

Current status of the California sea lion (*Zalophus californianus*) and the northern elephant seal (*Mirounga angustirostris*) at the San Benito Archipelago, Mexico

Estado actual del lobo marino de California (*Zalophus californianus*) y el elefante marino del norte (*Mirounga angustirostris*) en el archipiélago San Benito, México

Fernando R Elorriaga-Verplancken^{1*}, Giulia Ferretto², Olivia C Angell³

¹ Departamento de Pesquerías y Biología Marina, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR-IPN), Ave. IPN s/n, Colonia Playa Palo de Santa Rita, 23096, La Paz, Baja California Sur, México.

² Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente, Università Politecnica delle Marche, Via Brecce Bianche, 60100, Ancona, Italy.

³ Ecology Project International, Guillermo Prieto 1038 e/ Navarro y Encinas, Colonia Centro, La Paz, Baja California Sur, México.

* Corresponding author. E-mail: felorriaga@ipn.mx

ABSTRACT. The California sea lion (CSL) and the northern elephant seal (NES) are the two most abundant pinniped species inhabiting the San Benito Archipelago (Baja California, Mexico). This study reports the results of the first survey to gather abundance information from continuous breeding seasons (2012–2015) and over the course of a single year (2014). Relative to the previous year, the abundance of CSLs declined in July 2014; however, based on historical censuses, the colony at the archipelago was catalogued as “stable”. Intra-annually, the CSL abundance was regulated by pups and adult females, which reached their peak during the breeding season (July). Moreover, we hypothesize that subadult males from the west coast of Baja California enter the Gulf of California. The NES fluctuations were most affected by the breeding season (February), when the number of pups and adult females peaked, and by the important presence of juveniles in May and September. The NES colony at the archipelago was catalogued as “in decline”, based on previous countings. This high-resolution survey complements past and future studies in the region, and adds another dimension to our understanding of these species, which is largely based on information from their main rookeries in California.

Key words: California sea lions, northern elephant seals, San Benito Archipelago, Baja California, abundance.

RESUMEN. El lobo marino de California (LMC) y el elefante marino del norte (EMN) son los dos pinnípedos más abundantes del archipiélago San Benito (Baja California, México). Este estudio reporta los resultados del primer monitoreo que reúne información de temporadas reproductivas continuas (2012–2015) y a lo largo de un año (2014). La abundancia de LMC declinó en julio de 2014, en comparación con el año previo; sin embargo, la colonia del archipiélago se catalogó como “estable”, tomando como base censos históricos. Intraanualmente, la abundancia del LMC fue regulada por crías y hembras adultas, las cuales alcanzaron su pico durante la temporada reproductiva (julio). Adicionalmente, se apoya la hipótesis de que machos subadultos de la costa occidental de Baja California ingresan al golfo de California. Las fluctuaciones del EMN fueron afectadas principalmente por la temporada de reproducción (febrero), cuando se presentó un pico de crías y hembras adultas, así como por la presencia importante de juveniles en mayo y septiembre. El EMN del archipiélago se catalogó como “en declive” con base en conteos de años anteriores. Este monitoreo de alta resolución se complementa con estudios pasados y futuros, y agrega otra dimensión a nuestro entendimiento de esta especie, el cual se basa mayoritariamente en las colonias principales que se ubican en California.

Palabras clave: lobos marinos de California, elefantes marinos del norte, archipiélago San Benito, Baja California, abundancia.

INTRODUCTION

The San Benito Archipelago (SBA) is the only site in Mexico where four pinniped species coexist: the northern elephant seal, *Mirounga angustirostris*; the California sea lion, *Zalophus californianus*; the Guadalupe fur seal, *Arctocephalus philippii townsendi*; and the harbor seal,

INTRODUCCIÓN

El archipiélago San Benito (ASB) es el único lugar de México donde coexisten cuatro especies de pinnípedos: el elefante marino del norte, *Mirounga angustirostris*; el lobo marino de California, *Zalophus californianus*; el lobo fino de Guadalupe, *Arctocephalus philippii townsendi*; y la foca

Phoca vitulina. The first two species are the most abundant (Angell 2014) and occupy these islands for important life-history events, such as breeding or molting (Aurioles-Gamboa and Zavala 1994, Le Boeuf and Laws 1994, García-Aguilar 2004a). This archipelago, situated on the west coast of Baja California, lies within these species' distribution range along the west coast of North America. Data from different locations are essential for understanding their geographic extent in regard to their presence in Mexico, where the southernmost colonies are located, and at higher latitudes (e.g., California, USA), where they are found in greatest abundance (Lowry *et al.* 2014).

The California sea lion (CSL), *Zalophus californianus*, is a member of the Otariidae family and sentinel of several ecosystem conditions (Szteren and Aurioles-Gamboa 2013). It inhabits the eastern North Pacific, particularly the islands off the coast of California and Baja California, reaching a total population of around 350,000 individuals: 238,000 off California (Carretta *et al.* 2007), 75,000–87,000 on the west coast of Baja California (Lowry and Maravilla-Chávez 2005), and *ca* 25,000 in the Gulf of California (Szteren *et al.* 2006). The CSL breeding season takes place from June through August; it begins earlier and lasts longer in the Gulf of California than on the coast of California (García-Aguilar and Aurioles-Gamboa 2003a). Most adult males complete a post-breeding season migration north from the major rookeries in southern California and Baja California, wintering from central California to Washington State (USA). A smaller number of animals migrate as far north as British Columbia and southeast Alaska, reaching the northern Gulf of Alaska, the Alaska Peninsula, and the eastern Aleutian Islands. Other animals appear to remain in the Gulf of California year-round and do not undertake long migrations (Peterson and Bartholomew 1967, Le Boeuf *et al.* 1983, Elorriaga-Verplancken *et al.* 2013).

The northern elephant seal (NES), *Mirounga angustirostris*, a member of the Phocidae family, is found only in the Northern Hemisphere, particularly in the eastern and central North Pacific. Breeding sites are mostly on offshore islands and at few mainland locations from central Baja California (Mexico) to Oregon (USA). Twelve breeding colonies are well known and located on the islands of southern California and Baja California (Le Boeuf and Laws 1994, García-Aguilar 2004b). NESs complete two migrations to their rookeries during the year, one in late winter (December–March) to breed and a second migration to molt. The latter migration occurs during the warm season (spring/summer), but the duration varies by sex and age. Once the breeding season ends, females move to foraging areas for about 70 days before returning to land for one month to molt; after the molt they return to foraging areas for another eight months before going back to their breeding colonies to give birth. Adult males spend about four months at sea following the breeding season, returning to shore to molt during summer; after molting for a month, they go back to sea for

común, *Phoca vitulina*. Las primeras dos especies son las más abundantes (Angell 2014) y ocupan estas islas para eventos importantes de historia de vida, como la reproducción y la muda (Aurioles-Gamboa y Zavala 1994, Le Boeuf y Laws 1994, García-Aguilar 2004a). Este archipiélago, ubicado en la costa oeste de Baja California, se encuentra dentro del rango de distribución de estas especies a lo largo de la costa occidental de Norte América. Es esencial contar con información de diferentes sitios para entender su extensión geográfica en relación con su presencia en México, donde se localizan las colonias en el límite sur de su distribución, y a latitudes mayores (e.g., California, EUA), donde son más abundantes (Lowry *et al.* 2014).

El lobo marino de California (LMC), *Zalophus californianus*, pertenece a la familia Otariidae y se considera una especie biomonitora de condiciones ambientales (Szteren y Aurioles-Gamboa 2013). Se encuentra en el Pacífico Norte oriental, particularmente en las islas frente a las costas de California y Baja California, y se ha estimado una población total de alrededor de 350,000 individuos: 238,000 en la costa de California (Carretta *et al.* 2007), 75,000–87,000 en la costa oeste de Baja California (Lowry y Maravilla-Chávez 2005) y *ca* 25,000 en el golfo de California (Szteren *et al.* 2006). La temporada de reproducción del LMC es de junio a agosto, e inicia antes y es más prolongada en el golfo de California que en la costa de California (García-Aguilar y Aurioles-Gamboa 2003a). La mayoría de los machos adultos de las principales loberas de Baja California y el sur de California realizan una migración hacia el norte después de la temporada de reproducción, invernando desde la parte central de California hasta el estado de Washington (EUA). Un menor número de individuos llega hasta Columbia Británica y el sureste de Alaska, observándose en el golfo de Alaska, la península de Alaska y las islas orientales Aleucianas. Otros individuos aparentemente permanecen todo el año en el golfo de California y no realizan migraciones largas (Peterson y Bartholomew 1967, Le Boeuf *et al.* 1983, Elorriaga-Verplancken *et al.* 2013).

