

CAPITULO 8

choiques

RESERVA DE
VIDA SILVESTRE

SAN
PABLO
DE
VALDÉS

10 AÑOS

8



MONITOREO DE CHOIQUES

Lesser rheas monitoring

Cynthia Fernández^{1*}, Nadia B. Geremias Toscano² & Andrea Marino³

1 - Universidad de Vigo. Campus Universitario, s/n, 36310 Vigo, Pontevedra, España.

2 - Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, sede Puerto Madryn. Boulevard Brown 3051, Puerto Madryn (U9120ACD), Chubut, Argentina.

3 - Instituto Patagónico para el Estudio de los Ecosistemas Continentales (IPEEC-CENPAT-CONICET). Boulevard Brown 2915, Puerto Madryn (U9120ACD), Chubut, Argentina.

* cynsf@yahoo.com

Palabras clave: conservación, densidad, distribución, Península Valdés, *Rhea pennata*.

Key words: conservation, abundance, distribution, Península Valdés, *Rhea pennata*.

Resumen: Dentro de la Península Valdés (PV) la ubicación de la Reserva de Vida Silvestre San Pablo de Valdés (RSPV) coincide con las zonas de mayor presencia de choiques (*Rhea pennata pennata*) constituyendo, por lo tanto, un sitio clave para su conservación. La especie está catalogada como amenazada a nivel nacional y sus poblaciones naturales se encuentran fragmentadas y en disminución. A partir del año 2010 se comenzó a realizar el monitoreo de choiques en la RSPV para obtener información de base que permita conocer la actividad de esta especie en el área y estimar su abundancia. La densidad global estimada para la RSPV en todo el período de monitoreo (2010-2014) fue de 0,8 individuos/

km² (EE: 0,18), lo cual representa el mayor valor de abundancia para la especie en PV. La presencia del choique en la RSPV no sugiere una relación directa con la disponibilidad forrajera y parece estar principalmente influenciada por un bajo impacto de actividades antropogénicas. Esta información refuerza la importancia del desarrollo de programas de monitoreo continuos para conocer el estado de las poblaciones naturales, identificar los impactos provocados por diversas actividades y establecer las bases de una gestión adecuada para la protección de los hábitats que garanticen su conservación.

Abstract: In Península Valdés (PV), the Reserva de Vida Silvestre San Pablo de Valdés is located within the area of the highest occurrence of lesser rheas (*Rhea pennata pennata*), constituting a key site for its conservation. The species is listed as threatened in Argentina and their natural populations are fragmented and declining. The monitoring of lesser rheas in the RSPV was started in 2010 in order to obtain basic data that allows knowing the activity of the species in the area and to estimate its abundance. The estimated total density in RSPV for the 2010-2014 monitoring period was 0.8 individuals/km² (SE: 0.18), which represents the highest value of abundance for the species in PV. The presence of lesser rheas in the RSPV does not suggest a direct relationship with the availability of feeding resources and seems to be mainly influenced by a low impact of anthropogenic activities. This information reinforces the importance of developing continuous monitoring programs to know the condition of natural populations, identify the impacts of different activities, and establish the basis for a proper management for habitat protection to ensure their conservation.

CHOIQUES

INTRODUCCIÓN

Los ñandúes son grandes aves no voladoras, endémicas de América del Sur. La especie *Rhea pennata* comprende tres subespecies: *Rhea pennata tarapacensis* que se encuentra en el norte de Chile; *Rhea pennata garleppi* presente en el sur de Perú, suroeste de Bolivia y el noroeste de Argentina; y *Rhea pennata pennata* (choique o ñandú petiso) cuya distribución abarca desde el norte de Neuquén y Río Negro hasta el sur de Santa Cruz, siendo introducida en Tierra del Fuego en 1936 (Garrido & Kovacs 1982; Folch 1992; De Lucca 1996). El choique es una de las especies autóctonas más emblemáticas de la fauna patagónica (Fig. 1).

Las poblaciones naturales de esta especie se han fragmentado y reducido por diversos factores relacionados con las actividades humanas (Funes 2000; Funes et al. 2000; Martella et al. 2000; Novaro et al. 2000). Entre los más importantes pueden mencionarse la alteración, fragmentación y pérdida de hábitat, debida por lo general a la intensificación de las prácticas agrícolas y ganaderas.

