



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



EVALUACIÓN DE LA MORTALIDAD DEL LOBO
MARINO DE CALIFORNIA *Zalophus californianus*
EN ISLA MAGDALENA B.C.S. MÉXICO.

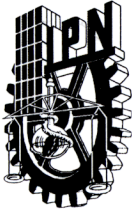
TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS
EN
MANEJO DE RECURSOS MARINOS

PRESENTA:

BIÓL. HANIEL ASCENCIO ESTRADA

LA PAZ, B. C. S, MÉXICO, DICIEMBRE 2010.



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 25 del mes de Noviembre del 2010 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis titulada:

“EVALUACIÓN DE LA MORTALIDAD DEL LOBO MARINO DE CALIFORNIA

***Zalophus californianus* EN ISLA MAGDALENA, B.C.S., MÉXICO”**

Presentada por el alumno:

ASCENCIO

Apellido paterno

ESTRADA

materno

HANIEL

nombre(s)

Con registro:

B	0	8	1	2	4	8
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante de:

MAESTRIA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR LA DEFENSA DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISION REVISORA

Directores de Tesis

DR. DAVID AURIOLES GAMBOA

Director de Tesis

DRA. CLAUDIA JANETL HERNÁNDEZ CAMACHO

Director de Tesis

DR. JOSÉ DE LA CRUZ AGÜERO

DR. SERGIO FRANCISCO MARTÍNEZ DÍAZ

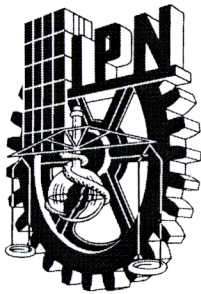
MC. FELIPE NERI MELO BARRERA

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES

DR. RAFAEL CERVANTES DUARTE



**IPN
CICIMAR
DIRECCION**



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 26 del mes Noviembre del año 2010
el (la) que suscribe BIOL. HANIEL ASCENCIO ESTRADA alumno(a) del
Programa de MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS
con número de registro B081248 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS
manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:
DR. DAVID AURIOLES GAMBOA y DRA. CLAUDIA JANETL HERNÁNDEZ CAMACHO
y cede los derechos del trabajo titulado:

"EVALUACIÓN DE LA MORTALIDAD DEL LOBO MARINO DE CALIFORNIA

Zalophus californianus EN ISLA MAGDALENA, B.C.S., MÉXICO"

al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste, puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: haniel95@hotmail.com - dgamboa@ipn.mx - jcamacho@ipn.mx

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

BIOL. HANIEL ASCENCIO ESTRADA

nombre y firma

AGRADECIMIENTOS.

Los agradecimientos para un trabajo como este, son una de las cosas más difíciles de hacer, debido a que llegan a mi mente personas y más persona que de una u otra manera, pusieron un poco de su tiempo en este trabajo y la verdad es que no quisiera pasar por alto a ninguna y si por alguna razón sucediera de antemano les pido disculpas y les doy las gracias.

Agradezco al Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR-IPN), por brindarme la oportunidad de continuar con mi formación académica a nivel maestría y un profundo agradecimiento a todo el personal que en el labora ya que siempre recibí un buen trato y disposición de cada uno de ellos.

También al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo otorgado a través del programa de becas de posgrado para realizar mis estudios, así como también al Programa Institucional de Formación de Investigadores (PIFI) por los apoyos brindados, y a la Comisión de Operación y Fomento de Actividades Académicas (COFAA) por el apoyo a congresos y por la Beca Tesis.

A mis directores de tesis el Dr. David Auriolles Gamboa quien me abrió las puertas de su laboratorio y a la Dra. Claudia J. Hernández Camacho, gracias por darme la oportunidad de ser su alumno. A ambos les agradezco sus enseñanzas, asesoramientos, interés y ayuda durante todo el proceso en la realización de esta tesis, también por sus valiosas lecciones en todo momento, por enseñarme a hacer las cosas con calidad. Mi más sincero agradecimiento.

De igual manera al comité revisor conformado por el M. en C. Felipe Neri Melo Barrera, Dr. José De la Cruz Agüero, Dr. Sergio Martínez Díaz y al Dr. Francisco Javier García Rodríguez gracias por su amable disposición, oportunos comentarios y sugerencias.

A mis compañeros del Laboratorio de Ecología de Pinnípedos Fernando, Diego, Mónica, Jimena, Tatiana, Sandra, Ligia, Sebastián, Karina, Maricela y Marjorie por la amistad brindada, las experiencias compartidas, sus conocimientos, sugerencias y contribuciones que hicieron en este trabajo.

A mis compañeros del Modulo de Posgrado, quienes me brindaron su amistad y pusieron su granito de arena durante la terminación de este trabajo.

Al LCP. Humberto Ceseña, jefe del Departamento de Servicios Escolares Educativos, por su generosa ayuda y paciencia con todos los trámites necesarios para mi ingreso al posgrado y durante el transcurso del mismo.

Un profundo agradecimiento al señor Victor de La Toba y familia quien me ofreció su amistad y todas sus enseñanzas en campo.

A todas las personas que me brindaron su amistad, abrieron las puertas de sus casas, por su apoyo, consejos, explicarme cosas que no entendía, tenerme paciencia y pasar muy buenos ratos.

A mis compañeros de casa, que son como de mi familia, Pablo David, Vainilla, Mónica Nurenskaya y Eliasib, gracias por su amistad y ratos muy agradables.

Gracias a Eliasib Sanchez Villalobos por ser parte de mi vida, apoyarme en todo, ser mi compañera en este camino de la biología y estar en los momentos de alegrías así como también en los momentos más difíciles de mi vida.

A mis padres Nelson Ascencio N. y Benita Estrada C. y a mi hermana quienes a pesar de los momentos difíciles nunca me dejaron "Varado" y que han sufrido mis contratiempos más que yo, que han hecho todo lo que se les ha ocurrido para decirme que no importa lo que pase, están conmigo. Gracias por ser mi apoyo, mi fuerza y mil gracias a DIOS por permitirme llegar hasta este punto de mi vida y yo sé que me llevara más lejos.....

“El agradecimiento es la parte principal de un hombre de bien”

*“Todo debe hacerse lo más simple
Posible, pero no más sencillo”*

Albert Einstein

INDICE.

Lista de tablas	I
Lista de figuras	II
Glosario.....	IV
Resumen.....	VI
1. Introducción.....	1
1.1. Historia de vida del lobo marino de california	2
2. Antecedentes.....	5
3. Justificación.....	9
4. Hipótesis.....	10
5. Objetivos.....	10
6. Área de estudio	11
7. Materiales y métodos.....	12
7.1 Estructura por sexo y edad de los animales varados en Isla Magdalena.....	12
7.1.1 Registro de animales varados	12
7.1.2 Estimación de la edad a partir del modelo de Von Bertalanffy.....	13
7.2. Estructura de edades esperada de individuos muertos empleando la tabla de vida	14
7.2.1 Censos en Isla Santa Margarita.....	15
7.3 Estimación del número de crías para verano 1986, 87 y 2000.....	16
7.4 Validación de la tabla de vida.....	17
7.5 Proyección de generaciones.....	18
7.6 Análisis estadístico.....	20
7.7 Proporción de animales enmallados y esfuerzo de pesca.....	20
7.7.1 Experimentos de lanzamiento y recuperación de bidones.....	20
8. Resultados	22
8.1 Varamientos en Isla Magdalena.....	22
8.2 Validación de la tabla de vida.....	24

8.3 Comparación entre la estructura de edad y sexo	
Observada (Isla Magdalena) y esperada (Isla Santa Margarita).....	25
8.4 Proporción de animales enmallados y esfuerzo de pesca.....	29
8.5. Experimentos de lanzamiento y recuperación de bidones.....	31
9. Discusión.....	32
9.1 Varamientos del lobo marino en Isla Magdalena.....	32
9.2 Mortalidad del lobo marino en Isla Magdalena.....	34
9.3 Comparación entre estructuras de edad y sexo observada (Isla Magdalena) y esperada (Isla Santa Margarita).....	35
9.4 Proporción de animales enmallados y esfuerzo de pesca.....	38
10. Conclusiones.....	41
11. Recomendación.....	41
12. Bibliografía.....	42
Anexos.....	49

.

LISTA DE TABLAS.

Tabla 1.- Tasas de supervivencia por categorías de edad de machos y hembras de lobo marino de California de la colonia de Los Islotes B.C.S., México (tomado de Hernández-Camacho <i>et al.</i> 2008a).....	19
Tabla 2.- Resultados de los experimentos de lanzado y recuperación de bidones en el área de isla Magdalena durante 2008 y 2009. La razón indica número de bidones lanzados/número de bidones recuperados.	31
Tabla 3.- Censos por categoría de edad realizados en Cabo San Lázaro (Auriolos-Gamboa, datos no publicados).....	38

LISTA DE FIGURAS.

Figura 1. Promedio mensual de lobos marinos censados en Isla Margarita y varados en Isla Magdalena (tomado de Mercuri, 2007).....	7
Figura 2. Variación mensual del número de varamientos de mamíferos marinos en la costa occidental de Isla Magdalena B.C.S. (tomado de Mercuri, 2007).....	8
Figura 3. Área de estudio. Ubicación de la playa occidental en Isla Magdalena BCS, con su límite sur en Cabo San Lázaro y ubicación de la colonia reproductora del lobo marino en Isla Santa Margarita	11
Figura 4. Ejemplares de lobos marinos varados por temporada en Isla Magdalena y tamaño de muestra utilizado.....	22
Figura 5. Variación promedio mensual y desviación estándar del número de varamientos de lobo marino en Isla Magdalena. Se combinaron 6 ciclos de muestreo 2003 al 2009.....	23
Figura 6. Proyecciones del modelo demográfico (líneas de colores) y censos de la colonia de Isla Santa Margarita (cuadros negros). Las barras verticales representan los intervalos de confianza para los años en que se estimaron los conteos (1986-87 y 2000).....	24
Figura 7. Distribuciones de edad de machos de lobo marino varados en la playa de Isla Magdalena (A) y esperada con base en la tabla de vida de la especie (B).....	26
Figura 8. Comparación entre la estructura de edad observada y la esperada transformada a proporciones para los machos de lobo marino de Isla Magdalena.....	27
Figura 9. Distribuciones de edad de hembras de lobo marino varadas en la playa de Isla Magdalena (A) y esperada con base en la tabla de vida de la especie (B).....	28

Figura 10. Comparación entre las estructuras de edad observada y la esperada transformadas a proporciones para las hembras de lobo marino de Isla Magdalena....	29
Figura 11. Porcentaje de lobos marinos varados en Isla Magdalena con daños corporales de origen antropogénico (2003-2009).....	30
Figura 12. Correlación entre el tamaño de la población de lobo marino en Isla Santa Margarita y los varamientos de la especie en Isla Magdalena (Tomado de Mercuri, 2007).....	33

GLOSARIO.

Antropogénico: Conjunto de factores generalmente negativos que causan una modificación del entorno natural, como consecuencia de obras u otras actividades humanas.

Cohorte: Conjunto de individuos de una población que comparten la experiencia, dentro de un determinado periodo temporal, de un mismo suceso.

Dimorfismo sexual: Diferencias fenotípicas marcadas entre machos y hembras de una misma especie.

Dispersión: Capacidad que tiene una población de colonizar nuevos hábitats por pequeños desplazamientos al azar de sus individuos, quienes se instalan en lugares un poco alejados del lugar en que fueron.

Estructura de edades: Número relativo de individuos de cada clase de edad en una población.

Enmalle: Toma lugar cuando un animal se enreda o queda atrapado en un arte de pesca, generalmente redes si logra liberarse puede llevarse consigo restos de la misma.

Filopatría: Cuando los individuos tienen a permanecer o regresar a su localidad natal.

Migración: Movimiento bidireccional de periodo regular en el cual los animales regresan al punto de origen.

Mortalidad: Tasa de muertes producidas en una población durante un tiempo dado, en general o por una causa determinada.

Pinnípedos: Del latín *pinna* (aleta) y *pedis* (pie). Grupo de mamíferos carnívoros acuáticos generalmente marinos que incluye a las focas, lobos marinos, lobos de pelo fino y morsas en los cuales las extremidades se presentan como aletas.

Poliginia: Sistema de apareamiento en donde un macho se aparea con más de una hembra durante la temporada reproductiva.

Tabla de vida: Tabulación que presenta los datos de mortalidad de una población o generación con respecto a la edad.

Varamiento: Es cuando cualquier mamífero marino no es capaz de valerse por sí mismo estando vivo o muerto y este es arrastrado a aguas someras y/o a tierra.

RESUMEN.

La costa occidental de Isla Magdalena en B.C.S., es sitio de numerosos varamientos de mamíferos marinos. La especie que se vara con más frecuencia es el lobo marino de California (*Zalophus californianus*). Se desconoce si las causas de estos varamientos, son reflejo natural de la dinámica poblacional de la zona o como en otras regiones, tengan relación con operaciones de pesca. Debido a la poca información de la conexión entre estos varamientos y la captura incidental en las pesquerías locales alrededor de Isla Magdalena, se plantearon dos objetivos principales: 1) determinar si la estructura de sexo y edad de los animales varados refleja la estructura de animales muertos esperada de acuerdo a la tabla de vida de la especie y 2) determinar la proporción de animales varados que presentan trauma asociado a la actividad pesquera. De cada animal varado, se obtuvo longitud total, sexo y si el individuo presentaba algún impacto antropogénico (marcas de red, orificio de bala, mutilación en aleta, traumatismos). La edad se calculó en función de la longitud total y el modelo de Von Bertalanffy ajustado para la especie. La edad máxima fue 18 y 25 años para machos y hembras respectivamente. Se obtuvieron dos estructuras de edades para cada sexo; la obtenida a partir de los animales varados (observada) y la de animales muertos estimada a partir de la tabla de vida para cada sexo (esperada). Se compararon ambas estructuras de edad y sexo, utilizando la prueba de Kolmogorov-Smirnov, encontrando diferencias estadísticas aunque a simple vista las estructuras fueron parecidas en ambos sexos. La diferencia estadística puede deberse a un desfase de aproximadamente un año entre la estructura observada y la estructura esperada en ambos sexos. Se observó que en individuos varados, las clases de edad más abundantes fueron hembras juveniles (n=87) y machos subadultos (n=201). Únicamente 1.5% de los individuos varados mostraron signos de enmalle. La mortalidad fue mayor en machos (n=507) que en hembras (n=174) y de los individuos varados en Isla Magdalena, es probable que la mayoría pertenezcan a la colonia reproductora más cercana (Isla Santa Margarita). La pesca no parece estar afectando en la dinámica de la población de *Zalophus californianus* que se encuentra en la costa occidental.

ABSTRACT.

The west coast of Magdalena Island BCS is a site with many marine mammal strandings. The animals most commonly stranded are California sea lions with 768 individuals stranded between June 2003 and June 2009. Due to the limited data on incidental bycatch by local fisheries, our study includes two main objectives: 1) to determine whether the sex and age structure of dead animals reflects the demographic model based on the life table of the species and 2) to determine the frequency of cases with trauma associated with fishing activities. Total length, sex, and injury status data were obtained for each animal. The age was calculated as a function of the total length and the Von Bertalanfy model for the species. The maximum age was 18 and 25 years old for males and females respectively. We obtained two age structures for each sex obtained from stranded animals (observed) and estimated from life tables for each sex (expected). To compare both age and sex structures, we used the Kolmogorov-Smirnov test. At first glance, the structures were similar but not statistically. The statistical difference may be due to a lag of approximately one year between the observed and expected structure in both sexes. It was observed that individuals stranded, the most abundant age classes were juvenile females (n = 87) and subadult males (n = 201), decreasing with age in both sexes. Only 1.5% of stranded individuals showed signs of gill, in addition, mortality was higher in males than females and individuals who were stranded on Isla Magdalena, most probably the nearest breeding colony (Isla Santa Margarita). Fishing does not seem to be affecting the population dynamics of *Zalophus californianus* located on the west coast.

