

CRECIMIENTO POBLACIONAL TEORICO DEL LOBO FINO ANTARTICO (*ARCTOCEPHALUS GAZELLA*) EN LA ISLA LIVINGSTON, SHETLAND DEL SUR

PEDRO E. CATTAN y JOSE YAÑEZ V.

Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Chile, Casilla 2 - Correo 15 - Santiago - Chile
Sección Zoología, Museo Nacional de Historia Natural, Casilla 787 - Santiago - Chile

RESUMEN

Utilizando registros censales de trabajos previos y las características cuantificadas en las poblaciones de *A. gazella* de las Georgia del Sur, (particularmente tasas diferenciales de mortalidad y tasas de preñez), se estiman algunos parámetros poblacionales para la colonia ubicada en Cabo Shirreff, Isla Livingston. Con los valores de fertilidad y sobrevivencia se establece una matriz de régimen demográfico. Con ésta se calcula una tasa de crecimiento anual de un 21^o/o la cual es mayor que la registrada para la especie en las islas Georgia y menor que la estimada previamente para la población en estudio. Usando la tasa de 16,8^o/o de las islas Georgia y la calculada en este trabajo y suponiendo un K de 100.000 especímenes, se calcula el probable crecimiento para los próximos años. Se discute este modelo en función del futuro manejo de la especie.

ABSTRACT

Considering data from census reports and average figures of previous mortality and pregnancy rates, a demographic matrix was prepared to estimate the population growth of *Arctocephalus gazella* at Livingston island, South Shetland. According to this model a stable population structure was reached six years after the re-colonization. From this point, the annual growth rate would be 21^o/o in contrast with the population at South Georgia that shows a lower rate. Probably, figures for the antarctic fur seal at South Shetland are underestimated due critically short period for census work.

INTRODUCCION

Aguayo (1978) estimó que la tasa de crecimiento anual del lobo fino antártico en las islas Shetland del Sur durante el período 1966-1973 era de un 34^o/o. Posteriormente Torres (1981) reportó un probable decremento de la abundancia para esta misma población. Por otra parte los censos de 1982, 1984 y 1985 evidencian un crecimiento mantenido de la especie.

Según Aguayo *et al.* (1977) durante el período 1820-1821 se habrían extraído un total de 95.000 pieles desde la colonia de Cabo Shirreff, la principal, sino la única, de la isla Livingston. Entre 1821 y 1822 se habrían extraído 300.000 pieles desde estas islas. Más tarde, en 1902, durante una expedición sueca, se mató al único ejemplar que tales expedicionarios vieron en tres años. Sólo en 1959 se volvió a visualizar un pequeño grupo de lobos (35) en Cabo Shirreff. Los registros posteriores a esta fecha muestran el lento incremento de la población de estos animales en las Shetland del Sur (Aguayo & Torres, 1967, 1968; Laws, 1973; Torres, 1984).

No es aventurado plantear, en base a estos antecedentes, que la población ha sufrido un "cuello de botella" genético durante los últimos 50 años, con la consiguiente pérdida de variabilidad (Nei, 1975). Esto debe tenerse en cuenta para la conservación y manejo futuro de este otárido. Ralls *et al.* (1983) ha documentado la forma en que tal pérdida de variabilidad genética está directamente relacionada con el tiempo en que demore en alcanzar el tamaño original. Este período es función a su vez, de la tasa de crecimiento específico (r_i). El valor de este parámetro es tan desconocido para *A. gazella* como en general lo son su biología y ecología. Con estas consideraciones se ha querido presentar aquí un modelo simple para explicar el tamaño actual de la población, estimando un valor probable de r_i , que permite a la vez evaluar el tiempo que llevará a la población actual a alcanzar su tamaño original.

