



INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



"RECOLONIZACIÓN Y HÁBITOS
ALIMENTARIOS MATERNOS DEL LOBO FINO
DE GUADALUPE (*Arctocephalus philippii*
***townsendi*) DEL ARCHIPIÉLAGO SAN BENITO,**
B. C., MÉXICO"

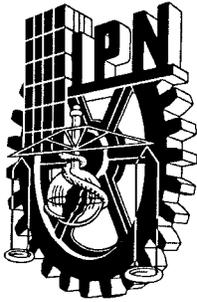
TESIS

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

PRESENTA:

GEMA ESTHER SIERRA RODRÍGUEZ

LA PAZ, B.C.S., DICIEMBRE DE 2015



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

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 5 del mes de Noviembre del año 2015

El (la) que suscribe MVZ. GEMA ESTHER SIERRA RODRÍGUEZ Alumno (a) del Programa
MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

con número de registro A140573 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:

DR. FERNANDO RICARDO ELORRIAGA VERPLANCKEN y DR. AGUSTÍN HERNÁNDEZ HERRERA

y cede los derechos del trabajo titulado:

"RECOLONIZACIÓN Y HÁBITOS ALIMENTARIOS MATERNOS DEL LOBO FINO DE GUADALUPE

(*Arctocephalus philippii townsendi*) DEL ARCHIPIÉLAGO SAN BENITO, B.C., 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: gema.sierra70@gmail.com - elofe7@gmail.com - aherrera@ipn.mx

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

MVZ. GEMA ESTHER SIERRA RODRÍGUEZ

Nombre y firma del alumno

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS.....	IV
LISTA DE TABLAS.....	VI
GLOSARIO.....	VII
RESUMEN.....	X
ABSTRACT.....	XI
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. ANTECEDENTES.....	8
3. JUSTIFICACIÓN.....	13
4. OBJETIVOS.....	14
4.1 Objetivo general.....	14
4.2 Objetivos particulares.....	14
5. ÁREA DE ESTUDIO.....	15
6. MATERIALES Y MÉTODOS.....	17
6.1 Trabajo de campo.....	17
6.2 Análisis de datos de abundancia.....	18
6.3 Recolecta de muestras de pelo de crías.....	18
6.4 Procesamiento de muestras para análisis isotópico.....	20
6.5 Análisis isotópico de las muestras.....	20
6.6 Análisis de datos isotópicos.....	21
7. RESULTADOS.....	23
7.1 Abundancia inter anual.....	23
7.1.1 Tendencia de crecimiento de la colonia de lobos finos de Guadalupe en el Archipiélago San Benito.....	23
7.2 Abundancia intra anual.....	25

7.2.1 Estructura por categorías de sexo y edad de la colonia.....	26
7.2.2 Distribución del lobo fino de Guadalupe en San Benito.....	27
7.3 Hábitos alimentarios maternos.....	30
7.3.1 Hábitos alimentarios del lobo fino de Guadalupe.....	30
7.3.2 Superposición de nichos isotópicos del lobo fino de Guadalupe.....	31
7.3.3 Hábitos alimentarios del lobo marino de California.....	32
7.3.4 Superposición de nichos isotópicos del lobo marino de California.....	32
7.3.5 Comparación inter-específica de nichos isotópicos.....	33
7.3.6 Superposición de nichos isotópicos.....	34
8. DISCUSIÓN.....	36
8.1 Abundancia inter anual del lobo fino de Guadalupe en San Benito.....	36
8.2 Tendencia de crecimiento del lobo fino de Guadalupe en San Benito.....	37
8.3 Abundancia intra-anual del lobo fino de Guadalupe en San Benito.....	37
8.4 Estructura social de la colonia de lobo fino de Guadalupe en San Benito.....	39
8.5 Distribución del lobo fino de Guadalupe en San Benito.....	40
8.6 Hábitos alimentarios maternos del lobo fino de Guadalupe en San Benito....	42
8.7 Segregación alimentaria entre otáridos simpátricos de San Benito.....	45
9. CONCLUSIONES.....	48
10. RECOMENDACIONES.....	49
REFERENCIAS.....	XII

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Dimorfismo sexual del lobo fino de Guadalupe (*A. p. townsendi*). Diferencia evidente entre macho adulto (derecha) y hembra adulta (izquierda).....1
- Figura 2.** Área de estudio. Archipiélago San Benito, Baja California, México.....15
- Figura 3.** Inmovilización de crías de lobo fino de Guadalupe para la recolecta del pelo.....19
- Figura 4.** Zona de corte de pelo de cría de lobo fino de Guadalupe. Se señala con una flecha la zona dorsal-posterior del organismo donde se realizó el corte.....19
- Figura 5.** Tendencia histórica de la población del lobo fino de Guadalupe en el Archipiélago San Benito. Modificado de Aurióles-Gamboa *et al.* (2010). Los datos de este estudio se muestran en color.....24
- Figura 6.** Tendencia histórica de los nacimientos (número de crías) de lobo fino de Guadalupe en el Archipiélago San Benito. Modificado de Aurióles-Gamboa *et al.* (2010). Los datos de este estudio se muestran en color.....25
- Figura 7.** Ocupación intra anual temporal (febrero 2014-febrero 2015) del Archipiélago San Benito, por parte del lobo fino de Guadalupe.....25
- Figura 8.** Estructura por categorías de sexo y edad del lobo fino de Guadalupe en el Archipiélago San Benito, durante el periodo de febrero 2014 a febrero 2015.....26
- Figura 9.** Distribución del lobo fino de Guadalupe en el Archipiélago San Benito, febrero de 2014 (N=34). El tamaño de cada círculo es proporcional al número de individuos presentes en el lugar.....27
- Figura 10.** Distribución del lobo fino de Guadalupe en el Archipiélago San Benito, mayo de 2014 (N=2095). El tamaño de cada círculo es proporcional al número de individuos presentes en el lugar27
- Figura 11.** Distribución del lobo fino de Guadalupe en el Archipiélago San Benito, julio de 2014 (N=3710). El tamaño de cada círculo es proporcional al número de individuos presentes en el lugar28
- Figura 12.** Distribución del lobo fino de Guadalupe en el Archipiélago San Benito, septiembre de 2014 (N=1433). El tamaño de cada círculo es proporcional al número de individuos presentes en el lugar28

Figura 13. Distribución del lobo fino de Guadalupe en el Archipiélago San Benito, diciembre de 2014 (N=519). El tamaño de cada círculo es proporcional al número de individuos presentes en el lugar29

Figura 14. Distribución del lobo fino de Guadalupe en el Archipiélago San Benito, febrero de 2015 (N=50). Los puntos sin línea refieren a individuos en mar. El tamaño de cada círculo es proporcional al número de individuos presentes en el lugar.....29

Figura 15. Comparación de nichos isotópicos del lobo fino de Guadalupe del Archipiélago San Benito. Los datos de verano 2012 se muestran en color negro, los de verano 2013 en rojo y los de verano 2014 en verde.....31

Figura 16. Comparación del nicho isotópico del lobo marino de California, del Archipiélago San Benito. Los datos de verano 2012 se muestran en color negro, los de verano 2013 en rojo y los de verano 2014 en verde.....33

Figura 17. Comparación entre el nicho isotópico del lobo fino de Guadalupe (izquierda), y el nicho isotópico del lobo marino de California (derecha) del Archipiélago San Benito, 2012.....34

Figura 18. Comparación entre el nicho isotópico del lobo fino de Guadalupe (izquierda), y el nicho isotópico del lobo marino de California (derecha) del Archipiélago San Benito, 2013.35

Figura 19. Comparación del nicho isotópico del lobo fino de Guadalupe (izquierda), y el lobo marino de California (derecha) del Archipiélago San Benito, 2014.....35

LISTA DE TABLAS

Tabla I. Categorías por sexo y edad del lobo fino de Guadalupe.....	17
Tabla II. Abundancia total (número de individuos) de la colonia de lobo fino de Guadalupe en el Archipiélago San Benito durante los periodos de invierno y verano.....	23
Tabla III. Valores isotópicos ($\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$) promedio (\pm DE) de pelo de crías de lobo fino de Guadalupe (<i>A. p. townsendi</i>) del Archipiélago San Benito. Verano 2012-2014.....	31
Tabla IV. Valores isotópicos ($\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$) promedio (\pm DE) de pelo de crías de lobo marino de California (<i>Z. californianus</i>) del Archipiélago San Benito. Datos de 2013 y 2014 tomados de Sandoval (en proceso).....	32
Tabla V. Comparación de señales isotópicas promedio de pelo de crías de lobo fino de Guadalupe (<i>A. p. townsendi</i>) y lobo marino de California (<i>Z. californianus</i>) del Archipiélago San Benito, verano 2012-2014.....	33

GLOSARIO

δ (Delta): Notación que expresa las diferencias relativas entre las razones de isótopos estables entre una muestra y un estándar. Se expresa en partes por mil (‰).

δ¹³C: Diferencia entre la razón de ¹³C/¹²C de una muestra con respecto a la del estándar PeeDee Belemnita. En estudios de alimentación se usa para definir el tipo de ambiente que utilizan los consumidores (p.e. costero/oceánico).

δ¹⁵N: Diferencia entre la razón de ¹⁵N/¹⁴N de una muestra con respecto a la del estándar de nitrógeno atmosférico. En estudios de alimentación se usa para definir la posición trófica de los consumidores.

Cuello de botella: Rápida reducción en el tamaño de una población.

Dimorfismo sexual: Característica dentro de algunas especies que consiste en la presencia de diferencias fenotípicas entre machos y hembras, especialmente al llegar a la adultez.

Factor trófico de discriminación: Diferencia entre el valor isotópico de un consumidor y el de su alimento.

Fidelidad al sitio: Patrón conductual a partir del cual un individuo regresa a un mismo sitio, natal o no.

Hábitos alimentarios: Referente a la alimentación. Comportamiento que despliegan los organismos para conseguir alimento.

Isótopo estable o pesado: Isótopo que no se desintegra tan fácilmente como los ligeros o que es discriminado a descomponerse durante procesos metabólicos debido a sus características de enlace.

Isótopo: Átomo de un mismo elemento con igual número de protones ($Z+$) y electrones ($e-$) pero diferente número de neutrones (N).

Lobos finos: Otáridos caracterizados por la presencia de una densa capa de pelo de protección (externo y visible) que da un aspecto de espesor lanoso; dígitos de aletas traseras aproximadamente iguales en longitud y forma; y un pabellón auricular relativamente largo y prominente.

Lobos marinos: Otáridos caracterizados por un pelo corto y rígido, con excepción de la melena en los machos de algunas especies; dígitos de aletas traseras desiguales en longitud; y pabellón auricular relativamente corto.

Nicho isotópico: Área (espacio δ) con los valores isotópicos (valores δ) como coordenadas.

Otárido. Pinnípedo que se engloba dentro del grupo de los lobos marinos y los lobos finos o de pelo fino.

Pinnípedo. Grupo de mamíferos que pertenecen al orden Carnívora, incluye focas, lobos marinos, lobos finos y morsas.

Población: Grupo de organismos de una misma especie que ocupan una región geográfica específica, al mismo tiempo.

Posición trófica: Integra la asimilación de la energía o el flujo de masa a través de todas las diferentes vías tróficas que conducen a un organismo. La proporción de los isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) puede ser utilizada para estimar la posición trófica, ya que el $\delta^{15}\text{N}$ de un consumidor es típicamente enriquecido 3-4‰ o relativo a su dieta.

Simpatría: Existencia de dos o más poblaciones de especies estrechamente relacionadas en áreas geográficas idénticas o ampliamente superpuestas.

Superposición trófica.- Uso compartido de los recursos alimenticios por dos o más especies, en tiempo y espacio.

Teutófago: Organismo que se alimentan en su mayoría de cefalópodos.

RESUMEN

En los siglos XVIII y XIX, el lobo fino de Guadalupe (*Arctocephalus philippii townsendi*) (LFG) fue cazado y declarado extinto. Desde 1950, inició su recuperación en Isla Guadalupe y en 1997 se registró el inicio del proceso de recolonización del Archipiélago San Benito. Con el fin de conocer las variaciones en abundancia y los hábitos alimentarios del lobo fino de Guadalupe de San Benito, se realizaron conteos en verano 2012-2014, invierno 2013-2015 y mayo, septiembre y diciembre de 2014, y se obtuvo información isotópica ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$) de pelo de crías (2012=6, 2013=15, 2014=28), que fue comparada con el lobo marino de California (LMC) (n=30/año). Se aplicaron pruebas de X^2 para determinar diferencias entre abundancias, junto con un análisis de viabilidad poblacional para determinar la tasa de crecimiento y viabilidad de la colonia, además de pruebas de U de Mann-Whitney y análisis Bayesianos para comparar nichos isotópicos dentro y entre especies. Las abundancias más altas se presentaron en verano (2012=4,572 y 2014=3,710) y las más bajas en invierno (2013=58, 2014=34, 2015=50), con diferencias significativas entre meses ($p < 0.05$). La colonia está aumentando ($\lambda = 1.31$), y tiene una probabilidad de extinción relativa alta (50% de probabilidad de que la población decline a 50 individuos en 25 años). Se observó una ocupación temporal del archipiélago, principalmente por individuos inmaduros (juveniles y subadultos; ~90%). Se obtuvo un $\delta^{13}\text{C}$ promedio de -17.16‰ , que fue significativamente distinto entre 2012 y 2014 ($p < 0.05$), pero no entre 2012 y 2013 ni entre 2013 y 2014 ($p > 0.05$). El $\delta^{15}\text{N}$ presentó un promedio de 18.49‰ y diferencias significativas ($p < 0.05$) entre años. Los resultados del LFG indicaron una variabilidad interanual más alta (principalmente de $\delta^{15}\text{N}$), hábitos oceánicos y de menor posición trófica, en comparación con el LMC, así como una segregación alimentaria entre estos otáridos, como posible estrategia para evitar competencia.

ABSTRACT

The Guadalupe fur seal (GFS), *Arctocephalus philippii townsendi*, was importantly hunted during the 19th Century and declared extinct. In the 1950's began its recovery at Guadalupe Island, and in 1997 it started recolonizing the San Benito Archipelago (SBA). In order to identify the variations in abundance and feeding habits of the GFS at SBA, counts were made in summer 2012-2014, winter 2013-2015, and in May, September, and December of 2014. Isotopic data ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$) were also gathered from GFS neonates fur (2012=6, 2013=15, 2014=28), which were compared to the California sea lion (CSL) (n=30 neonates fur samples/year). An X^2 test was performed to analyze GFS abundances, along with a population viability analysis to determine the growth and viability of the colony. Also a Mann-Whitney U test and Bayesian analyses were accomplished to compare isotopic niches within and between species. Abundances oscillated with the highest values in summer 2012 and 2014 (3,710 and 4,572), and the lowest values in winter (2013=58, 2014=34, 2015=50), with significant differences among months ($p < 0.05$). The SBA colony it's rapidly increasing ($\lambda = 1.31$), and has a high relative probability of extinction (50% chance that the population decline to 50 individuals in 25 years). A temporary occupation of the archipelago was observed mainly by immature individuals (~90%; juveniles and sub adults). $\delta^{13}\text{C}$ had a mean value of -17.16‰ , which was significantly different between 2012 and 2014 ($p < 0.05$), but not between 2012 and 2013 or between 2013 and 2014 ($p > 0.05$). $\delta^{15}\text{N}$ had a mean value of 18.5‰ , showing significant differences ($p < 0.05$) among years. The GFS results indicated a higher inter-annual variability (particularly of $\delta^{15}\text{N}$), an oceanic foraging habitat (-1.0‰ in $\delta^{13}\text{C}$), and a lower trophic position (-1.8‰ in $\delta^{15}\text{N}$), in relation to the CSL, in addition to a feeding segregation between otariids, as a possible strategy to avoid competition.

1. INTRODUCCIÓN

El lobo fino de Guadalupe, *Arctocephalus philippii townsendi*, es un pinnípedo de talla mediana, miembro de la Familia Otariidae y Subfamilia Arctocephalinae. Se caracteriza por su doble capa de pelo denso y fino, un hocico afilado y aletas delanteras cubiertas de pelo en el área dorsal (Merriam, 1897). La especie presenta dimorfismo sexual marcado (Figura 1). Los machos adultos poseen un pelaje pardo o gris oscuro; presentan melena de color más claro que el resto del cuerpo, con visos grisáceos, y miden ~1.8m (longitud estándar máxima: 2.4m) de la nariz a la cola, pesando entre 160 y 170kg. En contraste, las hembras adultas son más pequeñas que los machos, de color pardo oscuro, miden ~1.3m de la nariz a la cola y pesan entre 40 y 60kg. Las crías son pequeñas y de coloración oscura, casi negra, debido al lanugo con el que nacen y que permanece durante los primeros meses de vida (Jefferson *et al.*, 1994).



Figura 1. Dimorfismo sexual del lobo fino de Guadalupe (*A. p. townsendi*). Diferencia evidente entre macho adulto (derecha) y hembra adulta (izquierda).

Este lobo fino fue casi exterminado en el siglo XIX debido al valor de su pelaje, y en 1897 fue declarado extinto. Desde la década de 1950, la especie inició una recuperación a partir de una población de aproximadamente 14 individuos en Isla

Guadalupe (Hubbs, 1956). En la actualidad se estima una población de alrededor de 17,000 animales (IUCN, 2015), que continúa creciendo un 13.7% anualmente, lo que ha llevado a la recolonización de antiguos sitios de su distribución, como el Archipiélago San Benito (Townsend, 1924; Maravilla y Lowry, 1999). Actualmente y de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, el lobo fino de Guadalupe se encuentra en peligro de extinción.

La distribución del lobo fino de Guadalupe es restringida. Es la única especie del género *Arctocephalus* que se encuentra al norte de la línea ecuatorial, junto con el lobo fino del norte, *Callorhinus ursinus* (Antonelis *et al.*, 1990), que se distribuye en áreas aledañas a Alaska. La mayor parte de la población de *A. p. townsendi*, entre 12,000 y 15,000 individuos, se concentra en Isla Guadalupe, donde ocurre la mayoría (alrededor del 99%) de los nacimientos. Adicionalmente se han reportado algunos lobos finos de Guadalupe en otras islas del sur de California y en las Islas Farallón frente al norte de California, EUA, con creciente regularidad desde 1980. También se han avistado individuos solitarios en el Golfo de California, México (Esperón-Rodríguez y Gallo-Reynoso, 2012).

En 1997 fue descubierta una pequeña colonia de lobos finos de Guadalupe en el Archipiélago San Benito, ~300 km al suroeste de Isla Guadalupe y aproximadamente 70 km de Punta Eugenia, sitio costero perteneciente a la Península de Baja California (Maravilla-Chávez y Lowry, 1999). Posteriormente, en el 2007 se censaron 1,566 animales y las primeras crías nacidas en el archipiélago (Pablo-Rodríguez, 2009). Una última estimación en el verano de 2008, reportó 2,200 individuos. Esta colonia está experimentando un crecimiento exponencial ($r=18.9\%$, $r^2= 0.96$) (Aurioles-Gamboa *et al.*, 2010), patrón que también fue observado para la colonia de lobos finos de Guadalupe de Isla Guadalupe ($r= 13.3\%$) (Gallo-Reynoso, 1994). Esta primera fase de crecimiento de la población ha sido en gran parte el resultado de la emigración de los animales de Isla Guadalupe (Aurioles-Gamboa *et al.*, 2010), siendo la población actual del lobo fino de Guadalupe un solo grupo descendiente de la misma loba reproductiva de Isla Guadalupe, como se ha indicado a través de estudios genéticos. A pesar de que es posible que haya una pérdida de variabilidad genética asociada a la reducción drástica del tamaño de la

población, se ha planteado que la recuperación de esta especie se deberá más a factores no genéticos, como la disponibilidad de alimento durante la reproducción, y sus efectos sobre la supervivencia de las crías (Weber *et al.*, 2004).

