

ESTADO ACTUAL Y DISTRIBUCIÓN DE LA POBLACIÓN DEL ELEFANTE MARINO DEL SUR EN LA PENÍNSULA VALDÉS, ARGENTINA

**Mirtha Lewis, Claudio Campagna, Flavio Quintana
y Valeria Falabella**

Centro Nacional Patagónico, 9120 Puerto Madryn, Argentina. Correspondencia: Mirtha Lewis, Centro Nacional Patagónico. Tel: (0965) 51375/51024. Fax: (0965) 51543 E-mail: lewis@cenpat.edu.ar

RESUMEN: Este estudio resume el conocimiento sobre la abundancia y distribución de la población del elefante marino del sur, *Mirounga leonina*, actualizando la información publicada hasta 1990 con datos demográficos para el período 1991-1997 durante las dos etapas terrestres del ciclo anual (reproducción: septiembre-octubre y muda: diciembre-febrero). La información se obtuvo mediante censos aéreos y terrestres de la Península Valdés (PV) y áreas adyacentes. La agrupación de elefantes marinos de PV es la única en el mundo que se encuentra en incremento. La producción de crías aumentó el 41% entre 1982 y 1997, y el incremento fue lineal entre 1969 y 1997. En 1982, se censaron 7.416 adultos reproductores en su mayoría distribuidos en 477 harenes; en 1997 el número de adultos fue 12.572 repartidos en 492 harenes. La mediana del tamaño de los harenes aumentó de 11 a 16 hembras en el mismo período. El incremento poblacional se asoció a una variación en la distribución espacial de los animales en la costa. En 1982, el 42% de las hembras reprodujo en el sector SE de PV mientras que en 1997 lo hizo el 73%. El número de hembras adultas que mudan en PV se estimó en 11.200 individuos para 1994. La distribución de animales fue similar durante la reproducción y la muda. El incremento en la producción de crías indica un aumento en el tamaño poblacional posiblemente asociado a factores que operan durante la etapa pelágica del ciclo anual.

SUMMARY: Population status and distribution of southern elephant seals at Península Valdés, Argentina. Southern elephant seals, *Mirounga leonina*, breed and molt in Península Valdés (PV) along a 200 km stretch of coast. We conducted one aerial survey (1992) and three terrestrial surveys (1995 to 1997) of the entire population at the peak of the breeding season (first week of October) and compared results with similar data published for the period 1982-1990. During aerial survey, we photographed all harems and recorded solitary individuals by sex and age categories (breeding females, harem bulls, bachelor males, pups and weanlings). Females were counted from photographs and pup production was estimated based on the number of females plus weanling. During terrestrial surveys, all recorded individuals were categorized by sex and age. Pup production increased 41%, from 7,455 in 1982 to 12,106 in 1997. Growth was linear from 1969 (counts made by other authors) to 1997. Based on reported pup production for the species in the world, PV is the fourth largest southern elephant seal colony. At the peak of the breeding season of 1997 there were 24,726 animals of both sexes ashore, including pups. The size of the population 1 year of age was estimated in 42,371 individuals. There were 477 harems in 1982 and 492 in 1997; 99% of the females bred in harems. The range of distribution of elephant seals in Patagonia did not change, but the spatial distribution of births along the coastline of PV varied with the increase in numbers. In 1982, 58% of the births occurred in 106 km in the NE portion of the peninsula, versus 27% in 1997. In 1997, 73% of the females gave birth in 77 km along the SE coast. Only 1% of the adult population bred outside PV. We estimated the number and distribution of adult females during the molt conducting two aerial surveys when the maximum number of animals were ashore (last weeks of December 1993 and January 1994). Females made 40% and 95% of the molting population in each census,

respectively. PV is apparently the only southern elephant seal colony in the world that is expanding. The increase in pup production could be the result of factors operating while the animals are at sea, where abundant food resources may be a crucial determinant of population trends.

Palabras clave: elefante marino, *Mirounga leonina*, Patagonia, mamíferos marinos, demografía.

Key words: elephant seals, *Mirounga leonina*, Península Valdés, Patagonia, marine mammals, demography.

INTRODUCCIÓN

El tamaño y la tendencia de las agrupaciones del elefante marino del sur, *Mirounga leonina*, se conocen relativamente bien para la mayor parte de su distribución en el hemisferio sur (Laws, 1953, 1956, 1994; Carrick et al., 1962; Condry, 1979; van Aarde, 1980; Bester y Lenghart, 1982; Hindell y Burton, 1987; Bester, 1988; Bester y Pasegrouw, 1992; Guinet et al., 1992; Boyd et al., 1996). Se estima que la población mundial asciende a 664.000 animales distribuidos en 14 agrupaciones, en su mayoría dispersas alrededor de la Convergencia Antártica (Laws, 1994; Le Boeuf y Laws, 1994). La producción anual de crías se calcula en 190.000 animales (Laws, 1994). Las Islas Georgias congregan a más de 350.000 individuos con una producción aproximada de 113.000 crías anuales, lo cual representa la mayor concentración de elefantes marinos del mundo (Laws, 1994; Boyd et al., 1996).

Mientras el número de animales en las Islas Georgias no ha cambiado significativamente en los últimos 45 años (McCann, 1985; Laws, 1994; Boyd et al., 1996) el de otras agrupaciones ha disminuido en las últimas décadas. Sólo una población de la especie se ha incrementado: la de Península Valdés (PV), en la costa patagónica de la Argentina (Vergani et al., 1987; Campagna y Lewis, 1992). Como resultado de censos aéreos de toda la agrupación, Campagna y Lewis (1992) comunicaron un incremento del 23% en el número de crías nacidas entre 1982 y 1990. Asimismo, observaciones previas ya habían sugerido que esta población se encontraba en aumento (Vergani et al., 1987). Esta característica demográfica de la población de PV contrasta con lo obser-

vado en poblaciones pertenecientes a los denominados stocks de las Islas Kerguelen y Macquarie (Laws, 1994). La producción de crías y el tamaño de algunas de dichas agrupaciones ha disminuido marcadamente llegando, en algunos casos, a decrecer el 50% en menos de 40 años (Hindell y Burton, 1987; Hindell, 1991; Laws, 1994).

Se desconocen las causas que determinan el incremento de la población de PV y el decremento o la estabilidad de las demás agrupaciones (Hindell, 1991; Campagna y Lewis, 1992; Le Boeuf y Laws, 1994). La información detallada y de largo plazo sobre la demografía de la especie podría ser relevante para identificar factores que afectan la tendencia de las poblaciones.