1.-INTRODUCCION.

Los varamientos de mamíferos marinos son de gran interés desde el punto de vista científico ya que a partir de estos, es posible obtener información acerca del estado de salud e historia de vida de las poblaciones. La mayoría de los mamíferos marinos se encuentran en los niveles tróficos más altos y son considerados bio-monitores de cambios en la dinámica de los ecosistemas (Tabor *et al.*, 2004). Por lo tanto, la información que se obtiene de los individuos varados también es importante para evaluar las condiciones del ambiente (Geraci y Lounsbury, 1993).

La información que se obtiene a partir de individuos varados es diversa, como: tasas de reproducción, tasas de natalidad y mortalidad, longevidad, distribución, salud, estructura social, etc., la cual es difícil de obtener cuando los individuos se encuentran en su medio natural y es útil para diferentes disciplinas biológicas (Martín, 1991; Geraci y Lounsbury, 1993). La atención a varamientos ha generado información científica importante durante los últimos años; las primeras descripciones de mamíferos marinos se basaron en la observación y análisis de animales que llegaban muertos o heridos a las playas (Hofman, 1991; Geraci y Lounsbury, 1993).

En la costa occidental de la Península de Baja California se encuentra localizada Isla Magdalena, una zona donde se varan en promedio 192 mamíferos marinos por año (35% cetáceos y 65% pinnípedos). De este 65% de pinnípedos varados, el 87% son lobos marinos de California (*Zalophus californianus*), 9% foca de puerto (*Phoca vitulina*) y 3% elefante marino del norte (*Mirounga angustirostris*), de distintas clases de edad y sexo (Mercuri, 2007). El ritmo e intensidad de estos varamientos parece ser reflejo de la abundancia y mortalidad de mamíferos marinos en el área, que a su vez estaría relacionada con los pulsos de productividad del ecosistema marino adyacente aunque también se sospecha del enmalle y ahogamiento de animales en redes pesqueras (Mercuri, 2007).

Para el caso de *Z. californianus* se ha observado una estrecha relación entre la frecuencia mensual de varamientos y la fluctuación estacional en el tamaño de la población de Isla Santa Margarita (~2738 individuos, Auriolles, datos no publicados). Isla Santa Margarita es el único sitio reproductivo a 450 km a la redonda, localizándose a 86 km al sur de Isla Magdalena (Mercuri, 2007).

Aunque existe poca información sobre la interacción entre lobos marinos y la pesca artesanal en esa región, se cree que esa interacción puede ser relevante y encontrarse en aumento, debido a que cada año se varan lobos marinos con marcas de red, mutilación en aletas, heridas de bala y traumatismos (Mercuri, 2007).

Debido a esto, en el presente estudio se utilizó información de varamientos de lobos marinos de Isla Magdalena para determinar si el número y estructura de sexo y edad de los animales varados pueden ser explicados por el patrón de mortalidad (tabla de vida) de la especie (Hernández-Camacho, *et al.* 2008a). Y también para determinar el grado de interacción antropogénica entre lobos marinos y pesquerías en la región.

1.1 Historia de vida del lobo marino de California.

El lobo marino de California es el pinnípedo más abundante en México (Auriolles, 1988; Auriolles y Zavala, 1994), su rango de distribución abarca la Columbia Británica (Canadá) hasta las Islas Marías (México), presentando colonias numerosas en ambas costas de la península de Baja California (Peterson y Bartholomew, 1967; Auriolles y Zavala, 1994).

Su tamaño poblacional ha fluctuado notablemente durante las últimas cuatro décadas, lo cual está asociado a diferentes factores: A) la intensa explotación comercial que sufrió esta especie hasta inicios de 1970; B) la presencia de eventos de calentamiento de corta duración como El Niño, el cual afecta gravemente a este tipo de especies (Auriolles y Le Boeuf, 1991; Samaniego-Herrera, 1999); C) la interacción entre pesquerías y lobos marinos en dos modalidades: 1) biológica,

donde la extracción pesquera puede disminuir la disponibilidad de presas para el lobo marino y 2) operacional, donde el enmalle incidental en redes puede elevar la tasa de mortalidad de estas poblaciones. (Harcourt *et al.*, 1994; Zavala *et al.*, 1997; Auriolos *et al.*, 2003; Szteren *et al.*, 2006).

Un ejemplo de estas variaciones poblacionales es que a finales de los 1970's y principios de los 1980's, cerca del 60% (~90 mil individuos) de la población mundial del lobo marino de California se encontraba en aguas mexicanas, de estos el 65% se distribuía a lo largo de la costa occidental de Baja California y el resto dentro del Golfo de California (Le Boeuf *et al.*, 1983). Actualmente *Z. californianus* ha incrementado su tamaño poblacional, encontrándose el 67% de la población mundial en las costas de California E.U.A. (238 mil individuos) y el resto distribuido en las costas occidental de Baja California (24% ~87 mil individuos) y del Golfo de California (8.5% ~30 mil individuos) (Szteren *et al.*, 2006).

Este mamífero de la familia Otariidae se caracteriza por ser gregario, altamente poligínico y presentar un evidente dimorfismo sexual desde su nacimiento (Le Boeuf *et al.*, 1983). En la etapa adulta, los machos alcanzan 200-300 kg de peso y miden entre 2-2.5 m de largo, mientras que las hembras pesan entre 50-100 kg y miden entre 1.5-2 m. En los machos adultos se observa un cuello grueso y su cabeza esta coronada por una cresta sagital (Peterson y Bartholomew, 1967; Lluch-Belda, 1969; Le Boeuf *et al.*, 1983). Machos y hembras alcanzan la madurez sexual en promedio a los 5 años de edad, pero los machos son efectivamente reproductores hasta los 9 años cuando alcanzan la madurez física (~300 kg de peso). Las hembras adultas tienen una cría por temporada y extienden su capacidad reproductiva más allá de los 19 años (Hernández *et al.*, 2008a).

El periodo reproductivo a lo largo de su distribución, inicia a fines de mayo y termina en agosto (Peterson y Bartholomew, 1967; Bartholomew, 1970). El periodo de gestación es de aproximadamente 11 meses y presentan implantación del óvulo retardada. La proporción sexual al nacimiento es 1:1 (Peterson y Bartholomew, 1967; Auriolos-Gamboa y Zavala-González, 1994).

En cuanto a la lactancia, las hembras amamantan a la cría durante 4-5 días continuos (periodo perinatal) y posteriormente alternan esa actividad con viajes de alimentación cada 2-3 días (Antonelis *et al.*, 1990; García-Aguilar y Aurióles, 2003).

Las crías tienen una gran dependencia postnatal de las madres; el destete ocurre en promedio al año de edad, aunque se han observado juveniles de hasta 3 años lactando (Peterson y Bartholomew, 1970). Estudios isotópicos en dientes confirman que la lactancia en Baja California puede alargarse hasta 3 años (Newsome *et al.*, 2006; Elorriaga-Verplancken, 2009).

2. ANTECEDENTES.

Trabajos sobre varamientos de mamíferos marinos en el mundo han aportado información sobre la presencia o ausencia y distribución de las especies de mamíferos marinos (Geraci y Lounsbury, 1993). Algunas investigaciones sugieren que este evento es un reflejo de la dinámica poblacional de las especies y otras que estos varamientos pueden servir como indicadores de impactos ambientales y antropogénicos, derivados de la contaminación o del efecto de actividades pesqueras (Mead, 1979; Sergeant, 1982; Wiley *et al.*, 1995; Mercuri, 2007).

Un ejemplo de la relación entre la dinámica poblacional y varamientos es el realizado por Mead (1979), donde analizó 1078 registros de varamientos de cetáceos a lo largo de la costa este de Estados Unidos. Este autor encontró que el tamaño de una población de una especie dada en un área definida, así como su tasa de mortalidad contribuye directamente a la abundancia relativa de los registros de varamientos de la especie.

López *et al.* (2002) observaron y calcularon las tendencias en los varamientos y la captura incidental de mamíferos marinos en el noroeste de España. Estos autores encontraron que las migraciones estacionales de las diferentes especies concentraban una mayor densidad de organismos cerca de la costa en ciertas temporadas, y eso determina la abundancia de varamientos de cada especie. Además mencionan que las pesquerías del noroeste de España están sujetas a cambios estacionales asociados al número de organismos que resultan afectados por su actividad pesquera.

Por otra parte, también existen trabajos a nivel mundial sobre la interacción entre mamíferos marinos y la pesquería (Read *et al.*, 2006; Read y Murray, 2000), en México entre el 0.1 y 8 % de los animales en distintas colonias de lobo marino muestran señales de enmalle (cicatrices o restos de red en el cuello y cabeza), pero se sospecha que el porcentaje de individuos afectados por redes pesqueras es mayor al observado, debido a que una proporción desconocida de individuos no

pueden escapar de las redes y se ahogan (Harcourt *et al.*, 1994; Zavala *et al.*, 1997; Auriolles *et al.*, 2003). En la Isla San Pedro Nolasco, Son., durante 1995 y 2003, el 10% de la población de lobos marinos mostró marcas de enmalle incrementándose entre 1998-1999, que fue cuando también se registró un pico en la pesquería de tiburón en la región (Gallo-Reynoso 2003).

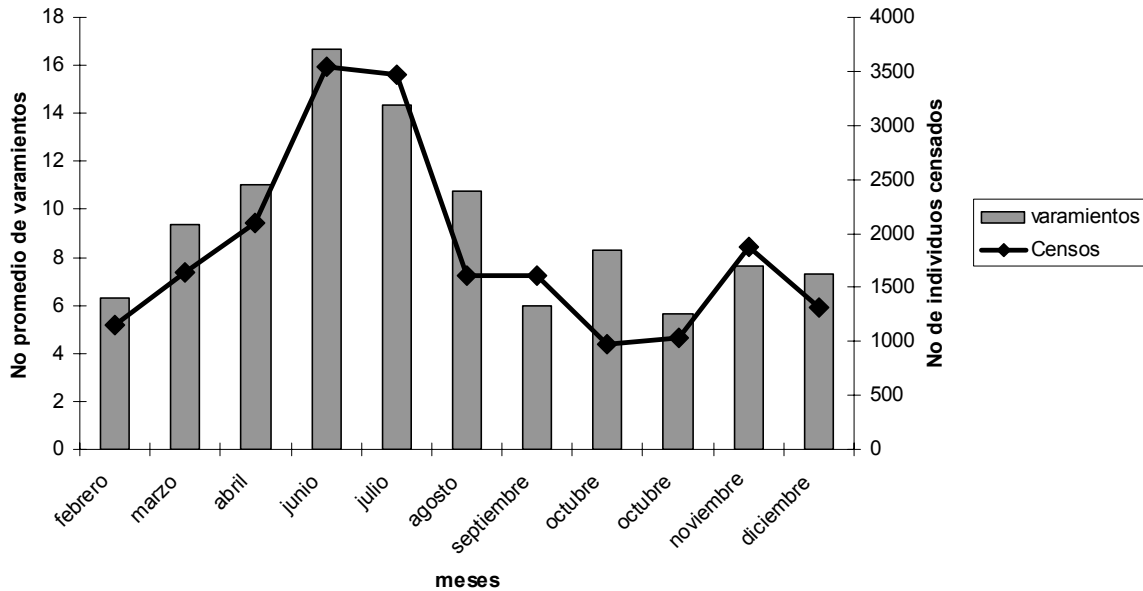
Estudios en Baja California Sur indican que entre 1998 y 2000, el 70-84% de la población con signos de enmalle eran hembras adultas en edad reproductiva (Auriolles *et al.*, 2003). Sin embargo, Elorriaga (2004) encontró que la estructura por sexo y edad, entre animales con y sin marca de enmalle, no fueron significativamente diferentes para la misma región.

En el litoral Oeste del Estado de Baja California Sur se encuentra el complejo lagunar Bahía Magdalena-Almejas, donde se localiza el puerto de Adolfo López Mateos, en donde la pesca artesanal es una actividad relevante en términos socio-económicos ya que se pesca langosta con trampas para los meses de diciembre a marzo, almeja dentro de los esteros de abril a junio, y peces de escama con redes agalleras y simpleras de fondo, de mayo a agosto. También se pesca sierra (*Scomberomorus sierra*), corvina (*Cynoscion parvipinnis*) y otras con redes de superficie. De septiembre a noviembre se pesca camarón con redes de arrastre tipo “chango”. La pesca de tiburón se realiza durante todo el año con cimbras y palangres (Casas-Valdez y Ponce-Díaz, 1996).

La pesca de pelágicos menores se lleva a cabo con redes de cerco y opera casi todo el año, incrementándose durante la época de mayor abundancia de sardina monterrey en la bahía, que se presenta entre abril y septiembre (Casas-Valdez y Ponce-Díaz, 1996).

De acuerdo con Mercuri (2007), el uso de redes agalleras en el área parece estar asociado al elevado porcentaje de lobos marinos y delfines con signos de enmalle y mutilación que se varan en la costa de Isla Magdalena. Esta autora encontró que entre julio 2003 y junio 2006, se vararon por lo menos 602 mamíferos

marinos, de los cuales 4% mostró señales de impacto antropogénico, así mismo, encontró una correlación positiva entre el número promedio de lobos marinos de la



colonia reproductora de Isla Santa Margarita y el número promedio de lobos marinos varados muertos en Isla Magdalena (Fig. 1) a lo largo del año.

Figura 1. Promedio mensual de lobos marinos censados en Isla Margarita y varados en Isla Magdalena (tomado de Mercuri, 2007).

Los varamientos en esta zona varían de manera estacional, registrándose incrementos en los meses de mayo a julio (Fig. 2), lo que coincide con la temporada de pesca con redes agalleras en la zona y la temporada de reproducción del lobo marino en la colonia de Isla Santa Margarita (Mercuri, 2007).

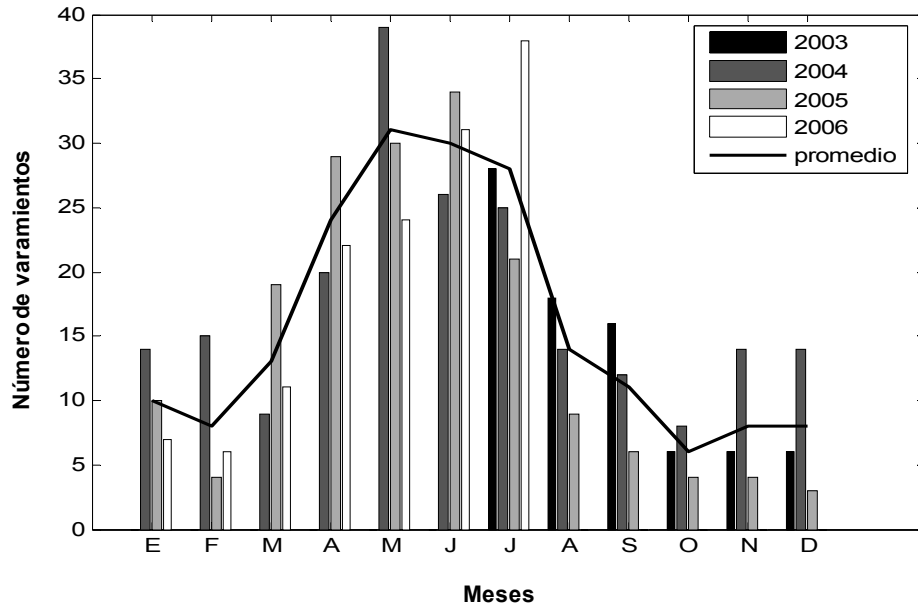


Figura 2. Variación mensual del número de varamientos de mamíferos marinos en la costa occidental de Isla Magdalena, B.C.S. (tomado de Mercuri, 2007).

