hoy en día pueden considerarse de presencia regular en el país (e.g., *Buteo albonotatus* o *Laterallus exilis*). También hay cuatro especies tratadas en el cuerpo principal de ediciones anteriores que han sido relegadas a la sección "¡Buscados!" (que no logré comprender de qué se trata). Pese a ello, hay especies que todavía figuran en el cuerpo principal de la actual edición que bien podrían haber sido tratadas de manera semejante, como ser *Leucopternis polionota* o *Ara chloroptera*. Es por todo esto que resulta muy pobre la solución facilista encontrada al tema de la actualización en términos de qué especies agregar y cuáles dejar de lado.

Pero mi mayor crítica a la nueva edición es tal vez la resistencia innecesaria a la actualización en materia de sistemática y, principalmente, taxonomía. Es innegable que, en ocasiones, se dan marchas y contramarchas en estos temas, reflejo de nuevos estudios que refutan resultados anteriores. Pero hay una serie de cambios ya establecidos en la literatura, principalmente a nivel taxonómico, que era hora de incorporar en una obra como esta guía, y al desaprovechar esta ocasión se perdió una inmensa oportunidad de asentar ciertas actualizaciones y abrirlas a un gran público. Me refiero, por ejemplo, al tratamiento (dispar) de casos como los de *Rhynchotus maculicollis*, *Bubo magellanicus* o *Strix chacoensis*. Dispar porque en algunos casos se da como nota al pie de página y en otros como comentarios dentro del texto de la especie afín. Asimismo, esta negación se da en casos como los de *Synallaxis azarae*, *Herpsilochmus atricapillus* o *Hyllopezus nattereri*, aunque, en cambio, se revierte al uso del nombre actual en el caso de *Drymophila rubricollis*, sin razón aparente, ya que este caso no difiere fundamentalmente de los anteriores. Estos casos, así como los de nivel sistemático (como el uso de *Xenops* para *Heliobletus contaminatus*, *Empidonomus* para *Griseotyrannus aurantioatrocristatus* o *Atlapetes* para *Buarremon torquatus*), han sido tratados con notas al pie que indican que "para algunos autores" el tratamiento es tal o cual. "Para algunos autores" suele ser la enorme mayoría de la literatura actual... El tratamiento de estos casos, lamentablemente, no conseguirá más que perpetuar la confusión entre los lectores más inexpertos, por las discrepancias que encontrarán entre este libro (una auténtica herramienta) y otras publicaciones. En este sentido, la nueva edición de la guía no alcanza a reflejar los avances que se dieron en los últimos años en la ornitología argentina.

Ya entrando en detalles menores, hay una serie de aspectos que me llamaron poderosamente la atención. El primero es algo inédito hasta donde me consta. Se trata de que uno de los autores está mencionado en los agradecimientos. Buscarle una explicación a ello me supera. Tal vez, dado que Darío Yzurieta falleció antes de que esta renovada edición saliera de la imprenta, le correspondía algún tipo de dedicatoria u homenaje especial. Pero un "sexto puesto" en la lista de agradecimientos me resulta un tanto embarazoso. En ese caso,

yo hubiera simplemente obviado la entrada. Cuesta también entender por qué en los agradecimientos se usa la primera persona del singular. Me resultó también curioso que la entidad que apadrina, auspicia y hasta "recomienda" esta obra, *Aves Argentinas*, aparece mencionada en la mismísima portada, pero con su nombre institucional antiguo. Ya en el resto de la obra figura el nombre actual, una inconsistencia que no se puede dejar pasar. Además, fue suprimida de esta edición la ya clásica fotografía de los dos autores con "pose" de trabajo que aparecía en la contratapa. Ésta fue reemplazada por una pequeña foto de uno de los autores en la solapa de la portada. Así, un sinnúmero de nuevos lectores quedará sin conocer la cara del dibujante y coautor de la obra.

Algunas son críticas menores, otras no tanto. Lo que más lamento de esta obra es la falta

de apertura al cambio, lo que de ninguna manera hubiera implicado admitir errores. El error reside, justamente, en no aceptar que en estos más de 15 años ha habido avances importantes en nuestro conocimiento de la avifauna (en variados aspectos), que es necesario incorporar en una versión revisada de cualquier obra. Pese a todo, celebro que la obra esté nuevamente disponible a un público que, por suerte, va en aumento, y no dudo en recomendarla a quien se esté iniciando en la observación de aves. Para aquellos que ya poseen alguna versión antigua, dejo bajo su criterio adquirir la "Edición de Oro". La calidad de impresión y varios cambios de formato y edición le confieren un aspecto muy renovado, y da gusto ojear nuevamente sus páginas.