Si bien esta especie es omnívora, su dieta está fuertemente basada en especies vegetales (Fig. 2). Los arbustos y subarbustos constituyen su principal alimento (61-75%), seguidos por las hierbas y gramíneas (Somlo 1997; Bonvissuto & Somlo 1998). Su dieta muestra una diversidad trófica alta (particularmente en el verano temprano), en comparación con los otros herbívoros domésticos y silvestres con los que comparte el hábitat. No obstante, su dieta se superpone poco con la del ganado doméstico (rango: 8 a 30%) y en un grado ligeramente mayor con la liebre europea (*Lepus europaeus*; 13 a 30%) y el cauquén común (*Chloephaga picta*, 11 a 21%; Bonino et al. 1986).

Al aislamiento de las poblaciones se suman las barreras físicas (como caminos, rutas y alambrados) que disminuyen y/o impiden la dispersión de los individuos, lo que lleva al cruzamiento entre parientes y la pérdida de variabilidad genética (Bouzat 2001). Es una especie categorizada como *Amenazada* a nivel nacional (López-Lanús et al. 2008) pero aunque está protegida en todo el territorio argentino, aún se registra la caza ilegal y la recolección de huevos, causas que posiblemente sean las principales responsables de la disminución de las poblaciones naturales (Bellis et al. 2006). A nivel global la especie estuvo categorizada como *Casi Amenazada* por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza en 2008, y aunque se considera ecológicamente extinta en algunas regiones de su área de distribución (Novaro et al. 2000) en el año 2014 una nueva revisión de la clasificación la ubicó en la categoría *Preocupación Menor* (BirdLife International 2014). Este cambio se justificó en base a que la extensión de su rango de distribución, así como el tamaño y tendencia poblacional, se encuentran por debajo del umbral establecido para considerarla *Vulnerable*. Sin embargo, aunque se reconoce que existe una declinación poblacional, se desconoce en qué medida las poblaciones naturales fluctúan o se encuentran afectadas. Es importante señalar que los datos de tendencias poblacionales son escasos para amplios sectores de su rango de distribución.

El conocimiento de la distribución y abundancia de una especie es un requisito básico y fundamental para muchos estudios ecológicos y resulta imprescindible a la hora de evaluar el estado de su conservación o desarrollar un plan de gestión. De esta manera, y en relación con el estado de conservación de la especie a nivel local, cobra especial relevancia el Sistema de Monitoreo de Choiques que se realiza en la Reserva de Vida Silvestre San Pablo de Valdés (RSPV), particularmente en el contexto del Área Natural Protegida Península Valdés.



Figura 1. Ejemplar adulto de choique (*Rhea pennata pennata*) en la RSPV. Foto: Darío Podestá.



Figura 2. Cría de choique (charo) alimentándose de quilembay (*Chuquiraga avellanedae*), arbusto predominante en la RSPV. Foto: Darío Podestá.

MONITOREO DE CHOIQUES EN LA RSPV

De acuerdo al Plan de Manejo de la RSPV (Codesido et al. 2008) y sumando nuevos esfuerzos en la conservación de los ecosistemas y procesos ecológicos de la Patagonia, a partir del mes de agosto del año 2010 se comenzó a realizar un monitoreo de choiques para obtener información de base que permita conocer la actividad de esta especie en el área y estimar su abundancia.

Los muestreos se realizaron a través de seis transectas lineales que se dispusieron sobre la red de caminos, sumando alrededor de 30 km (Fig. 3). Las observaciones fueron tomadas desde un vehículo desplazándose a una velocidad de entre 10 y 30 km/h. Al detectar la presencia de choiques se registró el número de individuos por grupo, el número de individuos en cada categoría de edad (adultos, juveniles, crías), la posición geográfica y la distancia perpendicular a la línea de marcha.

En cada visita a la reserva, y cuando las condiciones climáticas lo permitieron, se realizaron dos relevamientos en días consecutivos con el fin aumentar la precisión de las estimaciones (véase Marino & Rodríguez, este libro). El número de visitas fue diferente entre años de muestreo y entre temporadas, dando como resultado un esfuerzo variable (medido en kilómetros recorridos; Tabla 1).