3. JUSTIFICACION.

El lobo marino de California (*Zalophus californianus*) es uno de los mamíferos marinos más estudiados en México, sin embargo, poco se sabe sobre su tasa de mortalidad, tasa de crecimiento individual así como su interacción con las pesquerías, particularmente para las colonias de la costa Occidental de Baja California Sur.

En Isla Magdalena B.C.S., en los últimos 6 años (2003 al 2009) el 87% de los varamientos corresponden al lobo marino de California y se cree que este porcentaje es alto comparado con otras regiones del país, además se desconoce si el alto número de lobos marinos varados en esta zona es un reflejo de la interacción con las pesquerías locales o de que los individuos que mueren por causas naturales en la colonia más cercana (Isla Santa Margarita) o en alta mar son llevados por las corrientes a Isla Magdalena

Debido a lo anterior, la importancia de este trabajo radica en conocer las causas que generan está gran cantidad de individuos varados en Isla Magdalena, y determinar si este número alto de individuos y la estructura de sexo y edad de los animales varados pueden ser explicados por el patrón de mortalidad (tabla de vida) de la especie.

4. HIPOTESIS.

- La estructura por sexo y edad de animales varados en Isla Magdalena, corresponde a la estructura de sexo y edad de lobos marinos muertos en Isla Santa Margarita.

5. OBJETIVOS.

Objetivo general.

- Comparar la estructura por sexo y edad de los lobos marinos varados con la estructura de organismos muertos esperada de acuerdo a la tabla de vida de la especie.

Objetivos particulares.

1. Conocer la variación mensual e interanual de los varamientos de los lobos marinos en Isla Magdalena de 2003 a 2009.
2. Estimar la estructura por edad y sexo de los lobos marinos varados en Isla Magdalena en el mismo periodo de 2003 a 2009.
3. Estimar la estructura esperada de animales muertos con base en la tabla de vida de la especie y la producción de crías en Isla Santa Margarita.
4. Comparar la estructura de edad y sexo de animales muertos esperada con la estructura de animales varados en Isla Magdalena, B.C.S.
5. Estimar la proporción de individuos varados con signos de traumas asociados a la actividad pesquera del 2003 al 2009.

6. AREA DE ESTUDIO.

Isla Magdalena está situada en el litoral Oeste del Estado de Baja California Sur. Es una isla angosta, mayormente arenosa, de 56 km de extensión en la que es frecuente encontrar diferentes especies de mamíferos marinos varados. En la costa occidental de la isla y cerca de su extremo sur, se encuentra una punta rocosa denominada Cabo San Lázaro, donde existe una colonia de descanso de machos subadultos y adultos de lobo marino de California (Fig. 3). Esta colonia se encuentra a 86 km al norte de la colonia reproductora de Isla Santa Margarita.

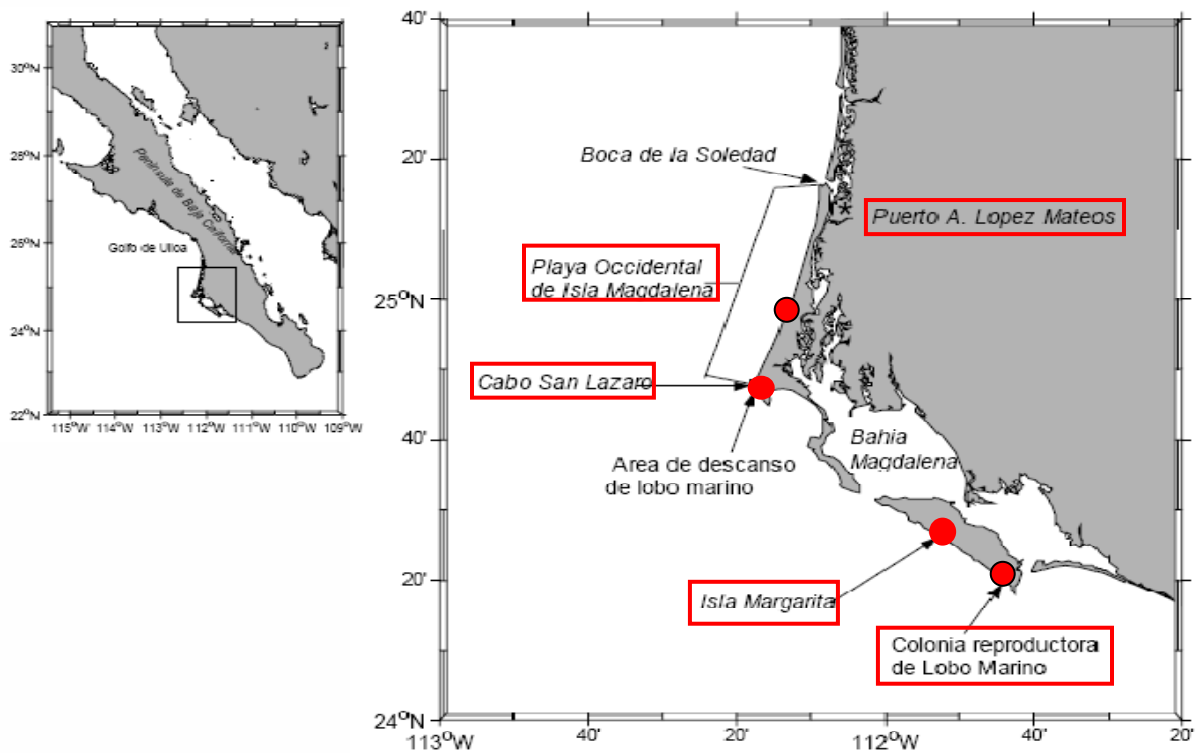


Figura 3. Área de estudio. Ubicación de la playa occidental en Isla Magdalena B.C.S., con su límite sur en Cabo San Lázaro y ubicación de la colonia reproductora del lobo marino en Isla Santa Margarita.

7. MATERIALES Y METODO.

Para llevar a cabo este estudio se utilizaron 3 series de datos: 1) Base de datos de animales varados en Isla Magdalena durante el periodo julio 2003 a julio 2009. 2) Censos históricos y actuales de la población de Isla Santa Margarita de 1970 (Le Boeuf *et al.*, 1983); 1981-1985 y 2009 (Aurioles-Gamboa datos no publicados); 1986 (Ramírez y Fleisher, 1986) y 1999 (Bautista, 2002). 3) La tabla de vida construida para la especie a partir de un análisis de marcado-recaptura realizado en la colonia reproductora de Los Islotes B.C.S. (Hernández Camacho *et al.* 2008b). (Anexo 1 muestra el esquema de organización de métodos que integran este estudio).

7.1 Estructura por sexo y edad de los animales varados en Isla Magdalena.

Para obtener la estructura por sexo y edad de los lobos marinos varados en Isla Magdalena, se registraron todos los organismos varados durante el periodo julio 2003- junio 2009, ya que el inicio y final de cada temporada va de julio a junio del año siguiente incluyendo la temporada reproductiva. A cada individuo se le determinó el sexo, categoría de edad y longitud total. Este último se utilizó para estimar la edad de los individuos de manera indirecta mediante el modelo de Von Bertalanffy, ajustado para la especie por Lluch-Belda (1970). A continuación se describe cada apartado de manera detallada.

7.1.1 Registro de animales varados.

Se realizaron recorridos semanales con un vehículo a lo largo de la playa occidental de Isla Magdalena. Los recorridos se efectuaron de manera ininterrumpida a lo largo del periodo de estudio. Durante cada recorrido, se registraron todos los lobos marinos varados a lo largo de la playa y se anotaron las condiciones observadas en cada caso. Para evitar la repetición en el conteo y registro de datos, cada animal fue marcado con pintura y se anotó su localización geográfica mediante GPS.

El sexo de los organismos se determinó a partir de características sexuales secundarias como la presencia y altura de la cresta sagital en el cráneo, la cual es muy evidente en los machos y prácticamente inexistente en las hembras adultas (Orr *et al.*, 1970). Se asignó la clase de edad (cría, juvenil, subadulto o adulto) a la que pertenecía. También se midió su longitud total (desde la punta de la cola a la punta de la nariz en una línea paralela al animal) y se registró cualquier tipo de lesiones (marca de red, mutilación de aletas, golpes o algún orificio de bala) (Anexo 2). En los casos donde no se pudo determinar el sexo y/o categoría de edad porque los organismos se encontraban en avanzado estado de descomposición, se colectaron los cráneos para revisarlos posteriormente en el laboratorio. Ya en el laboratorio, se utilizó el criterio de los dientes caninos (significativamente más largos en los machos que en las hembras) para determinar el sexo de los individuos inmaduros (1-4 años) (Lowry y Folk, 1990). Además, se tomaron fotografías de cada organismo varado.

7.1.2 Estimación de la edad a partir del modelo de Von Bertalanffy.

Aunque los individuos varados fueron clasificados por categorías de edad, fue necesario estimar la edad aproximada de cada organismo para obtener la estructura de edades de animales varados y determinar la frecuencia de edades para ambos sexos. El ajuste del modelo de crecimiento de Von Bertalanffy (Ecuación 1) para la especie por Lluch-Belda (1970) se hizo a partir de datos de longitud y sexo de 201 organismos (84 machos y 116 hembras) capturados en dos colonias del norte del Golfo de California (Lluch-Belda, 1969). Los algoritmos resultantes fueron los siguientes:

$$L_{(t)} = L_y * [1 - \exp(-K*(t-t_0))] \quad \text{Ecuación 1}$$

Siendo para

$$\text{Machos: } L_{(t)} = 239 * [1 - \exp(-0.231*(t-0.722))]$$

$$\text{Hembras: } L_{(t)} = 200 * [1 - \exp(-0.2173*(t-0.433))]$$

Donde:

$L(t)$ = Longitud a la edad t

L_y = Longitud máxima promedio

K = tasa de crecimiento

t = Edad

t_0 = Edad hipotética cuando la longitud es igual a cero

Se resolvió la ecuación matemáticamente para obtener la edad de cada individuo como sigue:

$$t = t_0 - \left(\frac{1}{K}\right) * \ln\left(1 - \left(\frac{L(t)}{L_y}\right)\right) \quad \text{Ecuación 2}$$

7.2. Estructura de edades de individuos muertos esperada empleando la tabla de vida.

La estructura de edades de animales muertos esperada, se obtuvo a partir de la proyección de distintas generaciones de crías de lobos marinos de la Isla Santa Margarita, de acuerdo al patrón de mortalidad por edad y sexo de la tabla de vida de la especie. La estructura de edades se refiere a la proporción de individuos de cada edad o clase de edad en una población. Para este análisis se utilizó el número de crías nacidas de cada temporada (Le Boeuf *et al.*, 1983; Ramírez y Fleisher, 1986; Bautista, 2002; Aurióles-Gamboa datos no publicados, y datos obtenidos en este estudio para el año 2009), desde 1985 para machos y 1978 para hembras. Se hizo de esta manera ya que en los machos la edad máxima registrada fue de 18 años mientras que para hembras fue de 25 años. Por lo tanto los machos de 19 años y las hembras de 26 años de edad encontrados en 2003 pertenecen a la cohorte 1984 y 1977 respectivamente. También se utilizó la tabla de vida construida a partir de datos del seguimiento de individuos marcados de 5 cohortes (1980, 1981, 1982, 1983 y 1984) nacidos en la colonia Los Islotes, B.C.S., y utilizando modelos de marcado-recaptura (Hernández-Camacho *et al.*, 2008a). Los Islotes B.C.S. está ubicada en el

sur del Golfo de California y su población ha aumentado en las últimas décadas (Szteren *et al.*, 2006). Para determinar si era válido utilizar la tabla de vida de Los Islotes para hacer predicciones sobre la población de Isla Santa Margarita, se proyectó la tendencia poblacional de esta última colonia usando un modelo de viabilidad poblacional demográfico basado en los parámetros de la tabla de vida. Las proyecciones del modelo demográfico se compararon con las tendencias observadas (censos históricos de Isla Santa Margarita) para definir la precisión de las estimaciones dentro de la nube de trayectorias modeladas.

7.2.1 Censos en Isla Santa Margarita.

Se conto con censos históricos y actuales de la temporada de verano (época reproductiva) y en general todas las temporadas del año de los años 1970 (Le Boeuf *et al.*, 1983), 1981-1985 y 2009 (Aurioles-Gamboa datos no publicados), 1986 (Ramírez y Fleisher, 1986) y 1999 (Bautista, 2002). Para los años 1986-87 y 2000 se contó con censos de todas las temporadas (otoño 1986, invierno 1986-1987 y primavera 2000) excepto verano. Tanto los censos históricos como los actuales, se realizaron desde tierra haciendo los recorridos a pie por la playa, a una distancia de aproximadamente 20 metros para no perturbar a los animales y evitar que se asusten y huyan al agua. Se contabilizaron con ayuda de binoculares todos los individuos que se encontraban en tierra así como en agua, agrupándolos por categorías de sexo y edad: crías, juveniles, hembras adultas, machos sub-adultos y machos adultos (Le Boeuf *et al.*, 1983; Aurioles y Le Boeuf, 1991; Zavala-González, 1994; Hernández-Camacho, 2001). Estos censos fueron utilizados para tres fines, 1) conocer el número de crías producidas cada año, 2) determinar si la estructura de la población se mantenía estable a través del tiempo y en función de esto utilizar las tasas de supervivencia de la tabla de vida de la especie y 3) compararlos visualmente con las proyecciones de la tendencia poblacional estimadas por el modelo de población viable.

7.3 Estimación del número de crías para los veranos 1986, 87 y 2000.

Para estimar el número de crías producidas en los años 1986-87 y 2000 fue necesario estimar primero el tamaño de la población total para los mismos años. Dado que se conoce la proporción que guarda el tamaño de la población de verano respecto a otras temporadas (verano vs. otoño 1983-1984, verano vs. invierno 1982-1985 y verano vs. primavera 1982-1985), fue posible estimar la población total de verano de los años para los que no se tenía esa información.

Se promediaron las proporciones por temporada (verano vs. primavera, vs. otoño y vs. invierno) y se calcularon sus respectivos intervalos de confianza. Se utilizaron las proporciones promedio para estimar la población total de verano.

El número de crías se obtuvo a partir de la población total estimada para el verano de esos años de acuerdo la estructura de edades observada en verano (28.4% del total de la población correspondió a crías) como (Ecuación 3).

$$C_x = \frac{n_{vx} * 28.4}{100} \quad \text{Ecuación 3}$$

Donde:

C_x = Número de crías esperado en el año x

n_{vx} = Total de la población esperada para verano del año x

28.4 = Proporción promedio de crías

Este cálculo se basó en la suposición de que la estructura de edades de la población no cambió significativamente durante el periodo considerado y por lo tanto la proporción de crías se mantuvo constante.

7.4 Validación de la tabla de vida.

Dado que no se conocen las tasas de mortalidad por categoría de edad y sexo para la población de Isla Santa Margarita, se utilizó la tabla de vida de otra población para estimar el número de individuos de cada edad y sexo que mueren cada año (Hernández-Camacho 2001); siempre y cuando ambas poblaciones tengan una dinámica similar y su estructura por categorías de sexo y edad se mantengan estables año con año.