El elefante marino del norte (EMN), *Mirounga angustirostris*, pertenece a la familia Phocidae y sólo se encuentra en el hemisferio norte, particularmente en el Pacífico Norte oriental y central. Durante la temporada de reproducción se encuentra principalmente en islas y en unos cuantos sitios del territorio continental desde Baja California (México) hasta Oregón (EUA). Se conocen bien 12 colonias reproductivas que se localizan en islas del sur de California y Baja California (Le Boeuf y Laws 1994, García-Aguilar 2004b). Los individuos realizan dos migraciones a sus loberas durante el año, la primera a finales del invierno (diciembre a marzo) para reproducirse y la segunda durante la temporada cálida (primavera/verano) para mudar, pero la duración de esta última varía dependiendo del sexo y la edad. Al final de la temporada reproductiva, las hembras se trasladan a las zonas de alimentación donde permanecen durante unos 70 días antes de regresar a tierra por un mes para

four months before returning to their breeding colonies to mate (Stewart and DeLong 1994, Berta *et al.* 2006). The NES population was on the edge of extinction at the end of the 1800s; only a few dozen individuals survived commercial harvesting (Stewart *et al.* 1994). During the 1900s, the species began to recover and recolonize sites they had inhabited prior to being hunted. This was accompanied by rapid population growth, reaching a current population size of 210,000–239,000 individuals (Lowry *et al.* 2014).

This study provides the first continuous register of *Z. californianus* and *M. angustirostris* in Mexico during contiguous years (breeding seasons of 2012, 2013, and 2014), and also a semi-continuous register throughout a single year (five censuses during 2014). This study contributes information that improves our understanding of these species' occupation of the SBA, a priority area for conservation in Mexico. The goal of this work was to assess this southern portion of the CSL and NES populations by assessing total abundance and abundance by sex and age classes over a three-year period, as well as these species' trends, based on historical censuses.

MATERIALS AND METHODS

The SBA (28.30°N, 115.56°W) is situated 30 km northwest of Cedros Island and 75 km west of the Baja California Peninsula, Mexico (fig. 1). This archipelago covers a total area of 6.4 km² (Boswall 1978, Junak and Philbrick 1999) and is composed of three volcanic islands: San Benito East (SBE), San Benito Middle (SBM), and San Benito West (SBW).

From 2012 to 2015, the colonies were monitored in summer and winter, during both species' breeding seasons (summer for CSL and winter for NES), and in 2014, five censuses were conducted during the course of the year. A total of 17 censuses (8 for CSL and 9 for NES) were carried out on the following dates: 31 July–12 August 2012; 6–14 February and 2–11 July 2013; 4–13 February, 30 April–5 May, 30 June–6 July, 11–14 September, and 5–9 December 2014; and 17–24 February 2015 (only for NES).

Censuses were conducted in two ways using techniques commonly employed in pinniped surveys (Le Boeuf *et al.* 1983, Aurióles-Gamboa and Zavala 1994, Aurióles-Gamboa *et al.* 2010, Angell 2014). A walking survey was performed once per trip on SBM and SBW (3.5 and 10.4 km, respectively), approaching colonies with caution in order to avoid startling the animals and causing them to move towards the sea. SBE was censused once per field trip (7.5 km) from a boat at an average distance of 30 m to avoid provoking stampedes. The same methodology was used during all censuses to ensure consistency. These two different census techniques (i.e., by foot and boat) were complementary; each maximized the census efficiency for the specific location in question, by recording the highest number of animals possible at each location (Aurióles-Gamboa *et al.* 2010).

realizar la muda; después de mudar, regresan a las zonas de alimentación por otros ocho meses antes de regresar a las loberas para parir. Los machos adultos permanecen alrededor de cuatro meses en el mar después de la temporada reproductiva y regresan a tierra para mudar durante el verano; después de un mes, regresan al mar por cuatro meses antes de regresar a las zonas de reproducción para aparearse (Stewart y DeLong 1994, Berta *et al.* 2006). A finales del siglo XIX la población de EMN estaba al borde de la extinción; sólo unas cuantas decenas de individuos sobrevivieron la cacería comercial (Stewart *et al.* 1994). Durante el siglo pasado, la especie empezó a recuperarse y a recolonizar los sitios que había habitado antes de ser cazada. La población creció rápidamente y actualmente se estima en 210,000–239,000 individuos (Lowry *et al.* 2014).

Este trabajo proporciona el primer registro continuo de las poblaciones de *Z. californianus* y *M. angustirostris* de México durante años contiguos (temporadas reproductivas de 2012, 2013 y 2014), así como un registro semicontinuo durante un año (cinco censos durante 2014). Este estudio aporta información que mejora nuestro conocimiento de la ocupación por estas especies del ASB, un área prioritaria para la conservación en México. El objetivo de este trabajo fue evaluar la porción sureña de las poblaciones de LMC y EMN. Se determinó la abundancia total y la abundancia por clases de sexo y edad durante un periodo de tres años, así como las tendencias de estas especies con base en datos históricos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ASB (28.30°N, 115.56°W) se ubica 30 km al noroeste de la isla de Cedros y 75 km al oeste de la península de Baja California, México (fig. 1). El archipiélago cubre un área total de 6.4 km² (Boswall 1978, Junak y Philbrick 1999) y está compuesto por tres islas volcánicas: San Benito Este (SBE), San Benito Medio (SBM) y San Benito Oeste (SBO).

De 2012 a 2015, las colonias fueron monitoreadas en verano e invierno, durante las temporadas reproductivas de ambas especies (verano para LMC e invierno para EMN), y en 2014 se realizaron cinco censos a lo largo del año. Se llevaron a cabo un total de 17 censos (8 para LMC y 9 para EMN) en las siguientes fechas: 31 de julio a 12 de agosto de 2012; 6 a 14 de febrero y 2 a 11 de julio de 2013; 4 a 13 de febrero, 30 de abril a 5 de mayo, 30 de junio a 6 de julio, 11 a 14 de septiembre y 5 a 9 de diciembre de 2014; y 17 a 24 de febrero de 2015 (sólo para EMN).

Los censos se realizaron de dos maneras con técnicas comúnmente usadas para monitorear pinnípedos (Le Boeuf *et al.* 1983, Aurióles-Gamboa y Zavala 1994, Aurióles-Gamboa *et al.* 2010, Angell 2014). Se realizó un muestreo a pie una vez por viaje de campo en SBM y SBO (3.5 y 10.4 km, respectivamente), teniendo cuidado de acercarse a las colonias con cautela para evitar que los animales se asustaran e ingresaran al mar. En SBE se realizó un censo por viaje de campo

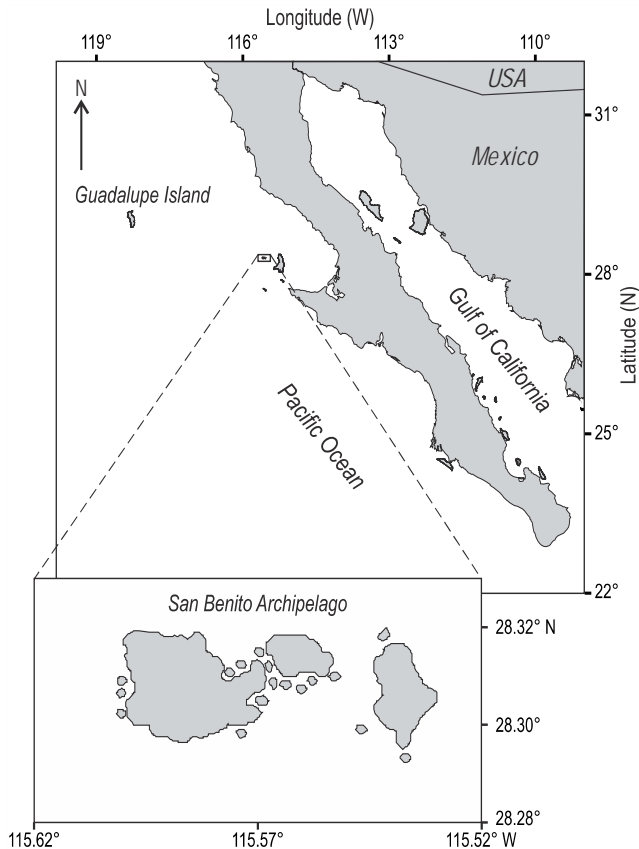


Figure 1. Geographical location of the San Benito Archipelago, Baja California, Mexico.