Para la estimación de abundancia se utilizó el *software Distance Sampling* (Buckland et al. 1993; Laake et al. 1994). Se fijó como objetivo cuantificar la población reproductora y por lo tanto se excluyeron del análisis los datos correspondientes a número de crías o charos (de 0 a 3 meses de edad; Fig. 4) dado que este grupo etario sufre una mortalidad promedio del 40% (Funes et al. 2000). De esta manera, si los charos se incorporaran al análisis podría obtenerse una sobreestimación de la densidad poblacional. La metodología utilizada requiere un mínimo de entre 30 y 60 observaciones (Buckland et al. 1993; véase Marino & Rodríguez, este libro). Por lo tanto, y debido al bajo número de registros en cada relevamiento mensual, se realizó una estimación global para todo el período de muestreo

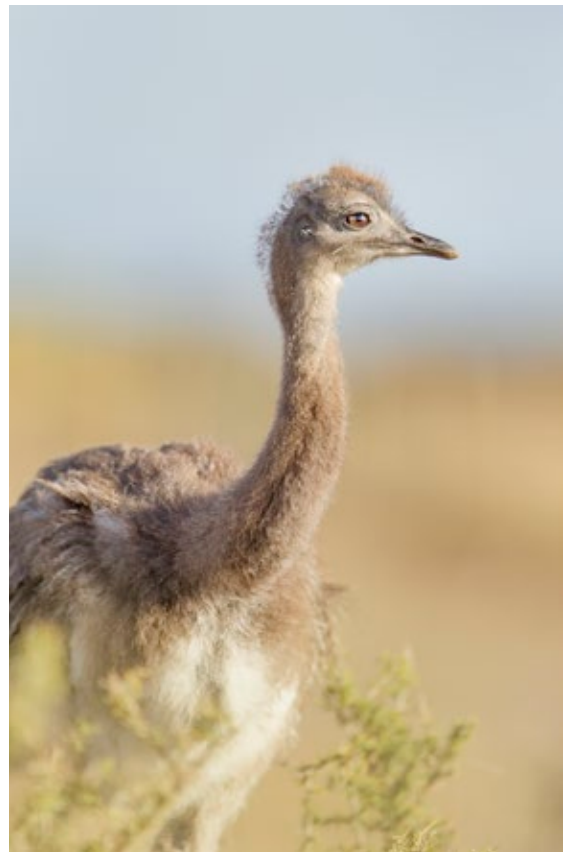
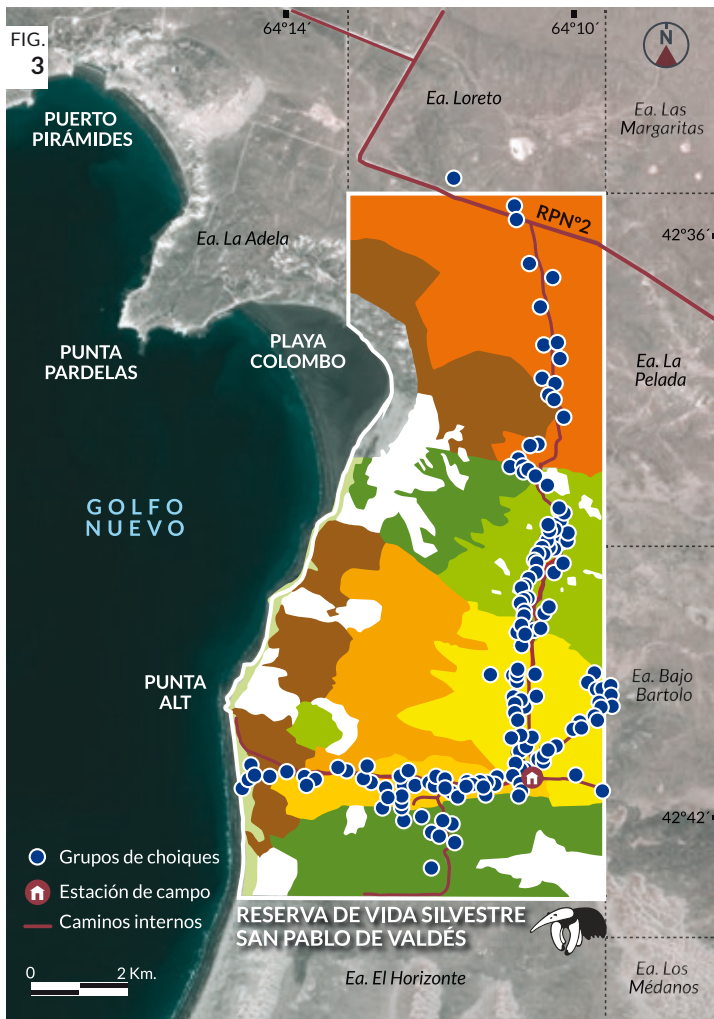


