

**Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de
Ensenada, Baja California**



**Programa de Posgrado en Ciencias
en Ecología Marina**

**Factores que determinan la preferencia de hábitat de los
pinnípedos en las islas del Pacífico de Baja California**

Tesis

para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de
Doctor en Ciencias

Presenta:

Alejandro Arias del Razo

Ensenada, Baja California, México

2016

Tesis defendida por
Alejandro Arias del Razo

y aprobada por el siguiente Comité

Dra. Gisela Heckel Dziendzielewski
Directora de tesis

Dr. Eric Mellink Bijtel

Dra. Yolanda Schramm Urrutia

Dr. Saúl Álvarez Borrego

Dra. Andrea Sáenz-Arroyo de los Cobos



Dr. David Alberto Rivas Camargo
Coordinador del Posgrado en Ecología Marina

Dra. Rufina Hernández Martínez
Directora de Estudios de Posgrado

Resumen de la tesis que presenta **Alejandro Arias del Razo** como requisito parcial para la obtención del grado de Doctor en Ciencias en Ecología Marina.

Factores que determinan la preferencia de hábitat de los pinnípedos en las islas del Pacífico de Baja California

Resumen aprobado por:

Dra. Gisela Heckel Dziendzielewski

El hábitat de una especie está determinado por las condiciones físicas y ambientales que le permiten realizar sus funciones biológicas. Este hábitat se ve acotado por diferentes factores; en el caso de los pinnípedos, algunos factores relevantes son la disponibilidad de presas, presencia de otros pinnípedos y depredadores y las actividades humanas. Con el objetivo de analizar qué factores afectan las preferencias de hábitat de cuatro especies de pinnípedos (lobo marino de California, lobo fino de Guadalupe, foca común del Pacífico y elefante marino del norte), se investigaron tres aspectos: la relevancia de cuatro factores de hábitat sobre la abundancia de estas especies en sitios de descanso y reproductivos, el traslapo espacial entre especies y la interacción entre las actividades pesqueras y los pinnípedos. Para esto se realizaron navegaciones alrededor de 16 islas en el Pacífico frente a la Península de Baja California durante el invierno y verano de 2009 y 2010, tomando fotografías de toda la línea de costa. Así mismo, entre febrero y julio de 2014 se visitaron tres cooperativas pesqueras y una empresa de acuicultura que operan en cinco de estas islas. Los resultados indican que lobos marinos, lobos finos y focas utilizan playas y plataformas rocosas protegidas del oleaje como sitios reproductivos. Las playas de arena y canto rodado son los sustratos más importantes para el elefante marino. Los acantilados son el sustrato menos usado por las cuatro especies. Aunque hubo similitudes en las preferencias de hábitat, en la mayoría de las islas el traslapo espacial fue mínimo. La excepción son las Islas San Benito, donde lobos marinos comparten el espacio con lobos finos y elefantes marinos. Los pescadores en esta región tienen conflictos con el lobo marino y en menor medida con la foca común. Sin embargo, el porcentaje de pescadores que tienen esta percepción varió en función de la isla y el tipo de pesca, siendo mayores en Asunción y San Roque, así como en aquellos que se dedican a la pesca de escama ($p < 0.001$). La mayor parte del ingreso de las cooperativas de la región proviene de la extracción de invertebrados, en la que la frecuencia con que ocurren interacciones con lobos marinos fue baja. En estas pesquerías los lobos marinos y las focas no representan un impacto negativo importante para los ingresos de estos pescadores. Los únicos pinnípedos enmallados que se encontraron fueron lobos marinos de California, y en todas las islas revisadas, menos del 1% de su población local estuvo enmallado. Con base en estos resultados se puede concluir que actualmente los principales factores que influyen sobre las preferencias de hábitat son la disponibilidad de sustratos adecuados protegidos del oleaje. No obstante, conforme aumenten las poblaciones de pinnípedos y la actividad pesquera, estos dos factores tendrán mayor importancia en delimitar el hábitat de cada especie.

Palabras clave: hábitat terrestre, pesquerías, traslapo, nicho, cooperativas, acuicultura, interespecífico, lobo marino de California, foca común del Pacífico, lobo fino de Guadalupe, elefante marino del norte.

Abstract of the thesis presented by **Alejandro Arias del Razo** as a partial requirement to obtain the Doctor of Science degree in Marine Ecology.

Factors determining habitat preference of pinnipeds on the Pacific islands off Baja California

Abstract approved by:

Ph.D. Gisela Heckel Dziendzielewski,

The habitat of a species is determined by the physical and environmental conditions that allow them to perform their biological functions. However this habitat is bounded by different factors; in the case of pinnipeds some relevant factors are prey availability, presence of other pinnipeds, predators and human activities. In order to analyze which factors affect the habitat preferences of four species of pinnipeds (California sea lion, Guadalupe fur seal, Pacific harbor seal and northern elephant seal), three aspects were investigated: the importance of four habitat factors on the abundance of these species on resting and breeding sites, spatial overlap between species and the interaction between fishing activities and pinnipeds. To accomplish this, 16 islands in the Pacific off the Baja California Peninsula were visited during the winter and summer of 2009 and 2010, taking pictures of the entire coastline. In addition, three fishing cooperatives and one aquaculture company operating in five of these islands were visited between February and July 2014. Results indicate that sea lions, fur seals and harbor seals used beaches and rocky platforms sheltered from waves as breeding sites. Sandy and cobblestone beaches were the most important substrates for the elephant seals. Cliffs were the least used substrate by the four species. Although there were similarities in habitat preferences in most of the islands the spatial overlap was minimal. The exception were the San Benito islands where sea lions share the space with fur seals and elephant seals. Fishermen in this region have conflicts with the sea lion and to a lesser extent with the harbor seal. However, the percentage of fishermen who have this perception varies depending on the island and the type of fishing, being higher at Asuncion and San Roque, as well as those fishing bony fishes ($p < 0.001$). Most of the income of cooperatives in the region comes from the extraction of invertebrates, where the interaction frequency with sea lions was low. In these fisheries, sea lions and harbor seals do not represent an important negative impact on the income of these fishermen. The only species of pinniped found entangled was the California sea lion, and in all revised islands, less than 1% of their local population was entangled. Based on these results it may be concluded that currently the main factors influencing the habitat preferences are the availability of suitable substrates sheltered from strong waves. However, as pinniped populations and fishing activities increase, these two factors will have a major role in defining the habitat of each species.