Figura 1. Localización geográfica del archipiélago San Benito, Baja California, México.

Individuals of the two species were classified into five categories based on age and sex: pups, juveniles, subadult males, adult males, and adult females. All animals not fully identified were grouped as miscellaneous (Aurióles-Gamboa *et al.* 1983, 2010; Le Boeuf and Laws 1994; Angell 2014). We did not separate among subcategories of CSL and NES subadult males.

Correction factors

Pinniped censuses have been found to underestimate the actual population size; however, correction factors published by other researchers can be applied to the data to mitigate this underestimation. For the breeding season (July–August), we applied the correction factor proposed by Le Boeuf *et al.* (1983) on the census data of CSL pups (+50%) that were counted from the boat (SBE) in order to compensate for walking effort and hidden pups. Following Bonnell and Ford (1987), a different correction factor was applied to the census data of all CSL adult females (+23% in July and +54% in August), on the assumption that a portion of the female population was feeding at sea.

(7.5 km) desde una embarcación a una distancia promedio de 30 m para no provocar una estampida. Se utilizó la misma metodología durante todos los censos para garantizar la coherencia. Estas dos formas de realizar los conteos (i.e., en tierra y desde una embarcación) se complementaron ya que maximizaron la eficiencia de los censos para la localidad específica y permitieron registrar el mayor número posible de animales en cada sitio (Aurióles-Gamboa *et al.* 2010).

Los individuos de las dos especies se clasificaron en cinco categorías según la edad y el sexo: crías, juveniles, machos subadultos, machos adultos y hembras adultas. Todos los animales no bien identificados fueron clasificados como misceláneos (Aurióles-Gamboa *et al.* 1983, 2010; Le Boeuf y Laws 1994; Angell 2014). No se separaron las subcategorías de los machos subadultos de LMC y EMN.

Factores de corrección

Se ha encontrado que los censos de pinnípedos subestiman la población; sin embargo, es posible aplicar, a los datos, factores de corrección publicados por otros autores para mitigar esta subestimación. Para la temporada de reproducción (julio a agosto), se aplicó el factor de corrección propuesto por Le Boeuf *et al.* (1983) a los datos de las crías de LMC (+50%) censadas desde la embarcación (SBE) para compensar el esfuerzo realizado en tierra y las crías ocultas. De acuerdo con Bonnell y Ford (1987), se aplicó otro factor de corrección a los datos de todas las hembras adultas de LMC (+23% en julio y +54% en agosto), bajo el supuesto de que algunas hembras se estaban alimentando en el mar.

Se aplicaron otros factores de corrección para obtener el tamaño de las colonias para las temporadas de reproducción más recientes: julio de 2014 para el LMC y febrero de 2015 para el EMN. El número de crías contadas se multiplicó por el inverso de la proporción de crías en la colonia (McCann 1985, Boveng 1988), usando para este enfoque una proporción conocida (0.209) de crías de LMC para la costa oeste de Baja California (Lowry y Maravilla-Chávez 2005). También se estimó un tamaño mínimo de la colonia de LMC, de forma conservadora, como dos veces el número de crías (corregido según Le Boeuf *et al.* [1983]) más el resto de los individuos de las otras categorías (machos adultos, machos subadultos, juveniles y misceláneos). En el caso del EMN, como las hembras adultas no se encuentran en tierra al mismo tiempo durante la temporada de reproducción (Reiter *et al.* 1981, Rothery y McCann 1987, Condit *et al.* 2007), se usó el modelo desarrollado por Rothery y McCann (1987), y también usado por García-Aguilar (2004b), para describir la distribución temporal de las hembras de EMN en el ASB. Este modelo proporciona un factor de corrección, que representa la proporción esperada de hembras en tierra en una fecha dada, en relación con el número total de hembras que ocuparon el ASB durante toda la temporada reproductiva (Galimberti y Sanvito 2001). Con base en este modelo para el EMN, la proporción esperada de hembras adultas del 17 al

Additional correction factors to obtain the colony sizes were applied for the most recent breeding seasons: July 2014 for CSLs and February 2015 for NESs. The number of counted CSL pups was multiplied by the inverse of the proportion of pups in the colony (McCann 1985, Boveng 1988); a known proportion (0.209) of CSL pups for the west coast of Baja California was used for this approach (Lowry and Maravilla-Chávez 2005). A minimum CSL colony size was also estimated, in a conservative manner, as twice the number of pups (corrected by the Le Boeuf *et al.* [1983] criteria) plus the rest of individuals of other categories (adult males, subadult males, juveniles, and miscellaneous). In the case of NES, adult females are not on land at the same time during the breeding season (Reiter *et al.* 1981, Rothery and McCann 1987, Condit *et al.* 2007). In this regard, we used the model developed by Rothery and McCann (1987), also used by García-Aguilar (2004b), to describe the temporal distribution of NES females at SBA. This model provides a correction factor, which represents the expected proportion of females on land on a given date, relative to the total number of females that were present at SBA during the whole breeding season (Galimberti and Sanvito 2001). Based on this model for NES, the expected proportion of adult females on 17–24 February 2015, relative to the total number of adult females that arrived at SBA during that entire breeding season, was 13.68%. Since García-Aguilar (2004b) estimated that 76% of all adult females from SBA give birth, the total number of pups was calculated from that proportion. The minimum size of the colony was calculated, in a conservative manner, as the sum of pup production plus the total number of adult females (both based on the García-Aguilar [2004b] criteria) plus the rest of the categories (adult and subadult males).

Analyses of trends for both species

Historical countings of CSL (Lowry and Maravilla-Chávez 2005, García-Aguilar *et al.* 2013) and NES (Álvarez-Coronado 2003, García-Aguilar 2004a) pups were used to determine the trends for each species colony. The intrinsic rate of increase (r) was calculated by linear regression, where y (dependent variable) is the \log_e of the number of pups (historical and herein reported data) in the breeding seasons and x (independent variable) is time (years); r is the slope and the finite rate is calculated by $\lambda = e^r$ (Caughley and Birch 1971, Caughley 1977).

Relative abundance during 2014

The relative abundance (RA) was calculated for the most abundant categories of each species during the 2014 samplings: $RA = C_{x,i}/n_i$, where $C_{x,i}$ is the number of animals in category x counted in census i and n_i is the total number of animals (all categories included) counted in the census.

A χ^2 test was performed to identify significant differences in CSL and NES abundance during different breeding seasons and throughout 2014.

24 de febrero de 2015, en relación con el número total de hembras adultas que llegaron al ASB durante toda la temporada reproductiva, fue de 13.68%. Puesto que García-Aguilar (2004b) estimó que 76% de todas las hembras del ASB tienen crías, se calculó el número total de crías a partir de esa proporción. El tamaño mínimo de la colonia se calculó, de forma conservadora, como la suma de la producción de crías más el número total de hembras adultas (ambos según los criterios de García-Aguilar [2004b]) más el resto de las categorías (machos adultos y subadultos).

Análisis de tendencias para ambas especies

Se usaron los conteos históricos de las crías de LMC (Lowry y Maravilla-Chávez 2005, García-Aguilar *et al.* 2013) y EMN (Álvarez-Coronado 2003, García-Aguilar 2004a) para determinar las tendencias de ambas colonias. Se calculó la tasa intrínseca de incremento (r) mediante regresión lineal, donde y (variable dependiente) es el \log_e del número de crías (datos históricos y documentados aquí) en las temporadas de reproducción y x (variable independiente) es el tiempo (años); r es la pendiente y la tasa finita se calcula como $\lambda = e^r$ (Caughley y Birch 1971, Caughley 1977).

Abundancia relativa durante 2014

La abundancia relativa (AR) se calculó para las categorías más abundantes de cada especie durante los muestreos de 2014: $AR = C_{x,i}/n_i$, donde $C_{x,i}$ es el número de animales de la categoría x enumerados en el censo i y n_i es el número total de animales (incluyendo todas las categorías) contados en el censo.

Se realizó una prueba χ^2 para identificar las diferencias significativas en la abundancia de LMC y EMN durante las diferentes temporadas de reproducción y a lo largo de 2014.

RESULTADOS

Lobos marinos de California en el archipiélago San Benito

La mayor abundancia de LMC se registró en julio de 2012 (7,501 individuos), julio de 2013 (8,859 individuos) y julio de 2014 (7,136 individuos). Con base en los criterios de Le Boeuf *et al.* (1983) y Bonnell y Ford (1987), la abundancia de LMC para cada julio fue de 9,420, 10,164 y 8,022 individuos, respectivamente. Estos valores difirieron significativamente de año a año ($\chi^2 = 257$, g.l. = 2, $P < 0.05$).