Figura 3. Ubicación de los grupos de choiques registrados en la RSPV en relación con las comunidades vegetales (registros totales del monitoreo entre 2010 y 2014).



Figura 4. Ejemplar adulto de choique con crías (charos) en la RSPV. Foto: Darío Podestá.

Año	N° Visitas	Esfuerzo (km)				
		otoño	invierno	primavera	verano	anual
2010	4	0	31,5	94,4	0	125,9
2011	6	31,5	62,9	31,5	62,9	188,8
2012	7	94,4	62,9	31,5	31,5	220,3
2013	8	62,9	125,9	62,9	0	251,7
2014	4	62,9	31,5	31,5	0	125,9

Tabla 1. Número de visitas por año y esfuerzo de muestreo (en km recorridos) anual y por temporadas.

2010-2014, estratificada anualmente (véase Marino & Rodríguez, este libro).

RESULTADOS

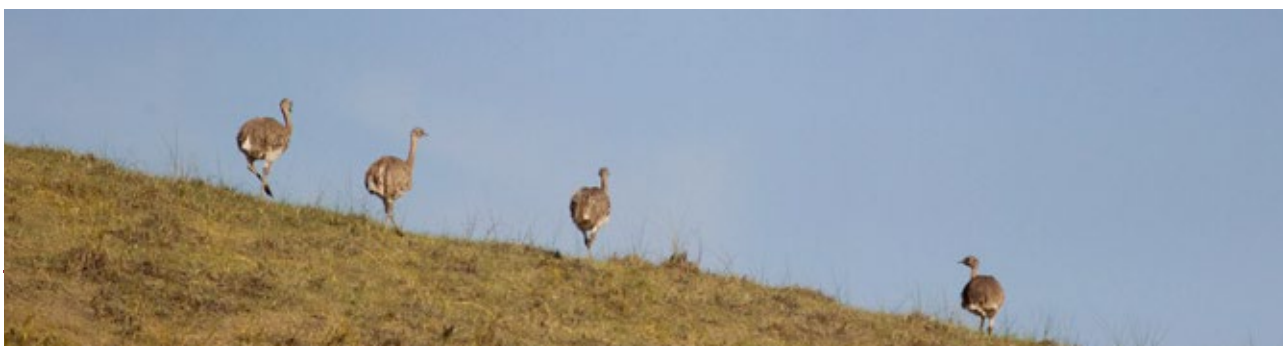
El número de individuos registrados anualmente desde 2010 a 2013 fue incrementándose y luego descendió en 2014, al igual que el esfuerzo de muestreo que siguió el mismo patrón (Tabla 1). Sin embargo el número

total de individuos registrados y la composición de los grupos etarios entre meses de visitas fue variable para cada año (Tabla 2).

El año 2013 es el que mejor representaría la ocurrencia de choiques en el área de la RSPV a lo largo del año, ya que se realizaron 8 visitas consecutivas (entre los meses de abril y noviembre). De esta manera, la presencia de adultos se incrementa hacia los meses de mayo y junio. Luego el número de registros disminuye y finalmente vuelve a incrementarse hacia el mes de octubre (Tabla 2). En general los

AÑO	MES DE VISITA	N	AD	J	CH
2010	Agosto	23	16	0	7
	Septiembre	3	3	0	0
	Octubre	17	3	0	14
	Noviembre	30	13	0	17
	TOTAL 2010	73	35	0	38
2011	Febrero	24	21	3	0
	Marzo	17	7	10	0
	Mayo	17	5	12	0
	Julio	16	16	0	0
	Septiembre	22	17	5	0
	Octubre	39	20	19	0
	TOTAL	135	86	49	0
2012	Marzo	34	16	0	0
	Abril	22	17	0	0
	Mayo	38	38	0	0
	Junio	18	17	0	0
	Julio	9	9	0	0
	Agosto	32	21	4	0
	Octubre	25	16	0	9
	TOTAL	178	134	4	9
2013	Abril	21	21	0	0
	Mayo	63	48	15	0
	Junio	35	35	0	0
	Julio	24	24	0	0
	Agosto	6	6	0	0
	Septiembre	13	13	0	0
	Octubre	34	34	0	0
	Noviembre	54	48	0	12
	TOTAL	250	229	15	12
2014	Abril	18	18	0	0
	Junio	28	28	0	0
	Septiembre	16	16	0	0
	Diciembre	46	25	0	21
	TOTAL	108	87	0	21