El crecimiento relativamente rápido de la población del lobo fino en San Benito se ha atribuido a un aumento en el número de hembras y juveniles durante los últimos años. Sin embargo, las pocas crías reportadas (<10) pudieron haber sido el resultado de las hembras gestantes que emigraron de Isla Guadalupe. Incluso se ha sugerido que los nueve cachorros observados durante 1997 por Maravilla-Chávez y Lowry (1999) eran en realidad juveniles, ya que durante ese conteo no fueron considerados el sexo y la edad, lo que sugiere dificultades para diferenciar a los animales (Auriolles-Gamboa *et al.*, 2010).

El lobo fino de Guadalupe es una especie poligínica; los machos dominantes defienden sus territorios alrededor de seis semanas, manteniendo a las hembras dentro del mismo (Pierson, 1978; Peterson *et al.* 1968; Croxall y Gentry, 1986). Las hembras alcanzan la madurez sexual entre los tres y cuatro años, mientras que los machos hasta los cinco años. El periodo reproductivo ocurre durante el verano (junio-agosto), con un pico de nacimientos a finales de junio. Las actividades de reproducción tienen lugar en tierra, así como en pozas y en zonas de poca profundidad (Pierson, 1978; Gallo-Reynoso, 1994).

El periodo de gestación tiene una duración aproximada de un año. Las hembras dan a luz a una sola cría, copulan con los machos alrededor de una semana posterior al parto, y dejan a su cría para alimentarse, alternando períodos de alimentación en el mar con el amamantamiento en tierra. Al término de la temporada reproductiva, los machos adultos llevan a cabo una migración, para después arribar de regreso a la colonia, a diferencia de las hembras, que permanecen con sus crías hasta el destete a finales de invierno y principios de la primavera. El periodo de lactancia tiene una duración de nueve meses aproximadamente (Pierson, 1978).

Las hembras, al permanecer con sus crías en tierra, se vuelven residentes de las zonas de reproducción, por lo que sus viajes de alimentación se llevan a cabo en regiones circundantes a estas colonias, como parte de la estrategia de alimentación

denominada “Ciclo Alimentario”, característica de los otáridos (Boness y Bowen, 1996).

La información existente sobre las zonas de alimentación del lobo fino de Guadalupe se han obtenido a partir de estudios de telemetría en Isla Guadalupe (Gallo-Reynoso *et al.*, 2008), que indican que algunas hembras (n=3) se alimentan entre los 23°00' y 31°00' N y los 114° y 122° O. Éstas frecuentaron aguas oceánicas, a una distancia y tiempo promedio de 444 ± 151 km y 14 ± 8.2 días respectivamente, y a profundidades de 16.9 ± 1.4 m con una duración de buceo modal de 0.6 min (Lander *et al.*, 2000). Derivado de lo anterior y de acuerdo con la ubicación de la lobera de Isla Guadalupe, los sitios de alimentación pueden estar a una distancia de hasta 589 km (Gallo-Reynoso, 1994; Gallo-Reynoso *et al.*, 2008).

Poco se sabe sobre los hábitos alimentarios del lobo fino de Guadalupe y su relación trófica con otros pinnípedos. La dieta de este otárido es principalmente teutófaga, con presas como el calamar gigante (*Dosidicus gigas*), el calamar ganchudo (*Onychoteuthis compacta*) y el calamar opalescente (*Dorytheutis opalescens*), con la inclusión de algunos peces como la anchoveta (*Engraulis mordax*), la merluza del Pacífico (*Merluccius productus*) y la macarela (*Scomber japonicus*) (Antonelis y Fiscus, 1980; Seagars, 1984), con variaciones de acuerdo al sitio de estudio y periodo bajo análisis (Gallo-Reynoso y Esperón-Rodríguez, 2013).

Estudios de análisis de excretas de lobos finos del Archipiélago San Benito muestran que la dieta de este otárido está compuesta en más de un 95% por cefalópodos y un 4.4% por peces (Camacho-Ríos, 2004; Amador-Capitanachi, 2015). Otro estudio de análisis de excretas durante invierno de 2007, mostró que 46 excretas presentaron 322 picos de cefalópodos (87%), cinco tuvieron 11 otolitos de peces (9%) y en dos se hallaron restos de crustáceos (4%) (Pablo-Rodríguez, 2009).

Para el verano de 2007, Esperón-Rodríguez (2008) encontró que el calamar constituyó el 92.6% de la dieta de lobos finos, con *D. opalescens* como la presa más importante (51.1%), proporcionando la biomasa más grande en la dieta, mientras que los peces constituyeron el 7.4%. Este resultado refleja la preferencia por los calamares en la dieta, e indica que el lobo fino de Guadalupe tiene cierta plasticidad en sus preferencias alimentarias.

En cuanto a la dieta en la Isla Guadalupe, Gallo-Reynoso (1994) y Gallo-Reynoso *et al.* (2008) encontraron una mayor diversidad en la dieta de lobos finos, con más presencia de peces pelágicos, en comparación con la dieta de estos otáridos en el Archipiélago San Benito. En cuanto a los calamares, *O. compacta* fue la presa más común, aunque también hallaron *D. gigas* y *S. luminosa*, pero no *D. opalescens* como un componente de la dieta. Esto se debe a que este calamar se encuentra sólo en la plataforma continental y en el talud de Baja California, donde forman grandes agregaciones costeras durante la temporada reproductiva (verano) del lobo fino de Guadalupe. Quizás por esta razón, los lobos finos se alimentan principalmente de esta especie en San Benito (Auriol-Gamboa y Camacho-Ríos, 2007; Esperón-Rodríguez, 2008; Amador-Capitanachi, 2015).

Gallo-Reynoso y Esperón-Rodríguez (2013) y Amador-Capatinachi (2015) plantearon que las variaciones en el comportamiento de forrajeo del lobo fino de Guadalupe, podrían ser consecuencia de diferencias en el comportamiento de sus especies presa. Por consiguiente, es posible suponer que si alguna presa principal de calamar declina o no se encuentra disponible como respuesta a las condiciones temporales y locales de cada sitio, entonces los lobos finos podrían alimentarse de otras especies de cefalópodos o quizás aumentar su consumo de peces.

El espectro alimentario reportado para diferentes colonias y periodos, dentro de estos escenarios variables en la alimentación del lobo fino de Guadalupe, coincide con el planteamiento de Bowen y Siniff (1999), quienes indican que las principales fuentes de energía en la dieta de mamíferos marinos provienen de dos a cinco especies presa, dependiendo de la temporada y la zona geográfica en la que viven.

Los viajes de alimentación del lobo fino de Guadalupe comienzan por lo regular al atardecer y terminan al amanecer, aprovechando la migración vertical de calamares (Hanni *et al.*, 1997), lo que sugiere que los lobos finos no hacen movimientos verticales muy profundos para alimentarse, a diferencia del lobo marino de California, *Z. californianus*, especie simpátrica que lleva a cabo buceos más profundos, aunque desplazamientos horizontales más cortos (Camacho-Ríos, 2004).

En el presente estudio se analizó el proceso de recolonización del lobo fino de Guadalupe (*A. p. townsendi*) del Archipiélago San Benito, así como sus hábitos

alimentarios, los cuales son aspectos de su ecología que podrían estar relacionados. Además se realizó una comparación alimentaria inter-anual con el lobo marino de California (*Z. californianus*), cuya dieta se considera estable en la región, en comparación con el lobo fino de Guadalupe. Esta premisa se basa en el hecho de que su residencia y abundancia interanual es más constante en el archipiélago (Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2015).

El lobo marino de California también fue explotado durante los siglos XIX y XX, causando reducciones de su población. A pesar de esto, actualmente es el pinnípedo más abundante en México, con una población total (Estados Unidos y México) de alrededor de 355,000 individuos (Aurioles-Gamboa y Zavala-González, 1994; Lowry y Maravilla-Chávez, 2005; Szteren *et al.*, 2006).

Esta especie también es sexualmente dimórfica. Los machos alcanzan una longitud de 2.4 m, y peso de más de 390 kg. Las hembras sólo llegan a medir 2 m, y pesan 110 kg en promedio. Las crías miden 80 cm de largo y pesan 6-9 kg al nacimiento (Peterson y Bartholomew, 1967).

La temporada reproductiva de este lobo marino tiene lugar de mayo a julio. Los machos adultos son altamente poligínicos y las hembras adultas permanecen en tierra con sus crías durante siete días antes de su primer viaje de alimentación, que tiene una duración de dos a tres días (García-Aguilar y Aurioles-Gamboa, 2003). La mayoría de los cachorros son destetados a los 12 meses de edad (Newsome *et al.* 2006).

Z. californianus se alimenta de una amplia variedad de presas, pero por lo general mantienen una preferencia por cuatro o cinco especies, a menudo tomando lo que es abundante localmente o estacionalmente en las áreas que habitan (Lowry *et al.*, 1990; García-Rodríguez y Aurioles-Gamboa, 2004). Su dieta es principalmente ictiófaga con presas como la sardina (*Opisthonema sp.*), la merluza del Pacífico (*Merluccius productus*), la merluza panameña (*Merluccius angustimanus*), el rocote estrellado (*Sebastes constellatus*) y el lenguado del Pacífico (*Microstofus pacificus*), aunque también se incluyen cefalópodos como el calamar opalescente (*D. opalescens*), y el pulpo manchado (*Octopus bimaculatus*) (Aurioles-Gamboa *et al.*, 1984; García-Rodríguez y Aurioles-Gamboa, 2004; Pablo-Rodríguez, 2009).

A pesar de que la dieta de *Z. californianus* está compuesta principalmente por peces (51%), parte de ésta está constituida por las principales especies presa de *A. p. townsendi*, tales como *D. opalescens*, *D. gigas*, *O. compacta* y *Gonatus sp.* Lo anterior, aunado a que estos otáridos (lobo fino y lobo marino) se reproducen en la misma época, y a que ambos tienen periodos de lactancia mayores a seis meses, la competencia por alimento y espacio podría tener lugar, si el recurso disminuye (Pablo-Rodríguez, 2009; Amador-Capitanachi, 2015). Esta superposición potencial entre las dietas de ambos otáridos es de especial interés, contiguo al proceso de recolonización del fino de Guadalupe en San Benito.

Los estudios mencionados anteriormente, para ambos otáridos, se basaron en el análisis e identificación de otolitos y picos. A través de este tipo de técnicas es posible determinar las especies presa a niveles taxonómicos de alta resolución, ocasionalmente hasta el nivel de especie; sin embargo el uso único de otolitos y picos de calamar para determinar dietas presenta algunas limitaciones que dan como resultado una subestimación temporal y de espectro trófico por degradación de estructuras por procesos digestivos, impidiendo su adecuada identificación. Por otro lado la ventana temporal asociada a una excreta tiene que ver con el último viaje de alimentación del individuo, comprometiendo su representatividad (Pierce y Boyle, 1991; Cottrell *et al.*, 1996). Otros inconvenientes se presentan durante la recolecta de las excretas, tales como mareas, hora del día, problemas de acceso e inexperiencia (Mellink y Romero-Saavedra, 2005). El uso de técnicas basadas en isótopos estables resuelve varios de estos problemas (Pérez-Crespo y Valdivia, 2010), ya que es posible inferir información tanto sobre el alimento ingerido como el asimilado para distintos periodos de tiempo (días, meses o años) dependiendo del tejido utilizado y su tasa de recambio (Porrás *et al.*, 2008; Páez-Rosas, 2011; Pablo-Rodríguez, 2009; Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2013), permitiendo comparaciones entre individuos, poblaciones y especies (De Niro y Epstein, 1978; De Niro y Epstein, 1980; Páez-Rosas, 2011, Páez-Rosas *et al.*, 2012).

2. ANTECEDENTES

En el siglo XIX el lobo fino de Guadalupe fue casi exterminado por cazadores de pieles provenientes principalmente de Norteamérica y Europa. Hubbs (1956), reportó una cacería masiva en isla Guadalupe durante el periodo de 1831 y 1881. Posteriormente, Townsend (1924) reportó un total de 5,575 lobos finos obtenidos en Isla Guadalupe e Islas San Benito en el periodo de 1876 a 1894. Finalmente, una estimación hecha por Reeves *et al.* (1992), reportó un total de 52,000 lobos finos sacrificados en islas mexicanas.

Como es el caso de otras especies de lobos finos, se posee poca información sobre la abundancia de la población de *A. p. townsendi* antes y durante la caza comercial a gran escala. Hubbs (1956) propuso una estimación de la población original de la Isla de Guadalupe de al menos 200,000 lobos finos. Sin embargo, basándose en la información disponible, Fleischer (1978) propuso un número mucho más bajo, de tan sólo 20,000. No obstante, otros autores sugieren que el mínimo poblacional debió ser de 30,000 lobos finos, basándose en el tamaño del hábitat y de la población actual (20,000 en Isla Guadalupe y 10,000 en otros sitios) (IUCN, 2015), así como en los registros de navegación del siglo XIX (Seagars, 1984).

Se sugiere que la distribución histórica de esta especie fue de aproximadamente 2,400 km, extendiéndose desde las Islas Revillagigedo, en México (18°N) y Monterey Bay en California, EUA (37°N) (Townsend, 1924; Fleischer, 1978; Hamilton, 1951), e incluso hasta las islas Farallón, California (38°N) (Starks, 1922). Se ha propuesto que los sitios de reproducción a finales del siglo XIX estaban en las Islas del Canal (Walter y Craig, 1979), Isla Guadalupe, Archipiélago San Benito, Isla Cedros e incluso Isla Socorro, en el Archipiélago Revillagigedo (Berdegué, 1956; Peterson *et al.*, 1968; Reppening *et al.*, 1971; Weber *et al.*, 2004).

Después del re-descubrimiento de la especie en 1954 en Isla Guadalupe (Hubbs, 1956), no fue sino hasta 1997 que se reportaron los primeros individuos en el Archipiélago San Benito, con un total 256 lobos finos (Maravilla-Chávez y Lowry, 1999). Esta colonia incipiente ha ido aumentando de acuerdo a los siguientes estudios, especialmente a partir de las medidas de protección implementadas por el

gobierno mexicano (Aurioles-Gamboa *et al.*, 2010; Esperón-Rodríguez y Gallo-Reynoso, 2012).

Roux (1987) describió la recolonización de otra especie del género *Arctocephalus*; el lobo fino subantártico, *A. tropicalis*. Este proceso se divide en cuatro fases sucesivas: 1) La fase de “supervivencia” que se extiende desde el cese de la explotación humana al inicio de los nacimientos (es decir, individuos que sobreviven aseguran la existencia de una población remanente para su reproducción eventual); 2) La fase de “creación” que es el período en el que los nacimientos están restringidos a unas pocas colonias fundadoras; 3) La fase de “recolonización”, en la que incrementa la población y surgen nuevas colonias en respuesta a una escasez de espacio en las colonias fundadoras; y 4) La fase de “madurez” que inicia con la disminución de la tasa de crecimiento de la población, causada por factores dependientes de la densidad, tales como una escasez absoluta de espacio en tierra o alimento en el mar.

Esperón-Rodríguez y Gallo-Reynoso (2012) mencionaron que es probable que la colonia de San Benito se encuentre en la etapa de recolonización (fase 3), caracterizada por rápidas tasas de crecimiento ($r > 0.20$) resultantes de la inmigración desde Isla Guadalupe (Shaughnessy *et al.*, 1995), y la disponibilidad de espacio en tierra, factores que, junto con la disponibilidad del alimento, serán los determinantes para la recuperación exitosa del lobo fino de Guadalupe (Weber *et al.*, 2004).

Aurioles-Gamboa *et al.* (2010) realizaron conteos durante la época reproductiva de esta especie, encontrando: 582 individuos en el año 2000; 1,013 en septiembre de 2006; 1,566 en julio de 2007; y 2,113 ejemplares en julio de 2008, evidenciando el crecimiento de esta colonia, con un aumento poblacional de 18.9%, que se espera continúe de este modo. Respecto al número de crías, se reportaron cuatro, siete y ocho respectivamente.

La recuperación del lobo fino de Guadalupe ha sido lenta con respecto a otras especies de pinnípedos como el elefante marino del norte (*Mirounga angustirostris*), cuya explotación fue simultánea e igualmente intensa a la del lobo fino de Guadalupe. Sin embargo, la población actual de *M. angustirostris* se estima en 210,000-239,000 individuos (Lowry *et al.*, 2014). Considerando que ambas especies

sufrieron una reducción poblacional semejante y utilizaron el mismo sitio como refugio (San Benito), el éxito del elefante marino se ha atribuido a la duración de la lactancia (28 días en el elefante marino y 8-10 meses en el lobo fino) y la capacidad de buceo (500-1000 m de profundidad en el elefante marino y alrededor de 30 m en el lobo fino) que influyen sobre el tipo de alimentación (Camacho-Ríos, 2004).

El análisis de isótopos estables de nitrógeno y carbono se ha utilizado de modo importante durante los últimos 20 años dentro del estudio de la ecología trófica, como técnica complementaria para determinar aspectos relacionados con posición trófica y fuentes de alimentación (Rau *et al.*, 1983; Hobson y Welch, 1992; Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2013a). Una de las ventajas de esta técnica radica en que la información que provee, está asociada al alimento asimilado y no sólo al ingerido; además de que puede variar dependiendo de la tasa metabólica o de renovación del tejido utilizado, por lo que genera información relativa a días (suero sanguíneo), semanas (glóbulos rojos), meses (pelo, piel o músculo) o años (hueso o colágeno dental) (Tieszen *et al.*, 1983; Hobson y Clark, 1992; Hobson *et al.*, 1996). A través de esta técnica no es posible identificar taxonómicamente a las especies que conforman una dieta pero es factible hacer inferencias acerca de la conducta alimentaria: posición y amplitud trófica (isótopo estable de nitrógeno) y el uso de diferentes áreas de alimentación (isótopo estable de carbono). Lo anterior permite hacer comparaciones entre individuos, poblaciones y especies, siempre y cuando se utilice el mismo tejido, y éste sea colectado preferentemente durante el mismo periodo de tiempo (Koch *et al.*, 1994; Auriol, *et al.*, 2006). Todas estas aproximaciones tienen implicaciones importantes si se toma en consideración que se pueden analizar flujos de energía dentro de los ecosistemas (Post, 2002).

El pelo es un tejido inerte que refleja la dieta durante el crecimiento del mismo (Tieszen *et al.*, 1983; Hobson *et al.*, 1996; Darimont y Reimchen, 2002). Este crece de manera asincrónica entre crías de otáridos y sus madres, por lo que no reflejan la misma información trófica en términos de tiempo. Las crías nacen con un pelo oscuro, cuyo desarrollo comienza en el feto (p. e. lobo marino de California), alrededor del séptimo mes de gestación (Odell, 1972), y posteriormente mudan a una coloración gris (en lobos finos) cuando alcanzan los 3-5 meses de edad (Bauer *et al.*,

1964; Reeves *et al.*, 2002), mientras que la muda en los adultos se da de manera gradual a lo largo del año; en los lobos finos maduros, la muda puede tomar hasta tres años (Berta, 2012). Debido a lo anterior se asume que el pelo recolectado de las crías representa la alimentación de la madre, integrada durante los últimos tres a cuatro meses previos del muestreo (Newsome *et al.*, 2006; Porrás-Peters *et al.*, 2008; Aurióles-Gamboa *et al.*, 2009; Páez-Rosas y Aurióles-Gamboa, 2010; Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2013b). De esta manera, el pelo de las crías es un indicador de los hábitos alimentarios de sus madres, únicamente durante los últimos meses de gestación y los primeros meses de lactancia, ventana de tiempo más estrecha que la proporcionada por el pelo de las madres (Aurióles-Gamboa *et al.*, 2006; 2009).

Los cachorros han sido utilizados como indicadores de la alimentación de sus madres en estudios de ecología trófica de especies como el lobo marino de California (Newsome *et al.*, 2006; Porrás *et al.*, 2008); el lobo marino de Galápagos, *Z. wolfebaeki* (Páez-Rosas y Aurióles-Gamboa, 2010); el elefante marino del norte (Aurióles-Gamboa *et al.*, 2006; Riofrío-Lazo *et al.*, 2012); y la foca de puerto (Elorriaga-Verplancken *et al.* 2013b), así como para llevar a cabo comparaciones entre especies como el lobo marino de California y el lobo marino de Galápagos (Aurióles-Gamboa *et al.*, 2009).