Para determinar si la tabla de vida de Los Islotes B.C.S. podía utilizarse como “datos sustitutos” (Wenger, 2008) para predecir el crecimiento de la población de la Isla Santa Margarita, se construyó un modelo demográfico de dos sexos utilizando las tasas de natalidad y supervivencia específicas por edad para cada sexo estimadas para lobos marinos de Los Islotes B.C.S. (Hernández *et al.*, 2008 a y b) siguiendo la metodología utilizada por Hernández-Camacho (2009). Las tasas de natalidad para hembras de 5 a 10 años de edad no estuvieron disponibles para Los Islotes B.C.S., por lo que se usaron los valores de natalidad de un estudio realizado en hembras de la colonia San Miguel en California (Mellin, 2002). Se utilizaron las estimaciones de la colonia de San Miguel porque las tasas de natalidad para hembras mayores a 10 años en esa colonia son similares a las encontradas para hembras de la misma edad en Los Islotes B.C.S. (Hernández-Camacho *et al.*, 2008b).

El modelo asumió que la longevidad fue de 25 años para hembras y 18 años para machos (de acuerdo a la tabla de vida). El factor limitante de crecimiento poblacional fue el número de hembras con las que un macho podía aparearse y se simularon 200 replicas de proyección poblacional (Hernández-Camacho 2009). Las trayectorias poblacionales estimadas por el modelo demográfico se compararon con datos de censos anuales realizados en la Isla Santa Margarita (datos observados). La proyección se inició a partir de 1981 ($N_{\text{inicial}} = 1892$) que es cuando se realizó el primer censo y hasta 2009 (año del último censo). Se asumió que la población inicial tiene una estructura estable de edades (Hernández-Camacho, 2009).

7.5 Proyección de generaciones.

Cada cohorte (crías nacidas en Isla Santa Margarita desde 1977 para hembras y 1984 para machos) se proyectó en el tiempo de acuerdo a las tasas de supervivencia de la tabla de la vida para estimar el número de individuos de distintas edades (cohortes) y sexo que murieron durante los años 2003 a 2009 (años de muestreo de animales varados) y así construir la estructura de edades de animales muertos para esos años. Se espera que en esos años hayan muerto individuos de todas las clases de edad y sexo (aunque no todas las edades hayan sido encontradas en la playa) (Anexo 3).

Debido a que el primer censo en la Isla Santa Margarita se realizó en 1979 fue necesario estimar el número de crías hembra nacidas en años anteriores (1977 y 1978) debido a que no existen registros de censos para esos años. Este valor se obtuvo al promediar los censos de crías de los años para los que se tiene información, asumiendo que la proporción de crías se mantiene constante a lo largo del tiempo.

El patrón de supervivencia es diferente entre machos y hembras (Tabla 1) por lo que fue necesario dividir en dos grupos iguales el número total de crías de cada año/cohorte asumiendo que la proporción sexual al nacimiento del lobo marino es de 1:1 (Peterson y Bartholomew, 1967; Aurióles-Gamboa y Zavala-González, 1994). Cada grupo se proyectó utilizando las tasas de supervivencia respectivas de cada sexo y a partir de estos valores se calcularon el resto de las columnas de la tabla de vida, incluyendo el número de individuos muertos al inicio de cada edad (Anexo 3) (Ecuación 4):

$$d_x = n_x - n_{x+1} \quad \text{Ecuación 4}$$

Donde:

d_x = Número de individuos que mueren durante el intervalo de edad/categoría x a $x+1$

n_x = Número de individuos vivos al inicio de la edad/categoría x

Tabla 1.- Tasas de supervivencia por categorías de edad de machos y hembras de lobo marino de California de la colonia de Los Islotes B.C.S., México (tomado de Hernández-Camacho *et al.*, 2008b).

Categoría	Machos	Hembras
Crías (< 1 año)	0.752	0.753
Juveniles (1-4 años)	0.900	0.904
Subadultos (5-9 años)	0.904	0.970
Adultos (+ 10 años)	0.746	0.909

La estructura de edad de individuos muertos esperada se obtuvo a partir de los valores de d_x de todas las cohortes proyectadas para cada sexo (Anexo 4). Tanto en machos como en hembras se acumuló un elevado número de individuos en la última edad (18 y 25 años respectivamente) debido posiblemente a que usamos una tabla de vida estructurada por categorías de edad (crías, juveniles, subadultos y adultos) para calcular el número de individuos muertos por edad. Esto no significa que el número de individuos muertos en cada categoría de edad sea incorrecto, solamente la forma en que fueron agrupados en cada edad.

Para corregir este error, se redistribuyeron los individuos de acuerdo a la estructura de edades de animales muertos (d_x) de la tabla de vida empírica construida por Hernández-Camacho (2001). Esta tabla de vida se obtuvo a partir de los mismos animales marcados que se utilizaron para estimar las tasas de supervivencia por clases de edad (Hernández-Camacho *et al.*, 2008b), solo que en ese ejercicio no se aplicaron modelos de marcado-recaptura sino únicamente los registros de presencia/ausencia de los individuos.

7.6 Análisis estadístico.

Las estructuras de edades observadas de los organismos varados (Isla Magdalena) y esperadas (Isla Santa Margarita) para cada sexo, se compararon mediante una prueba no paramétrica de Kolmogorov-Smirnov, debido a que no se cumplieron los supuestos de normalidad en los datos. La prueba de Kolmogorov-Smirnov es de gran utilidad para comparar una muestra con una distribución teórica o si los datos se encuentran en categorías discretas como es el caso de nuestros datos (Zar, 1984). Los datos se transformaron a proporciones para comparar directamente las estructuras debido a las diferencias en el número de individuos en ambas estructuras para cada sexo. Dado que en la estructura de edades observada no se contó con registros de individuos de las edades 1 y 2 años para ambos sexos, no se consideraron al hacer la comparación estadística.

7.7 Proporción de animales enmallados y esfuerzo de pesca.

Para este muestreo, se efectuaron 2 salidas de campo de 3 días cada una durante la temporada de pesca que va de mayo-julio de 2008 y 2009. En estas salidas se acompañó a los pescadores en sus actividades diarias de pesca y se registró la presencia de animales alrededor de las pangas y en caso de ser enmallados-muertos se pretendía marcarlos con etiquetas para medir el tiempo que demoraban en llegar a la playa de Isla Magdalena. Sin embargo, no se encontraron organismos enmallados durante estas salidas, por lo tanto no se realizó el etiquetado ni el registro de datos de los organismos.

7.7.1 Experimentos de lanzamiento y recuperación de bidones.

Debido a que no se encontraron individuos enmallados, se realizaron 4 experimentos soltando 10 bidones a la deriva en cada experimento. Estos bidones se llenaron parcialmente de agua para simular un cuerpo semi-flotante semejante a como se observaría un lobo marino muerto. Cada bidón fue marcado con etiquetas de plástico, asignándoles un código específico y registrando su posición geográfica

con un GPS (modelo Garmin). Se soltaron desde la embarcación 3 bidones a 5 y 10 millas, y 4 bidones a 15 millas con respecto a la línea de costa de Isla Magdalena (rango donde se efectúa la mayor parte de la pesca artesanal con redes agalleras). Los bidones fueron lanzados desde en una embarcación tipo panga con motor fuera de borda durante los meses de agosto y noviembre del 2008, marzo y mayo del 2009.

Durante los recorridos sistemáticos en la playa, cada vez que se encontró un bidón marcado, se registró su posición con GPS, así como la fecha y la distancia recorrida desde su lanzamiento. Se estimó la tasa de recuperación de bidones con el fin de hacer inferencias sobre la posibilidad de que los lobos marinos enmallados flotantes lleguen a la zona de estudio.

Para medir el esfuerzo de pesca se realizaron encuestas a los pescadores del puerto de Adolfo López Mateos, ya que de aquí sale la mayoría de las embarcaciones de pesca en la zona (Fig. 3). En las entrevistas se recabó información sobre: tipo y número de redes, longitud de la red, tiempo de calado y el peso total del recurso capturado por temporada. También se realizó un censo estacional de las embarcaciones que pescan en la región de Isla Magdalena y que proceden de los puertos de San Carlos y López Mateos B.C.S, mediante conteos visuales en el puerto.

8. RESULTADOS.

8.1 Varamientos en Isla Magdalena.

La información obtenida de los varamientos de *Z. californianus*, fue organizada en función de la temporada reproductiva de la especie como evento que marca el inicio y final de cada temporada: de julio del 2003 a junio del 2004 y así sucesivamente, sumando de esta manera seis ciclos de muestreo.

El número total de lobos marinos varados registrados de julio del 2003 a junio del 2009 fue de 770. De estos se utilizaron 681 registros para construir la estructura de edades para ambos sexos, debido a que esos datos contaron con información confiable de sexo y edad. Las diferencias interanuales, en el número de varamientos mostraron que el ciclo en que ocurrieron la mayor cantidad de ellos fue 2007-2008, así como el de menor ocurrencia fue 2005-2006 (Fig. 4).

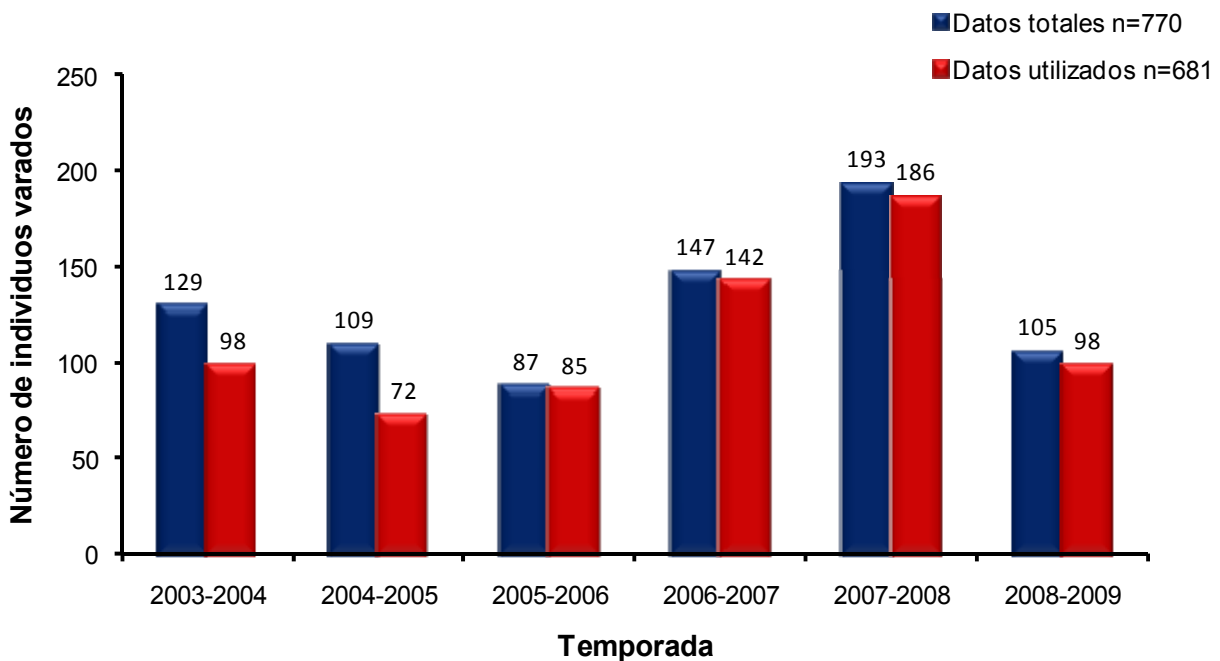


Figura 4. Ejemplares de lobos marinos varados por temporada en Isla Magdalena y tamaño de muestra utilizado.

En cada uno de los seis ciclos de muestreo se observó que en mayo se presentó la mayor frecuencia de varamientos (media = 22 ± 9.16) La tendencia de registros mensuales decrece gradualmente a partir de ese máximo hasta alcanzar su mínimo en el mes de octubre, donde también se observa la menor variabilidad en el valor promedio mensual (Fig. 5). El incremento en los registros de animales varados en la playa de Isla Magdalena ocurre un mes antes o semanas previas al inicio del periodo reproductivo.

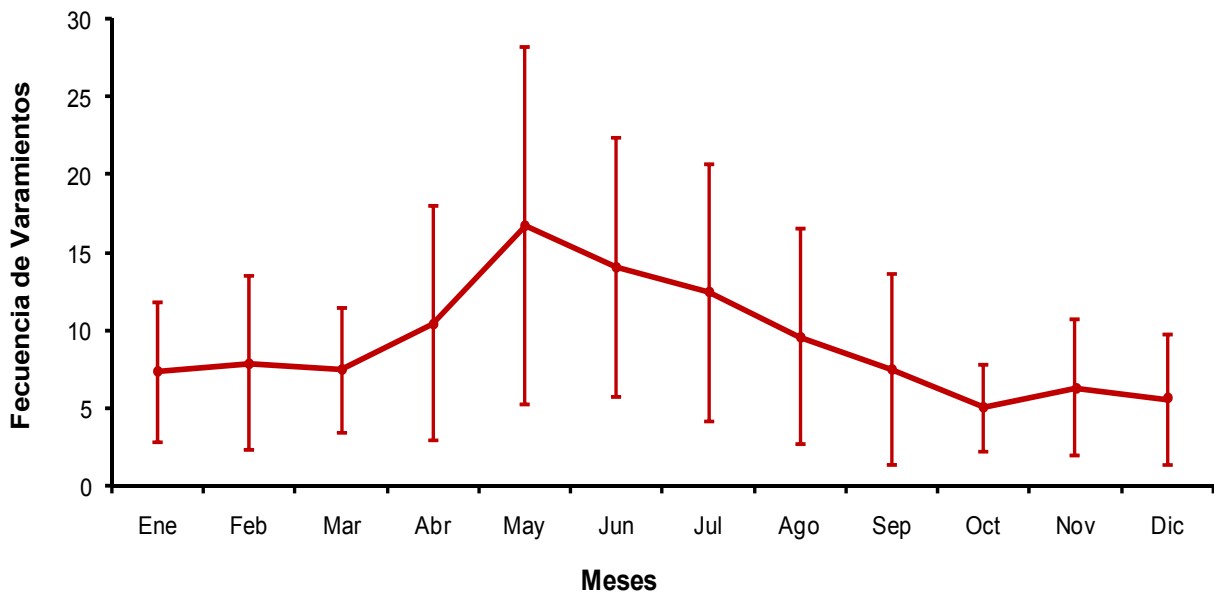


Figura 5. Variación promedio mensual y desviación estándar del número de varamientos de lobos marinos en Isla Magdalena. Se combinaron los 6 ciclos de muestreo de 2003 a 2009.

Al acumular el total de lobos marinos varados muertos en la isla Magdalena de los 6 ciclos de muestreo se observó una mayor presencia de machos ($n=507$) que de hembras ($n=174$). La cantidad de machos fue 2.9 veces mayor a la de hembras lo que resultó estadísticamente significativo ($X^2 = 163$ $p < 0.001$ $gl = 1$).

8.2 Validación de la tabla de vida.

Al comparar la tendencia poblacional observada con la proyectada por el modelo, se encontró que los censos se ubicaron dentro del intervalo de proyecciones poblacionales estimadas principalmente en los primeros años de estudio para los que se tiene un mayor número de censos (Fig. 6), sin embargo es recomendable contar con más datos para los últimos años para determinar con mayor precisión como se ajustan los censos.

De esta manera se corroboró que se puede utilizar la tabla de vida de la población de Los Islotes B.C.S, para realizar predicciones sobre la tendencia de crecimiento de Isla Santa Margarita y por lo tanto para estimar el número de lobos marinos que mueren cada año en esta colonia.