Tabla 2. Número total de individuos registrados durante el monitoreo de choiques en la RSPV (N) y número de individuos por categoría de edad para cada mes de visita y año de muestreo. Ad: adultos; J: juveniles; Ch: charos.



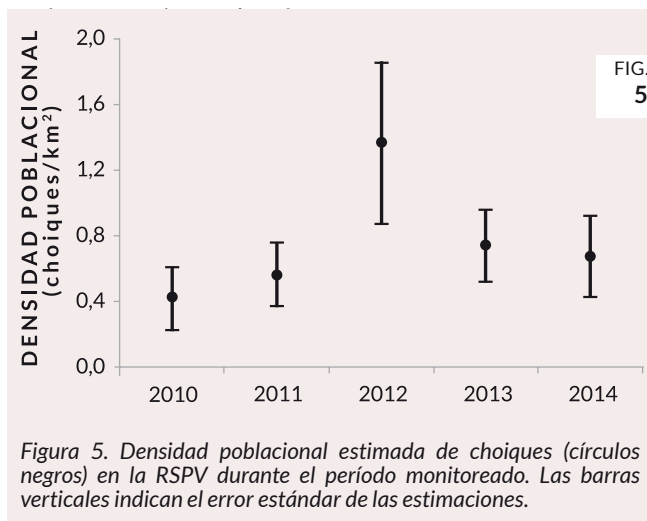


Figura 5. Densidad poblacional estimada de choiques (círculos negros) en la RSPV durante el período monitoreado. Las barras verticales indican el error estándar de las estimaciones.

partir del mes de octubre en todas las temporadas monitoreadas. Se han observado grupos de juveniles de manera ocasional, principalmente en los meses de marzo a mayo.

La densidad estimada para el período 2010-2014 fue de 0,8 indiv/km² (error estándar: 0,18). Se obtuvo una estimación estratificada por año de muestreo a partir de la cual se observa un ligero aumento en la abundancia de choiques en la RSPV a lo largo de los años, con un pico en 2012 que duplica la estimación obtenida para los años posteriores (Fig. 5).

DISCUSIÓN

De acuerdo a los datos obtenidos en el monitoreo de choiques de la RSPV, en los meses de invierno se observó una disminución en el número total de individuos, hecho que puede indicar el inicio del período de puesta de huevos e incubación. Durante este período los machos adultos pasan más tiempo echados y por lo tanto la probabilidad de detectarlos disminuye. Si bien no se conoce en detalle la estructura social, la asociación entre individuos adultos, juveniles y crías varía a lo largo del año y también en función de la temporada reproductiva, la cual se extiende desde agosto a enero (Barri et al. 2008). El sistema de apareamiento de los choiques es un sistema combinado de poliginia y poliandria secuencial, en el que sólo los machos incuban los huevos y cuidan a las crías (Hanford & Mares 1985; Balmford 1992).

Es importante recordar que el monitoreo en la RSPV fue principalmente definido para obtener información de la fracción reproductora de la población y por lo tanto la mayor parte de las visitas se concentraron entre otoño y primavera, lo cual explica el bajo número de crías registra-

das. Para el ñandú común (*Rhea americana*), Reborada & Fernández (1997) reportaron que los grupos de machos con pichones observados al final del verano serían la única estructura familiar que persiste hasta el comienzo de la siguiente temporada, indicando que el cuidado parental se extiende por más de 6 meses.