JUAN MAZAR BARNETT

Av. Forest 1531 1°B, 1430 Buenos Aires, Argentina

LIBROS DE RECIENTE APARICIÓN

- ANGEHR GR (2003) *Directorio de áreas importantes para aves en Panamá - Directory of important bird areas in Panamá*. Panama Audubon Society. 342 pp. £ 25.50 (rústica)
- BALLANCE D & GIBBS B (2003) *The birds of Exmoor and the Quantocks*. Isabelline Books. 196 pp. £ 52.50 (tapa dura). £ 18.95 (r)
- BAUGHMAN M (ed) (2003) *National Geographic reference atlas to the birds of North America*. National Geographic. 480 pp. £ 26.95 (d)
- BIAU N, CUGNASSE J-M & MAUREL C (2001) *Les oiseaux du Parc Naturel Régional du Haut-Languedoc*. Rouergue. 352 pp. £ 30.50 (r)
- BLACK T & KENNEDY G (2003) *Birds of Michigan*. Lone Pine. 360 pp. £ 22.50 (r)
- BLANCO P, PERIS SJ & SÁNCHEZ B (2001) *Las aves limícolas (Charadriiformes) nidificantes de Cuba: su distribución y reproducción*. CIBIO. 62 pp. £ 6.95 (r)
- BRAZIL M (2003) *The whooper swan*. Christopher Helm. 512 pp. £ 40.50 (d)
- BROOKS DM & GONZÁLEZ-GARCÍA F (eds) (2001) *Cracid ecology and conservation in the new millennium*. HMNS. 226 pp. £ 34 (r)
- BURROWS R (2003) *Birds of Oregon*. Lone Pine. 384 pp. £ 20.50 (r)
- CHIAPPE LM & WITMER LM (eds) (2002) *Mesozoic birds: above the heads of dinosaurs*. University of California Press. 532 pp. £ 66 (d)
- CHICLANA F (2003) *Aves de la Provincia de Sevilla. Comentarios sobre estatus, fenología, hábitat y distribución*. SEO. 136 pp. £ 29.95 (r)
- DANCE SP (ed) (2003) *Letters on Ornithology 1804-1815. Between George Montagu and Robert Anstice*. GC Books. 250 pp. £ 28.50 (d)
- DAVIS LS & RENNER M (2003) *The penguins*. Christopher Helm. 212 pp. £ 30.50 (d)
- DEEMING DC (2002) *Nests, birds and incubators. New insights into natural and artificial incubation*. Brinsea. 210 pp. £ 38.50 (r)
- DINETTI M & FRAISSINET M (2001) *Ornitologia urbana*. Edizioni Agricole. 496 pp. £ 34 (r)
- GRIMMETT R & INSKIPP C (2003) *Field guide to the birds of North India*. Christopher Helm. 304 pp. £ 15.99 (r)
- HAMILTON JS, SCHMIDT RE & PHALEN DN (2003) *Pathology of pet and aviary birds*. Iowa State University Press. 234 pp. £ 99.50 (d)
- HANCOCK D (2003) *The bald eagle of Alaska, BC and Washington*. Hancock House. 96 pp. £ 8.99 (r)
- HOI H (ed) (2001) *The ecology of reed birds*. Academy of Sciences Press. 178 pp. £ 33 (r)
- HOLLOWAY JE (2003) *Dictionary of birds of the United States. Scientific and common names*. Timber Press. 244 pp. £ 14.99 (d)
- HULYER D & SHEPHERD A (2003) *Guide to wetland birds*. Field Studies Council. £ 3.25 (r)
- HUME B (2003) *RSPB birdwatching*. Dorling Kindersley. 224 pp. £ 16.99 (r)
- HUME R & QUINN D (2003) *Gulls of Britain and Europe*. Harper Collins. 320 pp. £ 19.99 (d)
- JANSSEN B, TESSEN D & KENNEDY G (2003) *Birds of Minnesota and Wisconsin*. Lone Pine. 376 pp. £ 22.50 (r)
- JARAMILLO A (2003) *Field guide to the birds of Chile*. Christopher Helm. 240 pp. £ 15.99 (r)
- KELLER TM, CARSS DN, HELBIG AJ & FLADE M (2003) *Cormorants: ecology and management*. Aula. 400 pp. £ 27.95 (d)
- MADGE S & MCGOWAN P (2002) *Pheasants, partridges, and grouse: a guide to the pheasants, partridges, quails, grouse, guinea fowl, buttonquails, and sandgrouse of the world*. Princeton University Press. 488 pp. US\$ 49.50 (d)
- MARCHANT S & HIGGINS PJ (eds) (2002) *The handbook of Australian, New Zealand and Antarctic birds. Volume 6. Pardalotes to Shrike-Thrushes*. Oxford University Press. 1224 pp. £ 140 (d)
- MARTI R (2003) *Atlas de las aves reproductoras de España*. SEO. 734 pp. £ 30.45 (d)
- MAVOR RA, PARSONS M, PICKERELL G, HEUBECK M & SCHMITT S (2003) *Seabird numbers and breeding success in Britain and Ireland, 2002*. JNCC. 96 pp. £ 10 (r)
- MICHEV T & PROFIROV L (2003) *Mid-winter numbers of waterbirds in Bulgaria (1977-2001)*. Pensoft. 168 pp. £ 35.50 (r)
- NELSON JB (2004) *Pelicans, cormorants and allies. Pelecaniformes*. Oxford University Press. 528 pp. £ 74.50 (d)
- NOSKE R & BRENNAN G (2002) *The birds of Grootte Eylandt*. NTU Press. 187 pp. £ 36.50 (r)
- OBERPRIELER U & CILLIE B (2002) *Raptor identification guide for Southern Africa*. Random House. 296 pp. £ 40.50 (r)
- PAITERSON A (2002) *Aves marinas de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*. Edileasa. 240 pp. • 36 (r)
- PAUL GS (2002) *Dinosaurs of the air: the evolution and loss of flight in dinosaurs and birds*. Johns Hopkins University Press. 460 pp. US\$ 49.95 (d)
- RAFFAELE H, WILEY J, GARRIDO O, KEITH A & RAFFAELE J (2003) *Field guide to the birds of the West Indies*. Christopher Helm. 216 pp. £ 14.99 (r)

- ROBINSON P (2003) *The birds of the Isles of Scilly*. Christopher Helm. 500 pp. £ 45 (d)
- SHARPE RS, SILCOCK WR & JORGENSEN JG (2001) *Birds of Nebraska: their distribution and temporal occurrence*. University of Nebraska Press. 520 pp. US\$ 69.95 (d)
- SINCLAIR I & RYAN P (2003) *Birds of Africa. A complete illustrated field guide to the birds south of the Sahara*. Struik. 780 pp. £ 29.99 (r)
- SINCLAIR PH, NIXON WA, ECKERT CD & HUGHES NL (eds) (2003) *Birds of the Yukon Territory*. UBC Press. 596 pp. £ 95 (d)
- SURAI P (2002) *Natural antioxidants in avian nutrition and reproduction*. Nottingham University Press. 616 pp. £ 75 (d)
- SVAZAS S, MONGIN E, GRISHANOV G, KURESOO A & MEISSNER W (eds) (2002) *Snipes of the eastern Baltic region and Belarus*. OMPO. 96 pp. £ 25.50 (r)
- THÉVENOT M, VERNON R & BERGIER P (2003) *The birds of Morocco*. BOU. 670 pp. £ 45 (d)
- VEZO T & GLINSKI R (2003) *Birds of prey in the American West*. Rio Nuevo Publishers. 128 pp. £ 19.50 (r)
- WATLING D (2001) *Guide to the birds of Fiji and Western Polynesia*. Environment Consultants Fiji. 272 pp. US\$ 30 (d)
- WATTERS C (ed) (2003) *Attu: birding on the edge*. ABA. 214 pp. £ 27.50 (r)
- WEI DLZ & MUNDKUR T (2003) *Status overview and recommendations for conservation of the White-headed Duck *Oxyura leucocephala* in central Asia*. BirdLife International. 114 pp. £ 15 (r)
- WEI G (ed) (2002) *Ecology of falcon order in China*. Science Press. 176 pp. £ 32.50 (r)
- WRIGHT J & LEONARD ML (eds) (2002) *The evolution of begging. Competition, cooperation and communication*. Kluwer. 508 pp. £ 112 (d)
- WROBEL M (2002) *Elsevier's dictionary of bird names*. Elsevier. 1444 pp. US\$ 245 (d)
- YOSEF R, MILLER ML & PEPLER D (eds) (2002) *Raptors in the new millennium*. International Birding & Research Center. 276 pp. £ 17.50 (r)
- ZHOU Z & ZHANG F (eds) (2002) *Proceedings of the 5th Symposium of the Society of Avian Paleontology and Evolution*. Science Press. 312 pp. £ 143 (d)
- ZÖCKLER C (2002) *A comparison between tundra and wet grassland breeding waders with special reference to the Ruff (*Philomachus pugnax*)*. Bundesamt für Naturschutz. 116 pp. £ 14.50 (r)

EL HORNERO

REVISTA DE ORNITOLOGÍA NEOTROPICAL



ÍNDICES

VOLUMEN 18

2003

CONTENIDOS

VOLUMEN 18 NÚMERO 1, AGOSTO 2003

Punto de vista

Emplumando dinosaurios: la transición evolutiva de terópodos a aves

Feathering dinosaurs: the transition from theropods to birds

LUIS M. CHIAPPE Y ALEXANDER VARGAS 1–11

Artículos

La reproducción de cinco especies de Emberizidae y Fringillidae en la Reserva de Ñacuñán, Argentina

The breeding of five species of Emberizidae and Fringillidae in the Reserve of Ñacuñán, Argentina

EDUARDO T. MEZQUIDA 13–20

Lista comentada de las aves de la Reserva Natural Chancaní, Córdoba, Argentina

An annotated check-list of the birds of Chancaní Natural Reserve, Córdoba, Argentina