El ciclo de vida del elefante marino del sur tiene dos etapas terrestres, dedicadas a la muda (diciembre a febrero) y a la reproducción (septiembre-octubre), y dos etapas pelágicas de alimentación (post-muda y post-reproducción) (Laws, 1956; Carrick et al., 1962; Campagna et al., 1993; Le Boeuf y Laws, 1994). Los estudios sobre demografía de la agrupación de PV durante la reproducción comenzaron en la década del sesenta (Daciuk, 1973; Scolaro, 1976). Las descripciones históricas anteriores a esa fecha son escasas (Carrara, 1952; Godoy, 1963; Daciuk, 1973). Los datos más precisos previos a este trabajo corresponden a censos aéreos llevados a cabo durante las temporadas reproductivas de 1982, 1989 y 1990 (Campagna y Lewis, 1992).

Este trabajo tiene por objetivo revisar el estado actual y la distribución de la población del elefante marino del sur en la PV, a partir de información obtenida durante un período de casi 30 años, entre 1969 y 1997. Se resume

información previa procedente de: a) recuentos parciales de la agrupación llevados a cabo entre 1969 y 1981 (Daciuk, 1973; Ximenez y Scolaro, 1974; Scolaro 1976; Vergani et al., 1987) corregidos para el área total de costa con la metodología descrita en Campagna y Lewis (1992); b) censos aéreos de toda la agrupación llevados a cabo entre 1982 y 1990, reportados en Campagna y Lewis (1992). Se presentan por primera vez resultados sobre censos aéreos y censos terrestres de toda la agrupación efectuados entre 1992 y 1997. De esta manera, el presente trabajo sintetiza toda la información demográfica existente para la población patagónica del elefante marino del

sur y conforma un documento de base para ser utilizado con fines comparativos a largo plazo. Se describen además, por primera vez para esta agrupación, la estructura social reproductiva y el tamaño y distribución de la población durante la temporada de muda.

MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio abarca todo el frente Atlántico de la PV comprendido entre Punta Buenos Aires y Morro Nuevo (**Fig. 1**). Fuera de PV se recorrieron 60 km hacia el sur sobre la costa chubutense entre Punta Ninfas y Punta León.

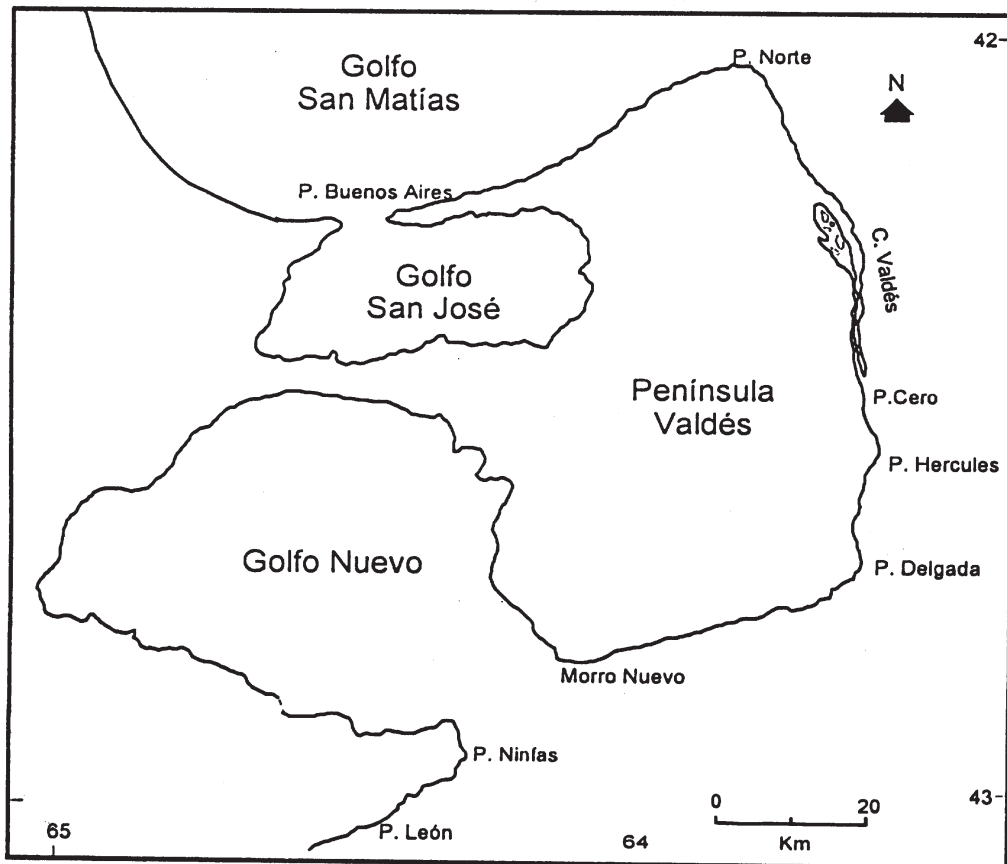


Fig. 1. Área de distribución y principales accidentes geográficos de la Península Valdés tenidos en cuenta durante los censos aéreos y terrestres. Los accidentes geográficos delimitan sectores de costa del área censada.

Study area with main geographic references of Península Valdés considered during aerial (1992, 1993 and 1994) and terrestrial surveys (1995, 1996 and 1997).

Censos en temporada reproductiva

Se realizaron cuatro censos de toda el área de distribución no reportados previamente, uno aéreo (1992) y tres terrestres (1995, 1996 y 1997). Los censos aéreos se efectuaron con un avión Cessna 182 de ala alta. Se sobrevoló la costa a una altura aproximada de 100-150 m durante un tiempo total de vuelo ininterrumpido que no superó las cuatro horas por censo. Los censos se realizaron durante la primera semana de octubre, cuando el 96% de las hembras reproductoras se encuentra en la costa (Lewis, 1989; Campagna et al., 1993). A partir de fotografías aéreas de todos los harenes se determinó el número de hembras por harén, pudiéndose también diferenciar a machos adultos y crías destetadas. Los resultados de los censos aéreos fueron comparados con recuentos terrestres realizados dentro de las 24 hs siguientes en cuatro estaciones control con diferente sustrato y topografía para un total de 27 km de costa. Los recuentos terrestres se utilizaron para obtener factores de corrección de los censos aéreos. Las crías destetadas fueron omitidas desde el aire y su estimación se basó en un índice de destetados por hembra adulta para cada una de las cuatro regiones topográficas. Una metodología similar se explica en detalle en Campagna y Lewis (1992).