Keywords: land habitat, fisheries, overlap, niche, cooperatives, aquaculture, interspecific, California sea lions, Pacific harbor seals, Guadalupe fur seals, Northern elephant seals.

Dedicatoria

A mis padres: Facundo Arias y Blanca del Razo, quienes siempre me han apoyado y me han impulsado a continuar en mi formación científica.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada para realizar mis estudios de doctorado, y por el financiamiento de los proyectos de los que se desprende este trabajo (FONSEC-SEMARNAT-S0010-2006-1-23702 y SEP-CONACYT CB-2012-01-179451).

Al Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California, (CICESE) por la formación recibida en sus aulas.

A la Universidad Autónoma de Baja California (UABC) y la Facultad de Ciencias Marinas, por su apoyo para la realización de este trabajo.

Al posgrado en Ecología Marina del CICESE por recibirme en su programa y apoyarme con una beca para culminar este trabajo.

A la Secretaria de Marina Armada de México, 2da Región Naval Ensenada, B.C. por su apoyo en el traslado a las islas y facilidades en la base naval de Isla Guadalupe.

Al Grupo de Ecología y Conservación de Islas, a todo su personal, especialmente al M.C. Julio Hernández, agradezco su buena disposición y colaboración durante las estancias en Isla Guadalupe.

A la Dirección General de Vida Silvestre por los permisos otorgados:

SGPA/DGVS/04007/08, SGPA/DGVS/04188/09, SGPA/DGVS/09252/09,
SGPA/DGVS/03550/10, SGPA/DGVS/03551/10, SGPA/DGVS/12269/13,
SGPA/DGVS/08370/14.

A la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, especialmente a la Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe y Reserva de la Biosfera El Vizcaíno, por su apoyo y los permisos otorgados: F00.RPBCPN.RBIG.-137/08, F00.RPBCPN.RBIG.-122/09, F00.RPBCPN.RBIG.-122/10, F00.DRPBCPN.-000027.

A la Secretaría de Gobernación por los permisos otorgados: DICOPPU/211/1330/09, DICOPPU/211/1516/09, DICOPPU/211/2542/09, DICOPPU/211/1136/10, UG/211/0087/2014, UG/211/01022/2014.

Al Elephant Seal Research Group, Italia. Agradezco su ayuda en el campo y compartir sus conocimientos y experiencia.

A la Exportadora de Sal, S.A. de C.V. por su colaboración para realizar las navegaciones a Isla de Cedros.

A las cooperativas pesqueras: Buzos y Pescadores de la Baja California, en Natividad; California San Ignacio, en Asunción, y Cooperativa Ensenada en El Rosario, por sus facilidades para entrevistar a sus agremiados, la información proporcionada y disposición en campo.

Cooperativa Litoral, especialmente al Sr. Carlos Lozoya, por el apoyo logístico en Isla Todos Santos.

A la empresa Pacifico Aquaculture, en Isla Todos Santos, por su ayuda durante mis estadías en dicha isla, permitirme entrevistar a sus buzos y todas las facilidades brindadas en campo.

A la Dra. Gisela Heckel, mi infinita gratitud, por su apoyo incondicional a lo largo de mi maestría y doctorado, su generosidad para transmitirme su conocimiento, experiencia y formarme en la ciencia.

A la Dra. Yolanda Schramm, muchísimas gracias por permitirme participar en sus proyectos, no sólo los que forman parte de esta tesis, su amistad e inquebrantable apoyo y sus valiosas contribuciones a mi trabajo.

A la Dra. Andrea Sáenz Arroyo su asistencia y aportaciones a este trabajo, en especial con las encuestas a los pescadores.

Al Dr. Eric Mellink sus valiosas clases y ayuda fueron fundamentales durante mi doctorado, así como sus asesorías para mejorar esta tesis.

Al Dr. Saúl Álvarez Borrego agradezco sus enseñanzas en clases, sus atinadas y enriquecedoras observaciones al trabajo.

Al equipo de trabajo del proyecto pinnípedos: A. Baez, A. Milanes, B. Garcia, C. Garcia, C. Tapia, D. Lubinsky, E. Fernández, E. Jimenez, E. López, F. Galimberti, G. Ruiz, M. Franco, R. Alamán, S. Sanvito y P. Durazo. Por toda su invaluable ayuda tanto en campo como en Ensenada. Sin ustedes este trabajo no hubiera sido posible.

A los voluntarios: A. Arriaga, B. Paradela, C. Guerra, E. Pintado, G. Deulofeu, J.D. Izabal, J. Avila, L. Tapia, L. Gateau, P. Durazo, S. Spanish, T. Nuche, A. Quintero, V. Arista P. Orta-Bernot y D.R. Ballesteros. Agradezco su tiempo y esfuerzo en ayudarme con todas las fotografías tomadas para esta tesis, en verdad hicieron una enorme diferencia.

Al Dr. Mario Pardo por su invaluable ayuda durante mi estancia en CICESE La Paz y sus contribuciones a mi trabajo.

A mis padres: Facundo y Blanca por todo su cariño, y respaldo, fueron parte fundamental de este esfuerzo.

A mis hermanas: Itzel y Rocío, con el cariño de siempre han hecho valiosas contribuciones a mi trabajo.

A mis amigos del posgrado: Asier, Emiliano, Francesco, Gina, Jenny, Isa, Andrea, Gerardo, Oscar, Fernanda, Erick, Nancy, Luz, Kena, Manuel, Kat, Caro, Alma, Anita, Ricardo, Schery y muchas más. Les agradezco sus contribuciones, apoyo y valiosa amistad.

A César Guerrero y Enah Monserrat, ustedes han hecho una gran diferencia de mi vida en Ensenada con su ayuda y amistad incondicional.