GUILLERMO D. SFERCO Y MANUEL NORES 21–29

Cuidado parental en el Churrinche (*Pyrocephalus rubinus*): contribución relativa del macho y de la hembra

Parental care in the Vermilion Flycatcher (Pyrocephalus rubinus): relative contribution of male and female

VANINA D. FIORINI Y FABIÁN L. RABUFFETTI 31–35

Comportamiento de alimentación de la Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*) durante la temporada no reproductiva en playas arenosas de Península Valdés, Argentina

Feeding behavior of the Kelp Gull (Larus dominicanus) during the non-breeding season at sandy beaches of Península Valdés, Argentina

MARCELO BERTELOTTI, GUSTAVO PAGNONI Y PABLO YORIO 37–42

Diet of the Red-backed Hawk (*Buteo polyosoma*) in a forested area of the Chilean Patagonia and its relation to the abundance of rodent prey

Dieta del Aguilucho Común (Buteo polyosoma) en un área boscosa de la Patagonia Chilena y su relación con la abundancia de roedores presa

RICARDO A. FIGUEROA ROJAS, E. SORAYA CORALES STAPPUNG AND SERGIO ALVARADO O... 43–52

Comunicaciones

Enganche aéreo de garras entre un Aguilucho Andino (*Buteo albigula*) y un Aguilucho Común (*Buteo polyosoma*) en el centro-sur de Chile

Aerial talon-grappling between the White-throated Hawk (Buteo albigula) and Red-backed Hawk (Buteo polyosoma) in central-south Chile

RICARDO A. FIGUEROA ROJAS 53–55

Primeros antecedentes de la dieta de la Lechuza de Campanario (*Tyto alba*) en el departamento Ñeembucú (Paraguay)

First report on the diet of the Common Barn Owl (Tyto alba) from Ñeembucú Department, Paraguay

PABLO TETA Y JULIO R. CONTRERAS 57–59

Descripción cariotípica de *Spheniscus magellanicus* (Spheniscidae)

Karyotypical description of Spheniscus magellanicus (Spheniscidae)

MARIO A. LEDESMA, T. R. O. FREITAS, J. DA SILVA, FERNANDA DA SILVA Y R. J. GUNSKI 61–64

The first record of Dunlin (*Calidris alpina*) in Paraguay and a summary of South American records of the species

Primer registro del Playerito Vientre Negro (Calidris alpina) y un resumen de los registros sudamericanos para la especie

A. J. LESTERHUIS AND R. P. CLAY 65–67

Libros

Un viaje al maravilloso mundo de las aves migratorias (BERTHOLD: *Bird migration: a general survey*)

VÍCTOR R. CUETO 69–70

Aves marinas del litoral patagónico (YORIO ET AL.: *Atlas de la distribución reproductiva de aves marinas en el litoral patagónico argentino*)

MARCO FAVERO 71

Aves del mundo (DEL HOYO ET AL.: <i>Handbook of the birds of the world. Volume 7. Jacamars to woodpeckers</i>) MARK PEARMAN	72-73
Caza de aves acuáticas (BLANCO ET AL.: <i>Primer Taller sobre la Caza de Aves Acuáticas: hacia una estrategia para el uso sustentable de los recursos de los humedales</i>) MARIANO ORDANO	73-74
Libros de reciente aparición	75-76

 VOLUMEN 18 NÚMERO 2, DICIEMBRE 2003

Punto de vista

Impacto del parasitismo de cría del Tordo Renegrido (<i>Molothrus bonariensis</i>) sobre el éxito reproductivo de sus hospedadores <i>Impact of brood parasitism by Shiny Cowbirds (Molothrus bonariensis) on the reproductive success of their hosts</i> JUAN C. REBORDA, MYRIAM E. MERMOZ, VIVIANA MASSONI, ANDREA A. ASTIÉ Y FABIÁN L. RABUFFETTI	77-88
---	-------

Artículos

Comunidades de aves de bosques fluviales habitados y no habitados por el hombre en el río Paraná medio, Argentina <i>Bird communities of human inhabited and uninhabited riparian forests in the Middle Paraná River, Argentina</i> MARÍA ALEJANDRA ROSSETTI Y ALEJANDRO R. GIRAUDO	89-96
Una estimación de aves muertas en ruta en el Parque Nacional Nahuel Huapi, noroeste de la Patagonia argentina <i>An estimation of road mortality of birds in Nahuel Huapi National Park, northwestern Argentine Patagonia</i> ANA TREJO Y SUSANA SEIJAS	97-101
Biología reproductiva de los cormoranes Imperial (<i>Phalacrocorax atriceps</i>) y Cuello Negro (<i>P. magellanicus</i>) en el Golfo San Jorge, Chubut, Argentina <i>Breeding biology of Imperial Cormorant (Phalacrocorax atriceps) and Rock Shag (P. magellanicus) at Golfo San Jorge, Chubut, Argentina</i> GABRIEL PUNTA, PABLO YORIO, GONZALO HERRERA Y JOSÉ SARAVIA	103-111
Dieta de juveniles de Gaviota Cangrejera (<i>Larus atlanticus</i>) en estuarios de la provincia de Buenos Aires <i>Diet of juveniles of Olog's Gull (Larus atlanticus) in estuaries of Buenos Aires Province</i> MARÍA PAULA BERÓN	113-117

Comunicaciones

Notas sobre la conducta de crianza del Carpintero Bataraz Grande (<i>Picooides lignarius</i>) en el bosque lluvioso templado del sur de Chile <i>Notes on the chick-rearing behavior of the Striped Woodpecker (Picooides lignarius) in the temperate rainforest of southern Chile</i> RICARDO A. FIGUEROA ROJAS Y E. SORAYA CORALES STAPPUNG	119-122
El Aguilucho Cola Corta (<i>Buteo brachyurus</i>) en la región chaqueña argentina <i>Short-tailed Hawk (Buteo brachyurus) in the Argentine Chaco</i> IGNACIO ROESLER	123-126

Libros

Estrategias para la conservación de aves acuáticas migratorias (BEINTEMA Y VAN VESSEM: <i>Strategies for Conserving Migratory Waterbirds</i>) DANIEL BLANCO	127
Aves de Argentina y Uruguay (NAROSKY Y YZURIETA: <i>Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay. Edición de Oro</i>) JUAN MAZAR BARNETT	128-130
Libros de reciente aparición	131-132

Índices del volumen	133-146
---------------------------	---------

ÍNDICE TEMÁTICO

- Abandono de nido 78,83,85,86,110
 Abundancia 21–29,38,39,43–52,89–96,99,114
 Abundancia de presas 114
 Alas 5
 Alimentación 31–35,37–43,110,119–122
 Alimento 14,18,33,34,49,62,114,120
 Almejas 37–41
 Asentamiento 100,104,105
 Asincronía 107
 Atropello (véase Colisiones)

 Bandas C 61–64
 Biología reproductiva 13–20,43,103–111,119
 Bosque abierto 13–20,32
 Bosque andino patagónico 43–55,97–101,119–122
 Bosque chaqueño 21–29
 Bosque fluvial 89–96
 Bosque lluvioso templado austral (véase Bosque andino patagónico)
 Brasil 62,63
 Buenos Aires (provincia) 31–35,113–117