El uso de crías para el estudio de los hábitos alimentarios de sus madres es posible ya que los cachorros aún no son consumidores independientes. Los tejidos de los cachorros son el resultado del catabolismo de los tejidos de las madres (grasa y músculo) que producen la leche materna, simulando la relación entre presa y depredador (Aurióles *et al.*, 2006; Newsome *et al.*, 2006; Porrás *et al.* 2008; Páez-Rosas y Aurióles-Gamboa, 2010; Riofrío-Lazo *et al.*, 2012; Elorriaga-Verplancken *et al.* 2013b). Debido a lo anterior, suele presentarse un enriquecimiento isotópico ($\delta^{15}\text{N}$) en crías de alrededor de 2‰ con respecto a hembras adultas (Porrás-Peters *et al.*, 2008).

Elorriaga-Verplancken *et al.* (sometido), estimaron el factor trófico de discriminación entre madres y crías de lobo fino de Guadalupe, por medio del análisis isotópico en pelo recolectado durante el periodo reproductivo de 2014, reportando un

valor promedio de $1.0 \pm 0.44\text{‰}$ para $\delta^{15}\text{N}$ y $-0.2 \pm 0.6\text{‰}$ para $\delta^{13}\text{C}$, el cual puede ser menor en crías respecto a sus madres, ya que el alto contenido de lípidos de la leche está enriquecido en ^{12}C , lo que disminuye la señal de $\delta^{13}\text{C}$.

De modo particular, ya antes se ha comparado isotópicamente ($\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$) a crías de lobo fino de Guadalupe con crías de lobo marino de California; sin embargo esto se llevó a cabo para un solo año, en el verano de 2007 (Pablo-Rodríguez, 2009). En este caso se reportaron señales más bajas para ambos isótopos, para el lobo fino, en comparación con el lobo marino, indicando hábitos más oceánicos y de menor posición trófica para el primero, y con una aparente segregación entre los dos otáridos.

3. JUSTIFICACIÓN

Existen datos históricos de la abundancia del lobo fino de Guadalupe en el Archipiélago San Benito, particularmente durante verano y ocasionalmente en invierno (Angell, 2014); sin embargo se desconoce cómo varía la abundancia y estructura de clases de sexo y edad a lo largo de un año; así como sus interacciones tróficas con el ambiente y otros pinnípedos simpátricos a lo largo de una serie de tiempo importante, de al menos tres años, como la que se presenta en este trabajo (2012-2014) con base en isótopos estables de N y C.

Las características alimentarias del lobo fino de Guadalupe y otros pinnípedos pueden cambiar en función de la abundancia de la colonia, por lo que su supervivencia depende del éxito de forrajeo y de manera subsecuente el éxito reproductivo que determina el crecimiento poblacional. El éxito de forrajeo a su vez depende de las interacciones entre especies, la abundancia de las presas, y la competencia por las mismas (Hutchinson, 1978).

Las especies con rangos de forrajeo similares pueden, potencialmente, competir por las mismas presas (Costa *et al.*, 2006). Debido a lo anterior, la abundancia y hábitos alimentarios son aspectos que deben monitorearse sistemáticamente, especialmente en especies en peligro, como es el caso del lobo fino de Guadalupe, cuya colonia en proceso de recolonización aún no alcanza su capacidad de carga.

La información ecológica de esta especie es escasa si se compara con la de otros pinnípedos. Los resultados de este estudio serán de utilidad para definir, de manera precisa, el estatus de conservación de este lobo fino y de los ecosistemas donde habita.

4. OBJETIVOS

4.1 Objetivo general

Conocer el estado actual de la población y los hábitos alimentarios maternos ($\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$) del lobo fino de Guadalupe (*Arctocephalus philippii townsendi*) del Archipiélago San Benito, Baja California, México, durante el periodo 2012-2015.

4.2 Objetivos particulares

1. Determinar la variación inter anual en la abundancia del lobo fino de Guadalupe en el Archipiélago San Benito durante el periodo 2012-2014.
2. Realizar un análisis de viabilidad poblacional para determinar la tasa de crecimiento de la población y su viabilidad.
3. Conocer la variación en la abundancia del lobo fino y su distribución en el archipiélago durante el periodo febrero 2014-febrero 2015.
4. Determinar los hábitos alimentarios maternos del lobo fino de Guadalupe (2012-2014) en términos de posición trófica y uso de hábitat con base en el $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$.
5. Contrastar la información isotópica del lobo fino de Guadalupe con la de un otárido de la región, el lobo marino de California (*Zalophus californianus*).

5. ÁREA DE ESTUDIO

El Archipiélago San Benito (Figura 2) es un grupo de tres pequeñas islas volcánicas, que llevan por nombre: Isla San Benito Este, Isla San Benito del Centro e Isla San Benito Oeste (Boswall, 1978). Éstas islas se ubican en la parte sur del Sistema de la Corriente de California, 30 km al noroeste de la Isla Cedros en el estado de Baja California, México ($28^{\circ} 18' N$ y $115^{\circ} 32' O$). El archipiélago presenta un área combinada de 6.4 km^2 (Donlan *et al.*, 2000).

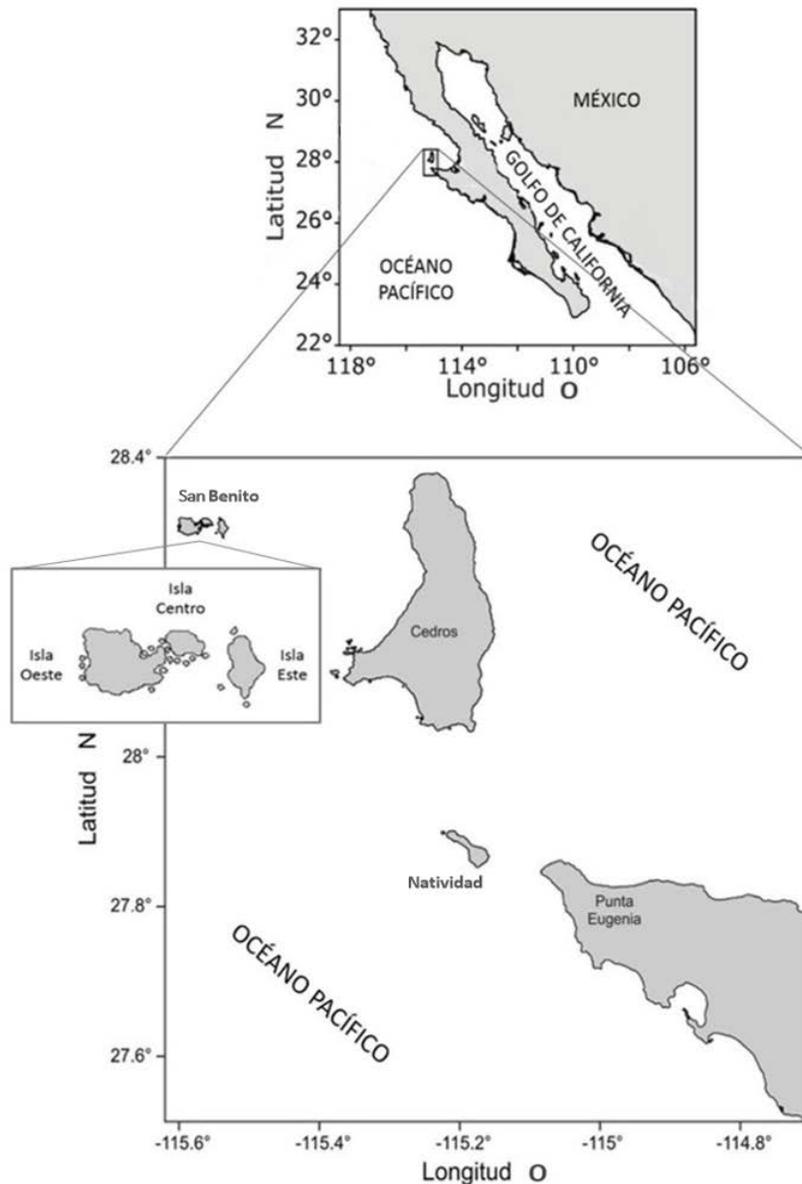


Figura 2. Área de estudio. Archipiélago San Benito, Baja California, México.

La Isla San Benito del Centro es la más pequeña (0.53 km²); esta isla es plana y está compuesta por algunas playas de arena. También está separada de la Isla del Oeste por un canal de 2.74-8.23 m de profundidad, ésta última también tiene una zona de playas de arena, aunque predominan los acantilados y playas de canto rodado. La isla del Este posee un área de 1.04 km²; está constituida por playas de arena y zonas rocosas (Auriolles-Gamboa *et al.*, 2010) y se separa de la isla del Centro por el Canal de Peck, de profundidades entre 21.94-36.57 m. En general todas estas islas presentan playas de canto rodado, pisos de basalto y rocas pertenecientes al Jurásico (Junak y Philbrick, 1999).

Las islas se ubican cerca de la interfase entre la placa continental y la oceánica (Cohen *et al.*, 1963) y presentan una importante influencia de la Corriente de California. Las variaciones estacionales de esta corriente están controladas fuertemente por las variaciones en los vientos. Durante la primavera y verano se intensifican los vientos del noroeste debido a que la baja térmica continental se acentúa (Hickey, 1979). Los vientos son predominantemente paralelos a la costa y del noroeste a todas latitudes. Esta es una condición que favorece la generación de surgencias costeras. En el otoño se desarrolla la contracorriente costera en superficie, mientras que en el invierno la baja térmica se debilita y el gradiente de presión se reduce, debilitando los vientos del noroeste (Parés-Sierra *et al.*, 1997). Lynn y Simpson (1987) reportaron que en la época de verano se desarrollan remolinos ciclónicos cerca de la costa. En el régimen otoño-invierno el nivel del mar es alto en la costa y la temperatura es relativamente más alta. Para el régimen de primavera verano, el nivel del mar es bajo y la temperatura del agua es relativamente más baja (Strub *et al.*, 1987).

Estas características oceanográficas alrededor del Archipiélago San Benito producen un ambiente de alta productividad a lo largo del año, lo cual favorece la presencia de importantes colonias de pinnípedos. A lo largo de las tres islas del archipiélago cohabitan cuatro especies: el elefante marino del norte (*M. angustirostris*) la foca de puerto (*Phoca vitulina*) el lobo marino de California (*Z. californianus*) y el lobo fino de Guadalupe (*A. p. townsendi*) (Angell, 2014).

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 Trabajo de campo

Los conteos se realizaron de modo directo, durante verano 2012-2014, invierno 2013-2015 y adicionalmente en mayo, septiembre y diciembre de 2014 (meses de transición entre verano e invierno). Se realizaron nueve salidas de campo, con una duración aproximada de 10 días cada una, recorriendo el archipiélago del mismo modo en dichas ocasiones y con base en técnicas validadas del censo de pinnípedos (Auriol-Gamboa *et al.*, 2010; Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2015). El esfuerzo se realizó con la ayuda de binoculares e involucró dos modalidades:

1. Panga: Se realizaron conteos desde una embarcación con motor fuera de borda, a una distancia de aproximadamente 30 m de la orilla.
2. Tierra: Se realizaron recorridos caminando en las tres islas (con precaución para no causar estampidas), contando rápidamente a los individuos tanto en la tierra como en el mar (cercanos).

Los lobos finos de Guadalupe se separaron en cinco categorías, con base en criterios establecidos (Tabla 1) (Gallo-Reynoso, 1994; Angell, 2014): Macho Adulto (MA), Macho Subadulto (MS), Hembra Adulta (HA), Juvenil (J) y Cría (C).

Tabla I. Categorías por sexo y edad del lobo fino de Guadalupe.

Clases de edad	Características	Largo promedio (cm)	Peso promedio (kg)
Machos adultos	Color café oscuro con coloración más clara en el pecho	200	188 ± 27
Machos subadultos	Más pequeños que machos adultos y más grandes que hembras adultas	180	124
Hembras adultas	Color entre café oscuro y gris	148 ± 8	49.1 ± 5.7
Juveniles	Pequeños (más grandes que crías) y color café o gris	---	---
Crías	Color negro	50	5.3

6.2 Análisis de datos de abundancia

Se realizó un análisis de viabilidad poblacional (AVP) a partir de datos de conteos históricos del lobo fino de Guadalupe realizados durante la temporada reproductiva en San Benito, incluyendo los conteos (2012-2014) obtenidos en este estudio. El AVP es un enfoque cuantitativo para la evaluación de los factores que afectan la viabilidad de las poblaciones de las especies, sobre todo cuando las series de datos a largo plazo de una especie no se encuentran disponibles (Beissinger y Westphal, 1998). Esta herramienta permite estimar las probabilidades de supervivencia de las poblaciones en distintas condiciones a partir de datos históricos sobre la influencia de los factores ambientales y externos sobre la población (Galimberti *et al.*, 2001), y se basa en el modelo de Dennis *et al.* (1991). En este estudio, el umbral de extinción se estableció a los 50 individuos.

De manera particular se aplicaron pruebas de X^2 para determinar diferencias entre las abundancias observadas a lo largo del año (febrero 2014-febrero 2015). Posteriormente se realizaron mapas de ocupación del archipiélago por medio de los datos de abundancia del mismo periodo, y del sistema de posicionamiento global (GPS) correspondientes.

Para el análisis de la estructura de la colonia de lobo fino de Guadalupe del Archipiélago San Benito, se utilizaron los datos de abundancia por categoría de sexo y edad del periodo febrero 2014-febrero 2015. Las categorías de juvenil y subadulto se agruparon dentro de una misma: “individuos inmaduros”.

6.3 Recolecta de muestras de pelo de crías

Se recolectaron 6, 15 y 19 muestras de pelo de crías de lobo fino de Guadalupe durante parte del periodo reproductivo (julio) de 2012, 2013 y 2014. Cabe mencionar que estos números corresponden a las crías disponibles, ya que los nacimientos en este sitio son casi inexistentes (Auriolles-Gamboa *et al.*, 2010; Angell, 2014). Para obtener las muestras, las crías fueron capturadas por medio de redes, y posteriormente inmovilizadas para realizar el corte desde la base por medio de tijeras (Figura 3), en un área de 5 x 5cm de la región dorsal (Figura 4). Las muestras fueron

almacenadas en sobres de papel etiquetados y marcados con datos de localidad, longitud y sexo de las crías.



Figura 3. Inmovilización de crías de lobo fino de Guadalupe para la recolecta del pelo.



Figura 4. Zona de corte de pelo de cría de lobo fino de Guadalupe. Se señala con una flecha la zona dorsal-posterior del organismo donde se realizó el corte.

Adicionalmente, se obtuvieron 30 muestras de pelo de crías de lobo marino de California, *Z. californianus* del Archipiélago San Benito, durante verano de 2012, para la posterior comparación de la información isotópica de estas dos especies simpátricas. También se utilizaron datos isotópicos de pelo de lobo marino de California correspondientes a la temporada reproductiva de 2013 y 2014 (Sandoval, en proceso). *Z. californianus* ha sido utilizado en estudios previos como punto de comparación con el lobo fino (Camacho-Ríos, 2004; Pablo-Rodríguez, 2009), no sólo por ser especie simpátrica, sino por ser un otárido cuya abundancia es relativamente estable en el archipiélago (Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2015), y probablemente también lo sean sus hábitos alimentarios.

6.4 Procesamiento de muestras para análisis isotópico

Todas las muestras de pelo fueron lavadas y procesadas en el Laboratorio de Química del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN). Cada muestra se lavó con agua destilada para eliminar sales y residuos de arena. Posteriormente, se limpiaron en tres ocasiones con una solución de acetona/hexano (en proporción 1:1), manteniéndolas sumergidas en la solución por 24 h dentro de una campana de extracción, hasta evaporar. Este proceso se aplicó para eliminar impurezas.

Posteriormente las muestras de pelo se cortaron finamente con ayuda de pinzas y tijeras y se homogenizaron con un mortero de ágata; lo anterior se realizó en una campana de flujo laminar para evitar contaminación.

Finalmente las muestras se sellaron en cápsulas de estaño de 8 x 5 mm, y se pesó aproximadamente 1mg de cada muestra por medio de una micro balanza analítica con precisión de 0.001 mg. Las cápsulas se empaquetaron para ser enviadas al Laboratorio de Isótopos Estables de la Universidad de California en Santa Cruz, California, EUA.

6.5 Análisis isotópico de las muestras

Cada muestra fue procesada en un analizador elemental Carlo-Erba (NC 2500) en interfase con un espectrómetro de masas Finnegan Delta Plus XL, con el fin

de determinar los valores isotópicos ($\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$) correspondientes. La proporción de isótopos estables se representó a través de la notación delta (δ), de acuerdo a la ecuación propuesta por De Niro y Epstein (1978):

$$\delta^{15}\text{N} \text{ o } \delta^{13}\text{C} = 1000[(R_{\text{muestra}}/R_{\text{estandar}}) - 1]$$

Donde:

$\delta^{15}\text{N}$ o $\delta^{13}\text{C}$ = La diferencia expresada en partes por mil (‰) entre el contenido de ^{15}N o ^{13}C de la muestra y de la del estándar.

R_{muestra} y R_{estandar} = Las concentraciones del isótopo pesado sobre el ligero, respectivamente.

Las razones de los isótopos estables de nitrógeno y carbono se midieron por flujo continuo en el espectro de masas de razones isotópicas (20 – 20 PDZ Europa) después de la combustión de las muestras a CO_2 y a N_2 a 1000 °C en el analizador elemental (PDZ Europa ANCA-GSL).

Los gases se separaron en una columna cromatográfica antes de la introducción en el espectrómetro de masas. Las razones isotópicas de las muestras se compararon con las razones de los gases estándares de trabajo inyectados directamente al espectrómetro de masas; el sulfato de amonio ($\delta^{15}\text{N} = 1.33\text{‰}$) se utilizó como estándar para la calibración de la señal isotópica de nitrógeno y la sacarosa ($\delta^{13}\text{C} = -23.83\text{‰}$) para el carbono. Éstos son calibrados periódicamente contra los estándares internacionalmente reconocidos para estos elementos: Pee Dee Belemnita (PDB) ($\delta^{13}\text{C} = 0.011\text{‰}$) para carbono, y nitrógeno atmosférico ($\delta^{15}\text{N} = 0.004\text{‰}$) para nitrógeno. La precisión analítica de estos estándares durante el procesamiento de las muestras de pelo fue de $\pm 0.2\text{‰}$ para ambos isótopos estables.

6.6 Análisis de datos isotópicos

Se utilizó la prueba de Shapiro Wilks (Statistica 7.0) con el fin de determinar la distribución de los datos. Dado que la distribución de los datos fue de tipo anormal, se realizaron pruebas estadísticas no paramétricas de U de Mann-Whitney entre los años muestreados (2012-2014) de *A. p. townsendi* (pruebas intra-específicas) y entre *A. p. townsendi* y *Z. californianus* (pruebas inter-específicas) de 2012.

Finalmente, se aplicó la rutina SIBER (Stable Isotope Bayesian Ellipses in R) dentro del paquete SIAR (Stable Isotope Analysis for R) en el programa R. Este método utiliza las simulaciones en cadena de Markov Monte Carlo para construir los parámetros de elipses bivariadas y polígonos convexos que delimitan el espacio del nicho isotópico (valores $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$) con un intervalo de confianza del 95%. El área del nicho y la superposición se estimaron con base en 100,1000 simulaciones de los parámetros estándar de las elipses bayesianas. Los valores de traslapo cercanos y mayores a 1 se consideran como un traslapo alto.

7. RESULTADOS

7.1 Abundancia inter anual

La abundancia de lobos finos de Guadalupe en San Benito osciló entre temporadas distintas del año, con los valores más altos en verano (julio) de 2012 (4572 lobos finos) y 2014 (3710 lobos finos), y los valores más bajos en invierno (febrero) de 2014 (34 individuos) y 2015 (50 individuos) (Tabla II).