MATERIAL Y METODOS

Se utilizaron los datos reportados en los censos efectuados en Cabo Shirreff, isla Livingston, (Aguayo, 1978; Aguayo *et al.*, 1977; Torres, 1984) para ajustar el modelo. Puesto que los datos de mortalidad y fertilidad son prácticamente inexistentes y sólo se contó con algunos registros de los autores, los valores de tales variables se extrapolaron de aquellos reportados por Payne (1977) para la población ubicada en las islas Georgia del Sur. La estructura actual de la población se estimó siguiendo el algoritmo planteado por Cattan *et al.* (1982) considerando una mortalidad perinatal de un 23.90/o.

El crecimiento de la población fue simulado con un retardo inicial, es decir con un cambio en el valor de r después de alcanzado un cierto tamaño poblacional. Para esto se utilizó el modelo II de crecimiento logístico elaborado por Pielou (1974). La capacidad de carga (K) de Cabo Shirreff fue empíricamente evaluada en 100.000 especímenes, considerando como factor limitante el espacio. Esta cifra está basada en la experiencia sobre tamaño crítico de territorio de harem, el cual promedia 50 m².

Para obtener un razonable valor de r_i y una estimación del tiempo requerido para llegar a la estructura etaria estable (EEE) es necesario tener suficientes datos sobre mortalidad, fertilidad, emigración y otros, los cuales no están disponibles. Por ello, siguiendo las recomendaciones de Samuel & Foin (1983) se ajustaron los datos de censos y los extrapolados de Payne (1977) a una matriz de Leslie (Pielou, 1969) por su simplicidad. Para minimizar la sensibilidad del modelo a los requerimientos de datos, se constituyeron sólo 5 grupos etarios, (grupos funcionales más precisamente), que eran más definibles con los datos que se disponía. Así, el grupo I representa las crías y jóvenes inmaduros sexualmente. Grupo II reúne sub-adultos que eventualmente pueden estar alcanzando la madurez. El grupo III son el sector adulto, propiamente el sector reproductor. Los adultos viejos, de los cuales la mayoría ha perdido su capacidad reproductora, están agrupados en el IV. Los más viejos, especialmente el grupo que abandona la población, es el V.

El ajuste del modelo se realizó considerando: 1) que la población está en crecimiento, 2) que el flujo desde las Georgia es despreciable (para el modelo), 3) que la proporción ma-

cho: hembra al nacer es mendeliana, 4) que la fertilidad es similar a la observada en las islas Georgia del Sur, 5) que la sobrevivencia por grupo de edad es igual desde los tres años, 6) que el total del sector adulto, adulto-viejo y viejo debe ser equivalente a un 40% de la población y 7) que la población presenta una distribución etaria estable.

De acuerdo con Samuel & Foin (1983) el modelo matricial, con las restricciones propias para la especie en estudio, entrega una representación satisfactoria aunque cruda de la dinámica poblacional. Para especies en las que no es fácil la obtención de datos más precisos, tales como los lobos finos, esta herramienta parece razonable en la evaluación del crecimiento.

Para una mejor comprensión, alguna descripción metodológica se entrega en los resultados.

RESULTADOS

Estructura poblacional

La matriz demográfica se realizó con valores de sobrevivencia de 0.761 para el grupo I y 0.921 para el resto de los grupos. Ambas cifras se basan en extrapolaciones y promedios de mortalidad. Por otra parte, utilizando los tamaños poblacionales de 1982 y 1984 (950 y 1.307 respectivamente) se calculó una tasa finita de crecimiento (λ) de 1.17. Con este λ , más los valores de preñez y número de crías/hembra por grupo se establecieron los valores de fertilidad. Estos resultados se resumen en el Cuadro 1. Considerando un vector etario para una población inicial arbitraria (100) se obtuvo una EEE seis años después de la recolonización probable de Cabo Shirreff. En la Figura 1 se muestran los cambios que se produjeron en la distribución etaria de la población teórica recolonizadora. Cada grupo está representado por el ancho de la franja respectiva. Una vez que la distribución etaria ha llegado a ser estable (6 años) el crecimiento de la población total se hace constante alcanzando un $r_1 = 0.1906$ es decir, un 21% de crecimiento poblacional anual probable.