Durante 2014, los censos de LMC se realizaron cada dos o tres meses: a principios de febrero, mayo, julio, septiembre y diciembre. El mayor número de LMC se registró en julio, seguido por septiembre, diciembre, febrero y mayo (tablas 1, 2). Se observaron diferencias significativas entre los diferentes meses de 2014 ($\chi^2 = 5,345$, g.l. = 4, $P < 0.05$).

Table 1. Abundance of California sea lions (*Zalophus californianus*) per age and sex classes at San Benito Archipelago during 2012–2014: AM, adult males; SM, subadult males; F, adult females; J, juveniles; P, pups; M, miscellaneous.

Tabla 1. Abundancia del lobo marino de California (*Zalophus californianus*) por clases de edad y sexo en el archipiélago San Benito durante 2012–2014: AM, machos adultos; SM, machos subadultos; F, hembras; J, juveniles; P, crías; M, misceláneos.

Survey date	AM	SM	F	J	P	M	Total
31 July–12 August 2012 (breeding season)	214	180	2,710	586	3,429	382	7,501
6–14 February 2013	8	137	1,210	101	2,035	185	3,672
2–11 July 2013 (breeding season)	540	195	3,530	298	3,944	352	8,859
4–13 February 2014	6	57	1,086	94	1,373	180	2,796
30 April–5 May 2014	2	57	729	45	979	70	1,882
30 June–6 July 2014 (breeding season)	411	339	2,861	320	2,902	303	7,136
11–4 September 2014	3	87	1,437	249	3,538	408	5,722
5–9 December 2014	0	80	1,080	117	2,531	160	3,968

Table 2. Correction factor (Le Boeuf *et al.* 1983, Bonnell and Ford 1987) for California sea lion (*Zalophus californianus*) adult females and pups during the breeding seasons (2012–2014).

Tabla 2. Factor de corrección (Le Boeuf *et al.* 1983, Bonnell y Ford 1987) para hembras adultas y crías de lobo marino de California (*Zalophus californianus*) durante las temporadas de reproducción (2012–2014).

Class	July 2012	July 2013	July 2014
Adult females	2,710/*4,173	3,530/*4,342	2,861/*3,519
Pups	3,429/*3,885	3,944/*4,437	2,902/*3,130

Uncorrected/*corrected data

RESULTS

California sea lions at San Benito Archipelago

The highest abundance of CSLs was recorded in July 2012 (7,501 individuals), July 2013 (8,859 individuals), and July 2014 (7,136 individuals). Based on the criteria of Le Boeuf *et al.* (1983) and Bonnell and Ford (1987), the CSL abundance for each July was 9,420, 10,164, and 8,022 individuals, respectively. These values differed significantly from year to year ($\chi^2 = 257$, d.f. = 2, $P < 0.05$).

During 2014, the CSL census was performed every two to three months: in early February, May, July, September, and December. The greatest number of CSLs was registered in July, followed by September, December, February, and May (tables 1, 2). Significant differences in CSL abundance were found between different months in 2014 ($\chi^2 = 5,345$, d.f. = 4, $P < 0.05$).

The additional correction factor (McCann 1985, Boveng 1988, Lowry and Maravilla-Chávez 2005), applied only for the 2014 breeding season, gave as a result an abundance of 13,885 pups and a minimum colony size of 7,633 CSLs.

El factor de corrección adicional (McCann 1985, Boveng 1988, Lowry y Maravilla-Chávez 2005), aplicado sólo para la temporada de reproducción de 2014, dio como resultado una abundancia de 13,885 crías y un tamaño mínimo de la colonia de 7,633 individuos.

Abundancia relativa por clases de sexo y edad de lobos marinos de California durante 2014

En febrero de 2014, 49% de los LMC fueron crías y 39% fueron hembras adultas. En mayo de 2014, las crías y las hembras también predominaron (52% y 38%, respectivamente). Este patrón continuó en julio cuando la población total consistió principalmente de crías (40%) y hembras adultas (40%). En septiembre y diciembre de 2014, las crías representaron la mayor proporción de la colonia (62% y 64%, respectivamente), seguidas por las hembras (25% y 27%, respectivamente). Ninguna de las otras clases (machos adultos, machos subadultos y juveniles) conformaron más del 8% de la colonia.

Elefantes marinos del norte en el archipiélago San Benito

Las mayores abundancias de EMN se registraron durante las temporadas de reproducción de 2013 ($n = 2,293$), 2014 ($n = 1,930$) y 2015 ($n = 1,633$). Se encontraron diferencias significativas entre los diferentes años ($\chi^2 = 129.7$, g.l. = 2, $P < 0.05$).

A diferencia de los LMC, los EMN estuvieron poco representados en el verano de tanto 2012 ($n = 251$) como 2013 ($n = 210$) (tabla 3). Durante 2014, la abundancia fue mayor en mayo ($n = 3,050$), disminuyó fuertemente en julio ($n = 168$) y aumentó de nuevo en septiembre ($n = 481$) y diciembre ($n = 620$) (tabla 3). Se observaron diferencias significativas de la abundancia de EMN entre los diferentes meses de 2014 ($\chi^2 = 4,689.8$, g.l. = 4, $P < 0.05$).

Table 3. Abundance of northern elephant seals (*Mirounga angustirostris*) per age and sex classes at San Benito Archipelago during 2012–2015: AM, adult males; SM, subadult males; F, adult females; J, juveniles; P, pups; M, miscellaneous.**Tabla 3.** Abundancia del elefante marino del norte (*Mirounga angustirostris*) por clases de edad y sexo en el archipiélago San Benito durante 2012–2014: AM, machos adultos; SM, machos subadultos; F, hembras; J, juveniles; P, crías; M, misceláneos.

Survey date	AM	SM	F	J	P	M	Total
31 July– 2 August 2012	3	108	6	134	0	0	251
6–14 February 2013 (breeding season)	111	28	650	0	1,504	0	2,293
2–11 July 2013	3	173	0	29	0	5	210
4–13 February 2014 (breeding season)	69	76	688	0	1,097	1	1,930
30 April–5 May 2014	0	24	340	2,686	0	0	3,050
30 June–6 July 2014	2	93	0	55	0	18	168
11–14 September 2014	0	17	7	439	0	0	463
5–9 December 2014 (breeding season*)	45	67	264	189	54	1	620
17–24 February 2015 (breeding season)	59	93	275	0	1,205	0	1,633

* Beginning of the breeding season

Relative abundance by sex and age classes of California sea lions during 2014

In February 2014, 49% of the CSLs were pups and 39% were adult females. In May 2014, pups and females predominated (52% and 38%, respectively). The pattern continued in July, with the total population consisting mainly of pups (40%) and adult females (40%). In September and December 2014, pups made up the greatest proportion (62% and 64%, respectively) of the colony, followed by females (25% and 27%, respectively). None of the other classes (adult males, subadult males, and juveniles) ever accounted for more than 8% of the colony.

Northern elephant seals at San Benito Archipelago

The highest NES abundances were found during the 2013 ($n = 2,293$), 2014 ($n = 1,930$), and 2015 ($n = 1,633$) breeding seasons. Significant differences in abundance were found between different years ($\chi^2 = 129.7$, d.f. = 2, $P < 0.05$).

In contrast to CSLs, NESs were poorly represented during the summer in both 2012 ($n = 251$) and 2013 ($n = 210$) (table 3). During 2014, the highest abundance ($n = 3,050$) was recorded in May, with a sharp decrease in July ($n = 168$), increasing again in September ($n = 481$) and December ($n = 620$) (table 3). Significant differences in NES abundance were found between different months during 2014 ($\chi^2 = 4,689.8$, d.f. = 4, $P < 0.05$).

Based on the criteria of Rothery and McCann (1987) and García-Aguilar (2004b), a total of 2,010 adult females and 1,528 pups were estimated during the 2015 breeding season (17–24 February). The minimum colony size was 3,690 individuals.

Con base en los criterios de Rothery y McCann (1987) y García-Aguilar (2004b), se calculó un total de 2,010 hembras adultas y 1,528 crías durante la temporada reproductiva de 2015 (17 a 24 de febrero). El tamaño mínimo de la colonia fue de 3,690 individuos.