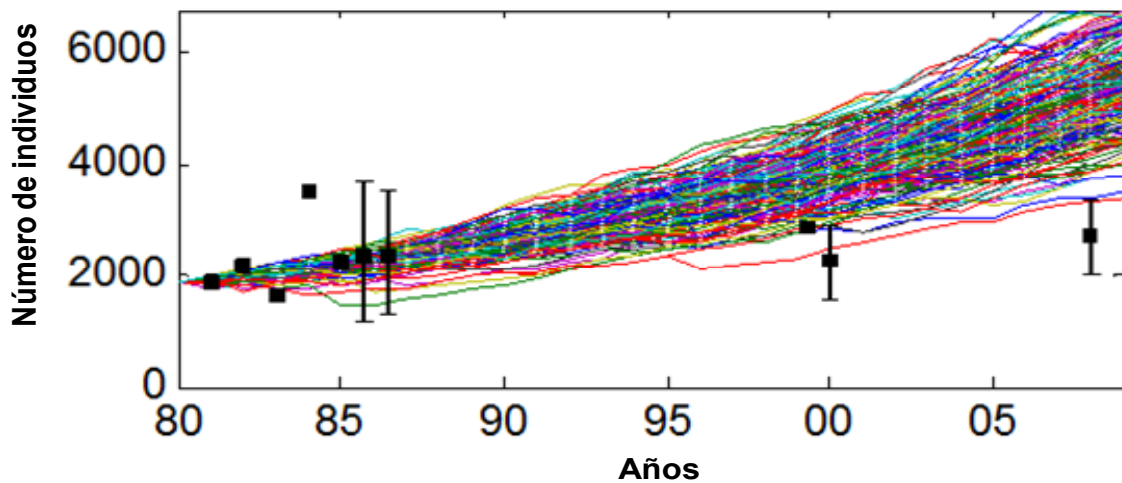


Figura 6.- Proyecciones del modelo demográfico (líneas de colores) y censos de la colonia de Isla Santa Margarita (cuadros negros). Las barras verticales representan los intervalos de confianza para los años en que se estimaron los conteos (1986-87 y 2000).

8.3 Comparación entre la estructura de edad y sexo observada (Isla Magdalena) y esperada (Isla Santa Margarita).

De manera general, la estructura observada (organismos varados) tiene un menor número de individuos a diferencia de la estructura esperada en ambos sexos. Para el caso de los machos, se observó una mayor frecuencia de individuos entre las edades de 6 a 7 años y alrededor de los 11 años (Fig. 7 A), en este grafico se observa también la ausencia de animales menores a tres años y mayores a 19.

En la Figura 7 B, se puede observar la distribución de edades de los machos calculada a partir de la proyección de generaciones utilizando solo los individuos muertos (d_x). En la distribución de edades esperada, también se observa un incremento de animales en las edades 7 y 8, pero se puede ver con más claridad que estas clases de edad forman parte de un grupo más amplio que va de los 5 a los 8 años. También se observa un mayor número de machos en la categoría de 12 años, lo que coincide cercanamente con la edad de 11 años observada en los varamientos de Isla Magdalena.

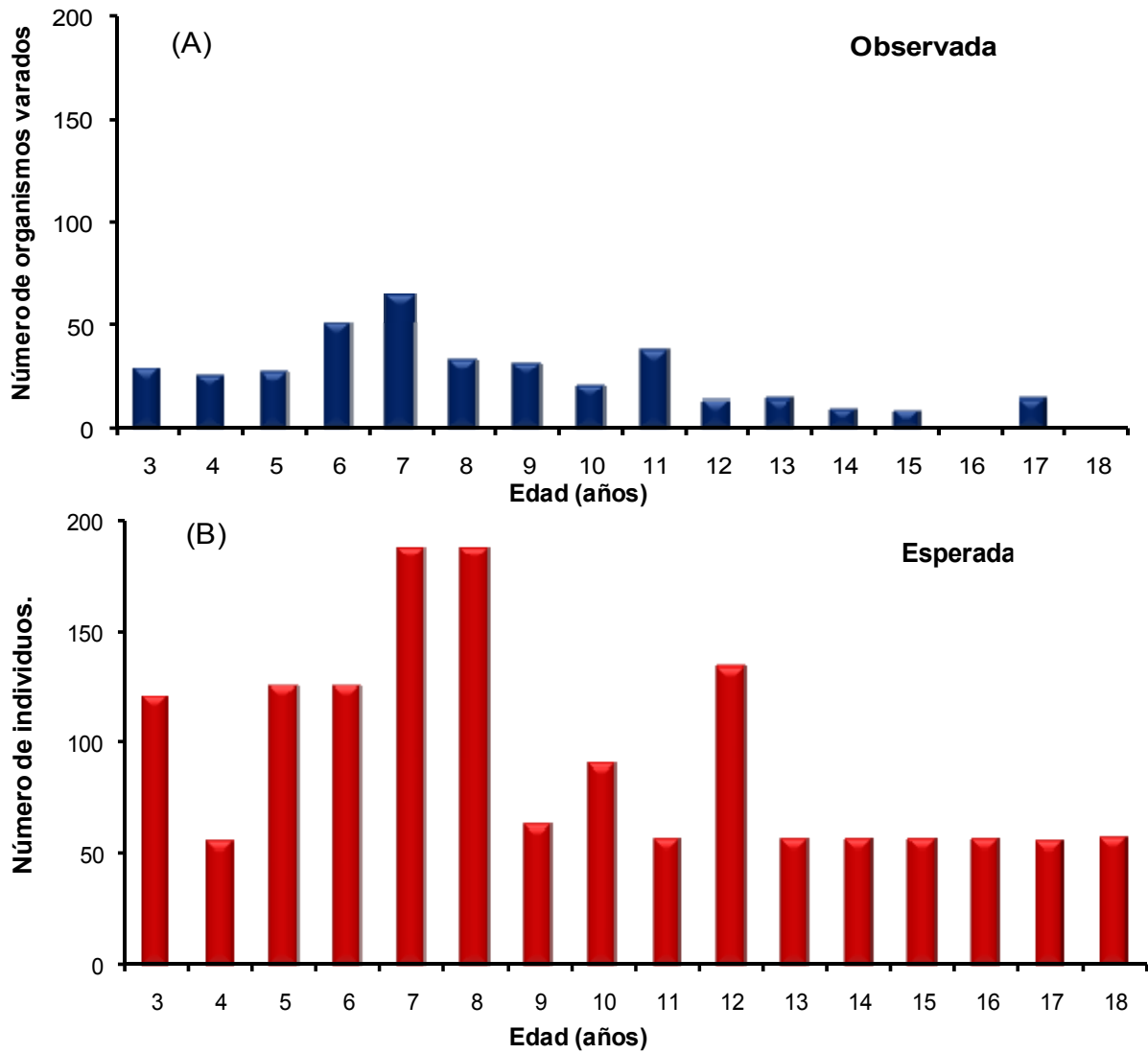


Figura 7. Distribuciones de edad de machos de lobo marino varados en la playa de Isla Magdalena (A) y esperada con base en la tabla de vida de la especie (B).

Debido a las diferencias en el número de machos encontrados con respecto al número total de animales muertos esperados de acuerdo a la tabla de vida, se transformaron los datos a proporciones para comparar ambas estructuras de edades de manera directa (Fig. 8). La prueba Kolmogorov-Smirnov demostró que eran significativamente distintas ($D = 0.17$, y $P < 0.0001$).

En ambas estructuras los machos presentaron dos picos, uno a los 6-7 años y otro a los 11 años en la estructura observada y a los 7-8 años y los 12 años en la esperada.

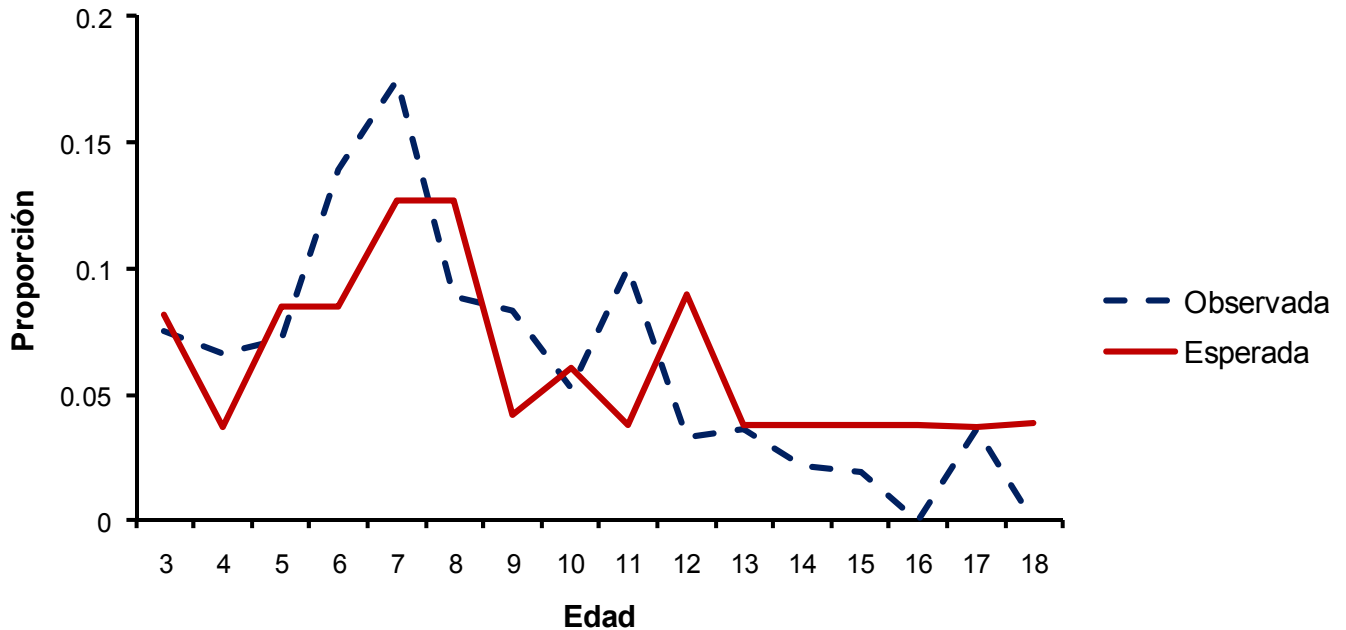


Figura 8. Comparación entre la estructura de edad observada y la esperada transformada a proporciones para los machos de lobo marino de Isla Magdalena.

En la figura 9 A se presenta la distribución de edades de las hembras varadas en isla Magdalena. Es notable la ausencia de organismos mayores a 7 años, pero coincide con la estructura de los machos en que las clases menores de 3 años de edad no están representadas. Dentro de esta distribución de edades la clase de 4 años fue la más abundante.

La figura 9 B, muestra la distribución de edades esperada con base en la proyección de generaciones y los parámetros de la tabla de vida. De acuerdo a este patrón se presenta un incremento en la mortalidad de animales con edades entre 4 hasta 8 años, con una disminución a casi cero en las edades 8 y 9 años para volver a incrementarse, y mantenerse estable hacia edades más avanzadas (Fig. 9 B).

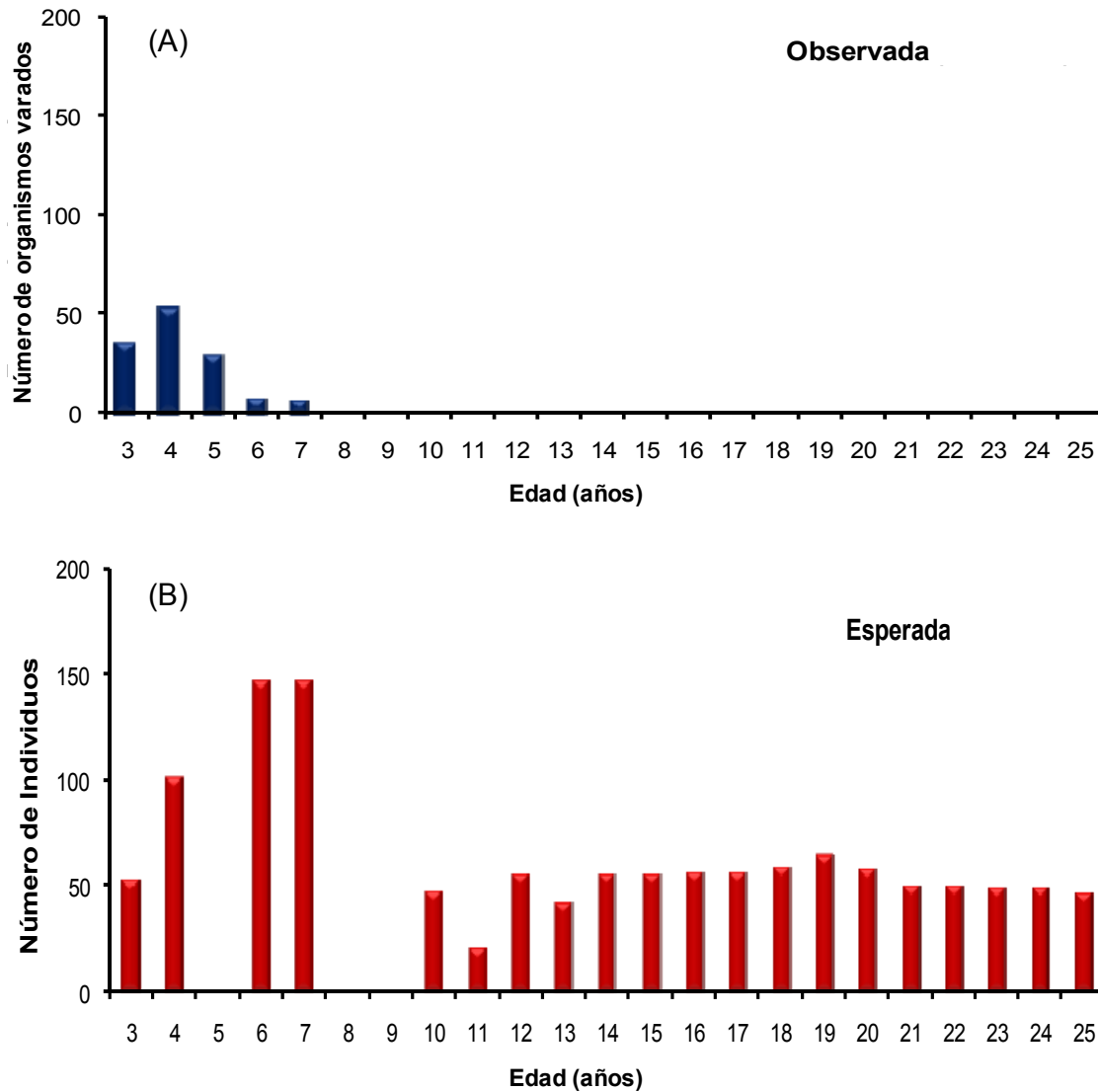


Figura 9. Distribuciones de edad de hembras de lobo marino varadas en la playa de Isla Magdalena (A) y esperada con base en la tabla de vida de la especie (B).