Tabla II. Abundancia total (número de individuos) de lobos finos de Guadalupe en el Archipiélago San Benito durante los periodos de invierno y verano.

Periodo	Abundancia	Periodo	Abundancia
Invierno 2013	58	Verano 2012	4572
Invierno 2014	34	Verano 2013	1969
Invierno 2015	50	Verano 2014	3710

7.1.1 Tendencia de crecimiento de la colonia de lobos finos de Guadalupe en el Archipiélago San Benito

Con el fin de observar la tendencia de crecimiento de la colonia de *A. p. townsendi* en San Benito (Figura 5), se tomaron datos históricos de la especie reportados por otros autores (Gallo-Reynoso, 1994; Maravilla-Chávez y Lowry, 1999; Esperón-Rodríguez y Gallo-Reynoso, 2012; y Auriolles *et al.*, 2010), de conteos realizados durante la época reproductiva (256 en 1997; 582 en 2000; 1,013 en 2006; 2,227 en 2007 y 2,113 en 2008), a los que se añadieron los resultados del presente estudio (4572 en 2012; 1969 en 2013 y 3710 en 2014), observándose una tendencia de crecimiento de la colonia del lobo fino de Guadalupe.

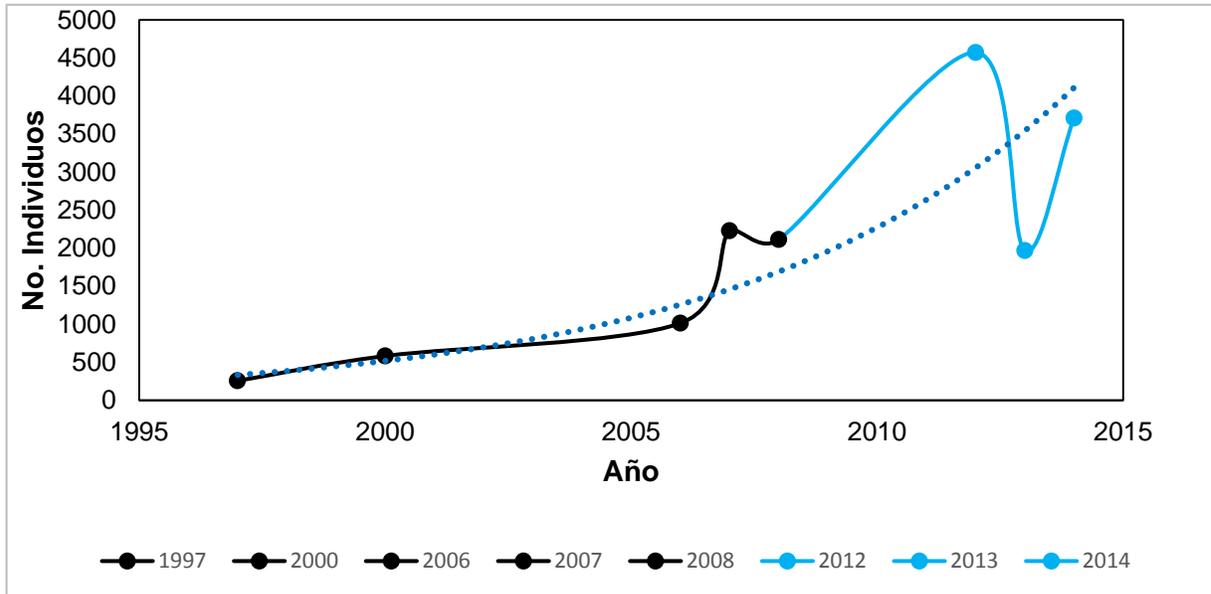


Figura 5. Tendencia histórica de la población de lobo fino de Guadalupe del Archipiélago San Benito. Modificado de Auriolles *et al.*, 2010. Los datos del presente estudio se muestran en color.

De acuerdo a los resultados del análisis de viabilidad poblacional, la colonia de lobo finos de Guadalupe del Archipiélago San Benito está creciendo rápidamente ($\lambda=1.31$), con una probabilidad de extinción del 50% en 25 años. Dado que la probabilidad de extinción obtenida por medio del PVA es de al menos 20% en 20 años, y tomando como base los criterios de la lista roja de especies amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), la población del lobo fino de Guadalupe de San Benito, se categoriza como una especie en peligro.

Para observar la tendencia de los nacimientos de la colonia, se tomaron los datos históricos de las crías nacidas en San Benito durante la época reproductiva, (Figura 6), a los que se añadieron los resultados del presente estudio.

El número de crías para 1997 (año de re-descubrimiento de la colonia en San Benito) fue de nueve, para el 2006 se reportaron cuatro crías, mientras que para el 2007 y 2008 se reportaron siete y ocho crías respectivamente (Auriolles-Gamboa *et al.*, 2010). Posteriormente, en este estudio reportamos 6 crías para 2012, 19 crías para el año 2013 y finalmente 28 crías para 2014, que es el número de cachorros más alto reportado dentro de la recolonización del archipiélago.

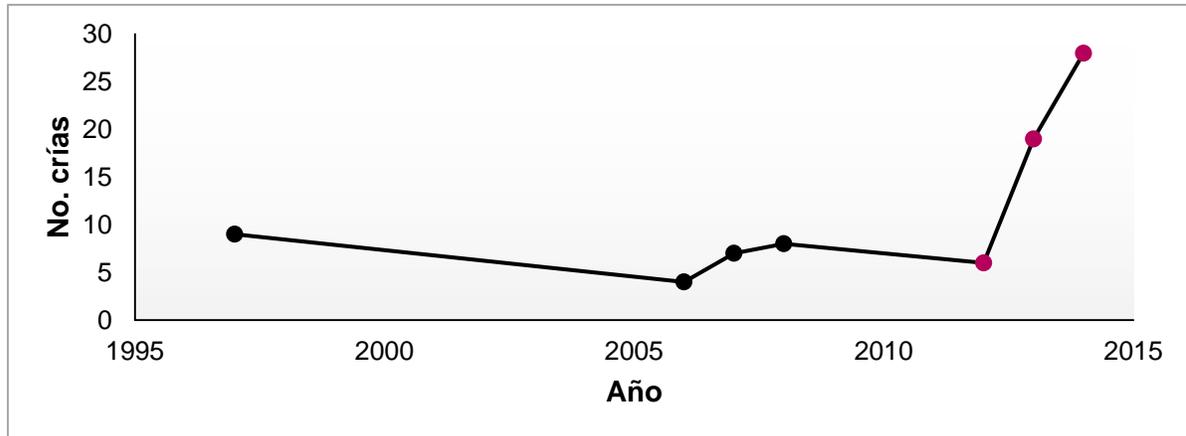


Figura 6. Tendencia histórica de los nacimientos (número de crías) de lobo fino de Guadalupe en el Archipiélago San Benito. Modificado de Auriolos *et al.*, 2010. Los datos del presente estudio se muestran en color.

7.2 Abundancia intra anual

Las abundancias dentro del periodo de febrero 2014 a febrero 2015, oscilaron entre 34 y 3710 individuos (Figura 7), con la abundancia más alta en el mes de julio (3710 individuos), y los valores más bajos en los meses de febrero (invierno), encontrándose diferencias notables con sustento estadístico entre los conteos de cada mes ($X^2=5350.529$; $gl=4$; $p=0$).

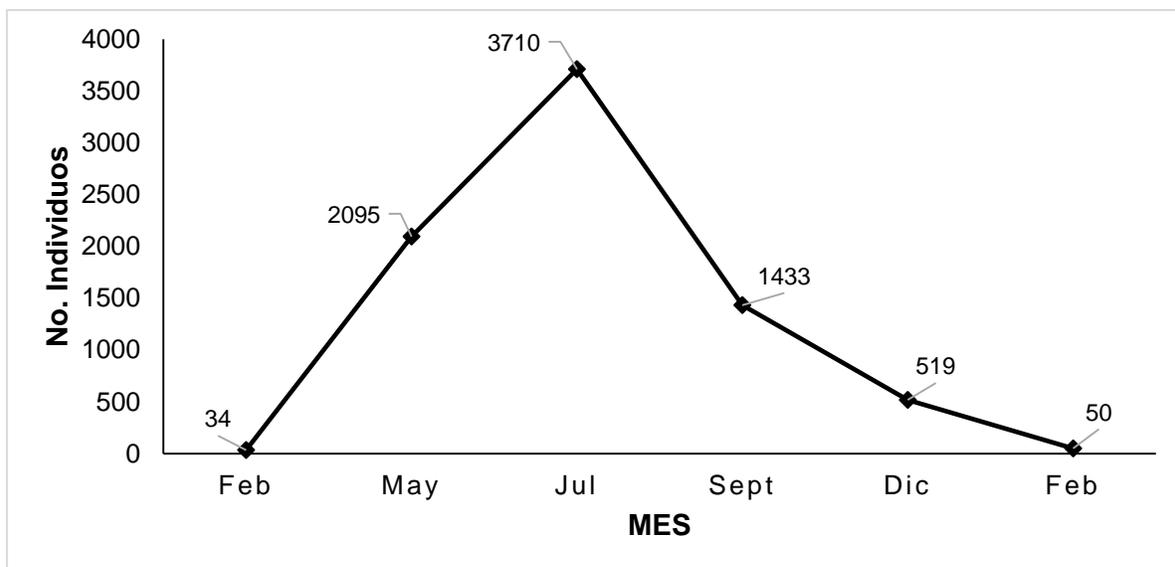


Figura 7. Ocupación intra anual temporal (febrero 2014-febrero 2015) del Archipiélago San Benito, por parte del lobo fino de Guadalupe.

7.2.1 Estructura por categorías de sexo y edad de la colonia

La estructura de la colonia de lobo fino de Guadalupe en San Benito (Figura 8) se obtuvo por medio de las categorías de sexo y edad asignadas durante los conteos realizados durante el periodo de febrero 2014 a febrero 2015.

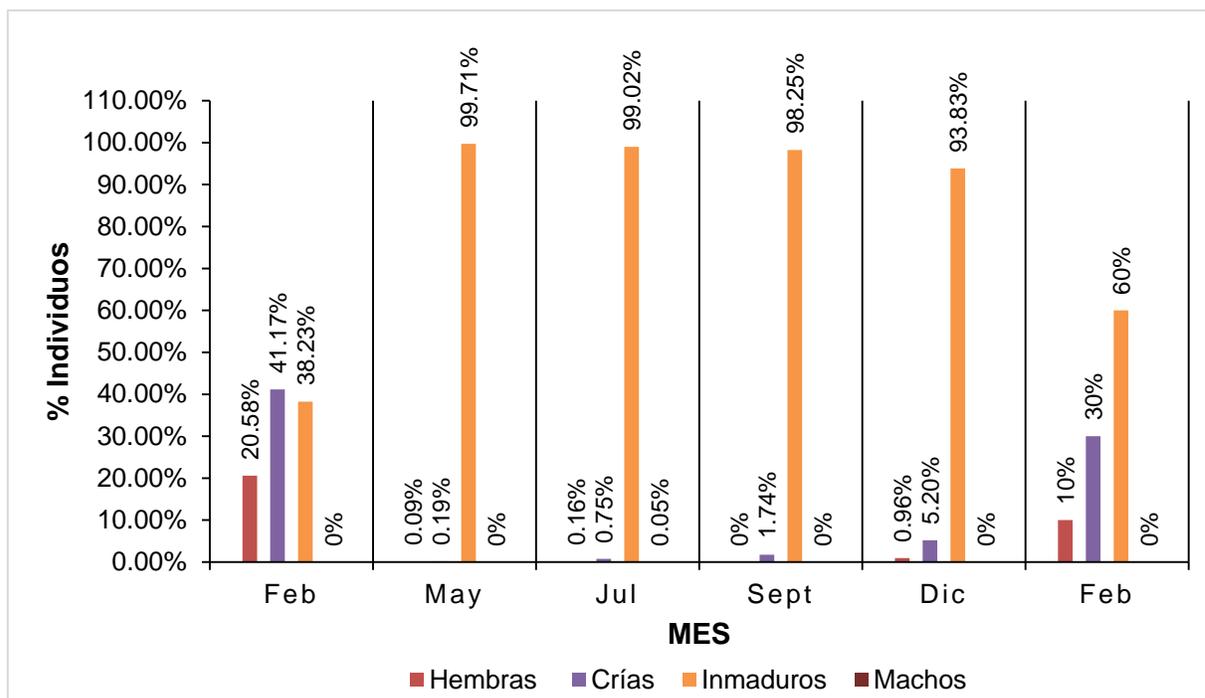


Figura 8. Estructura por categorías de sexo y edad del lobo fino de Guadalupe en el Archipiélago San Benito, durante el periodo de febrero 2014 a febrero 2015.

La colonia del lobo fino de Guadalupe estuvo compuesta principalmente por individuos inmaduros (7,676 juveniles y 17 subadultos) con una predominancia aproximadamente del 90% durante el periodo de febrero 2014 a febrero de 2015, excepto en febrero de 2014, donde la categoría predominante fue la de crías (41.1%). Es importante señalar que en todos los meses muestreados, las hembras adultas y crías estuvieron presentes con valores bajos, sin embargo, sus proporciones fueron altas en febrero de ambos años.

La categoría menos abundante durante el periodo de muestreo fueron los machos adultos, que se observaron únicamente en el mes de julio ($n=2$), durante el periodo reproductivo que se reporta para la especie.

7.2.2 Distribución del lobo fino de Guadalupe en San Benito

Como parte del análisis de la ocupación del archipiélago a lo largo del año (febrero 2014-febrero 2015), se realizaron mapas por medio de las coordenadas de los avistamientos obtenidas durante los conteos (Figuras 9, 10, 11, 12, 13 y 14).

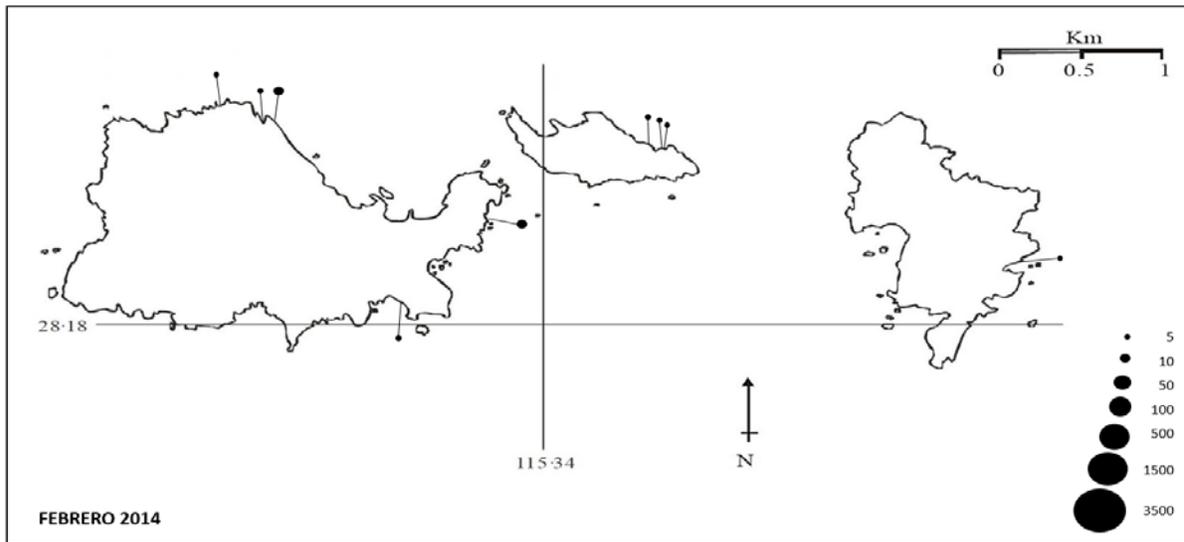


Figura 9. Distribución del lobo fino de Guadalupe en el Archipiélago San Benito, febrero de 2014 (N=34). El tamaño de cada círculo es proporcional al número de individuos presentes en el lugar.

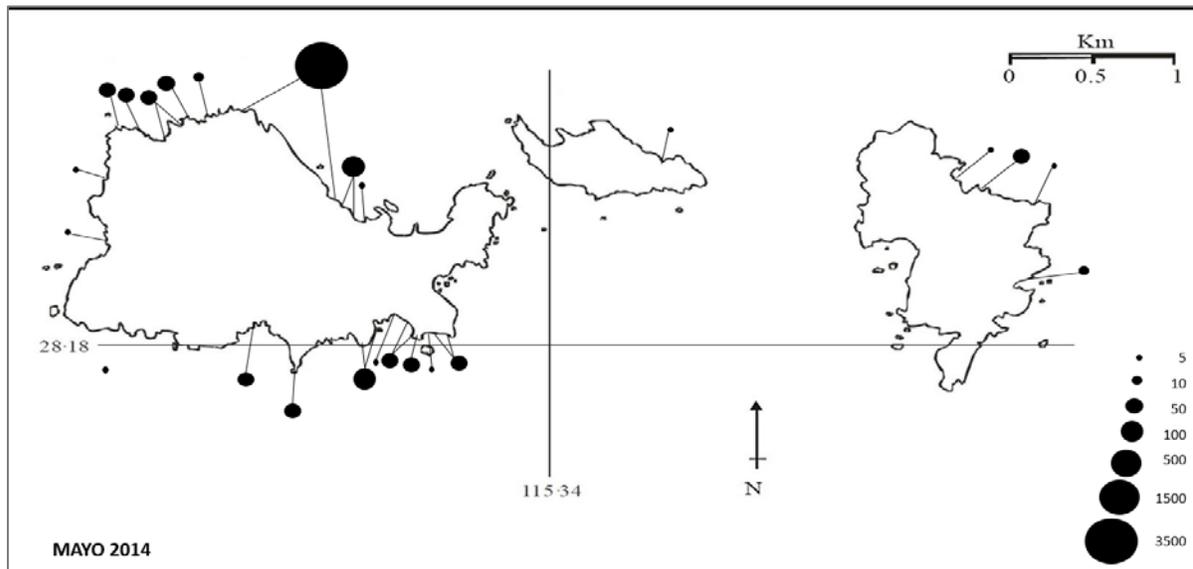


Figura 10. Distribución del lobo fino de Guadalupe en el Archipiélago San Benito, mayo de 2014 (N=2095). El tamaño de cada círculo es proporcional al número de individuos presentes en el lugar.

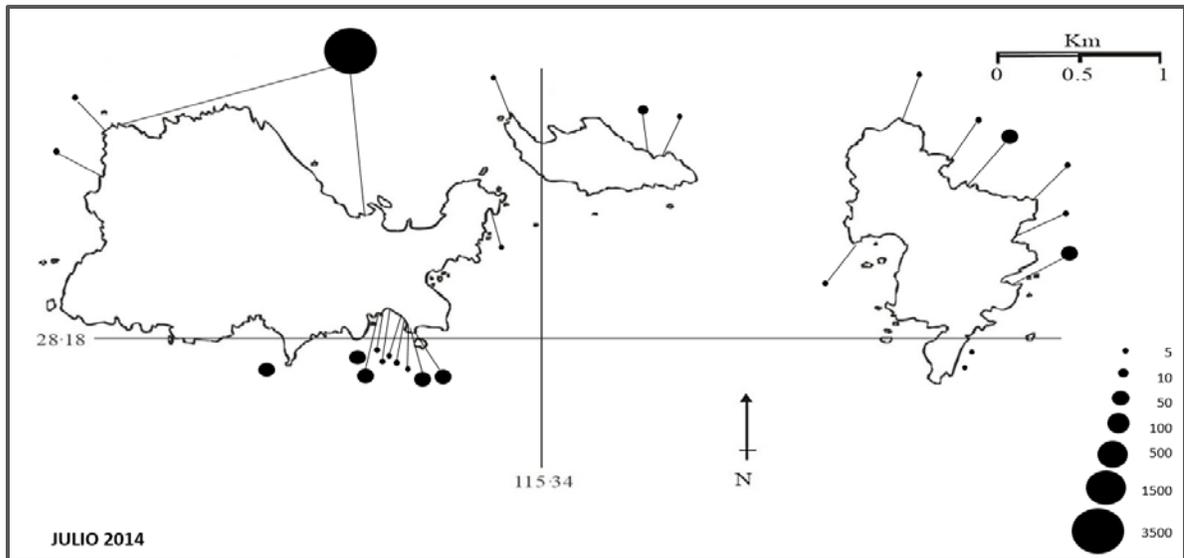


Figura 11. Distribución del lobo fino de Guadalupe en el Archipiélago San Benito, julio de 2014 (N=3710). El tamaño de cada círculo es proporcional al número de individuos presentes en el lugar.