De acuerdo a la literatura y en cuanto a sus hábitos alimentarios, se considera al choique como una especie generalista mostrando plasticidad para utilizar todos los hábitats disponibles en el ecotono Monte-Esteba (Martella & Navarro 2006). Asimismo, distintos estudios indican que la preferencia de hábitat del choique podría ser el resultado de la elección de sitios de nidada, influenciados a su vez por la estructura de la vegetación, que maximicen la supervivencia de las crías (Bellis et al. 2004a, b). La depredación de sus nidos puede ocurrir principalmente por parte del peludo (*Chaetophractus villosus*), el zorrino común (*Conepatus chinga*), el zorro gris (*Lycalopex gymnocercus*) y el zorro colorado (*Lycalopex culpaeus*; Funes et al. 2000). En este aspecto, algunos autores señalan la preferencia por hábitats abiertos que favorezcan la vigilancia, mientras que otros indican que una cobertura vegetal superior podría servir de refugio a los nidos protegiéndolos, además, de los fuertes vientos del oeste que prevalecen en la estepa patagónica (Barri et al. 2008).

Por otra parte, considerando que los ambientes áridos de la Patagonia son ecosistemas de baja productividad, puede existir una relación entre el acceso a los recursos alimentarios y la selección del lugar de nidada. Algunos estudios indican que los mallines son hábitats de gran importancia para los choiques ya que representan una fuente de alimento fácilmente disponible tanto durante el período de incubación como para las pequeñas crías en sus primeros meses de vida (Barri et al. 2009a, b).

En la provincia de Santa Cruz se llevó a cabo una evaluación de la distribución de la especie a gran escala considerando diferentes factores que pueden afectar a las poblaciones naturales (Pedrana et al. 2011). Como resultado, la ocurrencia de choiques estuvo positivamente asociada con la productividad primaria media y la menor distancia a humedales, y negativamente relacionada con la distancia a la ciudad o campamento petrolero más cercano, indicando la importancia del impacto de las perturbaciones antropogénicas (Pedrana et al. 2011).

Existen evidencias que indican que la presencia del choique en Península Valdés y Patagonia está negativamente afectada por la superposición con la ganadería ovina (Baldi et al. 2015). Por lo tanto, la ocurrencia de choiques dentro de la RSPV, concentrada principalmente en las zonas más alejadas de las rutas y campos vecinos podría estar mayormente relacionada con un bajo impacto de actividades antropogénicas.

Existen algunas estimaciones de abundancia para la especie en distintas regiones de la Patagonia aunque estas se han llevado a cabo con diferentes métodos de relevamiento y análisis. Todas ellas se caracterizan por un bajo número de observaciones y densidades que varían entre 0,06 y 2,93 indiv/km² (Garrido & Kovacs 1982; De Lucca 1996; Navarro et al. 1999; Funes et al. 2000). Recientemente se han obtenido estimaciones de abundancia para el Área Natural Protegida Península Valdés con la misma metodología utilizada en este trabajo. Baldi et al. (2015) estimaron una densidad de 0,28 indiv/km² con cuatro relevamientos realizados entre 2006 y 2015. Mientras tanto, Frixione & De Lamo (2014) obtuvieron una estimación de 0,56 indiv/km² durante la temporada 2012-2013. El monitoreo de choiques en la RSPV ofrece una mayor y continua cobertura temporal, aunque en una escala espacial más pequeña. La estimación de densidad obtenida para la RSPV en el período 2010 a 2014 es de 0,8 indiv/km², lo cual representa el mayor valor de abundancia para la especie en Península Valdés, algo similar a lo que ocurre con las poblaciones de guanacos (Marino & Rodríguez, este libro). Esto cobra especial importancia en relación con el estado de conservación del choique, considerando las bajas densidades registradas y el pobre reclutamiento reproductivo de la especie (Frixione & De Lamo 2014). El número de registros obtenidos en cada visita a la RSPV es bajo y por lo tanto es importante considerar los errores asociados a cada estimación y las limitaciones que tiene la metodología empleada. Si bien se registró un pico de abundancia en el año 2012, con la información disponible no se pueden inferir las causas de este incremento. Sería importante tener en cuenta, a futuro, aquellas variables ambientales u antropogénicas que pudieran afectar la ocurrencia de la especie. De todas formas es importante destacar que a lo largo de los años de monitoreo la abundancia de la población de choiques en la RSPV muestra una tendencia positiva.