Para los censos terrestres de 1995, 1996 y 1997 se recorrieron caminando los 200 km de costa donde se distribuyen los elefantes marinos. Cada animal en la playa fue contado y categorizado según el contexto social en el que se encontraba. Las categorías comprendieron: hembras adultas, machos adultos, machos subadultos, individuos juveniles, crías destetadas y crías lactantes. Los machos fueron clasificados como dominantes del harén (machos alfa), periféricos (ubicados a menos de 10 metros de la hembra del harén más cercano), cercanos a un harén (entre 11 y 50 m) y lejanos de un harén (más de 50 hasta 100 m). Se definió como unidad reproductiva a todas las formas de organización social en cuyo contexto nacieron crías (harenes, grupos de harenes y parejas solitarias). Se definió como harén a un grupo de dos o más hembras. Cada harén fue censado en detalle, teniendo en cuenta el sexo de los individuos adultos y la categoría de edad (adultos, subadultos, juveniles, crías, destetados). En los casos excepcionales en los que no fue clara la identificación del macho dominante de un harén o había más de un posible candidato, se denominó al conjunto de animales grupo de harenes. Los animales que no se encontraban en harenes o grupos de harenes fueron categorizados como individuos solitarios o individuos en parejas solitarias (un grupo de un macho y una

hembra). La mediana del tamaño de harén no incluyó parejas solitarias ni hembras que parieron aisladas de otros elefantes marinos.

El área de distribución se dividió en cinco sectores de costa limitados por accidentes geográficos, cuatro dentro y uno fuera de la PV. Las características geográficas y topográficas de cada sector son:

a) Punta Buenos Aires a Punta Norte: compone la costa norte de la PV y el límite sur de Golfo San Matías. La costa es irregular con acantilados altos que disminuyen de altura hacia el este. La playa está formada por restingas extensas y algunas bahías con playas de arena. Aproximadamente 15 km antes de llegar a Punta Norte la costa es baja y las playas de canto rodado.

b) Punta Norte a Punta Cero: la costa es baja y disminuye suavemente hasta confundirse con la playa. Está formada por sedimentos y canto rodado y las playas son de ripio fino. La caleta Valdés es el principal accidente geográfico del sector.

c) Punta Cero a Punta Delgada: junto con b) forma la costa este de PV. Es una cadena de acantilados que gana altura a medida que avanza hacia el sur. Los acantilados están expuestos a continuos derrumbes que angostan las playas y varían su fisonomía. Predominan las playas de canto rodado con restingas extensas.

d) Punta Delgada a Morro Nuevo: compone el extremo sudeste de la PV. Es una costa acantilada de topografía variable que termina en playas angostas de constitución arenosa.

e) Punta Ninfas a Punta León: este sector no integra la PV y forma el límite sur de la boca del Golfo Nuevo. La costa es acantilada y la playa es de canto rodado bordeada en su mayor parte por restingas amplias.

Censos en temporada de muda

Se realizaron dos censos aéreos empleándose una metodología similar a la de la temporada reproductiva. El primer censo se realizó el 21/12/93, cuando el 40% de los animales que estaban mudando en la costa eran hembras. El segundo se llevó a cabo el 25/1/94, cuando la proporción de hembras adultas representaba el 95% de los animales en la costa (Lewis, datos inéditos). Asumiendo que la permanencia de animales en la costa durante la muda es de aproximadamente un mes (Le Boeuf y Laws, 1994), el intervalo entre censos se estableció en 33 días para disminuir la probabilidad de contar dos veces al mismo individuo en recuentos sucesivos. El número total de animales se estimó mediante la aplicación de factores de corrección al número censado por fotografía. La corrección se basó en la diferencia entre el número censado por fotografía

aérea y por tierra para un mismo sector de costa tomado como control. Para el primer censo se multiplicó el número de animales contados a partir de las fotografías aéreas por un factor de 1,4. Dicho factor se basó en que el número de animales censados desde el avión representaba el 70% de los presentes en el área control. Para el segundo censo el factor de corrección fue 2,3 y 1,2 para dos estaciones de alta y baja densidad, respectivamente. Durante la temporada de muda se realizaron además, censos terrestres periódicos en un área de 15 km alrededor de Punta Delgada. Dichos censos se utilizaron como control de la variación diaria de cada componente de la población (juveniles de ambos sexos entre 1-3 años de edad, hembras adultas, machos subadultos > de 4 años y adultos > de 8 años), también sirvieron para estimar la proporción de hembras totales a partir del número obtenido por el censo aéreo, asumiendo que esta relación se mantuvo a lo largo de toda la costa. La distribución agrupada de los animales en muda no permite discriminar, a partir de las fotografías aéreas, categorías de edad y sexo. El número total de hembras resultante de la suma de los dos censos no sobrestima la cantidad de hembras dado que el intervalo entre los censos es mayor al tiempo de permanencia para la muda (Le Boeuf y Laws, 1994). El número de hembras que no llegaron a mudar al momento del segundo censo es bajo, dado que durante la tercera semana de enero el 95% de las hembras presentes en un área de costa relevada completó más del 50% de la muda, y para mediados de febrero el 100% había mudado totalmente (Lewis y Campagna, datos inéditos).

Estimación de la abundancia y tendencia de la población

El número de crías se calculó como la suma de hembras adultas y crías destetadas. Estudios previos (Lewis, 1989; Campagna y Lewis, 1992) indican que el 98% de las hembras que llegan a la PV pare una cría. En consecuencia, el número de hembras es un indicador del número de crías. Los animales destetados reflejan las hembras que abandonaron el área de reproducción antes de la fecha del censo. Si bien se registró el número de crías muertas, este dato no fue utilizado para la estimación de crías producidas. Las hembras que pierden a sus crías tienden a permanecer un período de tiempo en la costa. Por lo tanto al excluir las crías muertas del cálculo de crías totales producidas se evitan duplicaciones en el recuento. Las hembras que llegan después del pico de la temporada no se encuentran incluidas en la cifra final de producción de crías. Estudios con individuos marcados muestran que la

proporción de hembras que llega a PV "a posteriori" del pico de la temporada reproductiva puede variar, según las zonas, entre el 4% (Campagna y Lewis, 1992) y el 13% (Wainstein, datos no publicados). Dado que no se conoce la razón de esta variación y la proporción de la agrupación que responde a una u otra situación, no se efectuó ninguna corrección a los datos obtenidos. Por lo tanto, el número total de crías producidas no está expuesto a errores de sobrestimación.