 Caminos 97–101
 “Cangrejal” 114
 Cangrejos grápsidos 113–117
 Cariotipo 61–64
 Carpal (hueso) 3
 Caza 91,97
 Cenozoico 7
 Chaco argentino 123–126
 Chahuilco 119–122
 Chancaní 21–29
 Chapoteo 39,41
 Chile 43–55,119–122
 China 5
 Chubut (provincia) 37–42,103–111
 Cladismo 6,8
 Clina 125
 Colisión 97–101
 Colonia de nidificación 103–111,113
 Competencia intraespecífica 85
 Comportamiento 2–4,18,31,32,34,35,37–42,49,53,54, 80,85,86,114,116,119–122
 Conducta (véase Comportamiento)
 Conservación 14,78,100,113
 Construcciones humanas 16–19
 Contaminación 97
 Convergencia evolutiva 8,9
 Córdoba (provincia) 21–29
 “Corrimiento de marco” 8
 Cráneo 99
 Crecimiento 105,108,78
 Cretácico 3–7
 Crianza 77–88,119–122

 Cromosomas 61–64
 Cromosomas sexuales 62,63
 Cuello de botella 9
 Cuidado biparental 31–35
 Cuidado parental 31–35,78,119–122

 Darwin, Charles 1
 Declinación 78
 Degradación 90
 Densidad 14,19,37,41
 Denso-dependencia 85
 Depredación (véase predación)
 Descanso 38–41
 Desierto de Gobi 3,4
 Desierto del Monte (véase Monte)
 Dieta 37–42,43–52,57–59,109,113–117,119–122
 Diferencias sexuales 31–35,119–122
 Dimorfismo sexual 31,32,34
 Dinámica poblacional 78,85,86
 Dinosaurios 1–11
 Dispersión 100,109,110
 Disponibilidad de alimento 18,37,38,40,41,43–52,94, 98,110,116
 Disponibilidad de hábitat 94
 Disponibilidad de presa (véase disponibilidad de alimento)
 Disponibilidad de recursos 90,94
 Distribución geográfica 65,66,78,123–126
 Disturbio (véase Perturbación)
 Diversidad 89–96,104

 Eclosión 15,17,78–80,82,83,85,104,105,107,120
 Edad 108,109,114,115,120,121
 Efecto borde 94
 Efecto fundador 9
 Eficacia biológica 31
 Egagrópila 38–41,44–48,50,57,58,114–116
 El Niño 18
 Emberizidae 13–20
 Embriología 7–9
 Embrión 3,4,8
 Empollamiento (véase incubación)
 Enganche aéreo de garras 53–55
 Equitatividad 92,93
 Especiación 62
 Especialista 86
 Estacionalidad 14,45,47,49,58,90,92,94,98,99
 Estados Unidos 4,7
 Estatus 123–126
 Estatus de residencia 14,21–29,113
 Etología 3,4,8
 Evolución 1–11
 Éxito de eclosión 78–80,82,83,85
 Éxito reproductivo 19,77–88

- Extinción 97
- Falanges 7,8
- Filogenia 2–10,13,62,77–88
- Fósiles 2–7,9,10,61
- Fragmentación 78
- Fringillidae 13–20
- Fuego 44
- Fúrcula 3
- Furnariidae 17,18
- Galiano (Isla) 103–111
- Ganso (Laguna) 65–67
- Generalista 41,47,49,78,85,86,93,94,116,121
- Granívoros 14,19
- Guano 104,110
- Hábitos alimentarios (véase dieta)
- Hantavirus 45,50
- Heterogeneidad espacial 94
- Hipótesis 1,2,6–10
- Homología 9
- Homología cromosómica 64
- Huevos 3,4,14–19,32–35,77–88,104–107,110
- Humedales 90,114
- Incubación 4,10,14,15,17,31–35,80,81,83,84,105–107
- Integumento (véase tegumento)
- Intermareal 37,38,40,41
- Isabel (isla) 103–111
- Jurásico 6,7
- Lima 31–35
- Macrocromosomas 61–64
- Madurez sexual 114
- Manejo 14,100,104,110
- Mano 7–9
- Mar Chiquita (estuario) 113–117
- Marea 37–41
- Mendoza (provincia) 13–20
- Mesozoico 1–11
- Microcromosomas 61–64
- Migración 32,62,66,113
- Mongolia 4
- Monogamia 31
- Montana 4
- Monte 13–20
- Morfo 81,83,123–126
- Morfo oscuro 123–126
- Mortalidad 18,19,62,97–101
- Mortalidad en ruta 97–101
- Moscas parásitas 17
- Muda 66,109
- Nicho trófico 58
- Nidificación 4,13–20,78,85,86,103–111
- Nido 14–19,31–35,77–88,104–110,119–121
- Ñacuñán 13–20
- Ontogenia 8,9
- Oología 2,3,8
- Oportunismo 45,48,50
- Origen de las aves 1–11
- Osteología 2,3,8,9
- Ostrom, John 2
- Paisaje 89
- Paradigma 8,9
- “Paradoja temporal” 6
- Paraguay 57–59,65–67
- Paraná (río) 89–96
- Parasitismo de cría (véase Parasitismo de nido)
- Parasitismo de nido 15,17,19,77–88
- Parásitos 17
- Parche 37,41,44,49
- Parque Nacional Nahuel Huapi 97–101
- Pastoreo 14,19,44,92
- Patagonia chilena 43–52
- Península Valdés 37–42
- Período de incubación 14,15,17,80,81,84,105,107
- Período de puesta 14–16,18,81,106
- Perturbación 14,19,44,89–97,110
- Perturbación humana (véase Perturbación)
- Pesca 116
- Peso corporal 17,44–46,50,57,58,62,82,104,105,107,108
- Picadura de huevos 77–88
- Pichones 14,15,17,31–35,57,78–80,82,83,85,104,105,107–110,119–122
- Pilar 57–59
- Playa Fracasso (véase Puerto San José)
- Plumas 5,6,10,44
- Pollos (véase pichones)
- Predación 4,18,48–50,58,78,85,95,97,110,120
- Predación de nidada 78,85
- Preferencias 49,78,85,86,116
- Primer registro 65–67
- Productividad 14,17–19,97
- Proporción de sexos 115,116
- Pseudorélicas 92
- Puerto San José 37–42
- Puerto Tranquilo 43–52
- Puesta 4,15–18,32,34,80,81,83,104–107,109,110
- Pulmones 9,10
- Punta Rasa 113–117
- Reclutamiento 116
- Región chaqueña 21–29,57–59,123–126
- Reproducción 13–20,77–88,90,103–111
- Reptiles 1–11
- Requerimientos energéticos 114,116
- Riesgo de predación 18,19,49
- Río Negro (provincia) 97–101
- Riqueza de especies 89–96
- Ritmo de puesta 14,17
- Roedores 43–52,58
- Rotación 53–55
- “Rueda de carreta” 53–55
- Rutas (véase Caminos)
- Salud pública 50
- Santa Fe (provincia) 89–96
- Scincidae 8
- Selección de hábitat 43,49
- Selección de hospedador 78
- Selección de presa 37–52,121