La información sobre la especie sigue siendo escasa y fragmentada y por lo tanto es imprescindible el desarrollo de programas de monitoreo continuos para conocer el estado de las poblaciones naturales, establecer un estricto control de la caza furtiva y una gestión adecuada para la protección de los hábitats que garanticen su conservación. Concretamente, el seguimiento de las poblaciones de fauna es uno de los aspectos fundamentales en cualquier programa de gestión (Belda et al. 2011), de modo que se puedan establecer los efectos provocados por una determinada actividad o actuación a lo largo del tiempo.

El monitoreo de choiques en la RSPV aporta información para el conocimiento de la biología de la especie a pequeña escala, pero de gran relevancia dado su estado de conservación. La densidad de choiques estimada en el área es la mayor registrada para la especie dentro del Área Natural Protegida Península Valdés, lo cual posiciona a la RSPV como un sitio clave para la conservación de la especie y el mantenimiento de los procesos ecológicos que pueden influir en la recuperación de sus poblaciones naturales.

AGRADECIMIENTOS

A R. Lorenzo, E. Bremer, M. Nabte y voluntarios, que participaron en los monitoreos de la Fundación Vida Silvestre Argentina, por su colaboración en el trabajo de campo. A F. Barri por sus sugerencias y comentarios. A R. Baldi por el préstamo de instrumental.