La tasa de incremento en el número de nacimientos se calculó para los censos realizados entre 1982 y 1997. Para las temporadas anteriores a 1982 existen recuentos parciales de la agrupación efectuados por otros autores (Vergani, 1987; Daciuk, 1973; Ximenez y Scolari, 1974 y Scolari, 1976) que fueron incluidos con fines comparativos en la **Figura 2**. Sobre dichos recuentos se realizaron correcciones a fin de estimar el total de nacimientos al pico de las temporadas reproductivas de 1969, 1970, 1973, 1975 y 1980 (ver Campagna y Lewis, 1992 para la metodología utilizada en las correcciones).

RESULTADOS

Tendencia poblacional y demografía

El número de crías producidas aumentó el 40% en 15 años, de 7.455 individuos en 1982 a

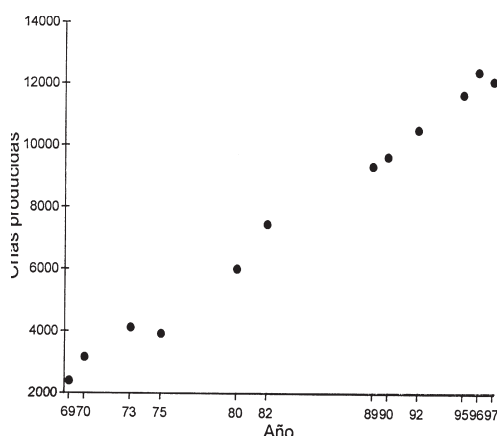


Fig. 2. Producción de crías entre 1969 y 1997. Los datos entre 1969 y 1990 fueron tomados de Campagna y Lewis (1992).

Pup production at Peninsula Valdés from 1969 to 1997. Data before 1982 was estimated from Daciuk (1973), Ximenez y Scolari (1974), Scolari (1976), Vergani et al. (1987) and Lewis (1989). Data from 1982 to 1990 was published in Campagna and Lewis (1992).

12.106 en 1997 (**Tabla 1**). El aumento en el número de crías nacidas en PV fue lineal desde 1969 (**Fig. 2**).

El número total de animales en la costa (incluyendo crías) en el pico de la temporada reproductiva de 1997, fue de 24.726 individuos (**Tabla 1**). De ellos, el 49% fue hembras adultas. La proporción sexual de individuos reproductores para 1997 fue de 1 macho cada 6 hembras adultas. Esta proporción se mantuvo aproximadamente constante entre 1982 y 1997 ($X^2=0.01$ gl=1 $p>0.05$; **Tabla 1**).

Entre 1995 y 1997, la mayor parte de las hembras (~99%) reprodujo en harenes. Menos del 1% forma parejas solitarias o paren aisladas de otros individuos. Una proporción similar de hembras se encontraban solas al momento del censo (**Tabla 2**). El número total de unidades reproductivas cambió levemente entre 1982 y 1997 (**Tabla 3**). La mediana del tamaño de los harenes permaneció casi constante entre 1992-1997. El tamaño máximo de harén se duplicó desde 1982 (**Tabla 3**).

El número total de animales que arribaron a mudar en la temporada 1993-1994 fue de 18.297 individuos (11.164 en diciembre y 7.133 en enero), de los cuales por lo menos 11.200 eran hembras adultas (4.465 hembras en diciembre y de 6.776 hembras en enero, **Tabla 4**). El resto eran machos jóvenes e individuos juveniles de ambos sexos.

Distribución

El incremento en la producción de crías no se reflejó en una expansión en la distribución geográfica de la agrupación. Se asoció, sin embargo, a un aumento de la densidad y a un cambio en la distribución espacial de las hembras adultas, similar para la reproducción y para la muda (**Tabla 4**).

En 1982, el 42% de las hembras se reprodujo en el sector SE de la PV, comprendido entre Punta Cero y Morro Nuevo (~77 km), mientras que en 1997 lo hizo el 71%. Recíprocamente, en 1982, el 58% de las hembras se distribuyó en la costa NE, entre Punta Buenos Aires y Punta Cero (~106 km de costa) y en 1996 sólo lo hizo el 28%. En 1997, el 1% de los animales se reprodujo fuera de la PV, entre Punta León y Punta Ninfas. La baja proporción de animales distribuidos fuera de las costas de la PV fue una característica estable desde el inicio de este estudio.

Los harenes más grandes se concentraron alrededor de Punta Delgada (**Figs. 1 y 3**). En 1997, el 57% de los harenes se distribuyó en playas con sustrato de canto rodado, el 19% se encontró sobre sustrato de arena y el 24% restante sobre una combinación de ambos.

Durante la muda, el 69% de los animales mudó en el extremo SE de la PV, el 26% se distribuyó en la zona comprendida entre Punta

Tabla 1. Comparación de variables demográficas para el período 1982-1997. Parte de la información para los años 1982-1990 fue publicada en Campagna y Lewis (1992).

Comparison of demographic variables among breeding seasons for the period 1982 to 1997 (adult females, adult and subadult males, sex ratio, pup production, juveniles, breeding population size and total population size). The information between 1982-1990 was published in Campagna and Lewis (1992).

Temporada reproductiva	Fecha Censo	Hembras adultas	Machos totales	Proporción sexual	Número de reproductores totales	Crías y destetados	Juveniles	Total animales
1982	Oct 1	6.400	1.016	1:6	7.416	7.455	-	14.871
1989	Oct 7	7.323	1.000	1:7	8.323	9.328	39	17.690
1990	Oct 4	8.668	1.159	1:7	9.827	9.636	-	19.463
1992	Oct 4	9.277	1.309	1:7	10.586	10.504	18	21.108
1995	Oct 3	10.706	1.749	1:6	12.455	11.647	45	24.147
1996	Oct 2	11.233	1.839	1:6	13.072	12.379	44	25.495
1997	Oct 2-7	10.844	1.728	1:6	12.572	12.106	49	24.726

Tabla 2. Estructura social reproductiva de la agrupación de PV para la temporada de cría 1996 según el sector de costa (ver Fig. 3). Se describió la temporada 1996 en la que se contabilizó el mayor número de animales. La estructura social para las temporadas 1995 y 1997 fue similar a la 1996. Cada sector tiene características topográficas diferentes (ver Métodos).