- Selección natural 1
 Simpatría 78
 Sinapomorfía 2,3,6
 Sitio de nidificación 14,16,17,19,32,34,90,104
 Spheniscidae 61–64
 Strigiformes 57–59
 Supervivencia 78–83,85,90,95,107,108
 Sustrato de alimentación 121
 Táctica de alimentación 114,116
 Tala 91,93
 Tamaño corporal 37–41,62,81,83,85,104,105,114–116
 Tamaño de puesta 14,15,17,18
 Tamaño poblacional 85,86,104,105,109,113
 Técnica de alimentación 121
 Tegumento 2,5,8
 Temporada no reproductiva 37–42,105,109,110,113,
 115,116
 Temporada reproductiva 18,86,106,108,109,113,
 114,116
 Terópodos 1–11
 Territorio 31,34,35,53,54
 Transición evolutiva 1–11
 Triásico 7
 Turismo 98,104,110
 Urbanización 89,94
 Uso de hábitat 14,43,49
 Uso recreativo 93
 Valor adaptativo 8,9
 Ventilación pulmonar 9,10
 Vocalización 54,120
 Vuelo 5
 Zona tixotrópica 39
 Zoonosis 50

ÍNDICE DE ORGANISMOS

- Abrothryx longipilis* 45,46,47,48,49
Abrothryx olivaceus 46,47,48,49
Accipiter erythronemius 22
Adelomedon 115
 Agachona de Collar (véase *Thinocorus orbignyianus*)
Agelaioides badius 29,92
Agelaius icterocephalus 79
Agelaius ruficapillus 79,92
Agelaius thilius 79,81,82,84,85,86
Agelaius xanthomus 78
Agriornis microptera 27
Agriornis murina 27
 Águila Coronada (véase *Harpyhaliaetus coronatus*)
 Águila Mora (véase *Geranoaetus melanoleucus*)
 Aguilucho Andino (véase *Buteo albigula*)
 Aguilucho Cola Corta (véase *Buteo brachyurus*)
 Aguilucho Colorado (véase *Buteogallus meridionalis*)
 Aguilucho Común (véase *Buteo polyosoma*)
 Aguilucho Langostero (véase *Buteo swainsoni*)
Aimophila strigiceps 29
Akodon azarae 58
 Alilicucu Común (véase *Otus choliba*)
Allosaurus 3
Amazona aestiva 24
Anairetes flavirostris 26
 Anambé Común (véase *Pachyramphus polychopterus*)
Anas bahamensis 22
Anas cyanoptera 22
Anas flavirostris 22
Anas georgica 22
Anas versicolor 22
Anumbius annumbi 92
 Añapero Boreal (véase *Chordeiles minor*)
Aphrastura spinicauda 46,99
Aptenodytes 64
Aptenodytes forsteri 64
Aptenodytes patagonica 64
Aquila 53
Ara chloroptera 129
Aramides cajanea 23
Aramus guarauna 92,93
 Arañero Cara Negra (véase *Geothlypis aequinoctialis*)
 Arañero Corona Rojiza (véase *Myioborus brunniceps*)
Aratinga acuticaudata 24
Archaeopteryx 3,6,7
Archaeopteryx lithographica 6,7,8,9
Ardea alba 22
Ardea cocoi 22
Asio clamator 24
Asthenes baeri 13,16,17,26
 Atajacaminos Chico (véase *Caprimulgus parvulus*)
 Atajacaminos Ñañarca (véase *Caprimulgus longirostris*)
 Atajacaminos Tijera (véase *Hydropsalis torquata*)
Athene cunicularia 24
Atlapetes 129
Aulacomya atra 40
Balanus glandula 40,113
 Bandurrita Chaqueña (véase *Upucerthia certhioides*)
 Barullero (véase *Euscarthmus meloryphus*)
Beipiaosaurus 6
Beipiaosaurus inexpectus 5
 Benteveo Común (véase *Pitangus sulphuratus*)
 Benteveo Rayado (véase *Myiodynastes maculatus*)
 Biguá (véase *Phalacrocorax brasilianus*)
 Birro Común (véase *Hirundinea ferruginea*)
Bolborhynchus aymara 24
 Boyerito (véase *Icterus cayanensis*)
Brachidontes rodriguezi 40
Brachydanio rerio 9
 Brasita de Fuego (véase *Coryphospingus cucullatus*)
 Buarremon torquatus 129
Bubo magellanicus 129
 Burlisto Cola Castaña (véase *Myiarchus tyrannulus*)
 Burlisto Pico Canela (véase *Myiarchus swainsoni*)
Buteo 53
Buteo albigula 53,54
Buteo albonotatus 129
Buteo brachyurus 123–126
Buteo magnirostris 92
Buteo platypterus 125
Buteo polyosoma 43,44,45,46,47,48,49,50,53,54
Buteo swainsoni 70
Buteogallus meridionalis 23
Butorides striatus 22
 Cabecitanegra Común (véase *Carduelis magellanica*)
 Caburé Chico (véase *Glaucidium brasilianum*)
 Cachilo Corona Castaña (véase *Aimophila strigiceps*)
 Cacholote Castaño (véase *Pseudoseisura lophotes*)
 Cachudito Pico Amarillo (véase *Anairetes flavirostris*)
Cacicus solitarius 92
 Calancate Común (véase *Aratinga acuticaudata*)
 Calandria Grande (véase *Mimus saturninus*)
 Calandria Real (véase *Mimus triurus*)
 Calandrita (véase *Stigmatura budytoides*)
Calidris alpina 65,66
Calidris fuscicollis 65
 Caminera Común (véase *Geositta cunicularia*)
Campephilus leucopogon 25
Campephilus principalis 72
Camptostoma obsoletum 26,92
 Canastero Chaqueño (véase *Asthenes baeri*)
Caprimulgus longirostris 24,99
Caprimulgus parvulus 24,58
Caracara plancus 23
 Carancho (véase *Caracara plancus*)
 Cardenal Común (véase *Paroaria coronata*)
Cardinalis cardinalis 32
Carduelis 13
Carduelis barbata 46
Carduelis magellanica 13,14,15,16,17,29
 Carpinterito Común (véase *Picumnus cirratus*)