En la estructura observada se ve una mayor proporción de individuos muertos a los 4 años de edad para después disminuir de manera abrupta a los 5-6 años y posteriormente no existe ningún registro de individuos para el resto de las edades (Fig. 10). Algo similar ocurre en la estructura esperada, aunque en diferentes grupos de edad el incremento se da a los 6-7 años, para después disminuir a los 8 años y en el resto de las edades tiende a estabilizarse el número de hembras muertas. Debido

a lo anterior las distribuciones de edad fueron estadísticamente diferentes ($D = 0.77$, y $P < 0.0001$)

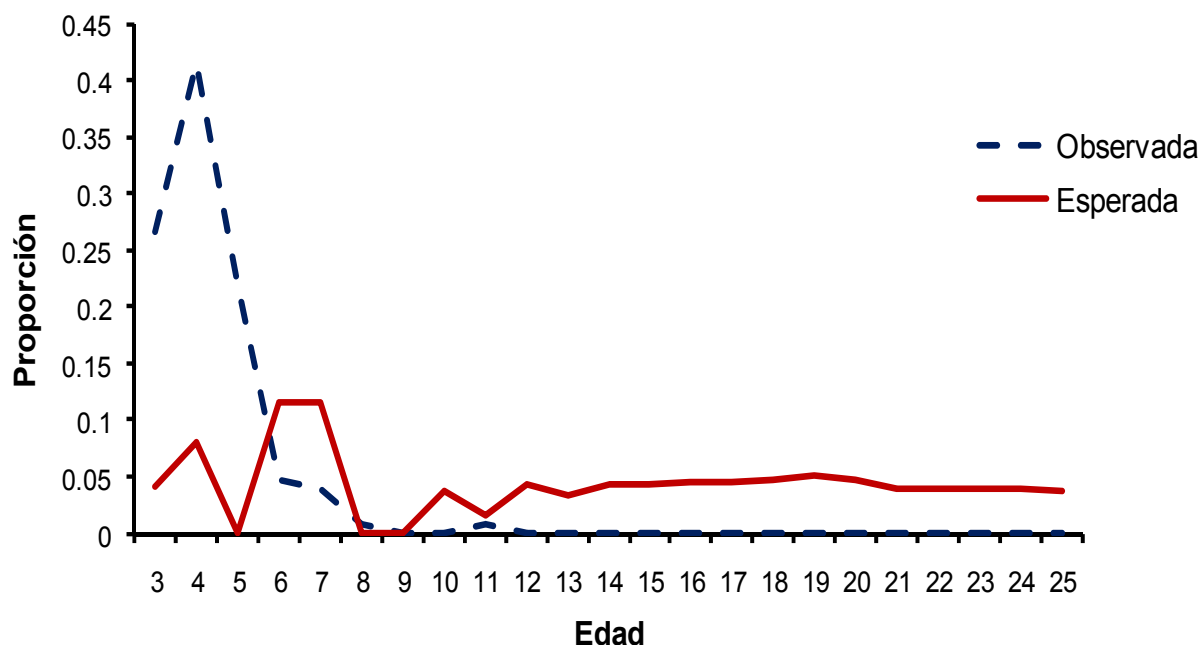


Figura 10. Comparación entre las estructuras de edad observada y la esperada transformadas a proporciones para las hembras de lobo marino de Isla Magdalena.

8.4 Proporción de animales enmallados y esfuerzo de pesca.

De los individuos varados registrados (770) solo 12 organismos (1.5%) mostraron signos de interacción con las pesquerías de Isla Magdalena, (Fig. 11) (Anexo 5).

La información recabada con los pescadores se estimó que alrededor de 80 embarcaciones operan en la zona. La zona de pesca que integra a los pescadores de Puerto Adolfo López Mateos es frente a Isla Magdalena y Cabo San Lázaro, dentro de las primeras 5 y 10 millas, para pesca de lenguados, pargos, robalo, etc y más de 10 millas para la pesca de tiburón. De las 80 embarcaciones que realizan pesca de escama de mayo-agosto, el 60% cambian a la extracción de camarón con redes tipo chango para los meses de septiembre-noviembre, y ya para los meses de

diciembre-marzo el 40% se dedica a la extracción de langosta con trampas en Cabo San Lázaro.

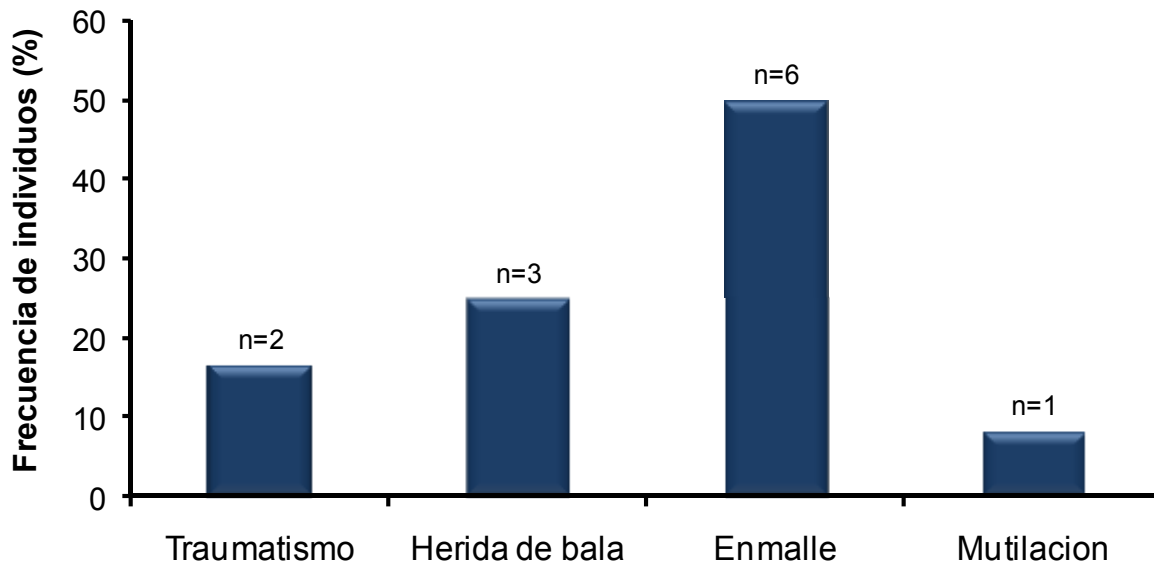


Figura 11. Porcentaje de lobos marinos varados en Isla Magdalena con daños corporales de origen antropogénico (2003-2009).

Para la extracción de escama, el 60% de los pescadores utilizan redes agalleras con las cuales se captura lenguado, pargo, robalo, etc y cazón. Estas redes miden en promedio 500- 600 m de largo x 1-3 m de alto, con una luz de malla de 17-21 cm. Cada pescador utiliza en promedio 8 redes por embarcación y las dejan durante un ciclo de 24 h, con lo que extraen en promedio 600 kg, que se distribuye entre mantarraya, cazón y lenguado. El 40% restante utiliza la cimbra para la pesca de garropa (*Mycteroperca jordani*) y verdillo (*Paralabrax* sp).

El 60% de los pescadores comentó que muy pocos lobos marinos mueren enmallados en las redes durante la temporada de pesca de escama y que el principal problema es que estos organismos dañan los artes de pesca y se comen los peces capturados.

8.5. Experimentos de lanzamiento y recuperación de bidones.

Con el objeto de estimar o conocer el posible sesgo de arribo de animales muertos en el mar que eventualmente se depositan en relación a la distancia a la playa occidental de Isla Magdalena, se intentó simular el escenario donde lobos marinos enmallados en la zona de pesca fueran liberados de las redes de los pescadores y dejados a la deriva. Interesaba tener una idea de sí los animales enmallados pudieran ser subestimados en el conteo de casos en la playa al ser liberados en zonas más alejadas. La tabla 2 muestra los resultados obtenidos en los cuatro experimentos realizados en agosto y noviembre de 2008 y en abril y mayo de 2009.

La tasa de recuperación de bidones varió de acuerdo a la distancia de lanzamiento de los mismos con relación a la costa. Se esperaba encontrar una mayor recuperación de bidones tanto más cercano a la costa fuera su lanzamiento, sin embargo, la recuperación de estos fue mayor cuando se lanzaron a 10 millas. De los 12 bidones se recuperaron 10 (80%), mientras que cuando se liberaron a cinco millas solo se recobraron 6 de los 12 bidones utilizados (50%). No se recuperaron los bidones liberados a 15 millas (Tabla 2).

Tabla 2. Resultados de los experimentos de lanzado y recuperación de bidones en el área de isla Magdalena durante 2008 y 2009. La razón indica número de bidones lanzados/número de bidones recuperados.

Fecha	Distancia a la costa (millas)		
	5	10	15
30-ago-08	3/2	3/3	4/0
7-nov-08	3/1	3/2	4/0
31-mar-09	3/2	3/3	4/0
16-may-09	3/1	3/2	4/0
total	12/6=50%	12/10=80%	16/0=0%

9. DISCUSION.

9.1 Varamientos de lobos marinos en Isla Magdalena.

Durante los 6 años de muestreo (julio/2003-junio/2009), se registraron un total de 770 lobos marinos varados con un promedio de 128 individuos anuales. Esta cantidad es alta comparada con registros de otras partes del país, por ejemplo, Bravo *et al.* (2005) reportaron en Bahía Todos Santos, B.C. de 1998 a 2001 un total de 153 varamientos de mamíferos marinos donde la especie más frecuente fue el lobo marino de California (n=117, 76%). Esta mayor frecuencia de lobos marinos de California muertos coincide con lo reportado por Mercuri (2007) para Isla Magdalena en un periodo de 3 años (2003-2006), donde registró al lobo marino como la especie predominante en los varamientos (n=341), significando el 57% del total de mamíferos marinos varados. Este estudio ratifica al lobo marino como la especie predominante en los varamientos de mamíferos marinos en Isla Magdalena.

Estas cifras llevan a pensar que *Z. californianus* es la especie más frecuente por una combinación de factores; 1) su abundancia en la región, 2) su hábitat predominantemente costero (o al usar rutas migratorias costeras) y 3) su carácter de residente a lo largo de todo el año tanto en la costa occidental de Baja California como a lo largo de la costa de California, Oregon y Washington (Peterson y Bartholomew, 1967; Mate, 1977; Le Boeuf *et al.*, 1983).

Por otra parte y considerando la alta incidencia de varamientos de mamíferos marinos en general en Isla Magdalena, esta podría deberse a alguno o ambos de los siguientes aspectos: A) La configuración de la costa en relación al sentido de la Corriente de California que genera una especie de barrera natural (Fig. 3) para el arribo de cuerpos flotantes (Mercuri, 2007) y B) La alta productividad en la zona que resulta en una abundante disponibilidad de alimento que atrae a grandes cantidades de mamíferos marinos.

En este sentido se ha probado que la abundancia estacional de lobo marino está asociada a la abundancia de sardina monterrey y una serie, de eventos previos como la productividad primaria y el máximo índice de surgencia y como consecuencia una mayor numero de lobos marinos en la zona y derivado de esto una alta incidencia de varamientos (Fig. 12) (Mercuri, 2007).

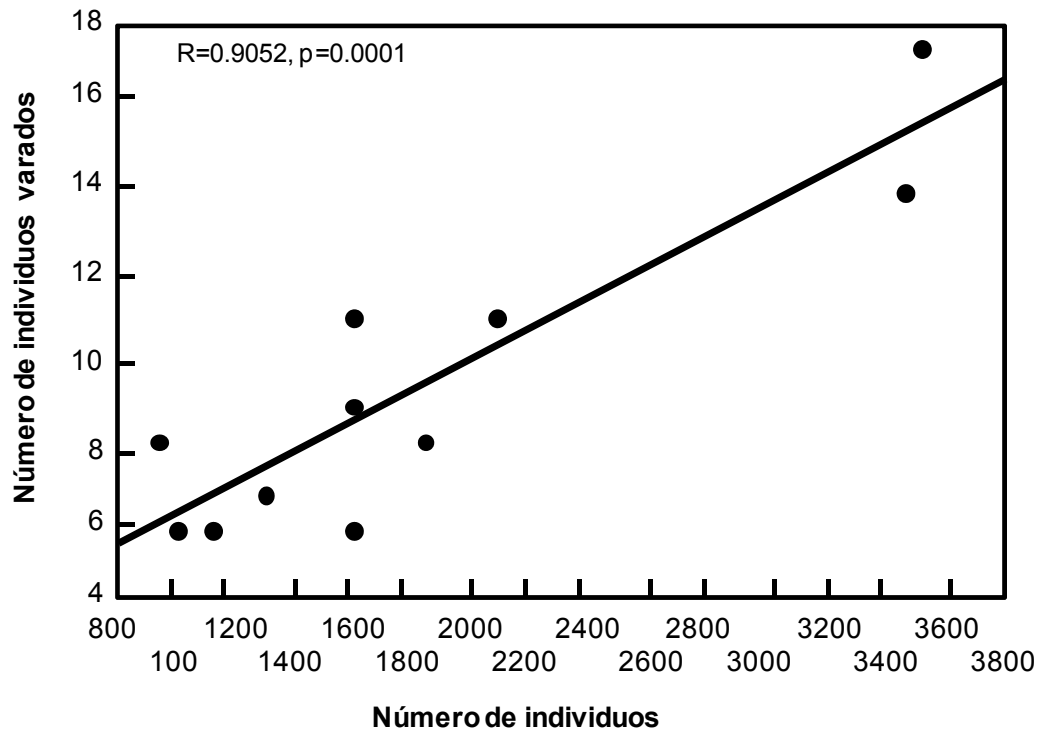


Figura 12. Correlación entre el tamaño de la población de lobo marino en Isla Santa Margarita y los varamientos de la especie en Isla Magdalena (tomado de Mercuri, 2007).

El patrón de varamientos interanual podría también indicar episodios en los que la abundancia de alimento fluctuó notablemente. Si este es el caso, durante el periodo/año 2007-2008 ocurrió el mayor numero de varamientos de lobos marinos desde que se inició su registró en 2003 (Figura 4). Ese año en particular la abundancia de sardina alcanzó sus máximos históricos (57 mil t) si se considera la captura anual de la flota sardinera de la región (F. N. Melo-Barrera, com. pers. Departamento de Pesquerías y Biología Marina. CICIMAR-IPN. La Paz BCS, México).

Esto sugiere que al incrementarse el alimento, tanto estacional como interanualmente es posible esperar mayor atracción de mamíferos marinos a la zona y por tanto esperar un mayor número de varamientos.

9.2. Mortalidad del lobo marino en Isla Magdalena.

En este estudio se observaron diferencias en la mortalidad por sexos de los individuos varados en Isla Magdalena, (mayor número de machos que hembras) esto debido probablemente al comportamiento diferencial que existe entre sexos (Caughley, 1966; Lluch-Belda, 1969; Aurióles, 1988; Hernández-Camacho, 2001; Hernández-Camacho *et al.*, 2008a), ya que los machos desarrollan actividades de juego y exploración, competencia intra-sexual y migraciones definidas y las hembras no presentan o lo hacen en menor escala (Peterson y Bartholomew, 1967; Mate, 1977; Odell, 1975; Aurióles *et al.*, 1983). Este comportamiento diferencial en los machos conlleva un mayor riesgo en la frecuencia de heridas, infecciones, parasitismo, accidentes, desnutrición y depredación que inciden en una mayor tasa de mortalidad (Caughley, 1966; Lluch-Belda, 1969; Aurióles, 1988; Hernández-Camacho, 2001; Hernández-Camacho *et al.*, 2008 a).

Los machos también tienen tasas de crecimiento más rápidas lo que conlleva a una mayor demanda fisiológica, que derivan en mayores requerimientos nutricionales y por tanto mayor demanda de alimento a lo largo de la vida (Lluch-Belda, 1969) y que en situaciones de reducida abundancia de alimento afecta más a un sexo que a otro (Aurióles, 1988; Hernández-Camacho, 2001). Por otra parte las hembras aumentan su éxito reproductivo y aseguran la supervivencia de sus crías invirtiendo tiempo en la lactancia en los sitios de nacimiento (Clutton-Brock *et al.*, 1982; Clinton y Le Boeuf, 1993; Aurióles, 1988; Hernández-Camacho, 2001; Hernández-Camacho *et al.*, 2008 a, b; Hernández-Camacho, 2009).