Abundancia relativa por sexo y clase de edad de elefantes marinos del norte durante 2014

En el invierno (febrero de 2014), las crías representaron 57% de la colonia de EMN y las hembras adultas 35%. En febrero también se registraron machos adultos y subadultos (7%). Los juveniles fueron los más abundantes en mayo de 2014 (88%). La menor abundancia se registró en julio cuando sólo machos y juveniles conformaron la colonia. En septiembre de 2014, los juveniles representaron 95% de la colonia. En diciembre, las hembras representaron casi la mitad de la colonia (43%), seguidas por juveniles (30%), machos adultos y subadultos (18%) y crías recién nacidas (9%).

DISCUSIÓN

Lobo marino de California

Se registró una abundancia de 7,136–8,859 individuos durante la temporada de reproducción del LMC, lo que sugiere que alrededor de 10% de la población de la costa oeste de Baja California habita el ASB. Estudios previos realizados en la zona registraron abundancias similares durante la temporada de reproducción: 7,790 en 2000 (Hernández-Camacho y Auriolos-Gamboa 2000) y 5,489 en 2007 (Pablo 2009). De los diferentes años estudiados aquí, 2013 y 2014 son los más comparables ya que en ambos años fue posible recolectar datos en fechas similares, durante la temporada

Relative abundance by sex and age classes of northern elephant seals during 2014

In winter (February 2014), the majority of the NES colony was composed of pups (57%), followed by adult females (35%). Adult and subadult males were also present in February (7%). Juveniles were the most abundant in May 2014 (88%). The population was at its lowest number during July, composed only of males and juveniles. In September 2014, the majority of the colony was composed of juveniles (95%). In December, females made up almost half of the population (43%), followed by juveniles (30%), adult and subadult males (18%), and newborn pups (9%).

DISCUSSION

California sea lion

We recorded an abundance of 7,136–8,859 CSLs during their breeding season, suggesting that around 10% of the Baja California west coast population inhabits SBA. Prior studies in the area reported similar breeding season abundances of 7,790 in 2000 (Hernández-Camacho and Auriol-Gamboa 2000) and 5,489 in 2007 (Pablo 2009). Of the different years examined here, 2013 and 2014 are the most comparable because we were able to collect data during similar dates for each year, within the breeding season. Relative to 2013, we observed a decline in CSL abundance in July 2014, particularly in terms of pups and adult females. It is difficult to determine the cause of this decline, but we hypothesize that the large-scale (2,000 km wide and 100 m deep) warming (1–4 °C above normal) event that occurred in the Pacific Ocean in fall 2013 and again in spring 2014 caused a decrease in primary productivity and the subsequent prey availability (Kintisch 2015). Other researchers have reported females spending more time at sea and higher pup mortality during other warming events (Auriol-Gamboa and Le Boeuf 1991). This Pacific warming has influenced prey availability (e.g., offshore sardine spawning) and it has been linked to record CSL mortality rates at southern California rookeries in 2013 and 2014 (NOAA Fisheries 2014).

Based on historical countings of CSL pups (Lowry and Maravilla-Chávez 2005, García-Aguilar *et al.* 2013) and our data (table 4), the SBA rookery showed an annual increase of 4.3% between 1989 and 1999 ($r = 0.0421$, $R^2 = 0.18$, $P = 0.35$); however, a negative trend (–1.93%) ($r = -0.0191$, $R^2 = 0.44$, $P = 0.23$) was found during recent years (2000–2014). Since these variations were not significant, this rookery was catalogued as “stable”. Since its status could eventually change, it is important to keep tracking this scenario over the next years.

Intra-annual variation

The abundance of the CSL colony fluctuated throughout 2014; variations were mainly regulated by the number of

reproductiva. En comparación con 2013, la abundancia de LMC disminuyó en julio de 2014, particularmente la abundancia de crías y hembras adultas. Es difícil determinar la causa de esta disminución; sin embargo, una hipótesis es que el calentamiento (1–4 °C arriba de lo normal) de gran escala (2,000 km de ancho y 100 m de profundidad) que ocurrió en el océano Pacífico en el otoño de 2013 y de nuevo en la primavera de 2014 provocó una disminución de la productividad primaria y la subsecuente disponibilidad de presas (Kintisch 2015). Durante otros eventos de calentamiento se ha observado que hembras pasan más tiempo en el mar y que la tasa de mortalidad de las crías es mayor (Auriol-Gamboa y Le Boeuf 1991). Este calentamiento del océano Pacífico ha influenciado la disponibilidad de presas (e.g., desove de sardina en sitios alejados de la costa) y se ha vinculado a altas tasas de mortalidad de LMC en loberas del sur de California en 2013 y 2014 (NOAA Fisheries 2014).

Con base en datos históricos de las crías de LMC (Lowry y Maravilla-Chávez 2005, García-Aguilar *et al.* 2013) y nuestros datos (tabla 4), la colonia del ASB mostró un aumento anual de 4.3% entre 1989 y 1999 ($r = 0.0421$, $R^2 = 0.18$, $P = 0.35$); sin embargo, en años recientes (2000–2014), se observa una tendencia negativa (–1.93%) ($r = -0.0191$, $R^2 = 0.44$, $P = 0.23$). Ya que estas variaciones no fueron significativas, la colonia se catalogó como “estable”, pero este estado podría cambiar eventualmente y es importante seguir monitoreando esta tendencia durante los siguientes años.

Variación intraanual

La abundancia de la colonia de LMC varió a lo largo de 2014; las variaciones estuvieron reguladas principalmente por el número de crías recién nacidas y de hembras adultas. El número más alto de LMC se registró durante la temporada de reproducción (verano), cuando la mayoría de los animales se encuentran en tierra. Durante este periodo, las hembras adultas dan a luz entre finales de mayo y mediados de julio. El comienzo de la época de crías también explica la baja abundancia previa de hembras en mayo, cuando muchas hembras todavía se encuentran en el mar buscando alimento antes de parir. En verano, las crías recién nacidas permanecen en tierra o cerca de la costa durante sus primeros meses de vida y los machos adultos se encuentran en sus territorios de reproducción o patrullando los alrededores (Peterson y Bartholomew 1967, Le Boeuf *et al.* 1983). Los machos adultos estuvieron ausentes o fueron escasos a lo largo del año excepto en julio cuando la razón de hembras a machos fue de 12.7:1 (2012), 6.5:1 (2013) y 7:1 (2014). Estas razones son típicas de sistemas de apareamiento poligínico y son similares a los documentados para California (7–10:1) (Peterson y Bartholomew 1967) y el golfo de California (6:1 y 11:1) (García-Aguilar y Auriol-Gamboa 2003a).

Los machos adultos inician su migración al finalizar la temporada de reproducción (Odell 1975), lo que explica su ausencia fuera del verano, mientras que las hembras adultas

Table 4. Historical counts of California sea lion (*Zalophus californianus*) pups at the San Benito Archipelago.**Tabla 4.** Censos históricos de crías de lobo marino de California (*Zalophus californianus*) en el archipiélago San Benito.

Breeding season	Pups	Reference
1989	2,134	Lowry and Maravilla-Chávez (2005)
1990	2,848	Lowry and Maravilla-Chávez (2005)
1992	1,229	Lowry and Maravilla-Chávez (2005)
1993	1,445	Lowry and Maravilla-Chávez (2005)
1995	2,370	Lowry and Maravilla-Chávez (2005)
1997	3,037	Lowry and Maravilla-Chávez (2005)
1999	3,047	Lowry and Maravilla-Chávez (2005)
2000	4,823	Lowry and Maravilla-Chávez (2005)
2008	3,768	García-Aguilar <i>et al.</i> (2013)
2012	3,885	This work
2013	4,437	This work
2014	3,130	This work

newborn pups and the influx of adult females. The highest number of CSLs was recorded during the breeding season (summer), when most animals are on land. During this period, adult females give birth between late May and mid-July. The onset of pupping also explains the prior low abundance of females at the rookery in May, when a large number of females are still at sea, gathering resources ahead of the pupping season. In summer, newborn pups stay on land or near the shore for the first few months of life, and adult males are found in their reproductive territories or patrolling nearby (Peterson and Bartholomew 1967, Le Boeuf *et al.* 1983). Adult males were absent or scarce all year round except in July, when the ratio of adult female to male was 12.7:1 (2012), 6.5:1 (2013), and 7:1 (2014). These ratios are typical of polygynous mating systems and are similar to those reported in California (7–10:1) (Peterson and Bartholomew 1967) and the Gulf of California (6:1 and 11:1) (García-Aguilar and Aurióles-Gamboa 2003a).