- Carpintero Bataraz Chico (véase *Picoides mixtus*)
 Carpintero Bataraz Grande (véase *Picoides lignarius*)
 Carpintero del Cardón (véase *Melanerpes cactorum*)
 Carpintero Lomo Blanco (véase *Campephilus leucopogon*)
 Carpintero Negro (véase *Dryocopus schulzi*)
 Carpintero Picomarfil (véase *Campephilus principalis*)
 Carpintero Real (véase *Colaptes melanochloros*)
Carpodacus mexicanus 32
Catamenia analis 29
Cathartes aura 22
 Catita Serrana Grande (véase *Bolborhynchus aymara*)
Caudipteryx 5,6
Caudipteryx dongi 5
Caudipteryx zoui 5
Certhiaxis cinnamomea 29
 Chacurú Grande (véase *Notharchus macrorhynchos*)
Chaetura meridionalis 25
Charadrius collaris 65,66
Chasmagnathus granulatus 113-117
Chelemys macronyx 45,46,47,48
 Chimango (véase *Milvago chimango*)
 Chinchero Chico (véase *Lepidocolaptes angustirostris*)
 Chinchero Grande (véase *Drymornis bridgesii*)
 Chingolo (véase *Zonotrichia capensis*)
Chionis alba 110
 Chiricote (véase *Aramides cajanea*)
 Chiví Común (véase *Vireo olivaceus*)
Chloephaga poliocephala 99
Chloroceryle amazona 92
Chlorostilbon aureoventris 25,92
 Choca Común (véase *Thamnophilus caeruleus*)
Chordeiles minor 24
Chunga burmeisteri 23
 Chuña Patas Negras (véase *Chunga burmeisteri*)
 Churrinche (véase *Pyrocephalus rubinus*)
Ciconia ciconia 69,70
 Cigüeña Blanca (véase *Ciconia ciconia*)
Circus 53
Circus buffoni 125
Citipati osmolskai 4
Coccyzus americanus 24
Coccyzus cinereus 24
Coccyzus melacoryphus 24
Coelophysis 3,7
Coelurus 7
Colaptes melanochloros 25,92,94
Colaptes pitius 99
 Colibrí Mediano (véase *Colibri serrirostris*)
Colibri serrirostris 25
 Collared Plover (véase *Charadrius collaris*)
 Coludito Copetón (véase *Leptasthenura platensis*)
Columba araucana 46,47
Columba maculosa 23,92
Columba picazuro 92
Columbina picui 24,92
 Common Barn-Owl (véase *Tyto alba*)
Compsognathus 7
 Cóndor Andino (véase *Vultur gryphus*)
Coragyps atratus 22,99,125
 Corbatita Común (véase *Sporophila caeruleus*)
 Cormorán Cuello Negro (véase *Phalacrocorax magellanicus*)
 Cormorán Imperial (véase *Phalacrocorax atriceps*)
 Cortarramas (véase *Phytotoma rutila*)
Coryphistera alaudina 26
Coryphospingus cucullatus 28
 Cotorra (véase *Myiopsitta monachus*)
Cranioleuca pyrrhophia 26
 Crespín (véase *Tapera naevia*)
 Crestudo (véase *Coryphistera alaudina*)
Crotophaga ani 92
Crotophaga sulcirostris 129
Crypturellus tataupa 22,128
 Cuclillo Canela (véase *Coccyzus melacoryphus*)
 Cuclillo Chico (véase *Coccyzus cinereus*)
 Cuclillo Pico Amarillo (véase *Coccyzus americanus*)
 Curaeus forbesi 78
 Curutié Blanco (véase *Cranioleuca pyrrhophia*)
Cyanocompsa brissonii 29
Cyclarhis gujanensis 27,92
Cypseloides rothschildi 25
Cyrtograpsus altimanus 113
Cyrtograpsus angulatus 113,114,115
Darina solenoides 37,38,39,40,41
Deinonychus antirhopus 6,9
 Diuca Común (véase *Diuca diuca*)
Diuca diuca 13,14,15,16,17,18,19,28
Donax serra 40
Drymophila rubricollis 129
Drymornis bridgesii 26
Dryocopus schulzi 25
 Dunlin (véase *Calidris alpina*)
 Durmilí (véase *Nystalus maculatus*)
Egretta thula 22
Elaenia albiceps 26,99
Elaenia parvirostris 26,69,92
Elaenia spectabilis 92
Elanus leucurus 22
Embernagra platensis 29,92
Empidonax difficilis 34
Empidonax oberholseri 34
Empidonax 129
 Esparvero Común (véase *Accipiter erythronemius*)
 Espinero Chico (véase *Phacellodomus sibilatrix*)
Eudromia elegans 22
Eudryptes 64
Eumops patagonicus 58
Eunice 40
Euparkeria 2
Euphonia chlorotica 28
Euscarthmus meloryphus 26
Falco 53
Falco femoralis 23
Falco peregrinus 23
Falco sparverius 23,49,99
 Fiofío Pico Corto (véase *Elaenia parvirostris*)
 Fiofío Silbón (véase *Elaenia albiceps*)
Fluvicola albiventer 79,81,83
 Fuegoero Común (véase *Piranga flava*)
Fulica leucoptera 23
Furnarius cristatus 25
Furnarius rufus 25,92,93

- Gallareta Chica (véase *Fulica leucoptera*)
Gallinula chloropus 23
Gallinula melanops 23
Gallito Copetón (véase *Rhinocrypta lanceolata*)
Gallito de Collar (véase *Melanopareia maximiliani*)
Gallus gallus 8
Garcita Azulada (véase *Butorides striatus*)
Garcita Blanca (véase *Egretta thula*)
Garza Blanca (véase *Ardea alba*)
Garza Bruja (véase *Nycticorax nycticorax*)
Garza Mora (véase *Ardea cocoi*)
Gaucho Chico (véase *Agriornis murina*)
Gaucho Común (véase *Agriornis microptera*)
Gavilán Mixto (véase *Parabuteo unicinctus*)
Gaviota Cangrejera (véase *Larus atlanticus*)
Gaviota Cocinera (véase *Larus dominicanus*)
Gaviota Gris (véase *Leucophaeus scoresbii*)
Gaviotín Golondrina (véase *Sterna hirundo*)
Geositta cunicularia 25
Geospiza 18
Geothlypis aequinoctialis 28,92
Geranoaetus 53
Geranoaetus melanoleucus 23
Glaucidium brasilianum 24
Golondrina Negra (véase *Progne modesta*)
Golondrina Parda (véase *Progne tapera*)
Gracilinanus 58
Great Auk (véase *Pinguinus impennis*)
Griseotyrannus aurantioatrocristatus 27,129
Guira guira 24,92
Halconcito Colorado (véase *Falco sparverius*)
Halconcito Gris (véase *Spizapteryx circumcinctus*)
Halcón Peregrino (véase *Falco peregrinus*)
Halcón Plomizo (véase *Falco femoralis*)
Halicarcinus planatus 40
Harpyhaliaetus coronatus 23
Heliobletus contaminatus 129
Heliomaster furcifer 25
Hemiergis 8
Hemiergis perioni 8
Hemiergis quadrilineata 8
Hemitriccus margaritaceiventer 26
Herpsilochmus atricapillus 129
Herrerasaurus 2,7
Himantopus melanurus 23
Hirundinea ferruginea 26
Holochilus 58
Holochilus chacarius 57,58
Hornerito Copetón (véase *Furnarius cristatus*)
Hornero (véase *Furnarius rufus*)
Hydropsalis torquata 24
Hylocharis chrysura 92
Hylopezus nattereri 129
Hymenops perspicillatus 27,92
Icterus cayanensis 29,92
Imperial Cormorant (véase *Phalacrocorax atriceps*)
Inambú Montaraz (véase *Nothoprocta cinerascens*)
Jilguero Dorado (véase *Sicalis flaveola*)
Jote Cabeza Colorada (véase *Cathartes aura*)
Jote Cabeza Negra (véase *Coragyps atratus*)
Jote Real (véase *Sarcoramphus papa*)
Juan Chiviro (véase *Cyclarhis gujanensis*)
Keel-billed Toucan (= Rainbow-billed Toucan; véase *Ramphastos sulfuratus*)
Kelp Gull (véase *Larus dominicanus*)
Knipolegus aterrimus 27
Knipolegus striaticeps 27
Larus atlanticus 113–117
Larus dominicanus 37,38,39,40,41,110,116
Laterallus exilis 129
Lechucita Vizcachera (véase *Athene cunicularia*)
Lechuza Bataraz Chaqueña (véase *Strix chacoensis*)
Lechuza de campanario (véase *Tyto alba*)
Lechuzón Orejudo (véase *Asio clamator*)
Lepidocolaptes angustirostris 26,92
Leptasthenura platensis 25
Leptasthenura yanacensis 129
Leptotila verreauxi 24,92
Lepus europaeus 50
Lessonia rufa 27
Leucippa pentagona 40
Leucophaeus scoresbii 110
Leucopternis polionota 129
Lophospingus pusillus 28
Loro Hablador (véase *Amazona aestiva*)
Loxodontomys micropus 45,46,47,48,49
Macá Común (véase *Rollandia rolland*)
Macá Pico Grueso (véase *Podilymbus podiceps*)
Machetornis rixosus 27,92
Macronectes giganteus 71,110
Martineta Común (véase *Eudromia elegans*)
Martín Pescador Grande (véase *Megaceryle torquata*)
Megaceryle torquata 25,92,99
Megalancosaurus 2
Melanerpes cactorum 25
Melanopareia maximiliani 26
Micropalama himantopus 65
Microraptor gui 5
Microraptor zhaoianus 5
Milano Blanco (véase *Elanus leucurus*)
Milvago chimango 23
Mimus saturninus 28,79,80,81,82,83,84,92
Mimus triurus 28
Misto (véase *Sicalis luteola*)
Molothrus ater 78,86
Molothrus bonariensis 13,15,17,19,29,77–88,92,93,94,95
Molothrus rufoaxillaris 29,92
Monjita Blanca (véase *Xolmis irupero*)
Monjita Coronada (véase *Xolmis coronata*)
Monterita Cabeza Negra (véase *Poospiza melanoleuca*)
Monterita Canela (véase *Poospiza ornata*)
Monterita de Collar (véase *Poospiza torquata*)
Monterita Pecho Gris (véase *Poospiza hypochondria*)
Mosqueta Estriada (véase *Myiophobus fasciatus*)
Mosqueta Ojo Dorado (véase *Hemitriccus margaritaceiventer*)
Mus domesticus 46,47,48
Mycteria americana 22
Myiarchus swainsoni 27,92