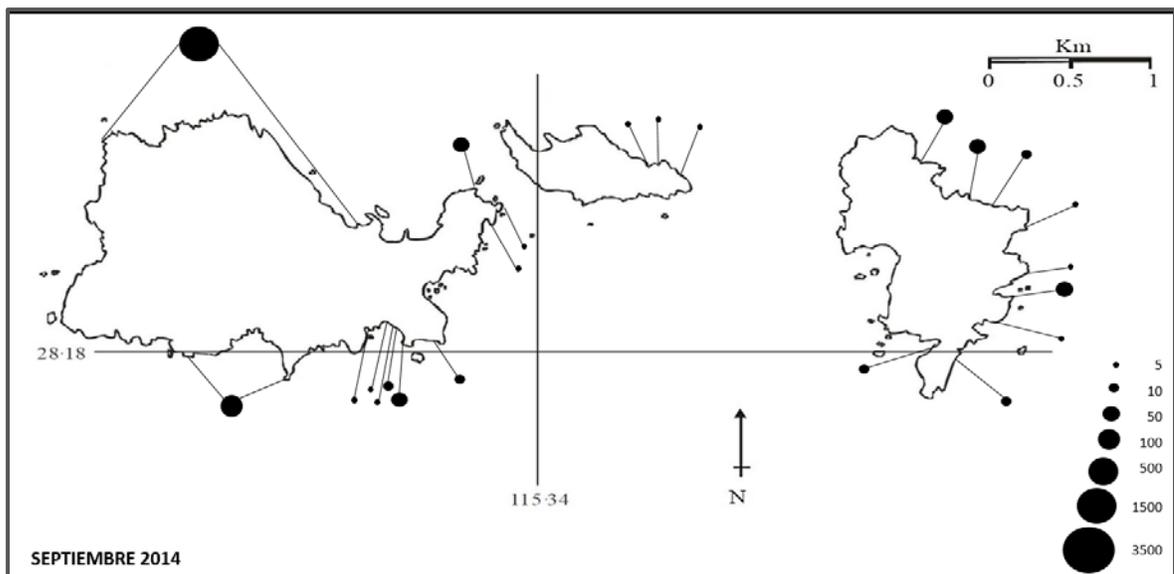


Figura 12. Distribución del lobo fino de Guadalupe en el Archipiélago San Benito, septiembre de 2014 (N=1433). El tamaño de cada círculo es proporcional al número de individuos presentes en el lugar.

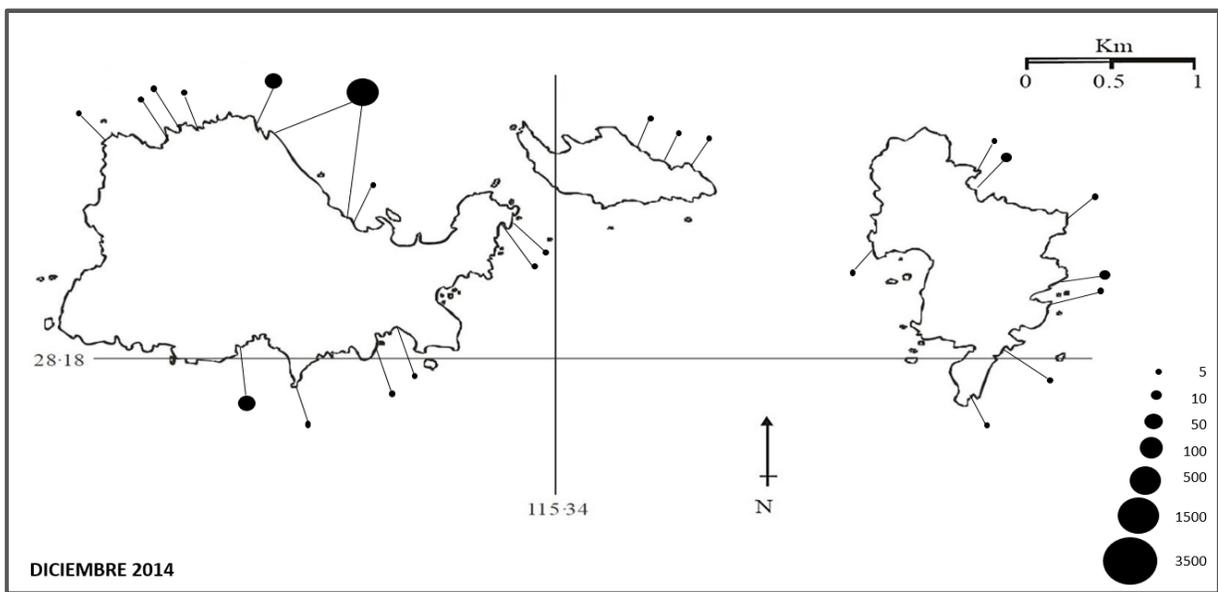


Figura 13. Distribución del lobo fino de Guadalupe en el Archipiélago San Benito, diciembre de 2014 (N=519). El tamaño de cada círculo es proporcional al número de individuos presentes en el lugar.

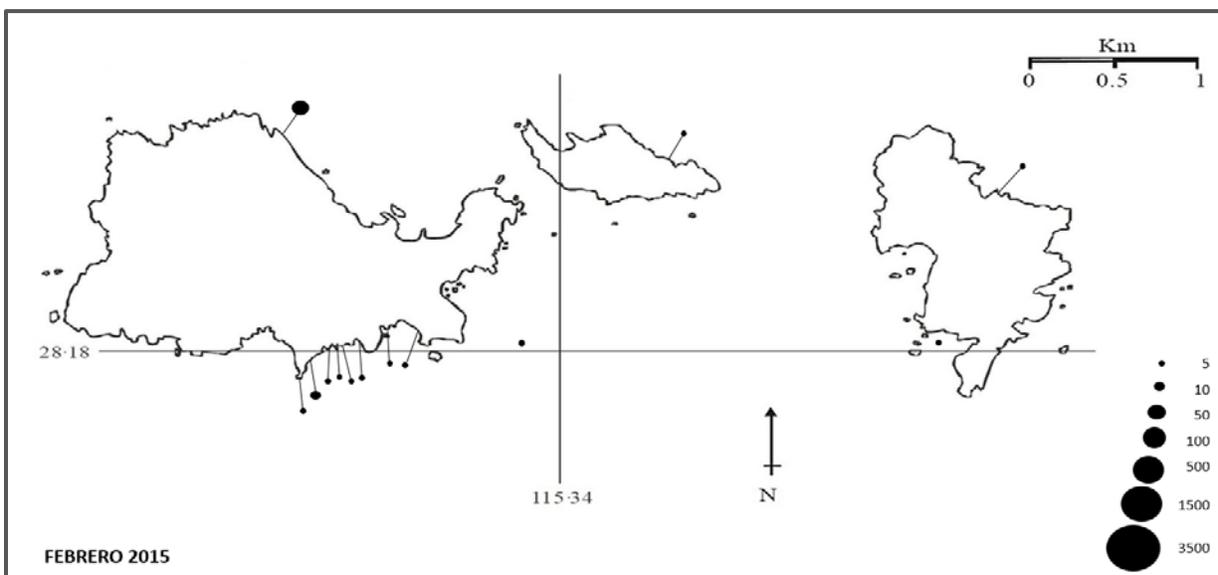


Figura 14. Distribución del lobo fino de Guadalupe en el Archipiélago San Benito, febrero de 2015 (N=50). Los puntos sin línea refieren a individuos en mar. El tamaño de cada círculo es proporcional al número de individuos presentes en el lugar.

En febrero de 2014 se contaron 34 individuos, de los cuales el 64.70% se distribuyó en la isla Oeste (22 individuos), mientras que se encontraron únicamente seis individuos en la isla Centro y seis en la isla del Este. En mayo del mismo año se contaron 2095 lobos finos, de los cuales el 97.18% (2036 lobos finos) radicó en la zona norte de la Isla Oeste; encontrándose únicamente dos lobos finos en la isla Centro, y los 57 individuos restantes en la isla Este.

En la temporada reproductiva (julio) de 2014, se encontró el pico de abundancia de todo el periodo de muestreo (febrero 2014 a febrero 2015) con un total de 3710 individuos, de los cuales el 98.3% se distribuyó al norte de la isla Oeste (3647 animales). El resto se distribuyó en la isla Centro (16 animales) y en la isla Este (47 animales).

Conforme se acercaba la temporada de invierno, el número de individuos disminuyó dentro del año. En septiembre del mismo año se censaron 1433 lobos finos, de los cuales el 92.81% se observó en la isla Oeste (1330 individuos), con tan solo ocho lobos finos en la isla Centro y 95 en la isla del Este. Para diciembre, la colonia se había reducido a 519 individuos, con el 92.48% (480 lobos finos) en la isla Oeste, seis en la isla del Centro y 33 en el Este del archipiélago.

Finalmente, en febrero de 2015, se censaron únicamente 50 lobos finos de Guadalupe, de los cuales unos cuantos permanecieron en la isla Este y en el Centro (dos y uno, respectivamente). Similar a los meses anteriores, el 88% de los lobos finos de Guadalupe (44 individuos) se distribuyó al norte de la isla Oeste.

7.3 Hábitos alimentarios maternos

7.3.1 Hábitos alimentarios del lobo fino de Guadalupe

Se analizaron seis muestras de pelo de crías de *A. p. townsendi* en verano de 2012; 15 en verano 2013 y 19 en verano 2014. Todas coincidentes con el periodo de nacimientos en la colonia. Los valores isotópicos promedio (\pm DE) para cada isótopo estable ($\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$) y periodo reproductivo se detallan en la Tabla III.

Tabla III. Valores isotópicos ($\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$) promedio (\pm DE) de pelo de crías de lobo fino de Guadalupe (*A. p. townsendi*) del Archipiélago San Benito. Verano 2012-2014.

Isótopo estable	Verano 2012	Verano 2013	Verano 2014
$\delta^{13}\text{C}$	$-17.1 \pm 0.2\text{‰}$	$-17.0 \pm 0.4\text{‰}$	$-17.2 \pm 0.1\text{‰}$
$\delta^{15}\text{N}$	$19.3 \pm 0.3\text{‰}$	$18.8 \pm 0.3\text{‰}$	$17.9 \pm 0.4\text{‰}$

Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ mostraron diferencia significativa de acuerdo a la prueba de U de Mann-Whitney, entre 2012 y 2014 ($p < 0.05$), pero no entre 2012 y 2013 ni entre 2013 y 2014 ($p > 0.05$), mientras que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre todos los años del muestreo.

7.3.2 Superposición de nichos isotópicos del lobo fino de Guadalupe

Para el análisis SIBER de los nichos isotópicos del lobo fino de Guadalupe, se designó al año 2012 como Grupo 1, al 2013 como Grupo 2 y al 2014 como Grupo 3 (Figura 15).

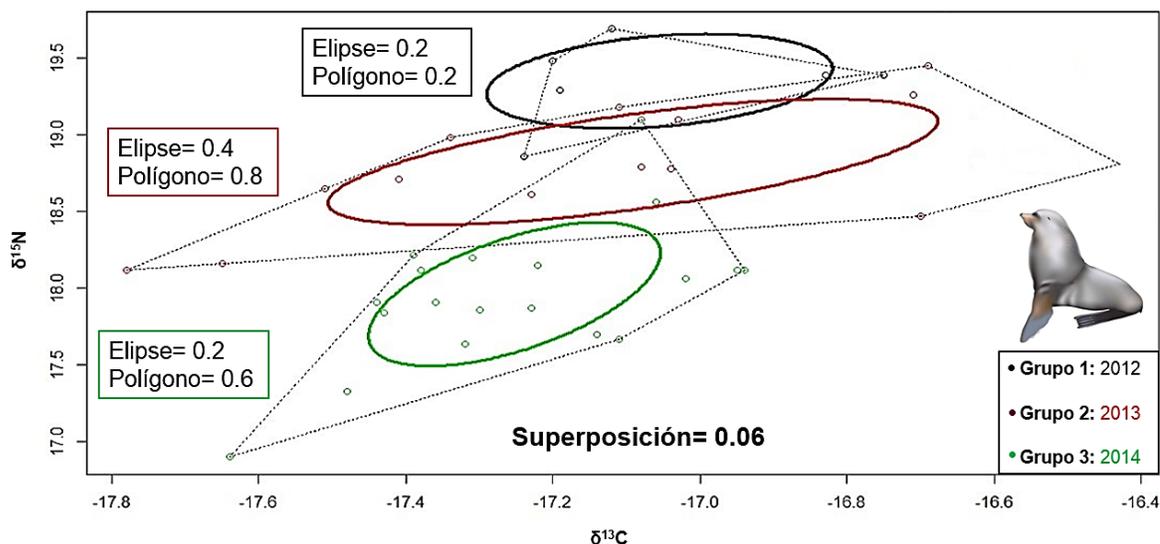


Figura 15. Comparación de nichos isotópicos del lobo fino de Guadalupe del Archipiélago San Benito. Los datos de verano 2012 se muestran en color negro, los de verano 2013 en rojo y los de verano 2014 en verde.

Para el año 2012 se encontró un valor de elipse y polígono de 0.2, para el 2013 los valores de elipse y polígono fueron de 0.4 y 0.8 respectivamente, mientras que para el 2014 se obtuvo un valor de elipse de 0.2 y de polígono de 0.6, con una

superposición de 0.06 entre los 3 grupos, que indica un traslape casi inexistente entre nichos medidos a través de los tres años. Esta segregación isotópica estuvo más relacionada con los valores de $\delta^{15}\text{N}$, los cuales disminuyeron anualmente. Como se mencionó anteriormente, los valores de $\delta^{13}\text{C}$ fueron similares.

7.3.3 Hábitos alimentarios del lobo marino de California

Se analizaron 30 muestras de pelo de crías de *Z. californianus* en verano de 2012. Sus señales isotópicas promedio (\pm DE) fueron de $-16.6 \pm 0.4\text{‰}$ para $\delta^{13}\text{C}$ y $20.1 \pm 0.7\text{‰}$ para $\delta^{15}\text{N}$. Para completar el análisis SIBER entre los nichos isotópicos del lobo marino de California y posteriormente el análisis SIBER entre el lobo marino de California y el lobo fino de Guadalupe, se tomaron datos de 30 crías de *Z. californianus* recolectadas en San Benito durante verano de 2013 y 2014 (Tabla V), propios de un muestreo paralelo al presente (Sandoval, en proceso).

Tabla IV. Valores isotópicos ($\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$) promedio (\pm DE) de pelo de crías de lobo marino de California (*Z. californianus*) del Archipiélago San Benito. Datos de 2013 y 2014 tomados de Sandoval (en proceso).

Isótopo estable	Verano 2012	Verano 2013	Verano 2014
$\delta^{13}\text{C}$	$-16.6 \pm 0.4\text{‰}$	$-16.1 \pm 0.4\text{‰}$	$-16.3 \pm 0.4\text{‰}$
$\delta^{15}\text{N}$	$20.1 \pm 0.7\text{‰}$	$20.4 \pm 0.6\text{‰}$	$19.8 \pm 0.4\text{‰}$

En verano de 2013 el valor promedio de $\delta^{13}\text{C}$ fue de $-16.1 \pm 0.4\text{‰}$ y el valor promedio de $\delta^{15}\text{N}$ de $20.4 \pm 0.6\text{‰}$; mientras que los valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del verano de 2014 fueron de $-16.3 \pm 0.4\text{‰}$ y $19.8 \pm 0.4\text{‰}$, respectivamente.

7.3.4 Superposición de nichos isotópicos del lobo marino de California

Para el análisis SIBER de los nichos isotópicos del lobo marino de California, se designó al año 2012 como Grupo 1, al 2013 como Grupo 2 y al 2014 como Grupo 3 (Figura 16).

Para el 2012 se encontró un valor de elipse y polígono de 1 y 4 respectivamente, mientras que para el 2013 el valor de la elipse fue de 0.7 y el del polígono de 3. Para el 2014 se obtuvo un valor de elipse de 0.5 y de polígono de 2,

con una superposición de 2.5 entre los 3 grupos, que indica un traslapeo alto entre nichos de *Z. californianus* durante los años mencionados previamente.

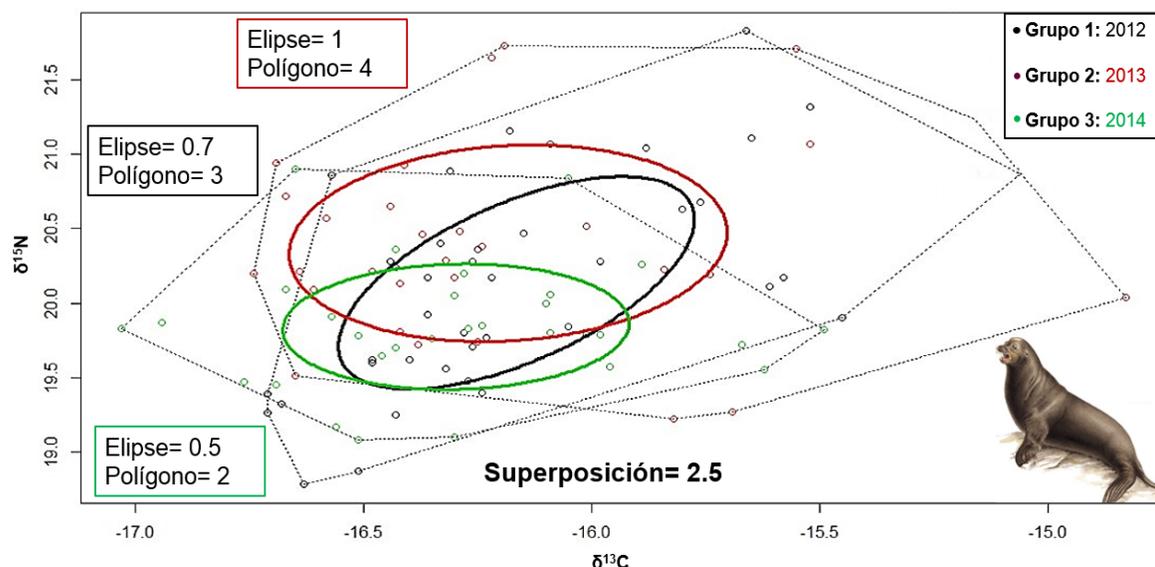


Figura 16. Comparación del nicho isotópico del lobo marino de California, del Archipiélago San Benito. Los datos de verano 2012 se muestran en color negro, los de verano 2013 en rojo y los de verano 2014 en verde.

7.3.5 Comparación inter-específica de nichos isotópicos

Los valores isotópicos promedio del lobo fino de Guadalupe se compararon con los valores promedio del lobo marino de California correspondientes al mismo año de muestreo (Tablas VI).

Tabla V. Comparación de señales isotópicas promedio de pelo de crías de lobo fino de Guadalupe (*A. p. townsendi*) y lobo marino de California (*Z. californianus*) del Archipiélago San Benito, verano 2012-2014.