9.3 Comparación entre la estructura de edad y sexo observada (Isla Magdalena) y esperada (Isla Santa Margarita).

Los patrones de mortalidad en diferentes especies de mamíferos tienen características similares (Caughley, 1966). La mayoría de estudios en pinnípedos sobre mortalidad incluyen solo los primeros meses de vida, debido a que es difícil monitorear a los individuos en su etapa adulta ya que son longevos e implica costos elevados (Aurioles y Sinsel, 1988). El primer estudio que determinó el patrón de mortalidad en *Zalophus californianus* fue el de Lluch-Belda (1969) que a partir de una muestra de individuos capturados durante la temporada reproductiva en islas del Golfo de California, estimó la tasa de mortalidad específica por edades, la cual extrapó a los machos considerando que no habían diferencias entre sexos.

Hernández-Camacho (2001) siguió durante 14 años a cinco generaciones de crías de lobo marino nacidas de 1980 a 1984 en Los Islotes B.C.S., México, con lo que se elaboró la tabla de vida de la especie. Las tasas de supervivencia en los machos fueron menores que las de las hembras en todas las categorías y concluyó que estas tasas son necesarias para conocer las edades más susceptibles a la selección natural o efectos antropogénicos.

Bajo el contexto de la importancia de conocer las edades más susceptibles de morir ya sea de manera natural o por efectos antropogénicos, en este estudio se observó que entre las estructuras de edades observadas y esperadas de los machos, las clases de edad con mayor frecuencia de mortalidad fueron 6-7 y 11 años y 7-8 y 12 años respectivamente. Aunque sabemos que en los juveniles tienen altas tasas de mortalidad sin embargo estos y no están representados en la muestra de individuos varados.

En ambos casos existe evidencia que apunta a periodos de mayor mortalidad en machos subadultos y adultos en su clímax reproductivo, en estas etapas los machos inician su fase de migración (5 años en adelante) y posteriormente de defensa de territorios y lucha intra-sexual intensa (9 años en adelante) (Le Boeuf *et*

al., 1983; Aurióles y Le Boeuf, 1991; Zavala-González *et al.*, 1994; Aurióles, 1998; Hernández-Camacho, 2001).

De la misma forma lo encontrado para las estructuras de edades de las hembras tanto observada como esperada, concuerda con lo reportado por Lluch-Belda (1969), Aurióles (1988) y Hernández-Camacho (2001, *et al.* 2008 a y b, 2009), en donde se observa mayor mortalidad en las primeras edades (de hembras jóvenes) y conforme incrementa la edad inician un periodo de baja mortalidad. En la estructura observada, la edad más vulnerable fue la de cuatro años que se caracteriza por un rápido crecimiento corporal y posible etapa de dispersión juvenil, previa al inicio de la etapa reproductiva ya que estas hembras jóvenes inmaduras no están obligadas a residir en el sitio de nacimiento al no tener una cría que alimentar (Durán, 1998; Hernández-Camacho, 2001; Mellin, 2002; Hernández-Camacho *et al.*, 2008 a). Después de las hembras de 4 años, la frecuencia de individuos de más edad disminuyó de manera significativa y prácticamente en el resto de las edades no se conto con registros de individuos.

Este patrón de mortalidad concuerda con lo reportado por Hernández-Camacho (2001) en donde a partir de los 5 años las hembras comienzan su reproducción, haciéndose más fieles al sitio de reproducción. A partir de este momento el ámbito espacial de alimentación de las hembras reproductivas se limita a menos de 70 kilómetros alrededor de su sitio reproductivo (Durán, 1998; Villegas-Amtmann, 2009), por esta razón en el registro de hembras varadas de Isla Magdalena es reducido.

A pesar de que el análisis estadístico (Kolmogorov-Smirnov) demostró diferencias significativas entre las estructuras o distribución de edad observada y esperada para cada sexo, es evidente que existe una tendencia o patrón de mortalidad en cada sexo (Figura 8 y 10).

Además de manera visual, podemos observar que hay un desfase en ambas estructuras de edades observadas y este margen se basa en la longitud de los

animales, lo que puede tener un cierto grado de discrepancia debido a que los animales alcanzan una asíntota de longitud pero siguen acumulando edad. A pesar de esto, el patrón de frecuencia de edades de machos, concuerda con lo expuesto por Auriolés (1988), basado en colecta de cráneos para el Golfo de California, donde las mayores mortalidades aparentes ocurrieron entre 4-7 años y 9-11 años (de una muestra de cráneos colectados).

En las hembras también se observó una similitud en el patrón de mortalidad por edades con el descrito por Lluch-Belda (1969) basado en el análisis de la estructura de edades de una muestra capturada de la población, con el patrón descrito por Auriolés (1988) y con el patrón descrito por Hernández-Camacho (2001), basado en el seguimiento de 5 generaciones marcadas desde la etapa de cría.

En la estructura de edades (el número de individuos muertos de cada una de las edades) observada para ambos sexos, no se registraron individuos en etapa de crías o jóvenes (1 y 2 años de edad), debido probablemente a: 1) menor arribo de cuerpos pequeños a la playa que rápidamente se degraden o se hundan en el mar, 2) vulnerabilidad de individuos jóvenes al ahogamiento en redes de pesca y menor índice de varamiento y 3) dispersión limitada de crías y juveniles desde Isla Santa Margarita que no alcanzan a llegar a Isla Magdalena (Tabla 3).

Tabla 3.- Censos por categoría de edad realizados en de Cabo San Lázaro (Aurioles-Gamboa, datos no publicados).

Fecha/Año	Categorías	Machos	Hembras
31-Ene-2008	Crías (< 1 año)	0	0
	Juveniles (1-4 años)	7	0
	Subadultos (5-9 años)	90	0
	Adultos (+ 10años)	10	5
13-Jun-2008	Crías (< 1 año)	0	0
	Juveniles (1-4 años)	0	0
	Subadultos (5-9 años)	250	0
	Adultos (+ 10años)	0	0
14-Feb-2009	Crías (< 1 año)	0	0
	Juveniles (1-4 años)	3	0
	Subadultos (5-9 años)	8	0
	Adultos (+ 10años)	34	6
15-Mar-2010	Crías (< 1 año)	0	0
	Juveniles (1-4 años)	2	0
	Subadultos (5-9 años)	19	0
	Adultos (+ 10años)	67	8

9.4 Proporción de animales enmallados y esfuerzo de pesca

La pesca artesanal es una actividad relevante en términos de sustento para la sociedad así como también económicos y se encuentra en aumento debido al efecto del crecimiento de la población humana (Halpern *et al.*, 2008). La interacción entre algunas pesquerías y mamíferos marinos tiende a aumentar como simple efecto del crecimiento de la población generando conflictos de tipo operativo o de tipo ecológico (Harcourt *et al.*, 1994).

En México la interacción entre el lobo marino de California y la pesca artesanal es constante, debido a la distribución costera de ambos, debido a esto, entre el 0.1 y 8% de la población de lobo marino muestra señales de enmalle, cicatrices o restos

de red en cuello y cabeza (Harcourt *et al.*, 1994; Zavala *et al.*, 1997; Aurióles *et al.*, 2003).

Estudios indican que en Baja California Sur de 1998-2000, entre el 70 y el 84% de la población con signos de enmalle fueron hembras adultas (en etapa reproductiva) (Aurióles *et al.*, 2003). Elorriaga (2004) encontró que las proporciones por categoría de sexo y edad, entre animales con y sin marca de enmalle, no fueron significativamente diferentes para Los Islotes, B.C.S.

En este estudio los resultados indican que las pesquerías ribereñas que se realizan en Isla Magdalena, no afectan de manera importante a la colonia reproductora más cercana que es Isla Santa Margarita, ya que de 770 individuos registrados solo 12 presentaron signos de interacción con las pesquerías, lo que representó el 1.5% del total de individuos varados. Este valor es similar (1.6 %) a lo reportado por Mercuri (2007), durante 2003-2006, en donde se registraron 11 individuos varados con algún tipo impacto antropogénico. En este trabajo se utilizó la información de Mercuri (2007) (n= 341 lobos marinos varados de julio 2003-julio 2006) y se anexaron tres años más de datos (2007-2009) en donde solo se registro 1 individuo con impacto antropogénico, es necesario destacar que en éstos últimos tres años, el número de lobos marinos varados se incremento. Lo anterior sugiere que: 1) las interacciones entre pesquería-lobo marino están disminuyendo en la región o, 2) que la interacción ocurre en áreas donde la evidencia (organismos mutilados) no es arrojada a la playa de Isla Magdalena.

Con el fin de explorar la segunda hipótesis, se realizaron experimentos para estimar la tasa de recuperación de bidones a diferentes distancias de la costa, debido a que se ha sugerido que la pesquería de tiburón más alejada de la costa podría estar involucrada en el enmalle de lobos marinos. (Ver sección 7.7).

Los resultados indican que bidones soltados a 15 millas no tienen ninguna probabilidad de regresar a la playa de Isla Magdalena, por lo que un lobo marino o delfín enmallado a esa distancia podría no llegar a la playa y ser registrado ya que se

ha reportado que el rango de alimentación de los lobos marinos no excede los 70 km (Durán, 1998; Hernández-Camacho, 2001; Villegas-Amtmann, 2009). Ante este resultado se hace necesario aun estudiar con detalle la actividad pesquera más alejada de la costa ya que el impacto antropogénico podría estar siendo subestimado.

El número de animales registrados con evidencia de impacto antropogénico en las seis temporadas de estudio (1.5%), es menor al reportado en otros estudios sobre captura o mortalidad incidental en otras regiones de México donde se han reportado hasta el 8% de lobos marinos con signos de mutilación (Harcourt *et al.*, 1994; Zavala *et al.*, 1997; Aurióles *et al.*, 2003).

10. CONCLUSIONES.

1.- El número de lobos marinos muertos registrados en Isla Magdalena, responde a la estructura y abundancia de la población de esta especie en la región para las edades en donde se conto con información.

2.- La estacionalidad de la frecuencia de varamientos de *Z. californianus* en Isla Magdalena está relacionada con los cambios interanuales en la abundancia de la colonia reproductora en Isla Margarita, confirmando la premisa de que los lobos que se varan en Isla Magdalena provienen de Isla Santa Margarita.

3.- La estructura de edad de lobos marinos varados en la playa de Isla Magdalena es similar a la generada por la tabla de vida de la especie para el Golfo de California, sobre todo para el caso de los machos y para las edades en las que se tienen datos.

4.- Las tasa de supervivencia en los machos es menor que la de hembras, lo que se corrobora en una mayor incidencia de machos varados de prácticamente todas las clases de edad.

5.- La evidencia de impacto antropogénico obtenida en este estudio no sugiere un conflicto relevante entre las pesquerías y los lobos marinos de la región de Bahía Magdalena.

11. RECOMENDACIÓN.

1. Se sugiere realizar un estudio más detallado de la pesquería de mar afuera debido a la escasa probabilidad de encontrar en la playa a animales muertos más allá de 15 millas.

12. BIBLIOGRAFIA.

- Antonelis, G. A., B. S. Stewart & W. L. Perryman. 1990. Foraging Characteristics of Female Northern Fur Seals (*Callorhinus ursinus*) and California sea lions (*Zalophus californianus*). Canadian Journal of Zoology 68:150-158.
- Aurioles, D. & F. Sinsel. 1988. Behavioral ecology of California sea lions in the Gulf of California. Tesis de Doctorado en Biología. University of California, Santa Cruz CA, 186 p.
- Aurioles G. D. 1988. Behavioral ecology of California sea lions in the Gulf of California. Tesis de Doctorado en Biología. University of California, Santa Cruz CA, 186 p.
- Aurioles, D. & B. J. Le Boeuf. 1991. Effects of the El Niño 1982-83 on California sea lions in México. En: Pinnipeds and the El Niño. Responses to environmental stress. Trillmich, F. & K. A. Ono (eds.) Springer-Verlag, Berlin.112-128.
- Aurioles, D., García, F., Ramírez, M. y Hernández C. 2003. Interacción entre el lobo marino de California y la pesquería artesanal en la Bahía de La Paz, Golfo de California. Ciencias Marinas, 29(3): 357-370.
- Aurioles, D. y Zavala, A. 1994. Algunos factores ecológicos que determinan la distribución y abundancia del lobo marino *Zalophus californianus*, en el Golfo de California. Ciencias Marinas 20(4): 535-553
- Bartholomew, G. A. 1970. A Model for the Evolution of Pinniped Polygyny. Evolution 24:546-559
- Bautista V. A. 2002. Alimentación del lobo marino de California (*Zalophus californianus californianus*, Lesson, 1828), y su relación con los pelágicos menores en Bahía Magdalena, B. C. S., México. Tesis de Maestría. UNAM. México D.F. 77 p.

- Bravo, E., Heckel, G., Schramm, Y. & Escobar, R. 2005. Occurrence and distribution of marine mammal strandings in Todos Santos Bay, Baja California, Mexico, 1998-2001. *LAJAM* 4(1): 15-25.
- Casas, M. y. Ponce, G. 1996. Estudio del potencial pesquero y acuícola de Baja California Sur. SEMARNAP, Gob. del Estado de Baja California Sur, FAO, UABCS, CIBNOR, CICIMAR, Inst. Nal. de la Pesca & CETMAR.
- Caughley, G. 1966. Mortality patterns in mammals. *Ecology* 47(6):906-918.
- Clinton, W. L. & Le Boeuf, B. J. 1993. Sexual selection effects on male life-history and the pattern of male mortality. *Ecology*, 74:1884-1892.
- Clutton-Brock, T. H., F. E. Guinness, & S. D. Albon. 1982. Behavior and ecology of two sexes. *Wildlife behavior and ecology series*. University of Chicago Press, 400 p
- Durán, M. 1998. Caracterización de los buceos de alimentación del Lobo marino *Zalophus californianus* y su relación con variables ambientales en Bahía de la Paz, B.C.S, Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. 82 p.
- Elorriaga, V. F. 2004. Incidencia y efectos del enmalle sobre el lobo marino de California (*Zalophus Californianus*, Lesson 1828) en Los Islotes, B. C. S., México, Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. 105 p.
- Gallo, R. J.P. 2003. Mortandad de mamíferos marinos en el área de Guaymas debido a la interacción con las pesquerías. Reporte técnico. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. Unidad Guaymas, Sonora, México. 34 p.

- García, A. M. & Aurióles, G. D. 2004. Breeding season of the California sea lion (*Zalophus californianus*) in the Gulf of California. *Aquatic Mammals*, 29(1): 67-76.
- Geraci, J.R. & V.J. Lounsbury. 1993. Marine mammals ashore: A field guide for strandings. Texas A&M University. Sea Grant College Program. 304 pp.
- González-Suárez, R. Flatz, D. Aurióles-Gamboa, P. W. Hedrick & L. R. Gerber. 2009. Isolation by distance among California sea lion populations in Mexico: Redefining management stocks. *Molecular Ecology* (2009) 18, 1088–1099
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., ET AL. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* Vol. 319. www.sciencemag.org
- Harcourt, R., D. Aurióles & J. Sanchez. 1994. Entanglement of California sea lions at Los Islotes, Baja California Sur, México. *Mar. Mamm Sci.* 10(1): 122-125 .
- Hernández-Camacho, C. J. 2001. Tabla de Vida del Lobo Marino de California *Zalophus californianus californianus* en la Lobera Los Islotes, B. C. S. México. Tesis de Maestría. CICIMAR, IPN. La Paz, B.C.S. México. 63 p.
- Hernández-Camacho C., D. Aurióles-Gamboa, & L. Gerber. 2008. Age-specific birth rates of California sea lions (*Zalophus californianus*) in the Gulf of California, Mexico. *Marine Mammal Science* 24:664-676. (a)
- Hernández-Camacho C., D. Aurióles-Gamboa, J. Laake & L. Gerber. 2008. Survival rates of the California sea lion, *Zalophus californianus*, in Mexico. *Journal of Mammalogy*. 89:1059-1066. (b)
- Hernández-Camacho 2009. Demography of California sea lion colonies in the Gulf of California, Mexico. Doctorate Thesis. Arizona State University. Arizona United States. 138 p.