- Myiarchus tyrannulus* 27
Myioborus bruniceps 28
Myiodynastes maculatus 27
Myiophobus fasciatus 26
Myiopsitta monachus 16,24,92
Mytilus edulis 40

Nacella concinna 40
Naranjero (véase *Thraupis bonariensis*)
Notharchus macrorhynchos 72
Notharchus swainsoni 72
Nothoprocta cinerascens 22
Nothura maculosa 92,93
Nycticorax nycticorax 22
Nystalus maculatus 25,72,73
Nystalus striatipectus (= *Nystalus maculatus*)

Octodon degu 48
Oligoryzomys 57,58
Oligoryzomys longicaudatus 43,45,46,47,48,49,50
Olivella tehuelcha 40
Ornitholestes 7
Otus choliba 24
Oviraptor philoceratops 4,6

Pachyramphus polychropterus 27,92
Paloma antártica (véase *Chionis alba*)
Paloma Manchada (véase *Columba maculosa*)
Parabuteo unicinctus 23
Paraeuthria plumbea 40
Parina Chica (véase *Phoenicoparrus jamesi*)
Paroaria capitata 92
Paroaria coronata 128,92,95
Passer domesticus 92,93,94,95
Passerina brissonii (= *Cyanocompsa brissonii*)
Pato Barcino (véase *Anas flavirostris*)
Pato Capuchino (véase *Anas versicolor*)
Pato Colorado (véase *Anas cyanoptera*)
Pato Gargantilla (véase *Anas bahamensis*)
Pato Maicero (véase *Anas georgica*)
Pecho Colorado (véase *Sturnella superciliaris*)
Pepitero Chico (véase *Saltatricula multicolor*)
Pepitero de Collar (véase *Saltator aurantiirostris*)
Perumytilus purpuratus 40
Petrel Gigante Común (véase *Macronectes giganteus*)
Phacellodomus ruber 92,93
Phacellodomus sibilatrix 26
Phacellodomus striaticollis 79
Phalacrocorax atriceps 103–111
Phalacrocorax brasiliensis 22
Phalacrocorax magellanicus 103–111
Philornis 17
Phoenicoparrus jamesi 128
Phyllotis xanthopygus 46,47,48,49
Phytotoma rutila 27
Picabuey (véase *Machetornis rixosus*)
Picaflor Cometa (véase *Sappho sparganura*)
Picaflor Común (véase *Chlorostilbon aureoventris*)
Picaflor de Barbijo (véase *Heliomaster furcifer*)
Pico de Plata (véase *Hymenops perspicillatus*)
Picoides lignarius 119–122
Picoides mixtus 25,92

Picumnus cirratus 25,92
Pijuí Cola Parda (véase *Synallaxis albescens*)
Pijuí Frente Gris (véase *Synallaxis frontalis*)
Pinguinus impennis 73
Piojito Común (véase *Serpophaga subcristata*)
Piojito Silbón (véase *Camptostoma obsoletum*)
Piquitodeoro Común (véase *Catamenia analis*)
Piranga flava 28
Pirincho (véase *Guira guira*)
Pitangus sulphuratus 27,92,93
Pitotoy Chico (véase *Tringa flavipes*)
Pitotoy Solitario (véase *Tringa solitaria*)
Playerito Vientre Negro (véase *Calidris alpina*)
Podilymbus podiceps 22
Polioptila dumicola 28,79,92,93
Pollona Negra (véase *Gallinula chloropus*)
Pollona Pintada (véase *Gallinula melanops*)
Poospiza hypochondria 28
Poospiza melanoleuca 28,92
Poospiza nigrorufa 92
Poospiza ornata 28
Poospiza torquata 28
Poospiza whitii 28
Progne modesta 27
Progne tapera 28,92,93
Protarchaeopteryx 5,6
Protarchaeopteryx robusta 5
Pseudoleistes virescens 92
Pseudoseisura lophotes 16,26
Pteroglossus 72
Pteroptochos tarnii 99
Pygoscelis 64
Pygoscelis adeliae 64
Pygoscelis antarctica 64
Pygoscelis papua 64
Pyrocephalus rubinus 27,31,32,33,34,35

Rainbow-billed Toucan (véase *Ramphastos sulfuratus*)
Ramphastos 72
Ramphastos sulfuratus 73
Ratona Común (véase *Troglodytes aedon*)
Rattus 58
Red-backed Hawk (véase *Buteo polyosoma*)
Reinamora Grande (véase *Cyanocompsa brissonii*)
Rhinocrypta lanceolata 26
Rhynchotus maculicollis (= *Rhynchotus rufescens*)
Rhynchotus rufescens 129
Rock Shag (véase *Phalacrocorax magellanicus*)
Rollandia rolland 22

Saltator 128
Saltator aurantiirostris 13,14,15,16,17,19,29,92
Saltator coerulescens 92,93
Saltatricula multicolor 13,14,15,16,17,18,19,28
Sappho sparganura 25
Sarcoramphus papa 22
Satrapa icterophrys 79
Scaphidura 78
Scapteromys aquaticus 58
Schoeniophylax phryganophyla 92
Serpophaga subcristata 26,92