Social structure of the breeding colony for the 1996 breeding season. Each area represents different topographic characteristics (see Campagna y Lewis, 1992). Data includes number of harems, number of harem groups (group of females with more than one dominant male), number of females in harems, number of adult males associated to harems, one-female mating pairs, solitary females with pup, solitary female without pup, total solitary females, adult and subadult males excluded from harems. We summarized data for the 1996 breeding season because it represented the year with the highest number of animals censused. The social structure was similar in 1996 than in 1995 and 1997.

Sector	Harenes	Grupos de harenes	Hembras en harenes o grupo de harenes	Machos asociados a harenes o grupo de harenes	Parejas Solitarias	Hembras solas con cría	Hembras solas sin cría	Hembras solas totales	Machos adultos solos	Machos jóvenes solos	Machos totales
Punta Buenos Aires a Punta Norte	63	0	1.056	144	19	8	12	20	12	51	207
Punta Norte a Punta Cero	136	1	1.907	262	23	23	38	61	8	63	333
Punta Cero a Punta Delgada	122	7	4.155	408	14	14	23	37	10	130	548
Punta Delgada Morro Nuevo	103	4	3.761	412	6	14	13	27	37	208	657
Punta León a Punta Ninfas	27	0	138	49	8	1	0	1	15	30	94
TOTAL	451	12	11.017	1.275	70	60	86	146	82	482	1.839

Tabla 3. Comparación de las unidades de reproducción para los censos realizados entre 1982 y 1997. La información entre 1982 y 1990 fue publicada en Campagna y Lewis (1992). El número de unidades reproductivas incluye harenes, grupos de harenes y parejas solitarias pero excluye hembras que reprodujeron solas.

Median harem size, larger harems at peak season, pairs of one male and one female, solitary females and total adult females for seven breeding seasons. A harem was defined as two or more females. Sample size (N) includes harems and mating pairs but excludes solitary females. Total adult females include all breeding females.

Temporada	N	Mediana del tamaño de harén	Tamaño máximo de harén	Parejas solitarias	Hembras solas con cría	Hembras adultas totales
1982	477	11	69	32	-	6.400
1989	420	13	106	39	32	7.323
1990	487	11	122	44	43	8.668
1992	424	14	143	34	43	9.277
1995	511	14	131	44	58	10.468
1996	533	16	139	70	60	11.233
1997	492	16	118	54	45	10.844

Tabla 4. Distribución comparativa del número de hembras por sector de costa durante la temporada de muda de 1994 y reproducción de 1995.

Distribution of adult females during breeding and molting periods for different sectors of the coast. In parentheses: estimated proportion of females ashore.

Sector	Censo 1 21-12-93	Censo 2 25-1-94	Hembras muda ²	Hembras reproducción ³
Punta Buenos Aires a Punta Norte	968	292	664	941
Punta Norte a Punta Cero	1.025	704	1.079	1.967
Punta cero a Punta Delgada	4.126	2.756	4.268	4.401
Punta Delgada a Morro Nuevo	4.675	3.043	4.761	3.286
Punta León a Punta Ninfas	370	338	469	111
TOTAL	11.164 (4.465) ¹	7.133 (6.776) ¹	11.241	10.706

(1) Número de hembras

(2) Número estimado de hembras en muda

(3) Número calculado de hembras que reprodujeron en 1995

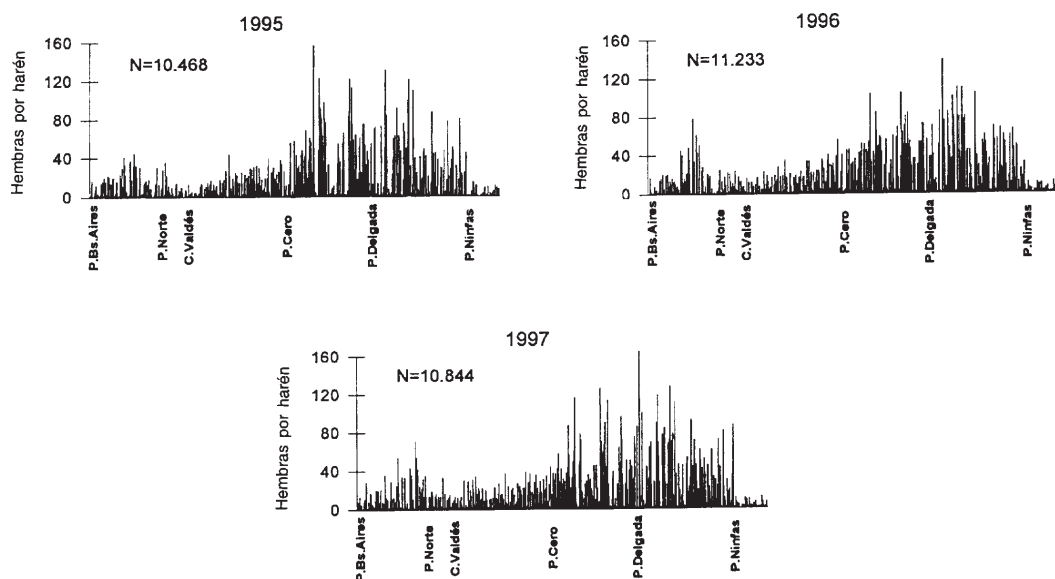


Fig. 3. Distribución del tamaño de los harenes a lo largo de la costa de Península Valdés durante las temporadas reproductivas de 1995, 1996 y 1997. En el eje X figuran las principales referencias geográficas del área de estudio.

Distribution of harem size along the coast of Península Valdés during the 1995, 1996 and 1997 breeding seasons. Main geographic references were given in the X-axis.

Buenos Aires y Punta Cero y el 5% se encontró fuera de PV, distribuido a lo largo de 54 km hacia el sur de Punta Ninfas (**Tabla 4**).