Crecimiento poblacional

Con una tasa de crecimiento anual de 16.8% (Payne, 1977) una población inicial de 100 individuos habría alcanzado una cifra de 1.300 animales en 1984, esto es, después de un período de 16 a 18 años desde el momento en que la población alcanzó su estructura etaria estable (EEE). De acuerdo con este hecho y considerando lo planteado en el párrafo anterior, en relación con el período para el establecimiento de la EEE, la recolonización habría ocurrido aproximadamente entre 1960 y 1962. En ausencia de factores limitantes, la población creció exponencialmente.

Con base en las cifras de Aguayo *et al.* (1977) y en la experiencia sobre uso del espacio durante la estación de reproducción, se estimó que los factores limitantes de densidad, en este lugar, recién deberían empezar a operar con una población total en la playa de 5.000 otáridos. Con un K de 100.000 especímenes, y con tasas de crecimiento de 16.8% (Payne, 1977) y 21% (este trabajo) se obtuvieron las curvas de crecimiento teórico de la Figura 2. De acuerdo con éstas, la población de lobo fino antártico de Cabo Shirreff, estaría llegando a un nivel factible de explotación recién entre el año 2006 y el 2010.

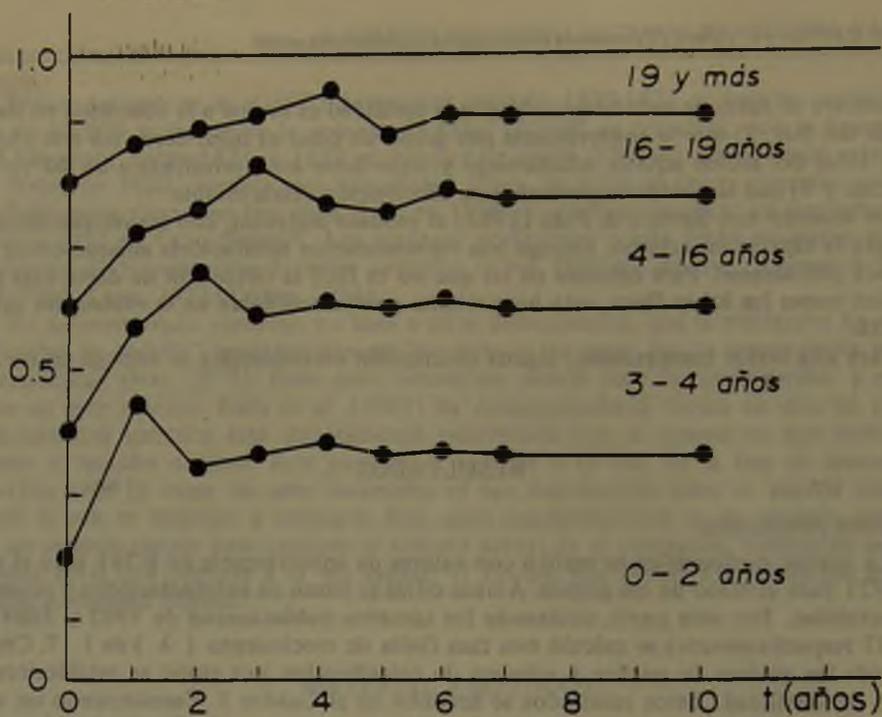


Fig. 1. Cambios de la estructura etaria en una población de lobo fino en crecimiento, según la matriz demográfica. 1985.