A Carlos Peral, por su amistad y ánimos para continuar.

A Karla Pedraza, Sylviane Jaume, Raquel y Ester, por su bella amistad y generosidad durante mis estancias en La Paz.

A todos mis amigos, sus muestras de afecto y atenciones han llenado mi vida durante estos años.

A toda mi familia en Puebla, Tlaxcala y California su cariño me reconforta siempre y ayuda, más de lo que se imaginan.

Tabla de contenido

Resumen en español	ii
Resumen en inglés.....	iii
Lista de figuras.....	xi
Lista de tablas.....	xii
Capítulo 1. Introducción general	1
1.1 Introducción.....	1
1.1.1 Aspectos generales	2
1.1.2 Explotación comercial y estado de las poblaciones.....	5
1.1.3 Conceptos de nicho y hábitat	7
1.1.4 Justificación	8
1.2 Método	9
1.2.1 Área de estudio	9
Capítulo 2. Preferencias de hábitat terrestre y traslapo espacial de cuatro especies de pinnípedos en Baja California, México	12
2.1 Introducción.....	12
2.1.1 Selección de hábitat	13
2.1.2 Traslapo interespecífico en uso del hábitat terrestre	15
2.1.3 Objetivo general	16
2.1.4 Objetivos particulares	16
2.2 Método	17
2.2.1 Navegaciones.....	17
2.2.2 Conteos	18
2.2.3 Sistema de información geográfica	18
2.2.4 Análisis estadístico	20
2.2.5 Índice de traslapo espacial	21
2.2.6 Efecto del traslapo espacial en la abundancia proporcional	21
2.3 Resultados	22
2.3.1 Preferencias de hábitat.....	22
2.3.2 Lobo marino de California.....	24
2.3.3 Lobo marino de California: sitios reproductivos	25
2.3.4 Lobo fino de Guadalupe	26
2.3.5 Lobo fino de Guadalupe: sitios reproductivos	28

2.3.6	Foca común del Pacífico	28
2.3.7	Foca común del Pacífico: Sitios reproductivos	30
2.3.8	Elefante marino del norte.....	31
2.3.9	Elefante marino del norte: sitios reproductivos	32
2.3.10	Índice de traslapo espacial	33
2.3.11	Modelos aditivos generalizados en las islas San Benito	36
2.4	Discusión	38
2.4.1	Otáridos.....	38
2.4.2	Fócidos.....	41
2.5	Conclusiones.....	45
Capítulo 3. Percepción de pescadores durante la pesca cooperativa artesanal y acuicultura hacia los pinnípedos en cinco islas en el Pacífico de Baja California, México.		47
.....		
3.1	Introducción.....	47
3.1.1	Conflictos entre pescadores y pinnípedos en el mundo	48
3.1.2	Situación en México	50
3.1.3	Cooperativas pesqueras en Baja California.....	51
3.1.4	Objetivo general	52
3.1.5	Objetivos particulares	52
3.1.6	Hipótesis.....	53
3.2	Metodología	53
3.2.1	Área de Estudio	53
3.2.2	Entrevistas.....	55
3.2.3	Índice de enmallamiento.....	56
3.2.4	Análisis estadístico	56
3.3	Resultados	56
3.4	Discusión	62
3.5	Conclusiones.....	70
Capítulo 4. Discusión general		71
4.1	Discusión	71
4.1.1	Implicaciones del hábitat e interacciones interespecíficas en el nicho	71
4.1.2	Recomendaciones para la conservación de las poblaciones de pinnípedos en las costas insulares del Pacífico frente a Baja California.	76
Literatura citada		79

Lista de figuras.

- Figura 1. Península de Baja California y Océano Pacífico, donde se muestra la ubicación de las islas dentro del área de estudio. 11
- Figura 2. Estimación de la proporción de A) lobos marinos de California, B) lobos finos de Guadalupe, C) elefantes marinos del norte, en relación con la proporción de las otras dos especies en el mismo sitio en el archipiélago de San Benito, usando modelos aditivos generalizados. 37
- Figura 3. Islas donde laboran los pescadores entrevistados y nombre de la organización a la que pertenecen. 54

Lista de tablas.

Tabla 1. Modelos lineales generalizados considerando factores de sustrato (S: arena, canto rodado, plataforma y acantilado), pozas de marea (M: 0 ausencia, 1 presencia), profundidad del agua (P: 0 somera, 1 profunda), exposición al oleaje (E: 0 protegida, 1 expuesta) y temporada (T: 0 verano, 1 invierno para otáridos e inverso para fócidos).....	23
Tabla 2. Modelo lineal generalizado para la abundancia de lobo marino de California.	25
Tabla 3. Modelo lineal generalizado para la abundancia de crías de lobo marino de California como indicadores de sitios reproductivos.....	26
Tabla 4. Modelo lineal generalizado para la abundancia de Lobo fino de Guadalupe.	27
Tabla 5. Modelo lineal generalizado para la abundancia de crías de lobo fino de Guadalupe como indicadores de sitios reproductivos.	28
Tabla 6. Modelo lineal generalizado para la abundancia de foca común del Pacífico.	30
Tabla 7. Modelo lineal generalizado para la abundancia de crías de foca común del Pacífico como indicadores de sitios reproductivos.	31
Tabla 8. Modelo lineal generalizado para la abundancia de elefantes marinos del norte.	32
Tabla 9. Modelo lineal generalizado para la abundancia de crías de elefantes marinos del norte como indicadores de sitios reproductivos.	33
Tabla 10. Índice de traslapo de Morosita (1959), modificado por Horn (1966), considerando el traslapo de pinnípedos: lobo marino de California, foca común, elefante marino del norte y lobo fino de Guadalupe, en el hábitat costero, en cada isla del área de estudio. Los índices con valores mayores a 0.1 se muestran en negritas, los guiones indican que una de las dos especies no se distribuye en dicha isla, ND, datos no disponibles.....	35
Tabla 11. Modelos aditivos generalizados, donde se considera la abundancia de una especie: lobo fino de Guadalupe (LFG), lobo marino de California (LMC) o elefante marino del norte (EMN), en relación con la abundancia de las otras dos especies en las islas San Benito.	37