DISCUSIÓN

La producción anual de crías de la población de elefantes marinos de PV ha mostrado un incremento constante por lo menos desde 1969. De permanecer constante esta tasa, la producción de crías de 1982 (7.455 animales) se habrá duplicado en 1999. En base a la cantidad de crías producidas, PV es hoy la cuarta agrupación en el mundo, luego de las poblaciones de Islas Georgias, Kerguelen y Macquarie (Laws, 1994, **Tabla 5**). El stock de las Islas Georgias, al cual pertenece la PV representa el 60% de la población mundial del elefante marino del sur (Laws, 1994).

El tamaño de la población total de la PV, excluyendo crías (clase de edad < 1 año) se podría estimar aplicando un factor de corrección de 3,5 sobre el número de crías nacidas. Dicho factor resulta de tablas de vida calculadas para la población estable de las Islas Georgias (McCann, 1985; Laws, 1994) y ha sido aplicado frecuentemente para estimar el tamaño de otras poblaciones (Le Boeuf y Laws, 1994). De esta forma el tamaño de la población de PV mayor al año de edad en 1996 se aproxima a los 43.300 individuos. Esta aproximación podría resultar en una subestimación del tamaño real de la población, dado que ha sido calculada a partir de una población esta-

ble cuya estructura de edades es posiblemente diferente a la de la PV (Campagna y Lewis, 1992). Es por esa razón que los resultados de este trabajo se concentran en el número de crías producidas, un parámetro que, tal como fuera calculado, no se encuentra expuesto a errores de sobrestimación.

No se conocen las razones subyacentes al incremento en el tamaño de la agrupación de PV, o a la estabilidad o decremento de otras poblaciones. Dado que la mortalidad en la costa es similar para dichas agrupaciones, se estima que las causas podrían tener que ver con factores que operan durante la etapa pelágica del ciclo anual (Laws, 1994). Los principales factores que podrían explicar las diferencias poblacionales son: factores intrínsecos de la población (ej. baja mortalidad en los juveniles, alto reclutamiento, temprana edad de primera reproducción y alta tasa de fertilidad), inmigración, depredación y disponibilidad y accesibilidad de recursos para alimentación.

Factores intrínsecos de la población. No existe suficiente información que permita construir tablas de vida para la población de PV. Observaciones sobre hembras marcadas indican que éstas llegan a reproducirse por lo menos durante cinco temporadas consecutivas (Lewis et al., 1996), alcanzan su madurez sexual entre los 3-5 años (Lewis, datos inéditos) y la mayoría de las que llegan a la costa paren una cría (Campagna et al., 1993). Estos parámetros no difieren de los observados para las poblaciones de Georgias del Sur (McCann,

Tabla 5. Comparación de los tamaños poblacionales y la producción de crías para las seis agrupaciones reproductivas más importantes del mundo del elefante marino del sur. Tamaños poblacionales estimados a partir de McCann, 1985, según Laws, 1994).

Population size and pup production of the seven most important breeding colonies in the world of southern elephant seals. (Data from colonies other than Península Valdés obtained from McCann, 1985; Laws, 1994).

Area	Stock	Número de nacimientos	Tamaño poblacional
Islas Georgias del Sur	Georgias del Sur	102.000	357.000
Islas Kerguelen	Kerguelen	41.000	143.500
Isla Macquarie	Macquarie	(22.226)	77.791
Península Valdés	Georgias del Sur	12.106	42.371
Isla Herd	Kerguelen	(11.530)	40.355
Islas Malvinas	Georgias del Sur	aprox. 1.000	3.500
Islas Shetland del Sur	Georgias del Sur	650	2.300

1980) y de la Isla Marion (Bester y Wilkinson, 1994).

Inmigración. Las Islas Malvinas constituyen la agrupación más cercana desde donde podrían llegar animales a la PV (Laws, 1994). Algunos machos marcados en PV fueron observados en las Islas Malvinas (Lewis et al., 1996). También se han observado animales procedentes de las Islas Malvinas en la PV (Lewis, datos inéditos). Sin embargo, el número de animales que reproducen en PV y que han sido marcados en las Islas Malvinas es demasiado bajo como para tener algún efecto aparente en el incremento observado en PV. Un influjo desde esta agrupación sería necesariamente poco significativo dado que la población de las Islas Malvinas es comparativamente demasiado pequeña (**Tabla 5**; Laws, 1994) como para incidir sobre el incremento en el número de nacimientos en la PV.

Depredación. Las orcas, *Orcinus orca*, son depredadoras de las crías de elefante marino, pero sólo producen una mortalidad alta de juveniles en la Isla Crozet (Condy et al., 1978). No existe evidencia de que la depredación afecte de manera importante a otras poblaciones del elefante marino del sur. En PV existen observaciones ocasionales de ataques de orcas a elefantes marinos en el área de Punta Norte y Caleta Valdés (R. Bubas, com. pers.).

Recursos para la alimentación. La disponibilidad de alimento afecta a la sincronización de los ciclos reproductivos y al retorno de las hembras a mudar luego del viaje de alimentación post-reproductivo. El porcentaje de hembras con cría al pico del período de reproducción se mantuvo constante durante los años estudiados. Si machos y hembras adultas se dispersaran ampliamente para encontrar alimento, es posible que algunos individuos tuvieran que permanecer en el mar más tiempo que otros. Esto produciría un alargamiento del período reproductivo. En PV la duración de la estación reproductiva es constante entre años (Campagna et al., 1993; Nepomnaschy, 1994). El número de hembras adultas presentes en la costa es similar durante la muda y la reproducción. Esto indicaría que, durante la etapa pelágica post-reproductiva, la accesibilidad y disponibilidad de alimento cercana a la agrupación evitaría la dispersión y migración de

los animales a otras áreas para la muda. De 11.647 hembras censadas en reproducción se estima que regresaron a mudar 11.200. En otras poblaciones el número de individuos durante la muda es significativamente menor al de reproducción (Laws, 1956; Le Boeuf y Laws, 1994) y hay evidencias de adultos que se trasladan para mudar a otras islas como resultado de un amplio rango de dispersión durante el período de alimentación post-reproductivo. En la agrupación de la Isla Macquarie, donde la población disminuyó un 50% en los últimos 40 años, los animales mudan en el Continente Antártico a más de 1.000 km del lugar de reproducción (Hindell y Burton, 1988).