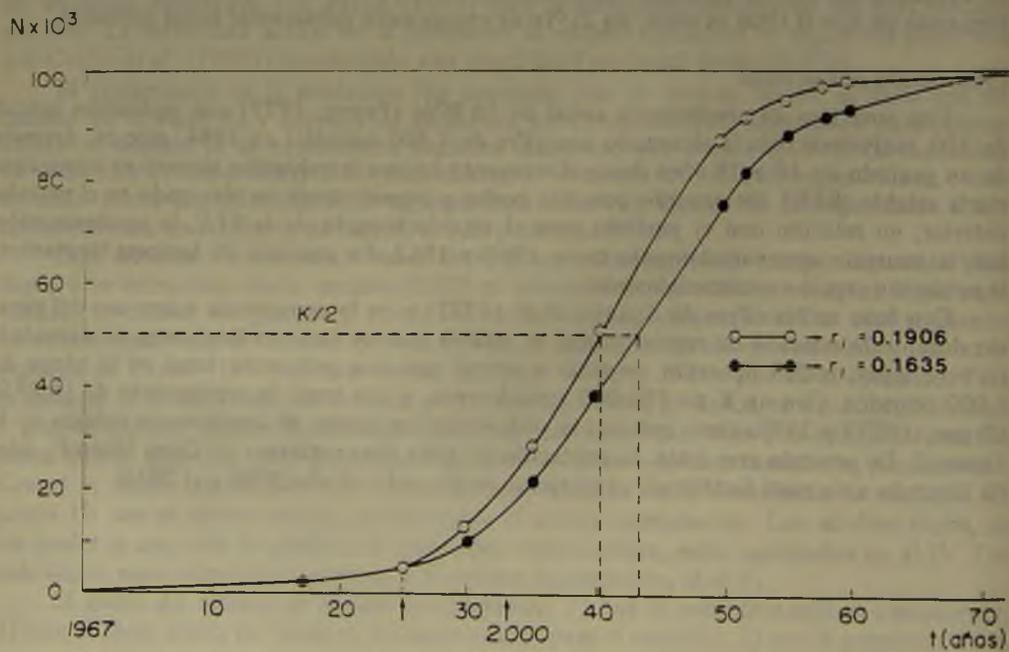


Fig. 2. Crecimiento poblacional regulado, simulado para el modelo II de Pielou (1974).

DISCUSION

En primer lugar, es necesario destacar la importancia del censo anual de crías para poder elaborar hipótesis razonables sobre el crecimiento poblacional de estas especies. Esto es evidente cuando se comparan, por ejemplo, las estructuras etarias y de sexo basadas en diferentes cifras de mortalidad de crías. El problema está en definir con precisión el momento más adecuado para el censo, es decir, identificar el período en el que máximo de hembras haya generado producto y el máximo de crías esté sobre la playa. Esta situación es particularmente importante si consideramos las cifras de Yáñez *et al.* (1982) donde se comunica una variación en el número de adultos llegando a establecerse en los roqueríos, de 35 a 564 especímenes en un período de tan sólo 16 días. Puesto que, por razones de logística la permanencia en el lugar difícilmente sobrepasa las tres semanas, se deben aumentar los esfuerzos para identificar exactamente el período donde se ubica el máximo de pariciones o bien, en definitiva, aumentar la permanencia en terreno. Con estas consideraciones es muy posible sostener entonces que la estructura poblacional propuesta por Cattan *et al.* (1982) no refleje la situación real de la colonia. Por el contrario, si la población está efectivamente creciendo, parece más adecuada la EEE entregada por el modelo matricial (ver Cuadro 1) para explicar tal crecimiento, puesto que está basada en una mayor mortalidad perinatal que a su vez implica un mayor número de crías no detectadas durante los períodos censales.

CUADRO 1

CARACTERISTICAS POBLACIONALES ESTIMADAS PARA *ARCTOCEPHALUS GAZELLA* EN CABO SHIRREFF, ISLA LIVINGSTON, SHETLAND DEL SUR. 1985

GRUPO FUNCIONAL	EDAD (AÑOS)	TASA DE PREÑEZ	S	F	EES %	EEE %
I pre-reproductivo	0 - 2	0.00	0.761	0.00	46	36
II joven-reproductivo	3 - 4	0.55	0.921	0.64	16	23
III reproductivo	5 - 16	0.83	0.921	0.97	15.8	18
IV viejo-reproductivo	17 - 19	0.60	0.921	0.70	9.6	13
V post-reproductivo	19	0.30	0.000	0.35	12.6	10

S = sobrevivencia; F = fertilidad; EES = estructura etaria estimada para 1982-1984; EEE = estructura etaria estable según modelo matricial.