Año	<i>A. p. townsendi</i>		<i>Z. californianus</i>	
	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
2012	$-17.1 \pm 0.2\text{‰}$	$19.3 \pm 0.3\text{‰}$	$-16.6 \pm 0.4\text{‰}$	$20.1 \pm 0.7\text{‰}$
2013	$-17.0 \pm 0.4\text{‰}$	$18.8 \pm 0.3\text{‰}$	$-16.1 \pm 0.4\text{‰}$	$20.4 \pm 0.6\text{‰}$
2014	$-17.2 \pm 0.1\text{‰}$	$17.9 \pm 0.4\text{‰}$	$-16.3 \pm 0.4\text{‰}$	$19.8 \pm 0.4\text{‰}$

La prueba U de Mann-Whitney para contrastar los datos del lobo fino de Guadalupe y el lobo marino de California de los veranos 2012, 2013 y 2014, mostró

diferencias significativas tanto en el $\delta^{13}\text{C}$ (2012: $U=0$, $p<0.05$; 2013: $U=15$, $p<0.05$; 2014: $U=3.5$, $p<0.05$) como en el $\delta^{15}\text{N}$ (2012: $U=35.5$, $p<0.05$; 2013: $U=5$, $p<0.05$; 2014: $U=1.5$, $p<0.05$). Los valores isotópicos promedio de ambos isótopos estables del lobo fino de Guadalupe, fueron más bajos que los del lobo marino de California.

7.3.6 Superposición de nichos isotópicos

Para el análisis SIBER entre estos otáridos simpátricos, se asignaron los valores isotópicos del lobo marino de California al Grupo 1, y los del lobo fino de Guadalupe al Grupo 2, comparando datos del mismo año de muestreo. Los resultados del análisis se muestran en las Figuras 17, 18 y 19.

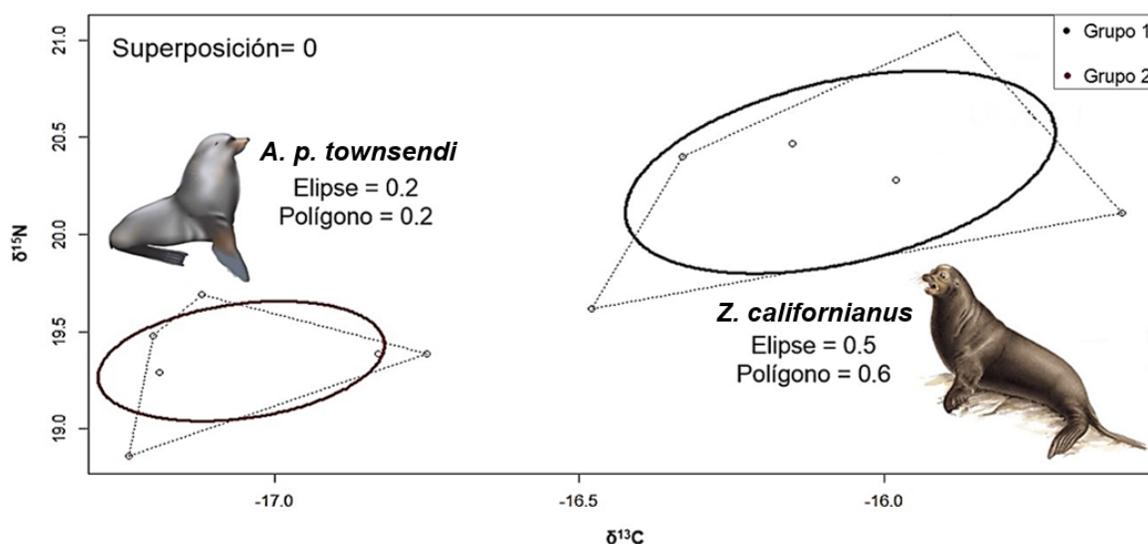


Figura 17. Comparación entre el nicho isotópico del lobo fino de Guadalupe (izquierda), y el nicho isotópico del lobo marino de California (derecha) del Archipiélago San Benito, 2012.

Para el 2012 (Figura 17) se encontró un valor de elipse y polígono de 0.2 para el lobo fino de Guadalupe, mientras que para el lobo marino de California se obtuvo una elipse de 0.5 y polígono de 0.6, con una superposición trófica de 0 entre grupos.

Para el año 2013 (Figura 18) se reportó un valor de elipse de 0.4 y polígono de 0.8 para el lobo fino de Guadalupe, en contraste con la elipse de 0.9 y el polígono de 3.5 del nicho isotópico del lobo marino de California, con una superposición entre ambos grupos de 0.

Para el año 2014 (Figura 19) se reportó un valor de elipse de 0.2 y un valor de polígono de 0.6 para el lobo fino de Guadalupe, mientras que para el lobo marino de California se obtuvo una elipse de 0.5 y polígono de 1.2, con una superposición de 0 entre grupos.

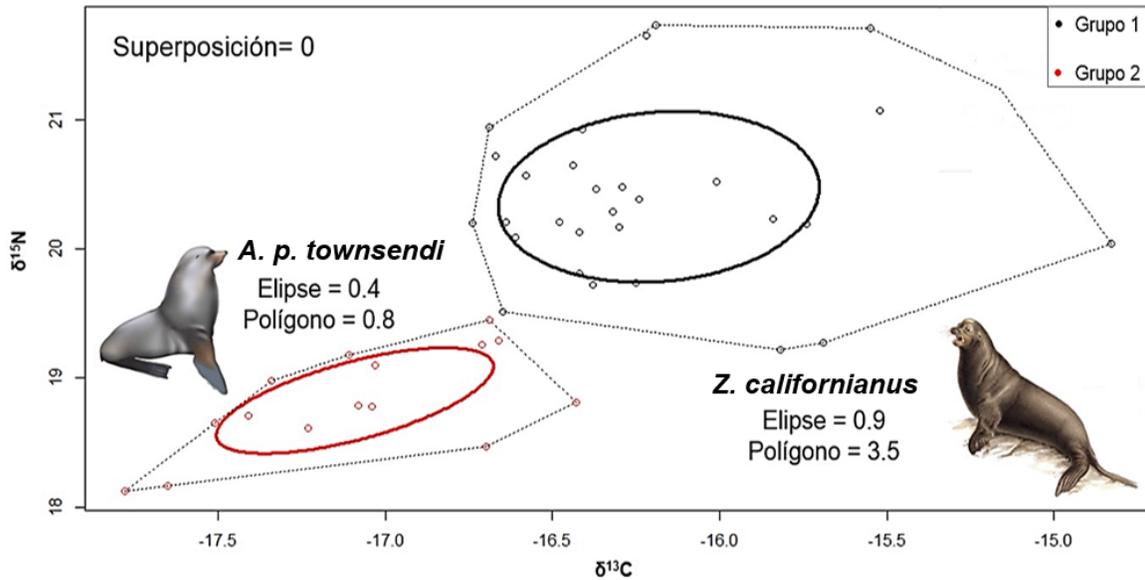


Figura 18. Comparación entre el nicho isotópico del lobo fino de Guadalupe (izquierda), y el nicho isotópico del lobo marino de California (derecha) del Archipiélago San Benito, 2013.

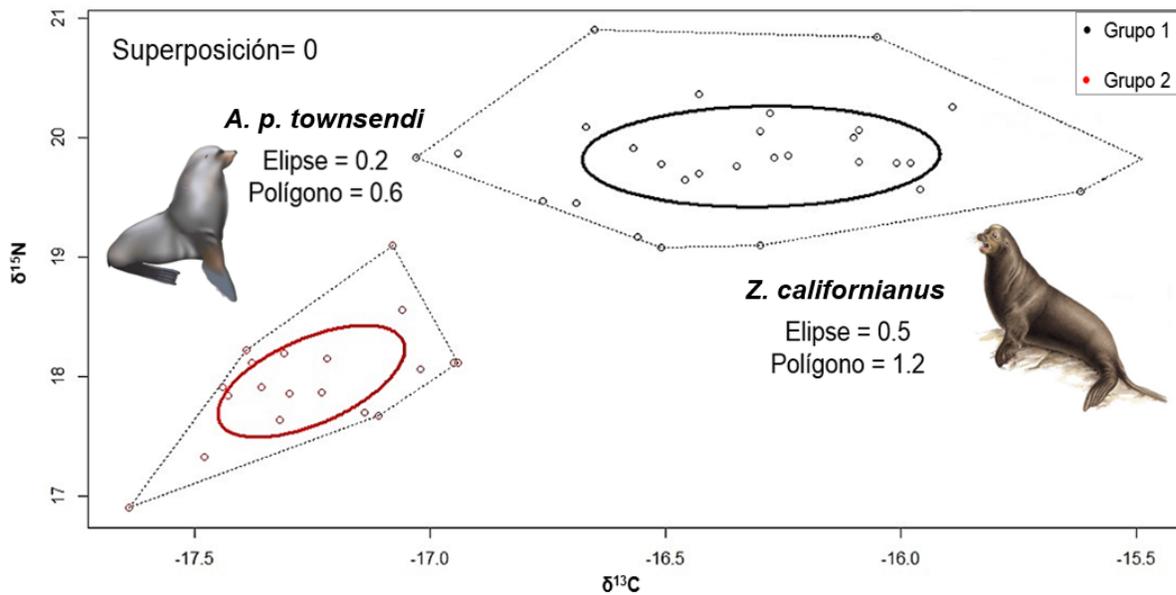


Figura 19. Comparación del nicho isotópico del lobo fino de Guadalupe (izquierda), contra el lobo marino de California (derecha) del Archipiélago San Benito, 2014.

8. DISCUSIÓN

Recientemente, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), categorizó al lobo fino de Guadalupe dentro de su lista roja, como una especie de preocupación menor (Aurioles-Gamboa, 2015). Contrario a esto, el gobierno mexicano cataloga a esta especie como en peligro de extinción (NOM-059-SEMARNAT-2010). Es necesaria la realización de más estudios como el presente, abordando componentes poblacionales, tróficos, salud, entre otros, para contar con más elementos para definir el estado actual de esta especie poco estudiada y que hace apenas 60 años se consideró extinta.

De acuerdo con los últimos conteos, el tamaño mínimo de la población de *A. p. townsendi* es de 20,084 individuos (Aurioles-Gamboa, 2015), de los cuales 17,581 se encuentran en Isla Guadalupe y 2,503 en San Benito. Sin embargo, nuestros resultados indican una fluctuación inter-anual entre los valores de abundancia, desde alrededor de 1,900 hasta 4,500, así como una ausencia casi absoluta en invierno, de modo intra anual. Lo anterior nos indica un patrón irregular dentro del proceso de recuperación de la especie.

Tomando en cuenta que la población inicial del lobo fino de Guadalupe (previa a la casi exterminación por parte de los navegadores comerciales) se estimó arriba de 200,000 animales, solamente en Isla Guadalupe (Hubbs, 1979), esta última estimación de la población actual (Aurioles-Gamboa, 2015), correspondería únicamente al 8.79% de los individuos que existían al inicio de la explotación durante los siglos XVIII y XIX.

8.1 Abundancia inter anual del lobo fino de Guadalupe en San Benito

La abundancia del lobo fino de Guadalupe en el archipiélago, ha incrementado lentamente a partir de su redescubrimiento a finales de los años 90. De acuerdo con Aurioles-Gamboa *et al.* (2010), la colonia de San Benito incrementó un 18.9% entre 1997 y 2007, con una evidente tendencia hacia el crecimiento que ha continuado hasta el presente.

Esperón-Rodríguez y Gallo-Reynoso (2012) calcularon una tasa de crecimiento poblacional $r=22.31\%$ para el periodo 1997-2000 y $r=21.34\%$ para el

periodo de 2000-2007; Gallo-Reynoso *et al.* (2004) estimaron una tasa de crecimiento $r=0.137$ para el periodo 1955-1993; y para el verano del 2007, Esperón-Rodríguez y Gallo-Reynoso (2012) calcularon una tasa de crecimiento de la población $r=0.216$, asociándola al claro éxito reproductivo de la población del lobo fino de Guadalupe, como consecuencia de la inmigración de individuos al archipiélago San Benito, lo que favoreció la recolonización del archipiélago. Sin embargo, la recuperación de la población de esta especie ha sido lenta en comparación con la del elefante marino del norte (Aurioles-Gamboa *et al.*, 2010). Además de las características biológicas ya señaladas anteriormente, otro aspecto que pudo retardar la recuperación del lobo fino, fue el segundo cuello de botella genético por el que pasó la especie en 1928, con el sacrificio de la mayoría de los individuos reportados en Isla Guadalupe, en esa época (Hubbs, 1956). Por esta razón, su recuperación debe monitorearse en un tiempo más prolongado y analizarse con cautela, así como el estatus de conservación que le sea asignado.

8.2 Tendencia de crecimiento del lobo fino de Guadalupe en San Benito

La colonia de lobo fino en San Benito continúa creciendo ($\lambda=1.31$), con una probabilidad de extinción relativamente alta (50% de probabilidad de que la población decline a 50 individuos). Es posible que la colonia continúe en fase de recolonización, que se caracteriza por la alta tasa de crecimiento poblacional (Roux, 1987).

De acuerdo con nuestros resultados y los criterios de la lista roja de especies amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), la colonia del lobo fino de Guadalupe de San Benito, se encuentra en peligro de extinción, misma clasificación otorgada por el gobierno mexicano.

8.3 Abundancia intra anual del lobo fino de Guadalupe en San Benito

Durante el periodo de febrero 2014 a febrero 2015, la colonia de lobos finos de Guadalupe en San Benito tuvo variaciones importantes, indicando una ocupación espacial y temporal del archipiélago. El pico de abundancia durante este periodo tuvo lugar en julio, con 3,710 individuos. Esto podría atribuirse a que el lobo fino de

Guadalupe se reproduce durante el verano, de mayo a agosto, con un pico de nacimientos a finales de junio (Gallo-Reynoso, 1994), por lo que en estos meses es cuando se encuentran más individuos en tierra. Sin embargo, San Benito aún no es una colonia reproductiva; el número de nacimientos es casi inexistente (Angell, 2014), por lo que el efecto reproductivo que se menciona podría provenir de Isla Guadalupe, causando un desplazamiento importante de individuos inmaduros hacia San Benito, los cuales no tiene cabida en las áreas reproductivas de Guadalupe durante esa época del año. Estos sitios de descanso, como San Benito, se han reportado en otras especies de otáridos como el lobo fino Sudamericano (*A. australis*) y el lobo marino Sudamericano (*Otaria flavescens*) en Uruguay (Crespo, 1988; Crespo y Pedraza, 1991).

Una vez terminada la temporada reproductiva, hacia el invierno, la abundancia de San Benito disminuyó. Los pocos machos adultos presentes dejaron la isla a partir de agosto, así como la mayoría de los individuos inmaduros, los cuales se asume que migraron de regreso a Guadalupe; por otro lado, las pocas hembras adultas permanecieron con sus crías hasta finales de invierno y principios de primavera, periodo que corresponde a la lactancia (Gallo-Reynoso, 1994).

En general, la formación de nuevas colonias de pinnípedos es consecuencia de una dinámica compleja que incluye dispersión, filopatría, disponibilidad de un hábitat adecuado y el éxito reproductivo (Grandi *et al.*, 2008). Este proceso consiste en la formación de pequeñas áreas de reproducción dentro de áreas de descanso, con la llegada de machos adultos inmaduros a zonas con una alta abundancia de juveniles (Crespo, 1988). Por lo tanto, el establecimiento y crecimiento de áreas de descanso o de reproducción puede indicar un cambio de distribución, relacionado a una expansión que podría ser la clave para la recuperación de poblaciones reducidas, como es el caso del lobo fino de Guadalupe y el proceso actual en el Archipiélago San Benito. En este sentido, la ocupación de nuevas áreas y el incremento de una colonia con poca actividad reproductiva serán importantes para la población del lobo fino de Guadalupe, por lo que la conservación de esta colonia es vital, considerando el estatus de esta especie, el cual varía dependiendo de la fuente.

8.4 Estructura social de la colonia de lobo fino de Guadalupe en San Benito

La categoría de sexo y edad más abundante fue la de individuos inmaduros (juveniles y subadultos), categoría usualmente dominante en los procesos de recolonización (Baker, 1978). Esta alta abundancia de lobos finos inmaduros enmascara el incremento en la producción de crías, que fueron la segunda categoría más abundante, seguidas por las hembras adultas, que permanecen durante la lactancia. Por otra parte, los machos adultos fueron la categoría menos abundante, y se observaron únicamente en julio, durante la temporada reproductiva, resguardando pequeños territorios, conformados en su mayoría por una sola hembra, y ocasionalmente por dos o tres. En estos pequeños territorios es donde ocasionalmente se observaron crías.

Los individuos jóvenes pueden ser un factor determinante en la tasa de crecimiento de la población (Lima y Páez, 1997). Debido a su comportamiento nómada, estos individuos extienden sus desplazamientos en áreas amplias y así migran de una colonia reproductiva a otra. Esta tendencia hacia una categoría inmadura abundante, es menos marcada si el tamaño de la población se mantiene en equilibrio (Charlesworth, 1980). La alta proporción (~90%) de individuos inmaduros podría indicar que la colonia de San Benito no ha alcanzado dicho equilibrio, manteniéndose como colonia de descanso, cercana a una zona de alimentación, reportada en múltiples ocasiones (p.e. Amador-Capitanachi, 2015).

Grandi *et al.* (2008), definieron a las colonias reproductivas como aquellos sitios con ≥ 15 crías durante la temporada de reproducción; de lo contrario, las colonias se consideran no reproductivas; este criterio podría considerarse subjetivo debido a la alta variabilidad en la abundancia que existe entre colonias. Sepúlveda *et al.* (2001) clasificaron a las colonias como reproductivas debido a la presencia de recién nacidos, y a las no reproductivas debido a la ausencia de los mismos. Considerando ambos criterios, y que el número de crías en San Benito ha ido en aumento, con una producción máxima reportada de 28 crías (2014), en este estudio, la colonia de San Benito se consideraría reproductiva, aunque incipiente; sin embargo, esto debe tomarse con reserva, ya que la producción de crías en San Benito es mínima. Es necesario realizar censos simultáneos, en ambas colonias

(Guadalupe y San Benito), durante la temporada reproductiva, para poder generar conclusiones con mayor precisión.

Cabe señalar que se observó una tendencia moderada hacia el crecimiento en el número de nacimientos en el archipiélago, un fenómeno que coincide con otros casos de recolonización de lobos finos dentro de la transición de “colonia de descanso” hacia “colonia reproductiva”, como en el caso del lobo fino de Nueva Zelanda, *Arctocephalus forsteri* (Bradshaw *et al.*, 1999).

8.5 Distribución del lobo fino de Guadalupe en San Benito

Inicialmente en el proceso de recolonización del archipiélago, se reportó que los primeros individuos se concentraron en la isla del Este (Maravilla-Chávez y Lowry, 1999). Posteriormente, durante junio del año 2000, los lobos finos ocupaban casi la mitad de la costa oeste de la isla del Este, y en septiembre de 2006, la mayoría de los individuos se localizaron a lo largo de la costa rocosa de esta misma isla, y únicamente alrededor de 80 individuos se observaron en la parte noroeste de la isla Oeste. En julio de 2007, la colonia se esparció, con la mayoría (1,000 individuos) en la isla Este y sólo algunos en la isla Centro. Finalmente, en julio de 2008, se contaron animales únicamente en las islas Oeste y Este.

Contrastando nuestros resultados con la recopilación de datos históricos del lobo fino de Guadalupe en San Benito, realizada por Auriol-Gamboa *et al.* (2010), se observó que los individuos que anteriormente se distribuían principalmente en la isla Este, ahora se concentran a lo largo de la costa de la isla Oeste, principalmente al norte de esta isla.

La distribución del lobo fino de Guadalupe en el archipiélago ha cambiado, probablemente como respuesta al crecimiento de la colonia, pero también a la preferencia del sustrato de esta especie, que se inclina por islas rocosas con grandes bloques de rocas que les brindan protección (Angell, 2014), como las que se encuentran comúnmente en el Archipiélago San Benito e Isla Guadalupe, que se caracterizan por tener este tipo de playas y la presencia de bosques de macroalgas en las inmediaciones de la costa, en donde frecuentemente se encuentran individuos de esta especie descansando.