- Tabla 12. Porcentaje de pescadores que reportan interacción de lobo marino de California con la pesca de distintas especies y su percepción de pérdida de producto. Entre paréntesis se estimó el porcentaje de la captura perdida, cuando hay interacción, \pm error estándar. Las mermas marcadas con “*” indican que sólo un pescador las pudo estimar. 59
- Tabla 13. Porcentaje de pescadores que reportan la interacción de foca común con la pesca de distintas especies y su percepción de pérdida de producto. Entre paréntesis se estimó el porcentaje de la captura perdida, cuando hay interacción, \pm error estándar. Las mermas marcadas con “*” indican que sólo un pescador las pudo estimar. 60

Capítulo 1. Introducción general

1.1 Introducción

Las islas del Pacífico de Baja California y el mar que las rodea tienen gran diversidad biológica, producto de su alta productividad debido a las aguas templadas de la corriente de California y los eventos de surgencia frecuentes en la región (Soto-Mardones *et al.* 2004; Hernández de la Torre *et al.* 2007). En esta área existe una variedad de mamíferos marinos, incluyendo cuatro especies de pinnípedos, es la única zona del país que alberga más de una especie de este grupo: el lobo marino de California (*Zalophus californianus*), el lobo fino de Guadalupe (*Arctocephalus philippii townsendi*), la foca común del Pacífico (*Phoca vitulina richardii*) y el elefante marino del Norte (*Mirounga angustirostris*). Son depredadores de alto nivel trófico, su papel en el flujo energético del ecosistema es vital e involucra la transferencia de nutrientes y energía, y contribuye a la regulación de otras especies (Trites 1997).

La distribución de los pinnípedos está dada en parte por la disponibilidad de sus presas potenciales (Montgomery *et al.* 2007), más existen otros factores que pueden influir en sus preferencias de hábitat, tales como la disponibilidad de sitios con las condiciones terrestres y acuáticas que prefieran, así como los posibles disturbios y conflictos con las personas que viven o trabajan alrededor de sus colonias. Este trabajo aborda estos factores en dos capítulos, el primero evalúa la importancia de cuatro factores a pequeña escala (segmentos de 100 metros) en la abundancia simple de cada especie, a fin de conocer qué características busca cada especie para usar las distintas partes de las islas, tanto para el descanso y muda, como para la crianza. El segundo capítulo describe las interacciones que ocurren entre pinnípedos y pescadores que operan alrededor de algunas de estas islas, infiriendo de esta forma las posibles repercusiones que estas interacciones pueden tener sobre la distribución actual y futura de los pinnípedos en la región.

1.1.1 Aspectos generales

1.1.1.1 Lobo marino de California (*Zalophus californianus*)

El lobo marino de California es un otárido, cuya distribución abarca desde la Columbia Británica en Canadá al norte hasta Mazatlán y las Islas Marías en México al sur, incluyendo el Golfo de California (Peterson y Bartholomew 1967). Su distribución reproductiva se limita de las Islas del Canal en California hasta el sur de la Península de Baja California y el Golfo de California (Peterson y Bartholomew 1967; Odell 1981).

Su sistema de apareamiento es poligínico: es decir, los machos adultos se reproducen con más de una hembra durante la temporada reproductiva anual. Establecen territorios en las colonias reproductivas que defienden mediante patrullajes y vocalizaciones durante toda la temporada reproductiva, que ocurre en verano (mayo a agosto; Odell 1975). Al concluir esta temporada, las hembras permanecen en la colonia durante el resto del año, alternando viajes de alimentación con el amamantamiento de sus crías. Los territorios de los machos se dispersan a sitios de alimentación en otras áreas (Peterson y Bartholomew 1967; Orr *et al.* 1972).

El lobo marino de California se ha descrito tradicionalmente como un depredador oportunista (Antonelis y Fiscus 1980). Recientemente se ha catalogado como especialista por su espectro trófico (Rodríguez 2009). Su dieta es variada, consiste principalmente de peces, en menor medida moluscos y crustáceos (Porrás-Peters *et al.* 2008). En el Golfo de California se han identificado en sus excretas 52 especies de peces y cinco de cefalópodos (Mellink y Romero-Saavedra 2005; Porrás-Peters *et al.* 2008). Las presas principales identificadas en esa región son los serránidos y los ophidiidos con seis y cuatro especies, respectivamente (Porrás-Peters *et al.* 2008). En el Pacífico, en las Islas San Benito el grupo más importante durante el verano son los calamares (*Loligo opalescens* y *Gonatus* sp.), que constituyen el 45% de la dieta, mientras que en invierno son los peces (*Sebastes* spp. y *Argentina sialis*) con un 76% (Rodríguez 2009).

1.1.1.2 Lobo fino de Guadalupe (*Arctocephalus philippii townsendi*)

El lobo fino de Guadalupe es la única especie del género *Arctocephalus* que habita en el hemisferio norte (Belcher y Lee 2002). Su distribución actual se limita a las islas Guadalupe y San Benito (Gallo-Reynoso 1994; Maravilla-Chávez y Lowry 2006; Auriolles-Gamboa *et al.* 2010; García-Capitanachi 2011). Evidencia paleontológica indica que su distribución histórica abarcaba de las Islas del Canal en California a Isla de Cedros en Baja California y posiblemente hasta las Islas Revillagigedo (Anthony 1925).

Su sistema de apareamiento es poligínico, similar al lobo marino de California, donde cada macho territorial mantiene en promedio seis hembras en su territorio (Reeves *et al.* 2002). Los machos establecen sus territorios al arribar a las zonas de reproducción, normalmente en el mismo territorio defendido en años anteriores (Gallo-Reynoso 1994). Los nacimientos ocurren entre junio y julio (temporadas 1991 a 1993; Gallo-Reynoso 1994). Utilizan cuevas o áreas aisladas para la crianza (Peterson *et al.* 1968). La fase de lactancia dura entre nueve y 11 meses. En este tiempo, las hembras tienen periodos de ayuno de cinco a 12 días, entre viajes de alimentación (Belcher y Lee 2002).