Como segundo punto, es importante conocer el tamaño de harem para realizar predicciones. Cattan *et al.* (1982) estimaron un promedio de 3.5 hembras adultas por harem, tamaño pequeño para pinípedos. Bonner (1964) comunicó harenes de 15 hembras en las Georgia del Sur. Según Yáñez *et al.* (1982) el 95% de los adultos observados eran machos reproductores (535 especímenes). Si consideramos sólo 3.5 hembras por macho, durante 1982 deberían haberse observado más de 1.800 hembras en el momento máximo del período reproductivo en Shirreff. Si el 80% tuvo crías, la colonia, entre adultos y crías, habría totalizado más de 3.700 especímenes en Diciembre de 1982 (sin considerar

mortalidad perinatal). Nuestra estimación para ese año fue de tan sólo 950 otáridos. Antes de esta fecha sólo ha existido un registro sobre los 1.700 individuos para esta localidad (Aguayo, 1978). Esto hace confusa la situación y evidencia dificultades serias tanto en el censo como en las estimaciones. ¿Cuál es el tamaño real de harem para *A. gazella* en las islas Shetland del Sur?, ¿cuáles son las clases reproductivas en este habitat?, ¿cuántos de aquellos 535 machos mencionados pudieron constituir harem?

Por otra parte Aguayo (1978) estableció una tasa anual de crecimiento, de un 34^o/o considerando cifras desde 1966 a 1973. El autor explica en parte esta cifra extremadamente alta, suponiendo algún flujo migratorio desde las Georgia del Sur. La población de las Georgia del Sur ha mostrado tasas de 16.8^o/o hasta 1972 y 14.5^o/o hasta 1975 (Payne, 1977), cifras también altas, pero que pueden explicarse por diversos factores, siendo importantes la protección indefinida y el reconocido aumento del krill, el cual es un importante ítem alimentario para la especie. El presente modelo entrega una cifra de 21^o/o para la población en estudio, sin embargo, al multiplicar los valores de fertilidad por la probabilidad de éxito de cada sexo (0.5) entonces sorpresivamente se obtiene un lento decremento poblacional desde su tamaño actual.

Entonces ¿decrece la población?. Esta situación ha sido planteada por Torres (1981). Si efectivamente esto estuviera ocurriendo, habrían diversas causas para el fenómeno: a) una baja tasa de fertilidad, b) poco éxito al nacimiento, c) baja tasa de preñez, o d) una baja tasa de sobrevivencia al primer año. Cualquiera que fuese la causa principal, parece urgente plantear un estudio poblacional, o más estrictamente, un estudio de mortalidad, que permita estimar la sobrevivencia de hembras por clase etaria (l_x) y la producción de crías hembras/edad (m_x). Puesto que la identificación de cada edad parece poco probable en el futuro cercano, estas variables deberían ser razonablemente estimadas para grupos funcionales de la población. Sin embargo no debe descartarse el hecho que Payne (1976) ha descrito métodos adecuados para estimar edad en base a dientes en *A. gazella* de las Georgia. El inconveniente más serio en la población de Shirreff es la poca cantidad de osamentas ubicables en el lugar y lo poco recomendable de su captura, en las condiciones actuales. Es poco probable el decremento poblacional de este lobo fino en este habitat ya que la protección, el alimento suficiente, el espacio sobrante, el poco disturbio, estarían asegurando un incremento de la abundancia. Tal hecho está corroborado por las cifras censales las que incluso parecen estar subestimando la población. Si aceptamos que la recolonización fue efectivamente cerca de 1960 y consideramos las cifras de los últimos censos, entonces esta población seguiría hasta hoy una curva exponencial de incremento. Si por otra parte anotamos que la población de 1982 pudo haber sido de al menos 3.500 individuos y que los censos evidencian un apreciable error (Cattan *et al.*, 1982), entonces el resultado del modelo matricial (21^o/o de tasa anual) es un valor muy razonable, comparado con el 17^o/o reportado desde los últimos censos y con el 34^o/o de Aguayo (1978).