La distribución de animales por sector de costa es también similar durante la reproducción y la muda. En ambos períodos, la costa SE de la PV, comprendida entre Punta Cero y Morro Nuevo, concentró más del 70% de los individuos. Además, el 86% de 398 hembras marcadas durante la temporada de reproducción mudó en un rango de 0-3 km del lugar donde habían parido (Lewis et al., 1996). La proporción de hembras marcadas recuperadas en el período de reproducción y de muda fue similar (26% de 295 marcadas fue recuperado en reproducción vs. el 25% de 434 individuos recuperados en la muda; Lewis et al., 1996). El retorno y la distribución similar de hembras luego de cada viaje de alimentación post-reproductivo sugieren que las hembras utilizan fuentes de alimento predecibles y accesibles desde la PV.

De todas las alternativas planteadas para explicar el crecimiento diferencial en el número de nacimientos y el tamaño de las poblaciones del elefante marino del sur, la disponibilidad de recursos suficientes y accesibles parecería ser la más apropiada para explicar la tendencia de la población de PV. Estudios sobre el comportamiento de buceo y localización de las áreas de alimentación de hembras y machos adultos indican que los elefantes marinos de PV se alimentan en aguas profundas del borde de la plataforma continental, en la zona del talud y en el mar abierto del Atlántico Sudoccidental (Campagna et al., 1995; Campagna et al., 1998). Los buceos de las hembras sugieren que las mismas se están alimentando en la columna de agua, mientras que

una considerable proporción de los buceos en los machos sugiere alimentación bentónica (Campagna et al., en prensa).

Las áreas de alimentación están relativamente cerca de la PV (~500-1000 km) si se las compara con las distancias que deben recorrer individuos de otras agrupaciones para llegar a sus áreas de alimentación. Los recursos sobre los que predan los elefantes marinos (varias especies de calamares y peces; Boyd et al., 1994) serían abundantes dado que las áreas de alimentación son también utilizadas por las pesquerías internacionales de altura. Dichas pesquerías se encuentran en plena expansión y explotan recursos que dependen de la productividad de la corriente de las Malvinas (Carreto et al., 1995; Bertolotti et al., 1996). La expansión de las áreas de pesca hacia la zona del talud y el borde de la plataforma continental y el consecuente incremento de la actividad pesquera (Beddington et al., 1990; Csirke, 1987) sustentan la importancia de continuar con los monitoreos poblacionales a fin de detectar cambios en la tendencia actual. Los censos a llevarse a cabo en los próximos años permitirán saber si la caída en el número de crías nacidas en 1997 con respecto a años previos representa una fluctuación anual o un cambio en la tendencia poblacional.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio contó con la financiación de Wildlife Conservation Society, Minority Research Training Program (MIRT) y Fundación Patagonia Natural como parte del Plan de Manejo de la Zona Costera Patagónica, GEF/PNUD. Agradecemos a Dr. R. Bastida por los comentarios vertidos sobre el manuscrito y a las personas que colaboraron en los censos terrestres: M. Díaz, J. Rua y R. Vera (Centro Nacional Patagónico), R. Baldi, J. Lamas y M. Martínez Rivarola (Universidad de la Patagonia), E. Ambat, A. Avelar, E. Gallegos, R. Helman, L. Pham, A. Yamzon, M. Wainstein (Universidad de California), R. Bupas, D. Conchillo, P. Ledesma y G. Moreno Raiti (Organismo Provincial de Turismo) y a A. Arias, A. Lichter, L. del Re, F. del Re, M. Sironi, L. Simpson y M. Uhart. El personal del Establecimiento Faro Punta Delgada, E. Prado, P. Pascual (Aeroclub Trelew), S. Machinea y Flia. Cruzes (Estancia La Armonía) prestaron apoyo logístico para este estudio. La Dirección de Conservación de Áreas Naturales del Organismo Provincial de Turismo del Chubut, otorgó los permisos para trabajar en Península Valdés. Nuestro reconocimiento también a los revisores anónimos.

LITERATURA CITADA

- AARDE, R.J. van. 1980. Harem structure of the southern elephant seal *Mirounga leonina* at Kerguelen Island. *Revue Ecol. Terre Vie*, 34:31-44.
- BEDDINGTON, J.R.; A.A. ROSENBERG, J.A. CROMBIE y G.P. KIRKWOOD. 1990. Stock assessment and the provision of management advice for the short fin squid fishery in Falkland Islands Waters. *Fisheries Research*, 8:351-365.
- BERTOLOTTI, M.I.; N.E. BRUNETTI, J.I. CARRETO, L.B. PRENSKY y R. SANCHEZ. 1996. Influence of shelf-break fronts on shellfish and fish stocks off Argentina. *ICES, C. M.* 1996/S:41pp.
- BESTER, M.N. 1988. Marking and monitoring studies of the Kerguelen stock of southern elephant seal *Mirounga leonina* and their bearing on biological research in the Vestfold Hills. *Hydrobiologia*, 165:269-277.
- BESTER, M.N. y P. LENGART. 1982. An analysis of the southern elephant seal *Mirounga leonina* breeding population at Kerguelen. *African Journal of Antarctic Research*, 12:11-16.
- BESTER, M.N. y H.M. PASEGROUW. 1992. Ranging behaviour of southern elephant seal cows from Marion Island. *South African Journal of Science*, 88:574-575.
- BESTER, M. y I.S. WILKINSON. 1994. Population ecology of southern elephant seals at Marion Island. Pp. 85-97. *En: Elephant Seals, Population Ecology, Behavior, and Physiology.* (Le Boeuf, B.J. y R.M. Laws, eds.). University of California Press, Berkeley, 414 pp.
- BOYD, I.L.; T.A. ARNBOM y M. FEDAK. 1994. Biomass and energy consumption of the South Georgia population of southern elephant seals. Pp. 98-117. *En: Elephant Seals, Population Ecology, Behavior, and Physiology.* (Le Boeuf, B.J. y R.M. Laws, eds.). University of California Press, Berkeley, 414p.
- BOYD, I.L.; T.R. WALKER y J. PONCET. 1996. Status of southern elephant seals at South Georgia. *Antarctic Science*, 8(3):37-244.
- CAMPAGNA, C. y M. LEWIS. 1992. Growth and distribution of a southern elephant seal colony. *Marine Mammal Science*, 8:387-396.
- CAMPAGNA, C.; M. LEWIS y R. BALDI. 1993. Breeding biology of southern elephant seals in Patagonia. *Marine Mammal Science*, 9:34-47.
- CAMPAGNA, C.; B.J. LE BOEUF, S.B. BLACKWELL, D.E. CROCKER y F. QUINTANA. 1995. Diving behaviour and foraging location of female southern elephant seals from Patagonia. *Journal of Zoology*, 236:55-71.
- CAMPAGNA, C.; F. QUINTANA, B. LE BOEUF, S. BLACKWELL y D. CROCKER. 1998. Diving behaviour and foraging ecology of female southern elephant seals from Patagonia. *Aquatic Mammals*, 24(1):1-11.
- CAMPAGNA, C.; M. FEDAK y B. MCCONNELL. (En prensa). Post-breeding distribution and diving behavior of adult male southern elephant seals from Patagonia. *Journal of Mammalogy*.