Su principal presa son los calamares (*Loligo opalescens*, *Gonatu ssp.* y *Dosidicus gigas*). En las Islas San Benito este grupo constituye el 87 y 76% de su dieta durante el verano e invierno respectivamente. Además, como se ha detectado en estudios isotópicos, sus hábitos de alimentación son oceánicos (Rodríguez 2009).

1.1.1.3 Foca común del Pacífico (*Phoca vitulina richardii*)

La foca común o foca de puerto es uno de los pinnípedos de más amplia distribución en el mundo. Se suele encontrar en gran parte de las zonas costeras del Pacífico norte y el Atlántico norte. Antes se reconocían cinco subespecies con base en su distribución geográfica y diferencias craneométricas (McLaren 1966); hoy, sólo tres subespecies (Committee on Taxonomy 2015). De estas, la subespecie *P. v. richardii* se distribuye en

las costas e islas del Pacífico Norte. En el extremo oriental la distribución más sureña abarca hasta la mitad de la Península de Baja California (Gallo-Reynoso y Auriol-Gamboa 1984; Lubinsky 2010), donde también se reproduce.

La reproducción de esta especie es considerada monógama serial (Reeves *et al.* 2002) o poliginia de nivel bajo (Berta *et al.* 2015). Los machos se aparean con una o pocas hembras a lo largo de la temporada reproductiva. Existe una variación latitudinal en la temporada reproductiva, el periodo de partos va de febrero a abril en Baja California (Gallo-Reynoso y Auriol-Gamboa 1984; Fernández Martín 2012), marzo en California (Hayes *et al.* 2004), abril en Oregon y mayo en Washington (Huber *et al.* 2001).

Al tener una distribución tan amplia es de suponer que su dieta lo es de igual forma. En Baja California, con base en excretas frescas, sus principales presas son el pez lagarto lucio (*Synodus lucioceps*), rocotes (*Sebastes* spp.), lenguado (*Citharichthys sordidus*), calamar de California (*Doryteuthis opalescens*), pulpos (*Octopus* spp.) y sapo cabezón (*Porichthys notatus*), habiendo evidentes diferencias en las preferencias de presas entre temporadas de cría y muda; así como entre la parte norte (Islas Todos Santos y San Jerónimo) y central (Isla Natividad y San Roque) de la península (Alamán de Regules 2014; Durazo Rodríguez 2015). En la Bahía de Monterey, California, durante el verano la dieta consiste esencialmente de peces, con 12 presas identificadas, entre los que destacan peces de fondo (rocotes), la merluza, la congriperla moteada (*Chilara taylori*) y cefalópodos. Mientras en invierno la dieta consistió en un 91% de cefalópodos (Trumble 1995). La acentuada diferencia en dieta entre temporadas puede deberse a cambios en las abundancias de sus presas.

1.1.1.4 Elefante marino del norte (*Mirounga angustirostris*)

El elefante marino del norte es el miembro más grande de la familia Phocidae en el hemisferio norte. Es una especie migratoria, se le encuentra en tierra dos veces al año: en la reproducción y muda. Durante estos periodos su distribución abarca de Point

Reyes, California, a Isla Asunción en Baja California (García-Aguilar 2004; Franco Ortiz 2012). Durante el resto del año permanecen en el océano abierto alimentándose, viajando al menos 18,000 km en el caso de las hembras y 21,000 km en los machos (Stewart y DeLong 1995).

Su estrategia reproductiva es altamente poligínica (Reeves *et al.* 2002). Los machos adultos luchan por establecer su posición jerárquica. Forman harenes que van desde algunas hasta cientos de hembras, monopolizando el apareamiento y defendiendo el harén ante machos rivales (Le Boeuf 1972). En la Isla San Benito del Oeste la temporada reproductiva comienza con el arribo de las hembras a principios de diciembre. Termina a inicios de marzo, con el máximo de la temporada el 19 de enero (temporadas 2001-2002 y 2002-2003; García-Aguilar 2004). Estas fechas parecen indicar que existe una diferencia latitudinal en las temporadas reproductivas, ya que en la Isla Año Nuevo en California, estos eventos ocurren aproximadamente un mes después (Le Boeuf 1972; Reiter *et al.* 1981).

Existen diferencias importantes en la alimentación entre machos y hembras, lo que puede derivar de un aparente uso de zonas de alimentación distintas (Stewart y DeLong 1995), también es posible que consuman distintas presas dentro de una misma zona de alimentación. Se ha sugerido, con base en las zonas de alimentación y patrones de buceo, que los machos se alimentan de especies bentónicas y las hembras de especies pelágicas a lo largo de la columna de agua (Le Boeuf *et al.* 2000).

1.1.2 Explotación comercial y estado de las poblaciones

Las cuatro especies de pinnípedos en México tienen una historia de explotación comercial que redujo sus poblaciones considerablemente. Los casos más severos son los del elefante marino del norte y el lobo fino de Guadalupe, ambos fueron declarados extintos en repetidas ocasiones a finales del siglo XIX y principios del XX (Thoburn 1899; Hubbs 1956; Le Boeuf y Laws 1994). En el caso del elefante marino, tras su última

declaración de extinción en 1892, encontraron dos grupos en Isla Guadalupe en 1910, posteriormente en las Islas San Benito. Es hasta 1938 que se encontraron crías en Isla Guadalupe (Bartholomew y Hubbs 1960). Al presente su distribución abarca de las Islas Farallón en California hasta Isla Asunción en Baja California Sur (Stewart y DeLong 1995; Maravilla-Chávez y Lowry 1996; Franco Ortiz 2012). En los últimos censos poblacionales realizados en 2010 se estima que en California hay una población mínima de 81,300 (Carretta *et al.* 2015), mientras que en la Península de Baja California el estimado es alrededor de 29,600 individuos (Franco Ortiz 2012).