Para realizar extrapolaciones es necesario preguntarse acerca del conocimiento actual sobre regulación poblacional en estas especies. Es claro que la población está sujeta a regulación, lo que se evidencia por cambios en la expresión de las tasas de natalidad y mortalidad por edad. Considerando que la reproducción se ve favorecida por los roqueríos de Cabo Shirreff, y que el rango de territorio de harem va entre los 36 y 80 m², no parece lejos de la realidad suponer que 5.000 ejemplares son el tamaño crítico para que empiecen a manifestarse los factores regulatorios. Si el incremento desde ese tamaño es denso-dependiente, entonces la población demorará 70 años en alcanzar el K (Figura 2).

Comparativamente, en las Georgia del Sur el incremento ha ido desde 38 especímenes en 1933 a más de 100.000 individuos en un lapso de 42 años. Valores estimados de producción de crías, daban cifras de 90.000 para 1975 lo que implica una población de más de

200.000 lobos finos creciendo a una tasa muy probablemente mayor que el 16.80/o. ¿Pueden considerarse estrategias K estas especies, en el sentido de lo planteado por Southwood *et al.* (1974)? Con tales tasas, ¿en qué lugar del continuum r - k de Pianka (1970) deben situarse estos vertebrados?

CONSIDERACIONES DE MANEJO

Es posible que el modelo regulatorio utilizado no refleje bien la verdadera situación en Cabo Shirreff. Sin embargo ecuaciones más realistas rápidamente adquieren un alto nivel de complejidad, incorporando otros factores, lo que hace que su operación se dificulte al mismo tiempo que se agregan fuentes de error (ver Caughley, 1977; Pianka, 1982). Aceptando el modelo, la población alcanzaría un nivel explotable en la primera década del año 2000. En este caso, suponiendo un $r_m = 0.1906$ (equivalente al 210/o) se podría hacer una extracción de 9.000 especímenes; si consideramos $r_m = 0.1635$ entonces la cifra sería de 7.500 ejemplares solamente. De acuerdo al modelo y manteniendo constantes las condiciones, la población en Shirreff alcanzaría entre 10.000 y 11.000 animales en 1995, lo que posibilitaría una extracción máxima de 1.900 especímenes. En este último caso, cualquier eventual captura deberá ser cuidadosamente planteada, puesto que la población estará aún muy lejos del K/2, única cifra poblacional que garantiza un crecimiento sostenido y por ende una recuperación rápida frente a cualquier aumento de la mortalidad.

Finalmente, a pesar del 210/o resultante del modelo matricial y del probable crecimiento autorregulado, es necesario establecer como hipótesis de trabajo que: a) los censos hasta el momento subestiman la población y b) sólo el estudio de la dinámica poblacional podrá entregar, en el más breve plazo, cifras precisas sobre variables poblacionales necesarias para un ajuste eficaz a un modelo de crecimiento regulado. Una primera respuesta que surge es plantear un aumento de estada en terreno, que asegure el conteo del máximo de crías y el marcaje de todas las crías posibles. En segundo lugar se deberá experimentar con diferentes sistemas de inmovilización con el fin de proceder a la toma de muestras (tales como dientes) que permitan definir una estructura etaria, hasta el momento desconocida.

AGRADECIMIENTOS

Herman Núñez y José Valencia revisaron críticamente una versión temprana del manuscrito y realizaron útiles sugerencias. Correctores anónimos contribuyeron al mejoramiento del trabajo.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

AGUAYO, A.

1978 The present status of the antarctic fur seal *Arctocephalus gazella* at South Shetland islands. Polar Records (field work) 19: 167-176.

AGUAYO, A. & TORRES, D.