- CARRARA, I.S. 1952. Lobos marinos, pingüinos y guaneras de las costas del litoral marítimo e islas adyacentes de la República Argentina. 80 pp. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional de La Plata, Argentina.
- CARRETO, J.I.; V.A. LUTZ, M.O. CARIGNAN, A.D. CUCCHI COLLEONI y S.G. DE MARCO. 1995. Hydrography and chlorophylla in a transect from the coast to the shelf-break in the Argentinean Sea. *Cont. Shelf Research*, 15(2/3):315-336.
- CARRICK, R.; S. CSORDAS, S. INGHAM y K. KEITH. 1962. Studies on the southern elephant seal, *Mirounga leonina* (L.) III. The annual cycle in relation to age and sex. *C.S.I.R.O. Wildlife Research*, 7:119-160.
- CONDY, P.R.; R.J. VAN AARDE y M.N. BESTER. 1978. The seasonal occurrence and behaviour of killer whales *Orcinus orca*, at Marion Island. *Journal of Zoology*, 184:449-464.
- CONDY, P.R. 1979. Annual cycle of the southern elephant seal *Mirounga leonina* (Linn.) at Marion Island. *South African Journal of Zoology*, 14:95-102.
- CSIRKE, J. 1987. Los recursos pesqueros patagónicos y las pesquerías de altura en el Atlántico sudoccidental. *FAO Documento Técnico de Pesca*, 286:1-78.
- DACIUK, J. 1973. Notas faunísticas y bioecológicas de PV y Patagonia. X. Estudio cuantitativo y observaciones del comportamiento de la población de elefante marino del sur *Mirounga leonina* (Linne) en sus apostaderos de la Provincia del Chubut (República Argentina). *Physis*, C 32(85):403-422.
- GUINET, C.; P. JOUVENTIN y H. WEIMERSKIRCH. 1992. Population changes, movements of southern elephant seals on Crozet and Kerguelen Archipelagos in the last decades. *Polar Biology*, 12:349-356.
- GODOY, J.C. 1963. Caza de pinípedos (lobos marinos, elefantes marinos y otras focas). *Fauna Silvestre*. Consejo Federal de Inversiones, Buenos Aires, 8(1-2):133-135,144-153.
- HINDELL, M.A. 1991. Some life-history parameters of a declining population of southern elephant seals, *Mirounga leonina*. *Journal of Animal Ecology*, 60:19-134.
- HINDELL, M.A. y H.R. BURTON. 1987. Past and present status of the southern elephant seal (*Mirounga leonina* Linn.) at Macquarie Island. *Journal of Zoology*, 213:365-380.
- HINDELL, M.A. y H.R. BURTON. 1988. Seasonal haul-out patterns of the southern elephant seal (*Mirounga leonina*) at Macquarie Island. *Journal of Mammalogy*, 69:81-88.
- LAWS, R.M. 1953. The elephant seal (*Mirounga leonina* Linn.) I. Growth and age. Falkland Islands Dependencies Survey. Scientific Report, (London) No. 8, 66 pp.
- LAWS, R.M. 1956. The elephant seal (*Mirounga leonina* Linn.). II. General, social and reproductive behaviour. Falkland Islands Dependencies Survey. Scientific Report (London), No. 13, 87 pp.
- LAWS, R.M. 1994. History and present status of southern elephant seal populations. Pp. 49-65. *En: Elephant Seals, Population Ecology, Behavior, and Physiology*. (Le Boeuf, B.J. y R.M. Laws, eds.). University of California Press, Berkeley, 414 pp.
- LE BOEUF, B.J. y R.M. LAWS. 1994. Elephant Seals: An Introduction to the genus. Pp. 1-26. *En: Elephant Seals, Population Ecology, Behavior, and Physiology*. (Le Boeuf, B.J. y R.M. Laws, eds.). University of California Press, Berkeley, 414 pp.
- LEWIS, M. 1989. Dinámica de la población del elefante marino del sur *Mirounga leonina*, en la Península Valdés. 107 pp. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional de La Plata, Argentina.
- LEWIS, M.; C. CAMPAGNA y F. QUINTANA. 1996. Site fidelity and dispersion of southern elephant seals from Patagonia. *Marine Mammal Science*, 12(1):138-147.
- MCCANN, T.S. 1980. Population structure and social organization of the southern elephant seals, *Mirounga leonina*. *Biological Journal of the Linnean Society*, 14:133-150.
- MCCANN, T.S. 1985. Size, status and demography of southern elephant seals (*Mirounga leonina*) populations. Pp. 1-17. *En: Studies of sea mammals in southern latitudes* (Ling, J.K. y M.M. Bryden, eds.). South Australian Museum, Adelaide, Australia, 132 pp.
- NEPOMNASCHY, P.A. 1994. Estructura de los harenes del elefante marino del sur (*Mirounga leonina*), su relación con aspectos del comportamiento social individual. 64 pp. Seminario de Licenciatura en Cs. Biológicas Fac. de Cs. Naturales. Universidad Nacional de la Patagonia, Argentina.
- SCOLARO, J.A. 1976. Censo de elefantes marinos (*Mirounga leonina*, L.) en territorio continental argentino. Informes Técnicos 1.4.2. Centro Nacional Patagónico, Puerto Madryn, Argentina. 12 pp.
- VERGANI, D.F.; M.N. LEWIS y Z.B. STANGANELLI. 1987. Observation on haul-out patterns and trends of the breeding populations of southern elephant seals at península Valdés (Patagonia) and Stranger Point (25 de Mayo-King George Is.). *SC-CCAMLR-VI/BG* 36:1-9.
- XIMENEZ, I. y A. SCOLARO. 1974. Censo de pinípedos de la Provincia del Chubut. Res. de trabajos de la III Reunión Argentina de Ecología. Puerto Madryn, Chubut.