La selección de playas cubiertas por rocas grandes tiene dos ventajas: los espacios frescos para la termorregulación y menos accesibilidad por parte de depredadores (Stevens y Boness, 2003). En Isla Guadalupe y San Benito, los lobos finos tienden a ocupar las costas orientales (Peterson *et al.*, 1968; García-Aguilar *et al.*, 2013). En la región, hay vientos de superficie al norte persistentes y relativamente fuertes durante la primavera y el verano, que producen las olas y las condiciones peligrosas para los cachorros (Taylor *et al.*, 2008). El ocupar la zona este de las islas podría ser una estrategia de protección principalmente de las crías, contra el viento y oleaje mencionados anteriormente.

Otro aspecto a considerar dentro de la distribución del lobo fino de Guadalupe, es la simpatria con otros pinnípedos. La isla del Oeste presenta playas de canto rodado y arena, ocupadas exclusivamente por el elefante marino del norte y algunos lobos marinos de California; ambas especies también ocupan las playas de arena de San Benito del Centro durante el invierno, las cuales son utilizadas por un número mayor de lobos marinos de California en verano, mientras que la isla del Este tiene playas de arena utilizadas tanto por lobos marinos y elefantes marinos. Por otra parte, hay una pequeña colonia de focas de puerto que se encuentra dispersa por todo el archipiélago, especialmente en las áreas rocosas de las islas Este y Oeste (Angell, 2014). Con respecto al lobo fino, una gran parte rocosa de la isla Oeste que incluye una costa con acantilados, es ocupada por este otárido durante el verano. Esta tendencia a la segregación por tipo de sustrato explica en gran medida el por qué las cuatro especies de pinnípedos coexisten en el mismo archipiélago, sin un traslape importante, en especial el lobo fino de Guadalupe y el lobo marino de California cuyas mayores concentraciones coinciden en verano. Esta segregación entre ambos otáridos es conocida (Aurioles-Gamboa *et al.*, 2010; García-Aguilar *et al.*, 2013) y tiene sentido, ya que *A. p. townsendi* prefiere áreas empinadas bordeadas por acantilados, que proporcionan abundantes zonas de sombra, mientras que *Z. californianus* se localiza por lo regular en playas abiertas con sustrato de arena y canto rodado (Bradshaw *et al.*, 1999). La segregación terrestre entre estos otáridos podría desempeñar un papel en la reducción de la interferencia y la competencia

potencial por recursos, lo que facilita la coexistencia de especies ecológicamente similares (Pianka, 2011).

La segregación por sustrato ha sido reportada para otros binomios lobo fino-lobo marino que son simpátricos. Tal es el caso del lobo fino de Galápagos (*A. galapagoensis*), que coexiste con el lobo marino de Galápagos (*Z. wollebaeki*) (Trillmich, 1984; Limberger *et al.*, 1986; Auriol-Gamboa *et al.*, 2004). Mientras que el lobo fino de Galápagos se distribuye en las islas Isabela, Fernandina, Santiago, Pinzón, Pinta, Marchena, y Wolf, en el noreste de isla Genovesa, el lobo marino de Galápagos habita en la mayoría de las islas del archipiélago (Alava y Salazar, 2006).

8.6 Hábitos alimentarios maternos del lobo fino de Guadalupe en San Benito

Las señales de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ del pelo de crías de lobo fino de Guadalupe de San Benito, correspondientes a los veranos (julio) de 2012, 2013 y 2014, indicaron una posición trófica alta, y un uso de hábitat oceánico. A través de este estudio se encontró una segregación interanual entre nichos isotópicos del lobo fino de Guadalupe, a causa del $\delta^{15}\text{N}$ principalmente, el cual disminuyó anualmente. Estas diferencias pueden deberse a distintos factores propios de cada año, como la distribución y abundancia de las presas, o bien, la experiencia de las hembras de lobo fino con relación a su edad.

En San Benito, la mayor contribución de biomasa en la dieta del lobo fino de Guadalupe está provista por *D. opalescens* (Amador-Capitanachi, 2015), sin embargo, se ha reportado cierta plasticidad (Gallo-Reynoso y Esperón-Rodríguez, 2013), y conducta oportunista de este otárido (Amador-Capitanachi, 2015), por lo que se esperaría que si la producción de calamar declina, *A. p. townsendi* incremente el consumo de peces, aunque también es posible que compensen la reducción de alguna especie, por medio del incremento del consumo de otras especies de calamar. En este sentido, las variaciones en la abundancia y distribución de las especies presa podrían explicar los cambios en las señales isotópicas (especialmente $\delta^{15}\text{N}$) presentadas durante los veranos de 2012 a 2014. Es recomendable llevar a cabo análisis de excretas entre años distintos, con el fin de

determinar variaciones en la dieta a partir de una escala taxonómica de alta resolución.

Algunos datos de pesca de la Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca (CONAPESCA) que confirman la existencia de una estrategia de plasticidad en el lobo fino y su relación con la disponibilidad de presas en el medio, indican que la pesca de calamar gigante (*D. gigas*) en Ensenada, fue de tan solo 16,064 kg de peso vivo (kg PV) en 2008, mientras que para 2012 aumentó a 1,168,958 kg PV. Sin embargo, en 2013 la producción disminuyó a 351,284 kg PV. La pesca de calamar opalescente (*D. opalescens*) también tuvo variaciones en Ensenada; aumentando de 7,000 kg PV en 2006, 7,023 en 2007, 50,006 kg PV en 2009 y 1,595,987 kg PV en 2010; sin embargo, para 2011 la pesca de *D. opalescens* disminuyó drásticamente a 4,310 kg PV.

Las variaciones en la captura de calamar y como consecuencia de los hábitos alimentarios del lobo fino de Guadalupe, podrían atribuirse a la variabilidad ambiental si tomamos en cuenta que: 1) los datos de crías que se analizaron en este estudio, corresponden a hembras jóvenes (visiblemente más pequeñas que las que se observan en Isla Guadalupe), probablemente primerizas, 2) esta es una especie oportunista cuyos hábitos alimentarios dependen de la experiencia adquirida durante los viajes de alimentación y de las presas disponibles y 3) que el esfuerzo de pesca de calamar es relativamente constante de acuerdo a los reportes de CONAPESCA.

Un factor ambiental que podría relacionarse con los cambios alimentarios recientes en el lobo fino de Guadalupe, es una masa gigantesca de agua, llamada "The Blob" (en inglés) o "La Mancha", cuya temperatura es más alta de lo habitual (de 1°C a 4°C), y que fue observada desde otoño de 2013 en la costa meridional de Alaska, persistiendo por ocho meses. Esta masa de agua de cerca de 2,000 km de longitud y 100 m de profundidad, creó un borde de alta presión atmosférica que desvió vientos que usualmente remueven agua fría del fondo y empujan agua y aire frío de latitudes altas, hacia el sur de la costa del Pacífico. Después de disiparse, este fenómeno reapareció en la primavera de 2014, con parches de agua caliente que se dispersaron a lo largo de la costa de Alaska y hasta el centro de México. Por

otra parte, en el lado opuesto del océano, en el noroeste del Pacífico, se concentró agua fría, un evento inusual (Kintisch, 2015).

En marzo de 2015, “La Mancha” reapareció como una masa dividida en dos parches; uno en Washington y otro en Baja California, México. Este fenómeno podría haber debilitado las corrientes que ofrecen nutrientes del subártico a mediados del Pacífico. Allí, los nutrientes normalmente ayudan a los afloramientos de fitoplancton, creando una zona de alimentación para los ecosistemas marinos. El frente se ha movido 240 km al norte de lo habitual, dejando aguas relativamente improductivas donde las especies por lo general se reúnen para alimentarse (Kintisch, 2015). Este fenómeno de calentamiento en latitudes altas ha provocado una gran cantidad de varamientos de lobos marinos de California (especialmente crías) en el sur de California entre 2013 y 2015 (<http://www.nmfs.noaa.gov/pr/health/mmume/californiasealions2013.htm>), por lo que se asumen que ejerce un efecto similar al de un evento El Niño/Oscilación del Sur (ENSO), el cual suele presentar efectos en latitudes bajas o medias (Trillmich *et al.*, 1991).

El calamar opalescente es esencialmente una especie de clima templado del sistema del Pacífico nororiental, y su ocurrencia en California y Baja California se relaciona con la corriente fría de California. Su abundancia se ve reducida en años cálidos como los que ocurren cuando se presenta un ENSO, ya que la duración de la incubación es dependiente de la temperatura (Zeidberg *et al.*, 2006). La abundancia alta de calamares gigantes, por otro lado, se ha relacionado con las condiciones extremas de los eventos de El Niño y La Niña (Keyl *et al.*, 2011). Los fenómenos de calentamiento como el ENSO tienen un efecto sobre las poblaciones de pinnípedos. Uno de estos eventos en 1982-1983, causó la mortalidad de crías y juveniles del lobo marino de California, tanto en California como en el Archipiélago San Benito. También se observó la emaciación de juveniles y el abandono de varias crías por sus madres. Este efecto tiene que ver con un cambio en la disponibilidad de presas y por lo tanto, con una mayor inversión en términos de esfuerzo en los viajes de alimentación de los individuos, afectando su condición corporal y especialmente la de

sus crías (Trillmich *et al.*, 1991; Hanni *et al.*, 1997; Etnier, 2002; Gallo-Reynoso *et al.*, 2010).

Un análisis comparativo de la señal isotópica de muestras de pelo de cachorros de especies de lobo marino de Galápagos y lobo fino de Galápagos, de colonias en la Isla Fernandina, entre 2003 y 2009, presentó diferencias de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, las cuales estuvieron relacionadas con la variabilidad interanual del ecosistema, ocasionada especialmente por el ENSO y La Niña (Páez-Rosas *et al.*, 2012).

El residente de San Benito, *Z. californianus*, presenta una colonia relativamente estable (Elorriaga-Verplancken *et al.*, 2015), a diferencia de *A. p. townsendi*. Debido a lo anterior y con el fin de confirmar si los cambios isotópicos de los lobos finos de San Benito se atribuyen a las variaciones ambientales globales ya mencionadas (p.e. “La Mancha”), se realizó el análisis SIBER con las señales isotópicas de las crías del lobo marino de California de los mismos años del muestreo, partiendo de la premisa de que esta especie también se vería afectada por la variación ambiental interanual de la región. Sin embargo no se encontró este efecto; el traslapo isotópico para *Z. californianus* fue notable entre años (2012-2014). Debido a lo anterior, las variaciones isotópicas inter-anales del lobo fino de Guadalupe podrían tener un origen más particular (cambio de presas a lo largo del tiempo por parte de estos jóvenes, o bien de zona de alimentación), el cual opera sobre esta especie únicamente, entre años distintos. La anterior es una hipótesis que se basa en varias premisas, por lo que debe tomarse con cautela, especialmente porque el lobo fino de Guadalupe y el lobo marino de California no presentan exactamente la misma dieta.

8.7 Segregación alimentaria entre otáridos simpátricos de San Benito

Las señales de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ del pelo de crías del lobo fino de Guadalupe, correspondientes a los tres veranos, fueron estadísticamente distintas a las del lobo marino de California. En general, los valores isotópicos de *A. p. townsendi* indicaron hábitos oceánicos (valores de $\delta^{13}\text{C}$ más bajos) y de menor posición trófica (valores de $\delta^{15}\text{N}$ más bajos), en comparación con *Z. californianus*, cuyos hábitos son

costeros. El análisis SIBER entre nichos de ambos otáridos correspondientes a cada verano, mostró una sobre posición nula, indicando una segregación inter-específica en las temporadas reproductivas de 2012 a 2014. Esto se reportó para la temporada reproductiva de 2007, con hábitos más costeros y de mayor posición trófica para el lobo marino de California, y una segregación entre ambas especies (Pablo-Rodríguez, 2009).

Cuando dos o más especies de otáridos son simpátricos, tienden a utilizar distintos recursos alimentarios, dando lugar a una baja superposición en sus dietas (Antonelis y Fiscus, 1980; Green *et al.*, 1990; Dellinger y Trillmich, 1999; Auriolles-Gamboa y Camacho-Ríos, 2007). La repartición de recursos ocurre en gran parte por la capacidad de buceo de los depredadores. En este sentido la profundidad media de buceo de las hembras adultas de *A. p. townsendi* es de 14.2 ± 8.5 m (Lander *et al.*, 2000), con una duración media de 2.6 ± 1.4 min (Gallo-Reynoso, 1994), mientras que las hembras de lobo marino de California presentan una profundidad media de buceo de 58m (Feldkamp *et al.*, 1989; Costa *et al.*, 2004; Weise y Costa, 2007). De esta manera, es posible suponer que el lobo fino de Guadalupe y el lobo marino de California utilicen las áreas de alimentación de diferente manera, denotando hábitos alimentarios distintos, y por ende, señales de isótopos estables que reflejan distinta posición trófica y uso de hábitat.

La repartición de recursos ha sido reportada en otros binomios de otáridos simpátricos, por ejemplo, los lobos finos Antárticos son simpátricos con otras especies de lobos finos, y estas especies han desarrollado estrategias para evitar la competencia por recursos (Alava y Salazar, 2006). Lo mismo se reporta para los lobos de Galápagos; mientras que el lobo marino de Galápagos muestra hábitos de alimentación diurnos, y una estrategia de alimentación costera, a base del consumo de peces pequeños epipelágicos, el lobo fino de Galápagos presenta hábitos alimentarios nocturnos y oceánicos, con preferencia por calamares pequeños (Páez-Rosas *et al.*, 2012).

Nuestros resultados aportan información nueva respecto a la interacción y repartición de recursos entre estas especies simpátricas, que, a pesar de estar

expuestas a la estocasticidad de su entorno, son capaces de desarrollar estrategias de forrajeo que les permiten coexistir.

9. CONCLUSIONES

- La colonia de lobos finos de Guadalupe en el Archipiélago San Benito continúa en fase de recolonización ($\lambda=1.31$), y dentro del estatus de especie en peligro de extinción.
- La abundancia de lobos finos de Guadalupe varió de manera inter e intra-anual, con los valores más altos durante el verano y los más bajos en invierno, indicando una ocupación temporal del archipiélago a lo largo del año.
- Esta colonia está compuesta principalmente por individuos inmaduros (juveniles y subadultos)
- Las señales isotópicas del lobo fino de Guadalupe a lo largo de 2012-2014, presentaron variaciones, las cuales podrían estar relacionadas con cambios en la dieta o bien en las áreas de alimentación.
- Las señales isotópicas indican que hay una segregación alimentaria constante (2012-2014) entre el lobo fino de Guadalupe y el lobo marino de California. El primero presentó una posición trófica menor y hábitos más alejados de la costa, en comparación con el segundo.

10. RECOMENDACIONES

- A pesar de la información que se ha obtenido de las zonas y preferencias de alimentación del lobo fino de Guadalupe, sigue siendo necesario el monitoreo de su alimentación, ya que ésta puede cambiar con la densidad de las colonias y las variables climáticas que influyen directamente sobre la producción primaria de la región, y por consecuencia con la disponibilidad de las presas.
- Es necesario el monitoreo continuo de la colonia de lobos finos de Guadalupe del Archipiélago San Benito, considerando su relación trófica con otros pinnípedos del archipiélago.

REFERENCIAS

- Alava, J. J., & S. Salazar. 2006. *Status and conservation of otariids in Ecuador and the Galapagos Islands. Sea Lions of the World*. Alaska Sea Grant College Program. 519 p.p.
- Amador-Capitanachi, M. J. 2015. Segregación alimentaria de las dos colonias de lobo fino de guadalupe (*Arctocephalus townsendi*) en la región occidental de Baja California, México. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur. La Paz, Baja California Sur. 73 p.p.
- Angell, O. C. 2014. *Abundancia y estructura de las colonias de pinnípedos que habitan el Archipiélago San Benito, Baja California, México*. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur. La Paz, Baja California Sur. 68 p.p.
- Antonelis, G. A. & C. H. Fiscus. 1980. The pinnipeds of the California Current. *CalCOFI Report*, 21: 68-78.
- Antonelis, G. A., B. S. Stewart & W. F. Perryman. 1990. Foraging characteristics of female northern fur seals (*Callorhinus ursinus*) and California sea lions (*Zalophus californianus*). *Can. J. Zool.*, 68: 150–158.
- Aurioles-Gamboa, D. & A. Zavala-González. 1994. Ecological factors that determine distribution and abundance of the California sea lion *Zalophus californianus* in the Gulf of California. *Cienc. Mar.*, 20: 535-553.
- Aurioles-Gamboa, D. & Camacho-Ríos, F. J. 2007. Diet and feeding overlap of two otariids, *Zalophus californianus* and *Arctocephalus townsendi*: implications to survive environmental uncertainty. *Aquat. Mamm.*, 33: 315–326.
- Aurioles-Gamboa, D. 2015. *Arctocephalus townsendi*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. <www.iucnredlist.org>. Download on 11 November 2015.
- Aurioles-Gamboa, D., C. Fox, F. Sinsel & T. Grayeb. 1984. Prey of the California sea lion (*Zalophus californianus*) in La Paz B.C.S., Mexico. *J. Mammal.*, 65: 519–521.

- Aurioles-Gamboa, D., F. R. Elorriaga-Verplancken & C. J. Hernández-Camacho. 2010. The current population status of Guadalupe fur seal (*Arctocephalus townsendi*) on the San Benito Islands, Mexico. *Mar. Mam. Sci.*, 26(2): 402–408.
- Aurioles-Gamboa, D., P. L. Koch & B. J. Le Boeuf. 2006. Differences in foraging location of Mexican and Californian elephant seals: evidence from stable isotopes in pups. *Mar. Mam. Sci.*, 22(2): 326-338.
- Aurioles-Gamboa, D., S. D. Newsome, S. Salazar-Pico & P. L. Koch. 2009. Stable isotope differences between sea lions (*Zalophus*) from the Gulf of California and Galapagos Islands. *J. Mammal.*, 90: 1410–1420.
- Aurioles-Gamboa, D., Y. Schramm & S. Mesnick. 2004. Galapagos fur seals, *Arctocephalus galapagoensis*, in México. *LAJAM*, 3: 77–90.
- Baker, R. 1978. *The Evolutionary Ecology of Animal Migration*. Hodder & Stoughton. London. 1012 p.
- Bauer, R. D., R. S. Peterson & V.B. Scheffer. 1964. Age of northern fur seal at completion of its first molt. *J. Mammal.*, 45: 299–300.
- Beissinger S. R. & M. I. Westphal. 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *J. Wildl. Manage.*, 62: 821–841.
- Berdegúe, A. J. 1956. La foca fina, el elefante marino y la ballena gris en Baja California y el problema de su conservación. *Ediciones del Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables*, 14: 1-38.
- Berta, A. 2012. *Return to the sea: The life and evolutionary times of marine mammals*. University of California Press. U. S. 179 p.
- Bond, N. "The Blob: Warm Water off the Coast of the PNW and What it May Mean for Our Summer Weather. A message from the State Climatologist". *Monthly newsletter* (Office of the Washington State Climatologist): 2–4. (3 de junio 2014).
- Boness, D. J & W. D. Bowen. 1996. The evolution of maternal care in pinnipeds. *Bioscience*, 46: 645-654.
- Boswall, J. 1978. The birds of the San Benito Islands, Lower California, Mexico. *Bristol Ornithology*, 11: 23-32.