El lobo fino de Guadalupe tiene también una historia exitosa de recuperación. Tras encontrar refugio contra su extinción en Isla Guadalupe, su población comenzó a crecer de forma exponencial a partir de la segunda mitad del siglo XX (Gallo-Reynoso 1994; Auriolos-Gamboa *et al.* 2010). En 1997 se expandió a las Islas San Benito (Maravilla-Chavez y Lowry 1999), donde ha tenido un crecimiento exponencial (Auriolos-Gamboa *et al.* 2010). Su población en el año 2010 se calculó en 17,500 animales en Isla Guadalupe y 2,500 en Islas San Benito (García-Capitanachi 2011).

La historia de explotación de la foca común en México no es clara, al no existir suficiente información al respecto. En California fue cazada intensamente durante el siglo XIX hasta quedar cientos de individuos en zonas aisladas de la costa (Bonnot 1928). Pese a ello no se ha encontrado un cuello de botella genético (Lamont *et al.* 1996). En los Estados Unidos fue hasta la segunda mitad del siglo XX que las poblaciones comenzaron a recuperarse a paso acelerado (Barlow *et al.* 1995). Anteriormente se consideraban dos subespecies: *P. vitulina stejnegeri*, que ocupaba el Pacífico noroccidental cerca de Japón, y *P. vitulina richardii*, distribuida en las costas del Pacífico nororiental; la clasificación taxonómica más reciente la reduce a una subespecie, *P. vitulina richardii*. En la península de Baja California su distribución actual abarca de la frontera con los EE.UU. hasta Isla Asunción (Maravilla-Chávez y Lowry 1996; Lubinsky 2010). Su tamaño poblacional en California en 2012 era de aproximadamente 27,000 focas (Carretta *et al.* 2015); en Baja California, en 2009, de 6,000 individuos (Lubinsky 2010).

Los lobos marinos de California, fueron explotados siglos antes, primero por grupos indígenas y posteriormente por peleteros y balleneros, aunque no tuvieron una explotación tan intensa dado que su piel y grasa se consideraban de segunda calidad (Zavala-González y Mellink 2000). Su distribución actual abarca de la Columbia Británica en Canadá, toda la costa Pacífico de la Península de Baja California y el Golfo de California (Lowry *et al.* 1992). El tamaño poblacional se ha calculado en 153,000 para Estados Unidos en 2007 (Carretta *et al.* 2015); 54,000 en el Pacífico mexicano, sin considerar Isla Margarita (Milanés Salinas 2012); entre 24,000 y 31,000 en 2004 en el Golfo de California (Szteren *et al.* 2006).

Actualmente en México las cuatro especies están protegidas por el gobierno mexicano bajo distintas categorías: el lobo marino de California y la foca común están sujetas a protección especial, el lobo fino de Guadalupe está catalogado como en peligro de extinción y el elefante marino del norte como amenazado (SEMARNAT 2010).

1.1.3 Conceptos de nicho y hábitat

Los conceptos de nicho y hábitat se encuentran de inicio ligados entre sí, cuando Joseph Grinnell definió hábitat: como el área que ocupa un animal y que forma parte de las características que describen a una especie (Grinnell 1917). Al presente el concepto de nicho más aceptado es el propuesto por Hutchinson, quien lo definió inicialmente: como “la suma de todos los factores ambientales que actúan sobre un organismo”; y que se representa como “una región de N dimensiones en el hiper-espacio” (Hutchinson 1944). Después, en 1957, elabora una definición más extensa y plantea por vez primera el concepto de nicho como un modelo cuantitativo, en el que cada factor ecológico relevante a la sobrevivencia de una especie es proyectado en un sistema de N dimensiones, donde N es el número de factores que permiten a una especie sobrevivir y reproducirse en un sistema. Cada punto dentro de este “hiper-espacio” corresponde a un estado del ambiente que permite a la especie existir indefinidamente (Hutchinson 1957).

En este concepto de nicho, las características del hábitat constituyen parte de las dimensiones del modelo. Mas el concepto de hábitat como tal debe definirse por sí solo, como señalaron Hall *et al.* (1997), aún en tiempos recientes sigue existiendo confusión en el uso del término y sus derivados como uso, preferencia y selección de hábitat. Estos autores encontraron que sólo el 11% de los trabajos que examinaron definían hábitat y hacían un uso correcto del término. Recomiendan usar conceptos ecológicos “operacionales” bien definidos, de manera acorde, cuidando la escala temporal del estudio, a fin de facilitar la discusión y comparación de trabajos similares. Con este propósito se define el *hábitat*: como “los recursos y condiciones presentes en un área que producen su ocupación (incluyendo sobrevivencia y reproducción) por un organismo dado, hábitat se relaciona con la presencia de una especie, población o individuo (animal o planta) y las características físicas y biológicas del área. Siendo entonces el hábitat, la suma de los recursos específicos que requiere un organismo” (Hall *et al.* 1997).

Con base en estos conceptos se puede plantear que el nicho materializado de los pinnípedos en Baja California está acotado por sus relaciones interespecíficas con sus presas, otros depredadores, otros pinnípedos y los humanos. Todas estas interacciones influyen también en el hábitat que ocupan, dado que tienen la capacidad de alterar los recursos y condiciones de un sitio, modificando así la viabilidad de su ocupación. El presente trabajo aborda tres aspectos que pueden determinar el uso de hábitat de los pinnípedos en las islas al oeste de la Península de Baja California: los factores de hábitat que tienen más influencia en la abundancia de cada especie en sitios de descanso y reproducción; el traslapo espacial entre diferentes especies de pinnípedos; y, la interacción con pesquerías artesanales en la región.