1967 Observaciones sobre mamíferos marinos durante la Vigésima Comisión Antártica Chilena. Primer censo de pinípedos en las islas Shetland del Sur. Rev. Biol. Mar. Valpo. 13: 1-57.

AGUAYO, A. & TORRES, D.

- 1968 A first census of Pinnipedia in the South Shetland islands and other observations on marine mammals. Scott Polar Research Inst. In: Symposium on Antarctic Oceanography. Stgo. Chile pp: 166-168.

AGUAYO, A., MATURANA, R. & TORRES, D.

- 1977 El lobo fino antártico, *Arctocephalus gazella* (Peters), en el sector antártico chileno (Pinnipedia-Otariidae). Inach Ser. Cient. 5: 5-16.

BONNER, N.W.

- 1964 Population increase in the fur seal *Arctocephalus tropicalis gazella* at South Georgia. Proc. First Scar Symp. on Antarctic Biology, pp. 433-443. Ed. Carriek, R., Prevost, J. and N.W. Holdgate, Paris.

CATTAN, P.E., YAÑEZ, J., TORRES, D., GAJARDO, M. & CARDENAS, J.C.

- 1982 Censo, marcaje y estructura poblacional del lobo fino antártico *Arctocephalus gazella* (Peters, 1875) en las islas Shetland del Sur, Chile (Pinnipedia-Otariidae). Inach Ser. Cient. 29: 31-38.

CAUGHLEY, G.

- 1977 Analysis of vertebrate populations. John Wiley & Sons Ltd. N. York. 234 pp.

LAWS, R.M.

- 1973 The current status of seals in the Southern Hemisphere. In: Seals Proceedings Working Meeting of seals specialists 17: 144-161 (IUCN Publ. New Ser. Suppl. Papers.).

NEI, M.

- 1975 The bottleneck effect and genetic variability in populations. Evolution 29: 1-10.

PAYNE, M.R.

- 1977 Growth of a fur seal population. Phil. Trans. R. Soc. Lond. Ser. B. 279: 67-79.

-
- 1978 Population size and age determination in the antarctic fur seal *Arctocephalus gazella*. Mammal Rev. 8: 67-73.

PIANKA, E.R.

- 1970 On r and k selection. Amer. Nat. 104: 592-597.

-
- 1982 Ecología evolutiva. Ed. Omega S.A. Barcelona. 365 pp.

PIELOU, E.C.

- 1969 An introduction to mathematical ecology. Wiley Inter Sci. J. Wiley & Sons Ltd. N. York. 286 pp.

-
- 1974 Population and community ecology: principles and methods. Gordon & Breach Publ. N. York. 415 pp.

RALLS, K., BALLOU, J. & BROWNELL Jr., R.L.

1983 Genetic diversity in California sea otters: theoretical considerations and management implications. *Biol. Conserv.* 25: 209-232.

SAMUEL, M.D. & FOIN, T.C.

1983 Exploiting sea otter populations: a simulation analysis. *Ecol. Modell.* 20: 297-309.

SOUTHWOOD, T.R.E., MAY, R.M., HASSFELL, M.P. & CONWAY, G.R.

1974 Ecological strategies and population parameters. *Amer. Nat.* 108: 791-804.

TORRES, D.

1981 ¿Aumenta o disminuye la población del lobo fino antártico, *Arctocephalus gazella* (Peters) en las islas Shetland del Sur? (*Pinnipedia-Otariidae*). *Bol. Antart. Chile* 1: 11-15.

1984 Resultados y proyecciones de las investigaciones chilenas sobre pinípedos. *Bol. Antart. Chile.* 4: 33-41.

1985 Informe. En: Anónimo. XXI Expedición Científica del INACH. *Bol. Antart. Chile.* 5: 1-10.

YAÑEZ, J.L., GAJARDO, M. & CABELLO, C.

1982 Informe grupo de trabajo Mamíferos Marinos, temporada Nov. Dic. 1982. *INACH Inform. Stgo. Chile* 13 pp.

Manuscrito recibido en mayo de 1986.