BIBLIOGRAFÍA

- BALDI, R; A PIRRONITTO; MV BURGI & M ANTÚN. 2015. Abundance Estimates of the Lesser Rhea *Rhea pennata pennata* in the Argentine Patagonia: Conservation Implications. *Front Ecol Evo* 3:135 doi: 10.3389/fevo.2015.00135
- BALMFORD, A. 1992. *Poliginandria y cuidado uniparental de machos en el ñandú petiso*. Informe para la Corporación Nacional Forestal José Menéndez 1147. Punta Arenas XII. Región de Chile, Servicio Agrícola y Ganadero. 24 pp.
- BARRI, FR; MB MARTELLA & J NAVARRO. 2008. Effects of hunting, egg harvest and livestock grazing intensities on density and reproductive success of lesser rhea *Rhea pennata pennata* in Patagonia: implications for conservation. *Oryx* 42:607–610.
- BARRI, FR; MB MARTELLA & JL NAVARRO. 2009a. Nest-site habitat selection by Lesser Rheas (*Rhea pennata pennata*) in northwestern Patagonia, Argentina. *Journal für Ornithologie* 150:511–514.
- BARRI, FR; MB MARTELLA & JL NAVARRO. 2009b. Reproductive success of wild Lesser Rheas (*Pterocnemia - Rhea - pennata pennata*) in northwestern Patagonia, Argentina. *Journal für Ornithologie* 150:127–132.
- BELDA, A; JE MARTÍNEZ-PÉREZ; V PEIRO; E SEVA & J ARQUES. 2011. Main land-landscape metrics affecting abundance and diversity of game species in a semi-arid agroecosystem in the Mediterranean region. *Spanish J Agric Res* 9:1197–1212.
- BELLIS, LM; MB MARTELLA & J L NAVARRO. 2004a. Habitat use by wild and captive reared greater rheas in agricultural landscapes in Argentina. *Oryx* 38:304–310.
- BELLIS, LM; MB MARTELLA; JL NAVARRO & PE VIGNOLO. 2004b. Home range of greater and lesser rhea in Argentina: relevance to conservation. *Biodiv & Conserv* 13:2589–2598.
- BELLIS, LM; JL NAVARRO; PE VIGNOLO & MB MARTELLA. 2006. Habitat preferences of Lesser Rheas in Argentine Patagonia. *Biodiv & Conserv* 15:3065–3075.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2014. *Rhea pennata*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2014: e.T22728199A40855535.
- BONINO, N; G BONVISSUTO; A PELLIZA SBRILLER & R SOMLO. 1986. Hábitos alimentarios de los herbívoros en la zona central del área ecológica Sierras y mesetas occidentales de Patagonia. *Rev Arg Prod Animal*: 275–287.
- BONVISUTTO, GL & RC SOMLO. 1998. *Guía de condición para los campos naturales de "Precordillera" y "Sierras y Mesetas" de la Patagonia*. Report to the Prodesar GTZ. Centro Regional Patagonia Norte, EEA INTA Bariloche. Bariloche, Argentina.
- BOUZAT, JL. 2001. The population genetic structure of Greater Rhea (*Rhea Americana*) in an agricultural landscape. *Biological Conservation* 99:277–284.
- BUCKLAND, ST; DR ANDERSON; KP BURNHAM & JL LAAKE. 1993. *Distance Sampling: Estimating abundance of biological populations*. Chapman & Hall, London.
- CODESIDO, M; D MORENO & A JOHNSON. 2008. *Plan de manejo Reserva de Vida Silvestre San Pablo de Valdés*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- DE LUCCA, ER. 1996. Censos de choiques (*Pterocnemia p. pennata*) en el sur patagónico. *Hornero* 14:74–77.
- FOLCH, A. 1992. Family Rheidae (Rheas). Pp. 83–84 en: J Del Hoyo; A Elliot & J Sargatal (eds) *Handbook of the Birds of the World. Vol 1: Ostrich to Ducks*. Lynx Edicions, Barcelona.
- FRIXIONE, M & D DE LAMO. 2014. Densidad poblacional y uso del hábitat del choique (*Rhea pennata*) en el Área Protegida Península Valdés Patagonia Argentina. RAO 2014, La Pampa, Argentina.
- FUNES, MC. 2000. Análisis de encuestas realizadas en la zona rural de la provincia de Neuquén en relación a las poblaciones de choique. Pp. 44–45 en: C Robles & JL Navarro (eds) *Conservación y Manejo del Choique en Patagonia*. INTA.
- FUNES, MC; MM ROSAUER; G SANCHEZ ALDAO; OB MONSALVO & AJ NOVARO. 2000. *Proyecto: Manejo y conservación del choique en Patagonia. Provincia de Neuquén*. Informe 2 etapa: Análisis poblacionales. Centro PyME Neuquén. 27 pp.
- GARRIDO, JL & Z KOVACS. 1982. *Distribución de herbívoros en Chubut. Afinidad ambiental de guanaco, ñandú y mara*. Contribución Centro Nacional Patagónico (CONICET) 63, 14 pp.
- HANFORD, P & MA MARES. 1985. The mating system of ratites and tinamous: an evolutionary perspective. *Biol J Linnean Soc* 25:77–104.
- LAAKE, JL; ST BUCKLAND; DR ANDERSON & KP BURNHAM. 1994. *DISTANCE User's Guide*. Colorado Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Colorado State University, USA.
- LÓPEZ-LANÚS, B; P GRILLI; E COCONIER; A DI GIACOMO & R BANCHS. 2008. *Categorización de las aves de la Argentina según su estado de conservación*. Informe de Aves Argentinas / AOP y Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Buenos Aires, Argentina.
- MARTELLA, MB & JL NAVARRO. 2006. Proyecto Ñandú. Manejo de *Rhea americana* y *R. pennata* en la Argentina. Pp. 39–50 en: ML Bolkovic & D Ramadori (eds) *Manejo de Fauna Silvestre en la Argentina. Programas de uso sustentable*. Dirección de Fauna Silvestre, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires. 168 pp.
- MARTELLA, MB; JL NAVARRO; ME LIZURUME; A MANERO & R CARDÓN. 2000. La percepción del productor patagónico respecto a la conservación y uso sustentable del Choique. Pp. 37–40 en: *Actas del Taller sobre Conservación y Manejo del Choique en Patagonia*. INTA. Bariloche, Argentina.
- NOVARO, AJ; MC FUNES & RS WALKER. 2000. Ecological extinction of native prey of a carnivore assemblage in Argentine Patagonia. *Biol Conserv* 92:25–33.
- PEDRANA, J; J BUSTAMANTE; A TRAVAINI; A RODRÍGUEZ; S ZAPATA; JI ZANÓN MARTÍNEZ ET AL. 2011. Environmental factors influencing the distribution of the Lesser Rhea (*Rhea pennata pennata*) in southern Patagonia. *Emu* 111:350–359.
- REBOREDA, JC & G FERNÁNDEZ. 1997. Sexual, seasonal and group size differences in the allocation of time between vigilance and feeding in the Greater Rhea (*Rhea americana*). *Ethology* 103:198–207.
- SOMLO, R (ed). 1997. *Atlas dietario de los herbívoros patagónicos*. Prodesar, INTA, GTZ, Bariloche, Argentina.