1.1.4 Justificación

Los ecosistemas insulares presentan oportunidades únicas de estudio, al permitirnos desarrollar modelos simples, aislando factores y procesos particulares, pero también son un reto de conservación. El desarrollo humano en las zonas costeras se ha incrementado

significativamente en los últimos años, se espera que en los siguientes 60 años haya un gran flujo migratorio de las zonas agrícolas del interior a las zonas costeras (Small y Nicholls 2003), esto presenta una amenaza para las islas más costeras. En el estado de Baja California tres de las cuatro ciudades más grandes del estado son costeras (INEGI 2010), el estado aporta 7% de los recursos pesqueros del país (CONAPESCA 2013). Además, existen desarrollos industriales en islas, como la Exportadora de Sal en Isla de Cedros; o en la costa, como la planta de gas natural licuado Costa Azul, a 19 km al norte de Isla Todos Santos. Este desarrollo humano presenta retos de conservación para los ecosistemas insulares, cuya solución requiere contar con información ecológica de las especies que habitan ellas. Los pinnípedos son depredadores que regulan el ecosistema marino (Trites 1997), además sirven de enlace entre los ecosistemas acuáticos y terrestres. Por ello es necesario conocer sus preferencias de hábitat terrestre en el territorio insular nacional, así como las interacciones que ocurren entre pinnípedos y las actividades humanas alrededor de estas islas. Esta información aumentará el conocimiento ecológico de estas especies, ayudará a que se tomen mejores decisiones de manejo y conservación en las zonas costeras e insulares de la región.

1.2 Método

1.2.1 Área de estudio

La zona de estudio comprende las islas del Pacífico mexicano al occidente de la Península de Baja California, de la latitud 32° 26' N a los 27° 05' N. Abarca un total de 16 islas: Coronados (Sur, Oeste, Centro o Pílon de Azúcar y Norte), Todos Santos (Norte y Sur), San Martín, San Jerónimo, Guadalupe, San Benito (Oeste, Centro y Este), Cedros, Natividad, Asunción y San Roque (Fig. 1). La región está dominada oceanográficamente por la Corriente de California, una corriente superficial con dirección norte sur formada por aguas dominantes provenientes de la región subártica identificadas por su baja salinidad (Soto-Mardones *et al.* 2004; Durazo *et al.* 2005), gran cantidad de meandros,

remolinos, filamentos, frentes y estructuras de mesoescala que se extienden de decenas a cientos de kilómetros hacia fuera de la costa, con duraciones de días a meses (Espinosa-Carreón 2005). Existe también un flujo subsuperficial en sentido inverso, sur a norte, denominado Subcorriente de California (Durazo *et al.* 2005).

Los vientos paralelos a la costa provocan, mediante transporte de Ekman, una elevación en la termoclina. Esto acarrea agua fría rica en nutrientes de zonas más profundas a la zona fótica, lo que se conoce como surgencia (Kershaw y Cundy 2000). Este fenómeno estimula el crecimiento de fitoplancton, el cual es la base de la cadena alimentaria en los ecosistemas acuáticos, gracias a lo cual es posible la subsistencia de grandes poblaciones de mamíferos marinos, aves y pesquerías importantes. En esta región los periodos usuales de surgencias van de abril a septiembre (Soto-Mardones *et al.* 2004).

Actualmente cuatro de estas islas se encuentran dentro de áreas naturales protegidas: Reserva de la Biosfera (RB) Isla Guadalupe (DOF 2005b) y RB El Vizcaíno (Natividad, San Roque y Asunción; DOF 1988). El resto de las islas del área de estudio están en proceso de ser declaradas RB Islas del Pacífico de Baja California (DOF 2005a).

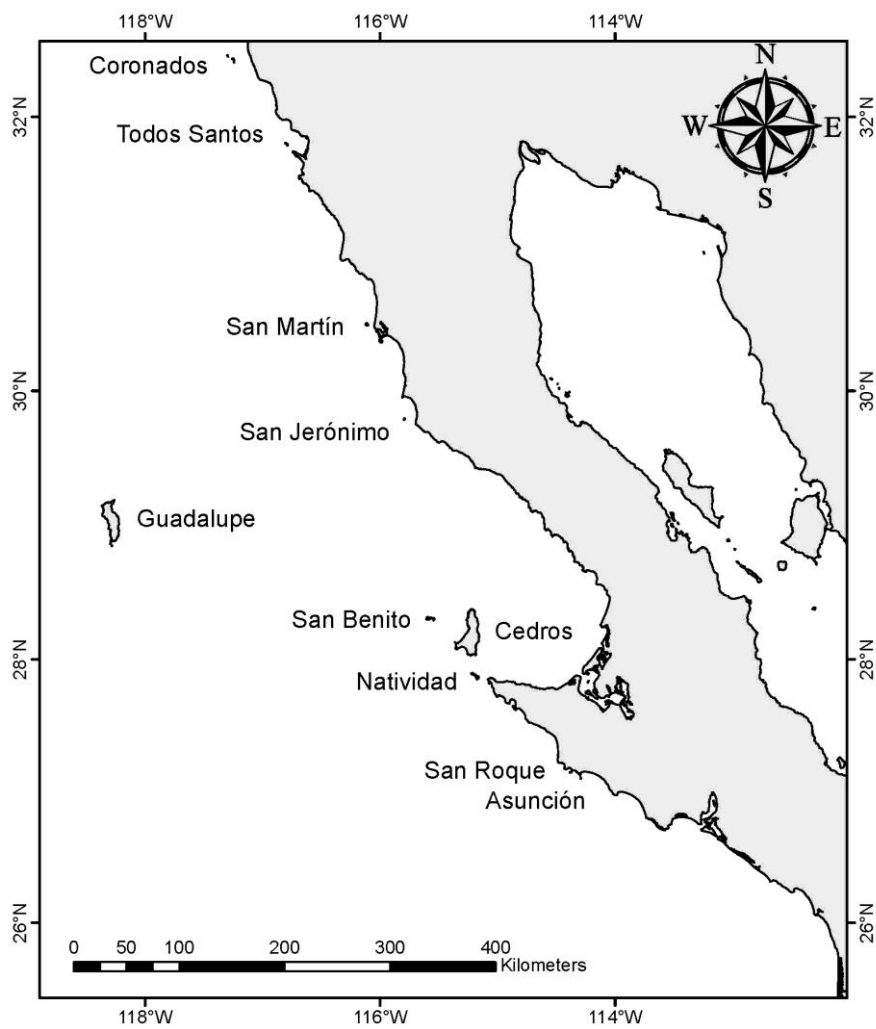


Figura 1. Península de Baja California y Océano Pacífico, donde se muestra la ubicación de las islas dentro del área de estudio.