- Shiny Cowbird (véase *Molothrus bonariensis*)
 Short-tailed Hawk (véase *Buteo brachyurus*)
Sicalis flaveola 29,79,82,92
Sicalis luteola 29
 Sietevestidos Serrano (véase *Poospiza whitii*)
Sinornithosaurus 6
Sinornithosaurus millenii 5
Sinosauropteryx 5,6
Sinosauropteryx prima 5,9
 Sobrepuerto Común (véase *Lessonia rufa*)
 Soldadito Común (véase *Lophospingus pusillus*)
Spheniscus 63,64
Spheniscus demersus 61,63
Spheniscus humboldti 61,63
Spheniscus magellanicus 61,62,63,64
Spizaipteryx circumcinctus 23
Sporophila 128
Sporophila caerulescens 28
 Spot-backed Puffbird (véase *Nystalus maculatus*)
 Spot-bellied Puffbird (véase *Nystalus maculatus*)
Sterna hirundo 23,116
Stigmatura budytoides 26
 Stilt Sandpiper (véase *Micropalama himantopus*)
Streptoprocne zonaris 25
 Striped Woodpecker (véase *Picoides lignarius*)
Strix chacoensis 24,129
Strix rufipes 99,100
Sturnella superciliaris 29
Sublegatus modestus 26
 Suirirí Común (véase *Suiriri suiriri*)
 Suirirí Pico Corto (véase *Sublegatus modestus*)
 Suirirí Real (véase *Tyrannus melancholicus*)
Suiriri suiriri 26,92
Sula capensis 129
Sylvia 70
Synallaxis albescens 25,92
Synallaxis azarae 129
Synallaxis frontalis 25,92
Tachycineta leucorrhoa 92
 Tacuarita Azulada (véase *Poliophtila dumicola*)
 Tangará Común (véase *Euphonia chlorotica*)
Tapera naevia 24,92
Taraba major 79,92,93,95
 Tataupá Común (véase *Crypturellus tataupa*)
Tegula patagonica 40
Tellina petitiana 37,38,38,40
 Tero Común (véase *Vanellus chilensis*)
 Tero-real (véase *Himantopus melanurus*)
Thammophilus caerulescens 26
Theristicus caudatus 129
Thinocorus orbignyianus 23
Thraupis bonariensis 28
 Tijereta (véase *Tyrannus savana*)
 Tijerilla (véase *Xenopsaris albinucha*)
Todirostrum cinereum 129
 Torcacita Común (véase *Columbina picui*)
 Torcaza (véase *Zenaida auriculata*)
 Tordo Músico (véase *Agelaioides badius*)
 Tordo Pico Corto (véase *Molothrus rufoaxillaris*)
 Tordo Renegrido (véase *Molothrus bonariensis*)
 Trepador Gigante (véase *Xiphocolaptes major*)
Tringa flavipes 23
Tringa solitaria 23
Troglodytes aedon 28,79,81,82,83,92,93
Troodon formosus 4
Trogon geversianus 40
 Tuquito Gris (véase *Griseotyrannus aurantioatrocristatus*)
Turdus amaurochalinus 28,79,80,81,82,83,84,85,86,92
Turdus chiguanco 28
Turdus falcklandii 46,99
Turdus rufiventris 79,81,82,92
 Tuyuyú (véase *Mycteria americana*)
Tyrannus melancholicus 27,92,94
Tyrannus savana 27,92
Tyto alba 24,57-58,99
Uca uruguayensis 114,115
 Unenlagia 7
Upucerthia certhioides 25
Vanellus chilensis 23,92,93,99
Velociraptor 2,3
Velociraptor mongoliensis 6
 Vencejo de Collar (véase *Streptoprocne zonaris*)
 Vencejo de Tormenta (véase *Chaetura meridionalis*)
 Vencejo Pardo (véase *Cypseloides rothschildi*)
 Verdón (véase *Embernagra platensis*)
 Vermilion Flycatcher (véase *Pyrocephalus rubinus*)
Vireo olivaceus 27,92
 Viudita Chaqueña (véase *Knipolegus striaticeps*)
 Viudita Común (véase *Knipolegus aterrimus*)
Vultur gryphus 22
 White-rumped Sandpiper (véase *Calidris fuscicollis*)
 White-throated Hawk (véase *Buteo albigula*)
Xanthopsar flavus 78
Xenops 129
Xenopsaris albinucha 27
Xiphocolaptes major 26
Xolmis coronata 27
Xolmis irupero 27
 Yerutí Común (véase *Leptotila verreauxi*)
Zenaida auriculata 24,92
Zonotrichia capensis 13,14,15,16,17,19,29,79,81,83,92,93
 Zorzal Chalchalero (véase *Turdus amaurochalinus*)
 Zorzal Chiguanco (véase *Turdus chiguanco*)

ÍNDICE DE AUTORES

- Alvarado O S 43-52
Astié AA 77-88
Berón MP 113-117
Bertellotti M 37-42
Blanco D 127
Chiappe LM 1-11
Clay RP 65-67
Contreras JR 57-59
Corales Stappung ES 43-52,119-122
Cueto VR 69-70
Da Silva F 61-64
Da Silva J 61-64
Favero M 71
Figueroa Rojas RA 43-52,53-55,119-122
Fiorini VD 31-35
Freitas TRO 61-64
Giraudou AR 89-96
Gunki RJ 61-64
Herrera G 103-111
Ledesma MA 61-64
Lesterhuis AJ 65-67
Massoni V 77-88
Mazar Barnett J 128-130
Mermoz ME 77-88
Mezquida ET 13-20
Nores M 21-29
Ordano M 73-74
Pagnoni G 37-42
Pearman M 72-73
Punta G 103-111
Rabuffetti FL 31-35,77-88
Reboreda JC 77-88
Roesler I 123-126
Rossetti MA 89-96
Saravia J 103-111
Seijas S 97-101
Sferco GD 21-29
Teta P 57-59
Trejo A 97-101
Vargas A 1-11
Yorio P 37-42,103-111

REVISORES

El equipo editorial de *El Hornero* agradece a los colegas que han evaluado los manuscritos enviados a la revista. Su labor desinteresada permite mantener el rigor y la relevancia en los artículos publicados. Abajo está la lista completa de los revisores que actuaron en este volumen.

Juan A. Amat
María Isabel Bellocq
Adolfo Beltzer
Marcelo Bertellotti
Pedro G. Blendinger
Alejandro Bodrati
Andrés Bosso
Enrique Bucher
Aníbal Camperi
Sonia Canavelli
Martina Carrete
Sofía Copello
Víctor R. Cueto
Atahualpa De Sucre Medrano
Alejandro G. Di Giacomo
Cristián F. Estades
Guillermo J. Fernández
Vanina D. Fiorini
Rosendo Fraga
Esteban Frere
Mariano Gelain
Patricia M. González
Silvina Ippi
Jaime E. Jiménez
Lucas Leveau

Lucio R. Malizia
Germán Marateo
Fernando A. Milesi
R. I. G. Morrison
Valeria Ojeda
Daniel Oro
Claudio Palma
Alba Papeschi
Ulyses F. J. Pardiñas
Andrés Pautasso
Eduardo Pavez
Mark Pearman
Germán Pugnali
Ricardo Rozzi
Michel Sallaberry
Roberto P. Schlatter
Karl-Ludwig Schuchmann
Sergio Seipke
Patricia Silva Rodríguez
Elier Tabilo-Valdivieso
Ana Trejo
Alberto Velando
Emilio E. White (h)
María Elena Zaccagnini