- Bowen, W. D. & D. B. Siniff. 1999. Distribution, population biology, and feeding ecology of marine mammals. In: Reynolds, J. E. I. & S. A. Rommel. (eds.), *Biology of marine mammals*. 423-484. Smithsonian Press. Washington D. C.
- Bradshaw, C. J. A., C. Lalas & C. M. Thompson. 2000. Clustering of colonies in an expanding populations of New Zealand fur seals (*Arctocephalus forsteri*). *J. Zool.*, 250:105-112.
- Bradshaw, C. J. A., C. M. Thompson, L. S. Davis & C. Lalas. 1999. Pup density related to terrestrial habitat use by New Zealand fur seals. *Can. J. Zool.*, 77: 1579–1586.
- Camacho-Ríos, F. J. 2004. *Estructura alimentaria y posición trófica de dos especies de otáridos Zalophus californianus y Arctocephalus towsendi, en las Islas San Benito, B. C. México*. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. La Paz, Baja California Sur. 94 p.p.
- Charlesworth, B. 1980. Evolution in age-structured populations. Cambridge University Press. Cambridge. 300 p.
- Cohen, L. H., K. C. Condie, L. J. Kuest, G. S. MacKenzie, F. H. Meister, P. Pushkar & A. M. Stueber. 1963. Geology of the San Benito Islands, Baja California, Mexico. *Geol. Soc. Am. Bull.*, 74(11): 1355-1370.
- Costa D. P., M. J. Weise & J. P. Arnould. 2006. Potential Influences of Whaling and the Status and Trends of Pinniped Populations. In: Estes, J. A., T. M. Williams & D. Doak. (eds.). Whales, whaling and ocean ecosystems. Berkeley: University of California Press. 344–359 p.p.
- Costa, D. P., C. E. Kuhn, M. J. Weise, S. A. Shaffer & J. P. Arnould. 2004. When does physiology limit the foraging behaviour of freely diving mammals?. *Inter. Congr. Ser.*, 1275: 359-366.
- Cottrell, P. E., A. W. Trites & E. H. Miller. 1996. Assessing the use of hard parts in faeces to identify harbour seal prey: results of captive-feeding trials. *Can. J. Zoo.*, 74: 875-880.
- Crespo, E. A. & S. N. Pedraza. 1991. Estado actual y tendencia de la población de lobos marinos de un pelo (*Otaria flavescens*) en el litoral norpatagónico. *Ecol. Austral*, 1: 87-95.

- Crespo, E. A. 1988. Dinámica poblacional del lobo marino del sur *Otaria flavescens* (Shaw, 1800), en el norte del litoral patagónico. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina. 298 p.
- Croxall, P. J. & R. L. Gentry. 1987. *Status, Biology, and Ecology of Fur Seals. NOAA Technical Report: Proceedings of an International symposium and workshop.* Cambridge, England. 220 p.
- Darimont, C. T. & T. E. Reimchen. 2002. Intra-hair stable isotope analysis implies seasonal shift to salmon in gray wolf diet. *Can. J. Zoo.*, 80(9): 1638-1642.
- De Niro, J. M. & S. Epstein. 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochim. Cosmochim. Ac.*, 42: 495-506.
- De Niro, J. M. & S. Epstein. 1980. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geoch. Cosmochim. Ac.*, 45: 341- 351.
- Dellinger, T. & F. Trillmich. 1999. Fish prey of the sympatric Galapagos fur seals and sea lions: seasonal variation and niche separation. *Can. J. Zoo.*, 77(8): 1204-1216.
- Dennis, B., P. L. Munholland & J. M. Scott. 1991. Estimation of growth and extinction parameters for endangered species. *Ecol. Monogr.*, 61: 115–143.
- Donlan, C. J., B. R. Tershy, B. S. Keitt, B. Wood, J. A. Sanchez, A. Weinstein, D. A. Croll & J. L. Alguilar. 2000. *Island conservation action in northwest Mexico.* In: Browne, D. H., H. Chaney & K. Mitchell. (eds.), *Proceedings of the Fifth California Islands Symposium.* Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara, California, USA. 330-338 p.p
- Elorriaga-Verplancken, F. R., D. Auriolles-Gamboa, S. D. Newsome & S. Martinez-Díaz. 2013a. $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ values in dental collagen as a proxy for sex and age variation in foraging strategies of California sea lions. *Mar. Biol.*, 160(3): 641-652.
- Elorriaga-Verplancken, F. R., G. Ferretto & O. Angell. 2015. Current status of the California sea lion (*Zalophus californianus*) and the northern elephant seal (*Mirounga angustirostris*) at the San Benito Archipelago, Mexico. *Cienc. Mar.*, 41(4): 1-13.

- Elorriaga-Verplancken, F. R., L. L. Morales, X. S. Moreno & I. S. Mendoza. 2013b. Inferences on the diet of the Eastern Pacific Harbor Seal (*Phoca vitulina richardii*) at the Southern End of its Distribution: Stable Isotopes and Scats Analyses. *Aquat. Mamm.*, 39(4): 415-421.
- Esperón-Rodríguez M. 2008. Estado actual del lobo fino de Guadalupe (*Arctocephalus townsendi*, Merriam, 1897) en el archipiélago de San Benito, Baja California: tamaño de la población, biología reproductiva y alimentación. Tesis de Maestría. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. México, D.F. 56 p.
- Esperón-Rodríguez, M. & J. P. Gallo-Reynoso. 2012. Recolonización del archipiélago de San Benito, Baja California, por el lobo fino de Guadalupe. *Revista mexicana de Biodiversidad*, 83: 170-176.
- Etnier, M. A. 2002. The effects of human hunting on northern fur seal (*Callorhinus ursinus*) migration and breeding distributions in the Holocene. Ph.D. dissertation. University of Washington. Seattle, WA. 414 pp.
- Feldkamp, S. D., R.L. De Long & G. A. Antonelis. 1989. Diving patterns of California sea lions, *Zalophus californianus*. *Can. J. Zoo.*, 67(4): 872-883.
- Fleischer, L. A. 1978. The distribution, abundance, and population characteristics of the Guadalupe fur seal, *Arctocephalus townsendi* (Merriam 1897). Master's dissertation. University of Washington. Seattle, Washington. XXX p.
- Gallo-Reynoso J. P & M. Esperón-Rodríguez. 2013. Diet composition of the Guadalupe fur seal (*Arctocephalus townsendi*). Where and what do they eat?, *Mar. Freshwater. Behav. Physiol.*, 46(6): 455-467.
- Gallo-Reynoso, J. P. 1994. Factors affecting the population status of Guadalupe fur seal, *Arctocephalus townsendi* (Merriam, 1897), at Isla de Guadalupe, Baja California, México. Ph.D. dissertation. University of California. Santa Cruz, California. 199 p.
- Gallo-Reynoso, J. P., A. L. Figueroa-Carranza & B. J. Le Boeuf. 2008. *Foraging behaviour of lactating Guadalupe fur seal females*. En: Lorenzo, C., E. Espinoza & J. Ortega. 2008. *Avances en el Estudio de los Mamíferos de México*. Publicaciones Especiales, Vol. II, *Asociación Mexicana de Mastozoología*, A. C., México, D.F.

- Gallo-Reynoso, J. P., M.O. Maravilla-Chávez & C.J. Navarro-Serment. 2010. New records of non-resident pinnipeds from the Gulf of California, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81(1): 209-213.
- García-Aguilar, M. & D. Aurióles-Gamboa. 2003. Cuidado materno en el lobo marino de California (*Zalophus californianus*) de Los Islotes, Golfo de California, México. *Cienc. Mar.*, 29: 573-583.
- García-Aguilar, M. C., D. Gutiérrez-García & D. H. de la Cueva. 2013. Terrestrial Habitat Segregation Between the Guadalupe Fur Seal (*Arctocephalus townsendi*) and the California Sea Lion (*Zalophus californianus*) at Islas San Benito, México. *Aquat. Mamm.*, 39(1): 54.
- García-Rodríguez, F., & D. Aurióles-Gamboa. 2004. Spatial and temporal variations in the diet of the California sea lion (*Zalophus californianus*) in the Gulf of California, México. *Fish. Bull.*, 102(1): 47-62.
- Gentry, R. L. & G. L. Kooyman. 1986. Fur seals. *Maternal strategies on land and at sea*. Princeton University Press. Princeton, New Jersey. 309 p.p.
- Grandi, M. F., S. L. Dans & E. A. Crespo. 2008. Social composition and spatial distribution of colonies in an expanding population of South American sea lions. *J. Mammal.*, 89(5): 1218-1228.
- Green, K., R. Williams, K. A. Handyside, H. R. Burton & P.D. Shaughnessy. 1990. Interspecific and intraspecific differences in the diets of fur seals, *Arctocephalus* species (Pinnipedia: Otariidae), at Macquarie Island. *Aust. Mammal.*, 13: 193- 200.
- Hamilton, A. 1951. Is the Guadalupe fur seal returning?. *Nat. Hist.*, 60: 90-96.
- Hanni, K. D., D. J. Long, R. E. Jones, P. Pyle & L. E. Morgan. 1997. Sightings and strandings of Guadalupe fur seals in central and northern California, 1988–1995. *J. Mamm.*, 78(2): 684-690.
- Hickey, B. M. 1979. The California current system-hypothesis and facts. *Progr. Oceanogr.*, 8: 279.
- Hobson, K. A. & Clark, R. G. 1992. Assessing avian diets using stable isotopes I: Turnover of ¹³C in tissues. *The Condor*, 94: 181-188.

- Hobson, K. A. & H. E. Welch. 1992. Determination of trophic relationships within a high Arctic marine food web using $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 84: 9-18.
- Hobson, K. A., D. Schell & E. Noseworthy. 1996. Stable-carbon and nitrogen isotopic fractionation between diet and tissues of captive seals: implications for dietary reconstructions involving marine mammals. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53: 528-533.
- Hubbs, C. L. 1956. Back from oblivion? Guadalupe fur seal: still a living species. *Pac. Discovery*, 9: 14-21.
- Hubbs, C. L. 1979. Guadalupe fur seal. Mammals in the seas. Pinniped species summaries and report on sirenians. *FAO Fisheries Series*, 5: 24-27.
- Hutchinson, G. E. 1978. An Introduction to Population Ecology. Yale University Press. New Haven, London. 260 p.
- Jefferson, T. A., S. Leatherwood & M. A. Webber. 1994. *Marine mammals of the world*. Food & Agriculture Org. 240-241 p.p.
- Keyl, F., J. Argüelles & R. Tafur. 2011. Interannual variability in size structure, age, and growth of jumbo squid (*Dosidicus gigas*) assessed by modal progression analysis. *ICES J. Mar. Sci.*, 68: 507–518.
- Kintisch, E. 2015. “The Blob” invades the Pacific, flummoxing climate experts. *Science*, 348(6230): 17-18.
- Koch, P. L., M.L. Fogel, & N. Tuross. 1994. Tracing the diets of fossil animals using stable isotopes. *Stable isotopes in ecology and environmental science*, 63-92.
- Lander, M. E., F. M. Gulland & R. L. DeLong. (2000). Satellite tracking a rehabilitated Guadalupe fur seal (*Arctocephalus townsendi*). *Aquat. Mamm.*, 26(2): 137-142.
- Lima, M. & E. Páez. 1997. Demography and population dynamics of South American fur seal. *J. Mammal.*, 78: 914-920.
- Limberger, D., F. Trillmich, H. Biebach & R. D. Stevenson. 1986. Temperature regulation and microhabitat choice by free-ranging Galapagos fur seal pups (*Arctocephalus galapagoensis*). *Oecologia*, 69(1): 53–59.

- Lowry, M. S., C. W. Oliver, C. Macky & J. B. Wexler. 1990. Food habits of California sea lions *Zalophus californianus* at San Clemente Island, California, 1981-86. *Fish. Bull.*, 88(3): 509-521.
- Lowry, M. S., R. Condit, B. Hatfield, S. G. Allen, R. Berger, P. A. Morris, B. J. Le Boeuf & J. Reiter. 2014. Abundance, distribution, and population growth of the northern elephant seal (*Mirounga angustirostris*) in the United States from 1991 to 2010. *Aquat. Mamm.*, 40: 20–31.
- Lowry, M.S. & O. Maravilla-Chávez. 2005. Recent abundance of California sea lions in western Baja California, Mexico, and the United States. 485-497 p.p. In: Garcelon, D. K. & C. A. Schwemmq. (eds.). *Sixth California Islands Symposium*. Institute of Wildlife Studies. National Park Service Technical Publication CHIS-05-01. Ventura, CA.
- Lynn, R. L. & J. J. Simpson. 1987. The California Current System: The seasonal variability of its physical characteristics. *J. Geophys. Res.*, 92(12): 947-12.
- Maravilla-Chávez, M. O. y M. S. Lowry. 1999. Incipient breeding colony of Guadalupe fur seals at San Benito del Este, Baja California, México. *Mar. Mamm. Sci.*, 15(1): 239-241.
- Mellink, E. & A. L. Romero-Saavedra. 2005. Dieta del lobo marino de California, *Zalophus californianus* (Lesson, 1828), en la Isla San Jorge, en el norte del Golfo de California, México, 1998-1999. *Cienc. Mar.*, 31(2): 369-377.
- Merriam, C. H. 1897. A new fur-seal or sea-bear (*Arctocephalus townsendi*) from Guadalupe Island, off lower California. *P. Biol. Soc. Wash.*, 11: 175-178.
- Newsome, S. D., M. A. Etnier & D. Aurioles-Gamboa. 2006. Using carbon and nitrogen isotope values to investigate maternal strategies in Northeast Pacific otariids. *Mar. Mamm. Sci.*, 22(3): 556-572.
- NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental que determina las especies nativas de México de flora y fauna silvestres y establece las categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio, así como la lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación, 30 de diciembre de 2010. México, D.F.

- Pablo-Rodríguez, N. 2009. Amplitud, nivel y superposición trófica de los pinnípedos de Islas San Benito B.C. México. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. La Paz, Baja California Sur. 108 p.p.
- Páez-Rosas, D. & D. Aurióles-Gamboa. 2010. Alimentary Niche partitioning in the Galapagos sea lion, *Zalophus wollebaeki*. *Mar. Biol.*, 157(12): 2769-2781.
- Páez-Rosas, D. 2011. Ecología trófica de los pinnípedos de las Islas Galápagos: análisis espacial y temporal. Tesis de Doctorado. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. La Paz, Baja California Sur. 171 p.p.
- Páez-Rosas, D., D. Aurióles-Gamboa, J. J. Alava & D. M. Palacios. 2012. Stable isotopes indicate differing foraging strategies in two sympatric otariids of the Galapagos Islands. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 424: 44-52.
- Parés-Sierra, A., M. López & E. G. Pavía. 1997. *Oceanografía física del Océano Pacífico Nororiental*. En: Lavin, M. (edt.). *Contribuciones a la Oceanografía Física en México*. Monografía. Unión Geofísica Mexicana. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Ensenada, Baja California. 1-24 p.p.
- Pérez-Crespo, V. A. & L. M. A. Valdivia. 2010. Isótopos estables: una alternativa en los estudios de los mamíferos fósiles. *Elementos: Ciencia y Cultura*, 80: 31-34.
- Peterson, R. S., C. L. Hubbs, R. L. Gentry & R. L. DeLong. 1968. The Guadalupe fur seal: habitat, behavior, population size, and field identification. *J. Mammal.*, 49: 665-675.
- Pianka, E. R. 2011. *Evolutionary ecology* (7th ed.). New York: Harper & Row. 246-247 p.p.
- Pierce, G. J. & P. R. Boyle. 1991. A review of methods for diet analysis in piscivorous marine mammals. *Oceanogr. Mar. Biol.*, 29: 409-486.
- Pierson, M. O. 1978. A study of the population dynamics and breeding behavior of the Guadalupe fur seal, *Arctocephalus townsendi*. PhD dissertation. University of California. Santa Cruz, California. 110 p.p.

- Porras-Peters, H., D. Aurióles-Gamboa, V. H. Cruz-Escalera & P. L. Koch. 2008. Trophic level and overlap of sea lions (*Zalophus californianus*) in the Gulf of California, Mexico. *Mar. Mammal. Sci.*, 24(3): 554-576.
- Post, D. M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods, and assumptions. *Ecology*, 83(3): 703-718.
- Rau, G. H., A. J. Mearns, D. R. Young, R. J. Olson, H. A. Schafer & I. R. Kaplan. 1983. Animal $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ correlates with trophic level in pelagic food webs. *Ecology*, 64: 1314-1318.
- Reeves, R. R., B. S. Stewart & S. Leatherwood. 1992. The Sierra Club handbook of seals and sirenians. Sierra Club Books. San Francisco, California. 359 p.p.
- Reeves, R. R., B. S. Stewart, P. J. Clapham & J. A. Powell. 2002. National Audubon Society Guide to Marine Mammals of the world, National Audubon Society Field Guide Series.
- Repenning, C. A., R. S. Peterson & C. L. Hubbs. 1971. Contribution of the systematics of the southern fur seals, with particular reference to the Juan Fernandez and Guadalupe species. *Amer. Geophys. Union*, 18: 1-34.
- Riofrío-Lazo, M., D. Aurióles-Gamboa & B. J. Le Boeuf. 2012. Ontogenetic changes in feeding habits of northern elephant seals revealed by $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ analysis of growth layers in teeth. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 450: 229–241.
- Roux, J. P. (1987). Recolonization processes in the subantarctic fur seal, *Arctocephalus tropicalis*, on Amsterdam Island. Status, biology, and ecology of fur seals. *NOAA Technical Report NMFS*, 51: 189-194.
- Seagars, D. J. 1984. The Guadalupe fur seal: A status Review. U.S. Department of Commerce. *NOAA Administrative Report SWR- 84-6*, 18 p.
- Sepúlveda, M., D. P. Oliva & F. J. Palma. 2001. Daily and annual circarhythms activity in the South American sea lion *Otaria flavescens* (Carnivora: Otariidae) at the central zone of Chile. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.*, 36(2): 181-187.
- Shaughnessy, P. D., S. D. Goldsworthy & J. A. Libke. 1995. Changes in the abundance of New Zealand fur seals, *Arctocephalus forsteri*, on Kangaroo Island, South Australia. *Wildl. Res.*, 22: 201–215.

- Starks, E. C. 1922. Records of the capture of fur seals on land in California. *Calif. Fish. Game*, 8:155-160.
- Stevens, M. A. & D. J. Boness. 2003. Influences of habitat features and human disturbance on use of breeding sites by a declining population of southern fur seals (*Arctocephalus australis*). *J. Zool. (Lond)*, 260(2): 145-152.
- Strub, P. T., J. S. Allen, A. Huyer & R. L. Smith. 1987. Seasonal cycles of currents, temperature, winds and sea level over the northeast Pacific continental shelf: 35°N to 48°N. *J. Geophys. Res.*, 92: 1507-1526.
- Taylor, S. V., D. R. Cayan, N. E. Graham & K. P. Georgakakos. 2008. Northerly surface winds over the eastern North Pacific Ocean in spring and summer. *J. Geophys. Res. Atmos.*, 113(2): 1984–2012.
- Tieszen, L. L., T. W. Boutton, K. G. Tesdahl & N. A. Slade. 1983. Fractionation and turnover of stable carbon isotopes in animal tissues: implications for ¹³C analysis of diet. *Oecología*, 57: 32-37.
- Townsend, C. H. 1924. The northern elephant seal and the Guadalupe fur seal. *Nat. Hist.*, 24: 566-578.
- Trillmich, F. 1984. Natural history of the Galapagos fur seal (*Arctocephalus galapagoensis*, Heller). En: Perry, R. (eds.). Key environments-Galapagos. Pergamon, Oxford. 215– 223 p.p.
- Trillmich, F., K. A. Ono, D. P. Costa, R. L. DeLong, S. D. Feldkamp, J.M. Francis, R. L. Gentry, C. B. Heath, B. J. LeBoeuf, P. Majluf & A. E. York. 1991. *The effects of El Nino on pinniped populations in the eastern Pacific*. Springer Berlin Heidelberg. 247-270 p.p.
- Walter, P. L. & S. Craig. 1979. Archeological evidence concerning the prehistoric occurrence of sea mammals at Point Benett, San Miguel Island. *Calif. Fish. Game*, 65: 50–54.
- Weber, D. S., B. S. Stewart & N. Lehman. 2004. Genetic Consequences of a Severe Population Bottleneck in the Guadalupe Fur Seal (*Arctocephalus townsendi*). *J. Hered.*, 95(2): 144–153.

- Weise, M. J. & D. P. Costa. 2007. Total body oxygen stores and physiological diving capacity of California sea lions as a function of sex and age. *J. Exp. Biol.*, 210(2): 278-289.
- Zeidberg, L. D., W. M. Hamner, N. P. Nezlin & A. Henry. 2006. The fishery of the California market squid, *Loligo opalescens* (Cephalopoda, Myopsida), from 1981–2003. *Fish. Bull.*, 104: 46–59.