Adult males begin their migration once the breeding season is over (Odell 1975), which explains their absence outside the summer season, while adult females displayed a high site fidelity during the same period of time. Subadult males represented a small percentage of the population year round, their abundance increasing from February to July, when the highest number was recorded. This pattern is the opposite in the southern Gulf of California, where young males are scarce in summer and more abundant from September to January, when they reach their peak abundance (Aurióles-Gamboa *et al.* 1983). This difference between the southern Gulf and SBA may support the hypothesis that some subadult males from sites off the west coast of Baja California enter the Gulf and spend the subsequent months in that area (Aurióles-Gamboa *et al.* 1983).

mostraron una alta fidelidad al sitio durante el mismo periodo de tiempo. Los machos subadultos representaron un pequeño porcentaje de la población a lo largo del año y aumentaron en número de febrero a julio cuando se registró la mayor abundancia. En el sur del golfo de California sucede lo contrario ya que los machos jóvenes son escasos en verano y más abundantes de septiembre a enero cuando se registra la mayor abundancia (Aurióles-Gamboa *et al.* 1983). Esta diferencia entre el sur del golfo y el ASB apoya la hipótesis de que algunos machos subadultos de sitios en la costa occidental de Baja California ingresan al golfo y permanecen los siguientes meses en el área (Aurióles-Gamboa *et al.* 1983).

El número de crías fue consistentemente mayor que el número de hembras adultas. Esto se puede atribuir a que debido a su estrategia de alimentación, es imposible contar todas las hembras en tierra. El periodo de lactancia del LMC es largo, de 12+ meses, durante el cual las hembras alternan su cuidado maternal con viajes de alimentación en el mar (Antonelis *et al.* 1990).

Las crías no cuentan con una capa gruesa de grasa que sirva como reserva energética y necesitan ingerir cantidades grandes de leche. Conforme crecen, sus reservas energéticas y su habilidad de ayunar aumentan (García-Aguilar y Aurióles-Gamboa 2003b), permitiéndoles a las hembras realizar viajes de alimentación más largos y reducir el tiempo que permanecen en tierra. Conforme avanza la temporada, las crías se vuelven más activas hasta aventurar mar adentro (Peterson y Bartholomew 1967), dando lugar a una mortalidad elevada de crías alrededor de los seis meses de edad (Aurióles-Gamboa y Sinsel 1988). Estos factores podrían explicar la disminución de la abundancia de tanto hembras adultas como crías fuera de la temporada de reproducción, registrándose la menor abundancia en mayo.

The number of pups was consistently larger than the number of adult females. This is due to their foraging strategy, which makes it impossible to count all females on land. The CSL presents a long lactation of 12+ months in which females alternate their maternal care with foraging trips at sea (Antonelis *et al.* 1990).

The pups do not have a thick layer of fat to serve as an energy reserve and therefore need to ingest large amounts of milk. As the pups grow, their energy reserves increase as does their ability to fast (García-Aguilar and Aurióles-Gamboa 2003b), offering females the possibility of making longer foraging trips and reducing the time they spend on land. As the season progresses, pups wander more until finally venturing out to sea (Peterson and Bartholomew 1967), resulting in high pup mortality around the sixth month of age (Aurióles-Gamboa and Sinsel 1988). These factors together may explain the decline in the abundance of both adult females and pups outside the breeding season, with the lowest counts being recorded in May.

Northern elephant seal

The winter abundance of NESs was similar to or greater than that reported in previous studies. Hernández-Camacho and Aurióles-Gamboa (2000) reported 1,900–2,170 individuals, while Pablo (2009) counted approximately 2,400. Our summer count is similar to that reported by Maravilla-Chávez and Lowry (1996), who counted 331 individuals in early August. Although speculative, the 2014 warming may be linked to the decline in newborns in 2014 and 2015 relative to 2013. However, based on previous studies (Álvarez-Coronado 2003, García-Aguilar 2004a) and our data (table 5), the NES colony at SBA has shown a significant annual trend of -3.2% ($r = -0.0318$, $R^2 = 0.76$, $P < 0.02$) over the last 15 years, placing this colony under a “declining” status. Since this trend has prevailed for more than a decade it may not be accurate to relate it to recent oceanographic anomalies.

The NES breeding season begins in December and ends in February (Scheffer 1958, Le Boeuf and Mate 1978, Le Boeuf *et al.* 2011). In December we did not register a large number of animals on land; the main classes observed were pregnant females and juveniles, followed by the first newborns ($n = 54$), as well as some adult and subadult males. In February we counted more individuals, particularly adult females and newborn pups ($n = 1,004$ – $1,504$), as well as adult males patrolling their harems, which is typical of their polygynous mating system (Le Boeuf and Laws 1994). The number of adult females in 2015 was relatively low, perhaps because the field trip was conducted closer to the end of the NES breeding season when several females had already initiated their post-breeding migration following the 25–28 day lactation period (Le Boeuf and Laws 1994). Pups are weaned abruptly and their mothers return to sea to forage before returning to land to molt during late spring (Le Boeuf and

Table 5. Previous counts of northern elephant seal (*Mirounga angustirostris*) pups at the San Benito Archipelago.

Tabla 5. Censos previos de crías de elefante marino del norte (*Mirounga angustirostris*) en el archipiélago San Benito.

Breeding season	Pups	Reference
2000/01	1,831	Álvarez Coronado (2003)
2001/02	1,673	García-Aguilar (2004a)
2002/03	2,044	García-Aguilar (2004a)
2012/13	1,504	This work
2013/14	1,097	This work
2014/15	1,205	This work

Elefante marino del norte

En invierno, la abundancia del EMN fue similar o mayor que lo documentado anteriormente. Hernández-Camacho y Aurióles-Gamboa (2000) observaron 1,900–2,170 individuos, mientras que Pablo (2009) contó aproximadamente 2,400. Nuestro censo para el verano es similar a lo encontrado por Maravilla-Chávez y Lowry (1996), quienes contaron 331 individuos a principios de agosto. Aunque especulativo, se puede vincular el calentamiento de 2014 a la disminución de crías recién nacidas en 2014 y 2015 en relación con 2013. No obstante, con base en estudios previos (Álvarez-Coronado 2003, García-Aguilar 2004a) y nuestros datos (tabla 5), la colonia de EMN en el ASB ha mostrado una tendencia anual de -3.2% ($r = -0.0318$, $R^2 = 0.76$, $P < 0.02$) durante los pasados 15 años, por lo que se cataloga esta colonia como “en declive”. En vista de que esta tendencia ha prevalecido durante más de una década, podría no ser preciso relacionarla a anomalías oceanográficas recientes.

La temporada de reproducción del EMN inicia en diciembre y finaliza en febrero (Scheffer 1958, Le Boeuf y Mate 1978, Le Boeuf *et al.* 2011). En diciembre, no registramos un gran número de animales en tierra. Las principales categorías observadas fueron hembras preñadas y juveniles, seguidos por las primeras crías recién nacidas ($n = 54$), así como algunos machos subadultos y adultos. En febrero se contó un mayor número de individuos, principalmente hembras y crías recién nacidas ($n = 1,004$ – $1,504$), así como machos adultos patrullando sus harenes, lo cual es típico de animales poliginicos (Le Boeuf y Laws 1994). En 2015 se registró un número relativamente bajo de hembras adultas, posiblemente porque el censo se realizó hacia el final de la temporada de reproducción del EMN cuando varias hembras ya habían iniciado su migración después del periodo de lactancia de 25–28 días (Le Boeuf y Laws 1994). Las crías son destetadas de forma abrupta y sus madres regresan al mar para buscar alimento antes de volver a tierra para mudar a finales de la primavera (Le Boeuf y Laws 1994, Le Boeuf *et al.* 2000). Las crías destetadas permanecen en tierra durante ~2.5 meses antes de aventurar mar adentro (Le Boeuf *et al.* 1994, Thorson y LeBoeuf 1994). La gran diferencia entre el

Laws 1994, Le Boeuf *et al.* 2000). Weaned pups remain on land for ~2.5 months before venturing out to sea (Le Boeuf *et al.* 1994, Thorson and LeBoeuf 1994). The large difference between the number of adult females and pups during the breeding season is due to the fact that we recorded these data when the pups were still on the island but some mothers had already started their migration.