- Hofman, R. J. 1991. History, goals, and achievements of the Regional Marine Mammal Stranding Networks in the United States. Marine mammal stranding in the United States. NOAA Technical Report NMFS 98. U.S. Department of Commerce. pp. 7-15.
- Le Boeuf, B. J., D. Aurioles, R. Condit, C. Fox, R. Gisiner, R. Romero & F. Sinsel. 1983. Size and distribution of the California sea lion population in Mexico. Proceedings of the California academic of Sciences. 43(7): 77-118
- Lluch-Belda, D. 1969. El Lobo Marino de California, *Zalophus californianus californianus* (Lesson, 1828). Observaciones sobre su ecología y explotación. Inst. Mex. de Recursos Naturales Renovables, México, 69 p.
- Lluch Belda, D. 1970. Crecimiento y Mortalidad del lobo marino de California (*Zalophus californianus californianus*). An. Esc. Nac. Cienc. Biol. Mex., 18: 167-189.
- López, A., Santos, M., Pierce, J., González, A., Valeiras, X. & Guerra, A. 2002. Trends in strandings and by-catch of marine mammals in north-west Spain during the 1990s. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 82: 513-521.
- Lowry, M. S., & R. L. Folk. 1990. Sex determination of the California sea lion (*Zalophus californianus californianus*) from canine teeth. *Marine Mammal Science* 6: 25-31.
- Martín Jr., G. S. 1991. Legal framework for collection of specimens and data from beached and stranded marine mammals. Marine mammal strandings in the United States. NOAA Technical Report NMFS 98. U.S. Department of Commerce 17-18 pp.

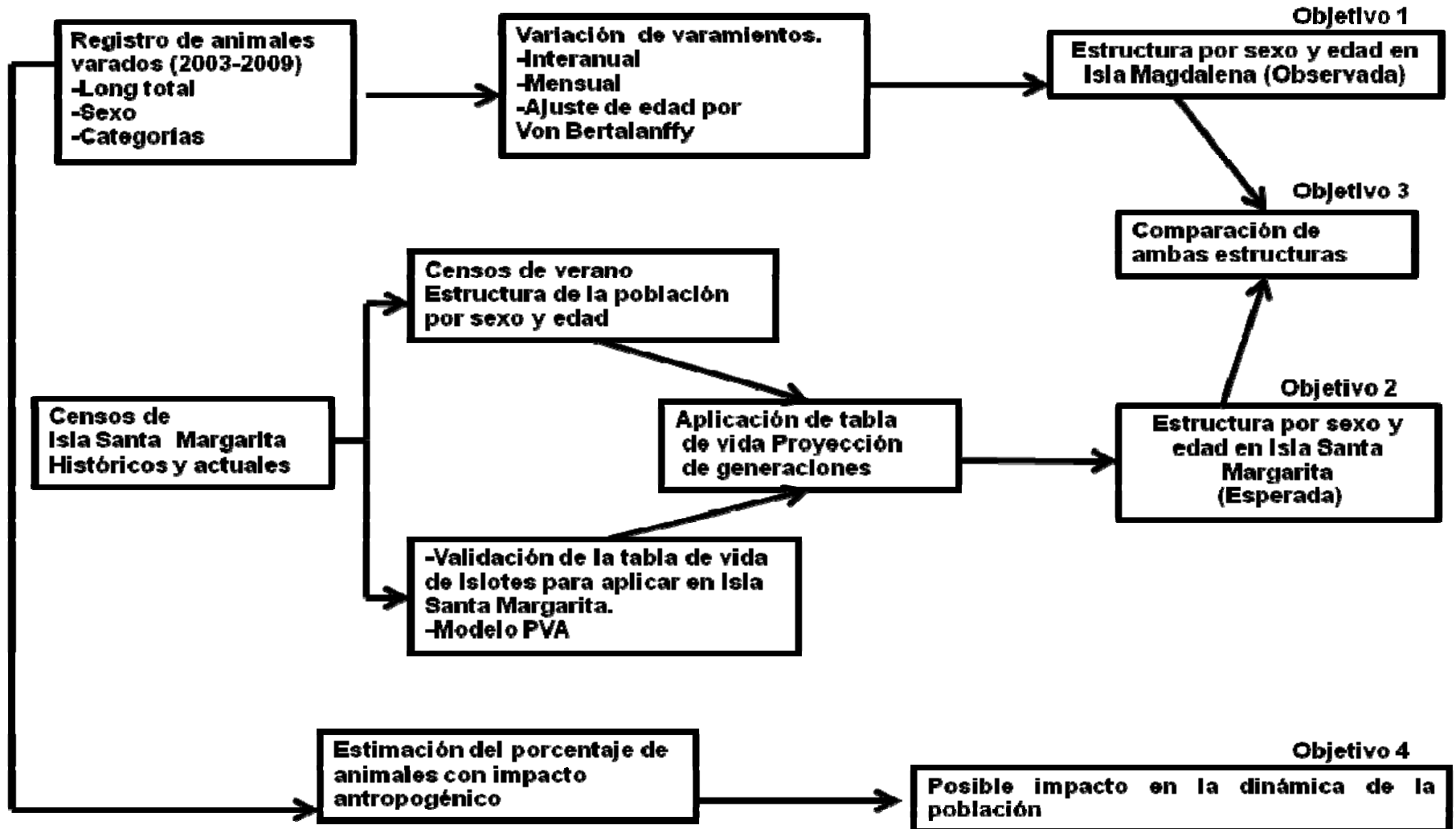
- Mate, B. R. 1977. Aerial censusing of pinnipeds in the eastern pacific for assessment of population numbers, migratory distributions, rookery stability, breending effort and recruitment. U.S Marine Mammal Comission Report No.MMC-75/01 NTIS PB-265-859
- Mead, J. G. 1979. An analysis of cetacean strandings along the eastern coast of the United States. En: Geraci J.R. & D.J. St. Aubin (eds.), Biology of marine mammals: insights through strandings, p. 54-68. Report to U.S. Marine Mammal Comm. Contract MM7AC020. U.S. Dep. of Commer., Natl. Tech. Info. Serv. PB-293890.
- Mellin, S. R. 2002. The foraging ecology and reproduction of the Californian sea lion (*Zalophus californianus californianus*) Tesis de Doctorado, University of Minesota. United States. 138 p.
- Mercuri. M. 2007. Varamiento de mamíferos marinos en isla Magdalena, BCS, México y su relación con factores físicos y biológicos, Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. 106 p.
- Newsome, S.D., Etnier, M.A., Koch, P.L. & Aurioles-Gamboa, D. 2006. Using Carbon and Nitrogen isotopes to investigate reproductive strategies in Northeast Pacific otariids. Marine Mammal Science, 22(3): 556-572.
- Odell, D. K. 1975. Breeding biology of the California sea lion, *Zalophus californianus*. Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer, 169: 374-378.
- Orr, R. T. 1970. Animals in migration. The Macmillan Company, New York. 300 p.
- Peterson, R. S. y A. G. Bartholomew. 1967. The Natural History and Behavior of the California Sea Lion. The American Society of Mammalogist Special Publication. 1:79.

- Ramírez y Fleisher 1990. Distribución y abundancia poblacional del lobo marino (*Zalophus Californianos* Lesson 1828) en Isla Santa Margarita, durante la temporada otoñal de 1986. Secretaría de Pesca. ISBN 968-817.213-8.
- Read, A.J. & K.T. Murray. 2000. Gross evidence of human-induced mortality in small cetaceans. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-15. 21 p.
- Read A, J., P, Drinker and S, Northridge. 2006. Bycatch of Marine Mammals in U.S. and global Fisheries. *Conservation Biology* 20 (1):163-169 doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00338.x
- Samaniego-Herrera, A. 1999. El efecto de El Niño (1997-1998) sobre la población de lobo marino (*Zalophus californianus* Lesson 1828), en la Bahía de La Paz, B. C. S. México. Tesis de licenciatura. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia Michoacán 54 p.
- Sergeant, D.E. 1982. Mass strandings of toothed whales (Odontoceti) as a population phenomenon. *Sci. Rep. Whales Res. Inst.* 34:1-47.
- Szteren D., D. Aurióles & L. Gerber. 2006. Population status and trends of the California Sea lion in the Gulf of California, Mexico. 369-384 pp. in Trites, A., S. Atkinson, D. De Master, L. Fritz, T. Gelatt, L. Rea and K. Wynne (eds.) *Sea Lions of the World*. Alaska Sea Grant College Program. University of Alaska. Fairbanks.
- Tabor, G. M., Aguirre A. A., 2004. Ecosystem health and sentinel species: Adding an ecological element to the proverbial “canary in the mineshaft”. *ecohealth* 1(3): 226-228.
- Villegas-Amtmann, S. 2009. Seasonal variation in the physiological ecology of the Galapagos (*Zalophus wollebaeki*) and California (*Zalophus californianus*) sea lions. Doctorate Thesis. University of California. Santa Cruz. 137p.

- Wenger, S. J. 2008. Use of surrogates to predict the stressor response of imperiled species. *Conservation Biology* 22:1564-1571
- Wiley, D. N., Asmutis, R. A., Pitchford, T. D. & D. P. Gannon. 1995. Stranding and mortality of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, in the mid-Atlantic and southeast United States, 1985-1992. *Fishery Bulletin*, 93:196-205.
- Wilkinson, D. & G.A.J. Worthy. 1999. Marine mammal stranding networks. Págs.396-411. En: J.R. Twiss jr. y R.R. Reeves (eds.). *Conservation and Management of Marine Mammals*. Smithsonian Institution Press. E.U.A.471 pp.
- Zavala, G. A. & Mellink, E. 1997. Entanglement of California sea lions, *Zalophus californianus californianus*, in fishing gear in the central-northern part of the Gulf of California. *Fishery Bulletin* 95: 180-184.
- Zavala-González, A., Urbán-Ramírez, J. & Esquivel-Macías, C. 1994. A note on artisanal fisheries interactions with small cetaceans in Mexico. *Whaling Commission. Special Issue*. 15:235-237.
- Zar, J.H. 1984. *Biostatistical analysis*. Second edition. Prentice- hall, INC., Englewood Cliffs, N.J.

ANEXOS.

Anexo 1. Esquema de materiales y métodos utilizados.



Anexo 2. Formato de registro de organismos varados.

FORMATO PARA REGISTRO DE MAMIFEROS MARINOS VARADOS LABORATORIO DE ECOLOGIA DE PINNIPEDOS. CICIMAR

OBSERVADORES: _____

FECHA: _____

UBICACIÓN: _____

KM: _____

LAT: N _____ LONG: W _____

ESPECIE O NOMBRE COMUN: _____

CONDICIÓN (marque una opción):

- 0= Vivo
- 1= Fresco (recién muerto)
- 2= Descomposición moderada (animal tieso, ojos secos, leve hinchamiento)
- 3= Descomposición avanzada (fluidos corporales en orificios del cuerpo, hinchamiento marcado, producción de gases, mal olor)
- 4= Muy descompuesto (Animal seco, cuerpo fragmentado, pérdida de miembros)

LONGITUD: _____

SEXO:

macho hembra

CATEGORIA:

cría juvenil adulto

IMPACTOS HUMANOS (marque una o varias opciones):

- Marcas de red
- Aleta caudal mutilada
- Hueco de bala
- Enredado en cabo o línea
- Otro (Mencionar que pesquería opera): _____
- _____
- _____
- _____
- _____

Utilice los dibujos para señalar las marcas

MUESTRAS OBTENIDAS

- Grasa Pelo
- Estómago Piel
- Hígado Vibrisa
- Cráneo
- Otro: _____

OBSERVACIONES

- Devorado por carnívoros (coyotes)
- Contenido estomacal:
- Parásitos (tipo);
- Otros: _____



FOTO

- Si
- No

Cuántas: _____

Anexo 3. Ejemplo de la proyección de generaciones que se realizaron, utilizando las tasas de supervivencia por edad para machos, basados en la tabla de vida generada por Hernández-Camacho *et al* (2008).

Machos (19 años)							
Clases de edad	Años	Edad	n_x	l_x	d_x	q_x	p_x
Crías	1988	0	356	0.75	88	0.248	0.752
Juveniles a subadultos	1989	1	268	0.68	46	0.1	0.9
	1990	2	222		21		
	1991	3	201		18		
	1992	4	183		7		
Subadulto a adultos	1993	5	176	0.61	16	0.096	0.904
	1994	6	160		16		
	1995	7	144		24		
	1996	8	120		24		
	1997	9	96		8		
Adultos a adultos	1998	10	88	0.46	11	0.254	0.746
	1999	11	77		8		
	2000	12	69		19		
	2001	13	51		8		
	2002	14	43		8		
	2003	15	35		8		
	2004	16	28		8		
	2005	17	20		8		
	2006	18	13		8		
	2007	19	5		5		
	2008	20	0		0		

n_x = Numero de individuos vivos al inicio del tiempo t

l_x = Proporción de individuos que sobreviven al inicio de cada edad

d_x = Numero de individuos muertos de la edad x a x+1

p_x = Tasas de supervivencia

q_x = Tasas de mortalidad

$$l_x = \frac{n_x}{n_0} \quad d_x = n_x - n_{x+1} \quad p_x = \frac{n_{x+1}}{n_x} \quad q_x = 1 - \frac{n_{x+1}}{n_x}$$

Anexo 4. Ejemplo de un fragmento de la construcción de la matriz de proyecciones de cohortes de machos para obtener la estructura de edades esperada de individuos muertos en distintos años de estudio. Por ejemplo, de acuerdo al modelo en la cohorte del 2004 murieron 88 crías, 46 individuos de la edad 1, 21 individuos de la edad 2, etc.

Años de estudio	Cohorte 2004		Cohorte 2003			Cohorte 2002			
			Edad	nx	dx	Edad	nx	dx	
	Edad	nx	dx	Edad	nx	dx	Edad	nx	dx
2003	0	356	88	0	356	88	0	356	88
2004	1	46	21	1	46	21	1	46	21
2005	2	21	7	2	21	7	2	21	7
2006	3	7	16	3	7	16	3	7	16
2007	4	16	24	4	16	24	4	16	24
2008	5	24	16	5	24	16	5	24	16
2009	6	16	16	6	16	16	6	16	24

Anexo 5. Tipo de impacto antropogénico detectado en los organismos de *Z. californianus* varados en Isla Magdalena.

Fecha	Sexo	Categoría	Tipo de marca
Enero-04	macho	subadulto	soga alrededor del cuello y en aleta derecha
Febrero-04	macho	subadulto	hueco en el cuello
Mayo-04	---	juvenil	hueco de bala en el costado derecho
Mayo-04	---	juvenil	Golpeado, perforaciones en omoplato derecho
Mayo-05	---	juvenil	traumatismo
Mayo-05	hembra	juvenil	marca de redes
Septiembre-05	macho	adulto	orificio de bala
Mayo-06	hembra	juvenil	cortada con cuchillo
Julio-06	hembra	juvenil	herida en el cuello por enmalle
Agosto-06	hembra	subadulto	red en la cabeza
Agosto-06	macho	adulto	red en el cuello
Mayo-08	macho	subadulto	red en la cabeza