The operational sex ratio (F:M) varied during different breeding seasons: 5.8:1 in 2013, 9.9:1 in 2014, and 4.7:1 in 2015. An earlier study carried out at SBA and Cedros Island in 1999 and 2000 reported a ratio of 4:1 and 4.6:1, respectively (Hernández-Camacho and Auriolles-Gamboa 2000). An uncertain number of adult females had already began their migration at this time of the breeding season, which was close to the end, leading to a subestimation of these ratios.

Intra-annual variation

The moment when most NES were counted was not during the breeding season but in May when the vast majority of the individuals on land were juveniles born the previous winter (2014) or a few years earlier; the remainder were adult females returning from their post-breeding migration. As reported by Le Boeuf and Laws (1994), adult females and some juveniles congregate on the islands to molt in late spring, whereas adult and subadult males and juveniles undertake their molting in summer after returning from their post-breeding migration (adult males), which lasts about four months (Stewart and DeLong 1994, Le Boeuf *et al.* 2000). Thus, in July adult and subadult males and juveniles represented the majority of individuals on the archipelago. After molting, adult females and then adult males undertake their second migration, which lasts eight months and four months, respectively (Le Boeuf *et al.* 2000). Juveniles from Año Nuevo Island, California, make two foraging trips per year, each one lasting around five months (Le Boeuf and Laws 1994, Le Boeuf *et al.* 1994). This behavior would explain the peak abundances of juveniles at SBA twice a year, in the spring (May) and fall (September), the same seasons during which abundance peaks have been observed on Año Nuevo Island (Le Boeuf *et al.* 1994).

This study is important not only for enhancing our current knowledge of these protected pinniped species, but also for connecting these data and interpretations to future (and past) surveys at this and other sites in Baja California. By broadening the geographic extent of the data on these species, our study provides solid evidence regarding temporal variations and an analysis on how these colonies in the southern limits of their distribution resemble their homologues at higher latitudes, where their highest overall abundances are observed and where most studies have been conducted. More censuses are necessary in order to determine long-term abundance changes of these or similar species in Mexico, which frequently inhabit protected areas that must be constantly monitored in order to ensure their proper conservation.

número de hembras adultas y crías durante la temporada reproductiva se debe a que nosotros registramos estos datos cuando las crías permanecían en tierra pero algunas madres ya habían iniciado su migración.

La proporción sexual operacional (H:M) varió durante las diferentes temporadas de reproducción: 5.8:1 en 2013, 9.9:1 en 2014 y 4.7:1 en 2015. La razón obtenida en un estudio previo realizado en el ASB y la isla de Cedros en 1999 y 2000 fue 4:1 y 4.6:1, respectivamente (Hernández-Camacho y Auriolles-Gamboa 2000). Un número incierto de hembras adultas ya había comenzado su migración cerca del final de la temporada reproductiva y esto podría haber llevado a la subestimación de estas razones.

Variación intraanual

La mayoría de los EMN no se contaron durante la temporada de reproducción, sino más bien en mayo cuando la mayoría de los individuos en tierra eran juveniles nacidos en el invierno anterior (2014) o unos pocos años antes; los demás individuos eran hembras adultas regresando de su migración después de la temporada postreproductiva. Las hembras adultas y algunos juveniles se congregan en las islas para mudar (como ha sido señalado por Le Boeuf y Laws 1994), mientras que los machos adultos, subadultos y juveniles realizan la muda en verano después de regresar de su migración postreproductiva (machos adultos) que dura alrededor de cuatro meses (Stewart y DeLong 1994, Le Boeuf *et al.* 2000). Por lo tanto, en julio los machos adultos, subadultos y juveniles representaron la mayoría de los individuos en el archipiélago. Después de mudar, las hembras adultas y luego los machos adultos realizan su segunda migración, la cual dura ocho y cuatro meses, respectivamente (Le Boeuf *et al.* 2000). Los juveniles de la isla de Año Nuevo, California, realizan dos viajes de alimentación al año y cada uno dura alrededor de cinco meses (Le Boeuf y Laws 1994, Le Boeuf *et al.* 1994). Este comportamiento explicaría las abundancias máximas de juveniles en el ASB dos veces al año, en primavera (mayo) y otoño (septiembre), las mismas temporadas en que se han registrado picos de abundancia en la isla de Año Nuevo (Le Boeuf *et al.* 1994).

Este estudio es importante no sólo por mejorar nuestro conocimiento de estas especies de pinnípedos protegidos, sino también por conectar estos datos y estas interpretaciones con estudios pasados y futuros en este y otros sitios de Baja California. Al ampliar la extensión geográfica de los datos de estas especies, nuestro estudio proporciona evidencia sólida de las variaciones temporales y un análisis de cómo estas colonias en el límite sur de su distribución se asemejan a sus homólogos a latitudes mayores, donde sus abundancias son mayores y donde se han realizado la mayoría de los estudios. Se requiere realizar más censos para entender los cambios de abundancia a largo plazo de estas especies y otras similares en México, que frecuentemente habitan áreas protegidas que requieren ser monitoreadas constantemente para asegurar su conservación adecuada.

ACKNOWLEDGMENTS

Financial support was provided by the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT, Mexico, grant number CB-181876). We thank the Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT, Mexico), through the Dirección General de Vida Silvestre, for granting us research permits SGPA/DGVS/11309/12 and 11744/13. We also thank Cooperativa Pesquera “Pescadores Nacionales de Abulón” from Cedros Island, for their support in the field. GF thanks Università Politecnica delle Marche (Ancona, Italy) and Campus World Project for the scholarship provided. FREV thanks the Instituto Politécnico Nacional for the support received through the Programa de Contratación por Excelencia. Finally, we thank the valuable contribution of the anonymous reviewers.

REFERENCES

- Álvarez-Coronado GC. 2003. Estructura y dinámica poblacional del elefante marino del norte (*Mirounga angustirostris*) en las islas San Benito, Baja California, México. BSc thesis, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, México, 79 pp.
- Angell O. 2014. Abundancia y estructura de las colonias de pinnípedos que habitan el Archipiélago San Benito, B.C., México, en el verano e invierno (2012–2013). BSc thesis, Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, México, 61 pp.
- Antonelis GA, Stewart BS, Perryman WF. 1990. Foraging characteristics of female northern fur seals (*Callorhinus ursinus*) and California sea lions (*Zalophus californianus*). Can. J. Zool. 68: 150–158.
- Aurioles-Gamboa D, Sinsel F. 1988. Mortality of California sea lion pups at Los Islotes, Baja California Sur, Mexico. J. Mammal. 69: 180–183.
- Aurioles-Gamboa D, Le Boeuf BJ. 1991. Effects of the El Niño 1983 on the California sea lion population in Mexico. In: Trillmich F, Ono K (eds.), Pinnipeds and El Niño: Responses to Environmental Stress. Springer-Verlag, New York, pp. 112–118.
- Aurioles-Gamboa D, Zavala G. 1994. Ecological factors that determine distribution and abundance of the California sea lion *Zalophus californianus* in the Gulf of California. Cienc. Mar. 20: 535–553.
- Aurioles-Gamboa D, Sinsel F, Fox C, Alvarado E, Maravilla O. 1983. Winter migration of subadult male California sea lions (*Zalophus californianus*) in the southern part of Baja California. J. Mammal. 64: 513–518.
- Aurioles-Gamboa D, Elorriaga-Verplancken FR, Hernández-Camacho CJ. 2010. The current status of Guadalupe fur seal (*Arctocephalus townsendi*) on the San Benito Islands, Mexico. Mar. Mammal Sci. 26: 402–408.
- Berta A, Sumich JL, Kovacs KM. 2006. Marine Mammals: Evolutionary Biology. Elsevier, 547 pp.
- Bonnell DJ, Ford RG. 1987. California sea lion distribution: A statistical analysis of aerial transect data. J. Wildl. Manage. 51: 13–20.
- Boswall J. 1978. The birds of the San Benito Islands, Lower California, Mexico. Bristol Ornithol. 11: 23–30.
- Boveng P. 1988. Status of the northern elephant seal population along the U.S. West coast. National Marine Fisheries Service Center Administrative Report LJ-88-05. SWFC, La Jolla, CA.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT, México, proyecto número CB-181876). Agradecemos a la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT, México), a través de la Dirección General de Vida Silvestre, el otorgamiento de los permisos SGPA/DGVS/11309/12 y 11744/13. También agradecemos a la Cooperativa Pesquera “Pescadores Nacionales de Abulón” de la isla de Cedros el apoyo brindado en el campo. GF agradece la beca otorgada por la Università Politecnica delle Marche (Ancona, Italia) y Campus World Project. FREV agradece el apoyo del Instituto Politécnico Nacional a través del Programa de Contratación por Excelencia. Finalmente, agradecemos la valiosa contribución de los revisores anónimos.

Traducido al español por Christine Harris.

- Carretta JV, Forney KA, Muto MM, Barlow J, Baker J, Hanson B, Lowry MS. 2007. U.S. Pacific marine mammal stock assessments: 2006. Technical memorandum NOAA-TM-NMFS-SWSC.
- Caughley G. 1977. Analysis of Vertebrate Populations. John Wiley, The Blackburn Press, London, 234 pp.
- Caughley G, Birch LC. 1971. Rate of increment. J. Wildl. Manage. 35: 658–663.
- Condit R, Le Boeuf BJ, Morris PA, Sylvan, M. 2007. Estimating population size in an asynchronous aggregation: A model and test with elephant seals counts. Mar. Mammal Sci. 23: 834–855.
- Elorriaga-Verplancken FR, Aurióles-Gamboa D, Newsome SD, Martínez-Díaz S. 2013. $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ values in dental collagen as a proxy for sex and age variation in foraging strategies of California sea lions. Mar. Biol. 160: 641–652.
- Galimberti F, Sanvito S. 2001. Modeling female haul-out in southern elephant seals (*Mirounga leonina*). Aquat. Mamm. 27: 92–104.
- García-Aguilar MC. 2004a. Demografía y ecología de la conducta del elefante marino del norte (*Mirounga angustirostris*) en las Islas San Benito, Mexico. PhD thesis, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, México, 148 pp.
- García-Aguilar MC. 2004b. Breeding biology of the northern elephant seal (*Mirounga angustirostris*) at the Isla San Benito del Oeste, Eastern Pacific, Mexico. Aquat. Mamm. 30: 289–295.
- García-Aguilar MC, Aurióles-Gamboa D. 2003a. Breeding season of the California sea lion (*Zalophus californianus*) in the Gulf of California, Mexico. Aquat. Mamm. 29: 67–76.
- García-Aguilar MC, Aurióles-Gamboa D. 2003b. Maternal care in the California sea lion R Los Islotes, Gulf of California, Mexico. Cienc. Mar. 29: 573–583.
- García-Aguilar MC, Gutiérrez-García D, de la Cueva H. 2013. Terrestrial habitat segregation between the Guadalupe fur seal (*Arctocephalus townsendi*) and the California sea lion (*Zalophus californianus*) at Islas San Benito, Mexico. Aquat. Mamm. 39: 54–60.
- Hernández-Camacho C, Aurióles-Gamboa D. 2000. Estudios sobre el estado de las poblaciones de pinnípedos de las islas San Benitos y Cedros, Baja California. Informe Final de Investigación, CICIMAR-IPN, La Paz, BCS, México, 46 pp.

- Junak SA, Philbrick R. 1999. Flowering plants of the San Benito Islands, Baja California, Mexico. Proceedings of the 5th California Islands Symposium. Santa Barbara Museum of Natural History, Santa Barbara, California, pp. 235–246.
- Kintisch E. 2015. “The Blob” invades Pacific, flummoxing climate experts. *Science* 348: 17–18.
- Le Boeuf BJ, Mate BR. 1978. Elephant seals colonize additional Mexican and Californian islands. *J. Mammal.* 59: 621–622.
- Le Boeuf BJ, Laws RM. 1994. Elephant seals: An introduction to the genus. In: Le Boeuf BJ, Laws R (eds.), *Elephant Seals: Population Ecology, Behaviour and Physiology*. University of California Press, California, pp. 1–26.
- Le Boeuf BJ, Aurióles-Gamboa D, Condit R, Fox C, Gisiner R, Romero R, Sinsel F. 1983. Size and distribution of the California sea lion population in Mexico. *Proc. Calif. Acad. Sci.* 43: 77–85.
- Le Boeuf JB, Morris P, Reiter J. 1994. Juvenile survivorship of northern elephant seals. In: Le Boeuf BJ, Laws R (eds.), *Elephant Seals: Population Ecology, Behaviour and Physiology*. University of California Press, California, pp. 121–136.
- Le Boeuf BJ, Crocker DE, Costa DP, Blackwell SB, Webb PM, Houser DS. 2000. Foraging ecology of northern elephant seals. *Ecol. Monogr.* 70: 353–382.
- Le Boeuf BJ, Richard R, Condit R, Morris PA, Reiter J. 2011. The northern elephant seal (*Mirounga angustirostris*) rookery at Año Nuevo: A case study in colonization. *Aquat. Mamm.* 37: 486–501.
- Lowry MS, Maravilla-Chávez O. 2005. Recent abundance of California sea lions in western Baja California, Mexico, and the United States. In: Garcelon DK, Schwemm CA (eds.), *Proceedings of the 6th California Islands Symposium*, Ventura, California, pp. 485–497.
- Lowry MS, Condit R, Hatfield B, Allen SG, Berger R, Morris PA, Le Boeuf BJ, Reiter J. 2014. Abundance, distribution, and population growth of the northern elephant seal (*Mirounga angustirostris*) in the United States from 1991 to 2010. *Aquat. Mamm.* 40: 20–31. <http://dx.doi.org/10.1578/AM.40.1.2014.20>
- Maravilla-Chávez MO, Lowry MS. 1996. Censos de pinnípedos en islas de la costa occidental de la península de Baja California, México (Julio/Agosto 1992). *Cienc. Pesq.* 13: 73–77.
- McCann ST. 1985. Size, status, and demography of southern elephant seal (*Mirounga leonina*) populations. In: Ling JK, Bryden MM (eds.), *Studies of Sea Mammals in South Latitudes*. South Australian Museum, Northfield, pp. 1–17.
- NOAA Fisheries. 2014. FAQs on the 2013 California Sea Lion UME Investigation. [accessed 15 March 2015]. http://www.nmfs.noaa.gov/pr/health/mmume/casealion2013_investigation.htm.
- Odell DK. 1975. Breeding biology of the California sea lion, *Zalophus californianus*. *Rapp. P.-v. réun. Cons. Int. Explor. Mer* 169: 374–378.
- Pablo RN. 2009. Amplitud, nivel y superposición trófica de los pinnípedos de Islas San Benito, B.C.S, México. MSc thesis, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR-IPN), La Paz, México, 110 pp.
- Peterson RS, Bartholomew GA. 1967. The natural history and behavior of the California sea lion. *American Society of Mammalogists, Special Publication* 1: 79.
- Reiter J, Panken KJ, Le Boeuf BJ. 1981. Female competition and reproductive success in northern elephant seals. *Anim. Behav.* 29: 670–687.
- Rothery P, McCann ST. 1987. Estimating pup production of elephant seals at South Georgia. *Symp. Zool. Soc. Lond.* 58: 211–223.
- Scheffer VB. 1958. Seals, sea lions and walruses. A review of the Pinnipedia. Stanford University Press, Stanford, California, 179 pp.
- Steward SB, De Long RL. 1994. Postbreeding foraging migrations of northern elephant seals. In: Le Boeuf BJ, Laws R (eds.), *Elephant Seals: Population Ecology, Behaviour and Physiology*. University of California Press, California, pp 49–61.
- Stewart BS, Yochem RK, Huber HR, DeLong RL, Jameson RJ, Sydeman WJ, Allen SG, Le Boeuf BJ. 1994. History and present status of northern elephant seals. In: Le Boeuf BJ, Laws R (eds.), *Elephant Seals: Population Ecology, Behaviour and Physiology*, University of California Press, California, pp. 29–48.
- Szteren D, Aurióles-Gamboa D. 2013. Trace elements in bone of *Zalophus californianus* from the Gulf of California: A comparative assessment of potentially polluted areas. *Cienc. Mar.* 39: 303–315. <http://dx.doi.org/10.7773/cm.v39i3.2268>
- Szteren D, Aurióles-Gamboa D, Gerber LR. 2006. Population status and trends of the California sea lion (*Zalophus californianus californianus*) in the Gulf of California, Mexico. In: Trites AW, Atkinson SK, DeMaster DP, Fritz LW, Gelatt TS, Rea LD, Wynne KM (eds.), *Sea Lions of the World*. Alaska Sea Grant College Program, Fairbanks, pp. 369–384.
- Thorson PH, Le Boeuf BJ. 1994. Developmental aspects of diving on northern elephant seal pups. In: Le Boeuf BJ, Laws R (eds.), *Elephant Seals: Population Ecology, Behaviour and Physiology*. University of California Press, California, pp. 271–289.

Received June 2015,
accepted October 2015.