Capítulo 2. Preferencias de hábitat terrestre y traslape espacial de cuatro especies de pinnípedos en Baja California, México

2.1 Introducción

La forma en que cada especie utiliza su hábitat varía en función de la manera en que se especializa para utilizar los recursos disponibles, y la presencia de otras especies (MacArthur y Levins 1964). Dentro del espacio geográfico donde se distribuye una especie existen áreas que son usadas con mayor frecuencia, a las que se les puede denominar hábitats preferidos, otras de forma escasa (Bjørge *et al.* 2002) o no son ocupadas aunque estén accesibles. En los pinnípedos el hábitat comprende una porción marina y otra terrestre. En la mayoría de las especies, la primera se utiliza para la alimentación y en ocasiones para la reproducción, mientras la segunda sirve para descanso, muda, reproducción y crianza.

En estas especies el uso del hábitat marino varía en función de la disponibilidad de presas y condiciones oceánicas, el terrestre varía con el ciclo anual de cada especie. Este capítulo tiene dos objetivos: el primero, conocer cuál es el uso del hábitat terrestre por cada una de estas especies; segundo, cómo se comparte el espacio entre las distintas especies de pinnípedos en Baja California. Se utiliza el concepto de uso de hábitat, como la ocupación del espacio terrestre por parte de una o más especies de pinnípedos, teniendo como variable de respuesta la abundancia por longitud de costa. Esta información además de contribuir al conocimiento biológico de estas especies, también resulta útil para conocer cuáles son las áreas prioritarias de conservación y para justificar la creación y mantenimiento de áreas naturales protegidas.

2.1.1 Selección de hábitat

Existen diversas aproximaciones a la selección de hábitat. Cuando la selección no conlleva un costo energético para la especie y es independiente de la densidad, se puede esperar que un tipo de hábitat sobre otro favorezca la especialización. Es decir, cuando una especie logra adaptarse mejor a estas condiciones, desplazando a otras especies o fenotipos menos especializados (Rosenzweig 1974; Levins y Maynard Smith 1976; Rosenzweig 1981). En la selección de hábitat con costo de búsqueda, se considera el costo energético en la exploración y forrajeo dentro de distintos parches de hábitats, pudiendo calcular la ganancia energética que proporciona cada parche. Por lo tanto, se espera que aquellos cuya ganancia disminuya por debajo del promedio general de todos los parches disponibles sean abandonados. De acuerdo con estos modelos, estas condiciones suelen favorecer a las especies o fenotipos más especializados (Rosenzweig 1974; Charnov 1976; Rosenzweig 1981). Por último, cuando la selección de hábitat es denso-dependiente se supone que los recursos per cápita se reducen conforme aumenta la densidad poblacional, hasta que se alcanza un punto crítico en el que la adecuación es la misma en ambos hábitats, entonces se abandona la selectividad de hábitat. Por debajo de ese punto crítico la adecuación a un tipo de hábitat reducirá su efectividad en otros (Fretwell y Lucas 1970; Rosenzweig 1979, 1981).

En el caso de los pinnípedos, se ha propuesto que la selección de sitios terrestres depende de la densidad de hembras al aumentar el potencial de apareamiento (Thompson *et al.* 1994); la proximidad a zonas de forrajeo (Montgomery *et al.* 2007); el riesgo de depredación en ellas (Nordstrom 2002) y la protección que ofrecen contra condiciones ambientales adversas (González-Suárez y Gerber 2008). Posiblemente todas estas condiciones afecten en distinta medida la selección de hábitat terrestre de cada especie, dependiendo de sus adaptaciones y las condiciones ambientales predominantes. Además, debe considerarse la presencia de otros pinnípedos que al tener requerimientos similares pueden buscar utilizar los mismos sitios.

2.1.1.1 Lobo marino de California (*Zalophus californianus*)

En el Golfo de California el lobo marino prefiere hábitats caracterizados por grandes rocas, sustratos de color claro y líneas de costa convexas (González-Suárez y Gerber 2008). Las autoras atribuyen la importancia de estas variables a la protección contra el calor, proveyendo de sombra, sustratos más frescos y mayor área de contacto con el agua, ayudando así a su termorregulación en una región donde las temperaturas ambientales pueden llegar hasta los 44°C en verano (SEMARNAT 2000), durante su época de reproducción. En el Pacífico descansan en islotes, playas aisladas, bahías, incluso sobre boyas y en las partes bajas de los ríos (Orr y Helm 1989). En las Islas San Benito buscan playas planas de arena y canto rodado con abundante rocío de las olas (García-Aguilar *et al.* 2013).

2.1.1.2 Lobo fino de Guadalupe (*Arctocephalus philippii townsendi*)

El lobo fino de Guadalupe en Isla Guadalupe prefiere sitios con rocas, cuevas, pozas y grietas como protección contra el calor (Peterson *et al.* 1968; Fleischer 1978; Pierson 1987), y como fronteras naturales entre territorios reproductivos (Peterson *et al.* 1968; Pierson 1987). Suele segregarse de otras especies y exhibe una fuerte fidelidad al sitio (Peterson *et al.* 1968).

En 1997 se había establecido una colonia en la Isla San Benito Este (Maravilla-Chavez y Lowry 1999), donde han comenzado un proceso de recolonización en las tres islas del archipiélago (Auriol-Gamboa *et al.* 2010). En estas islas, durante el verano de 2008, preferían hábitats terrestres con sustratos de plataforma rocosa con pozas de marea, playas de canto rodado rodeadas de acantilados (García-Aguilar *et al.* 2013). Estos autores concluyen que existe una diferencia marcada en las preferencias de hábitat en estas islas entre el lobo marino de California y el lobo fino de Guadalupe, por lo que buscan segregarse una de otra (García-Aguilar *et al.* 2013).

2.1.1.3 Foca común del Pacífico Oriental (*Phoca vitulina richardi*)

La foca común encuentra una variedad de costas a lo largo de su distribución y utiliza diferentes tipos de hábitats, como costa rocosa con pozas de marea, playas de canto rodado, playas de arena e islotes rocosos (Montgomery *et al.* 2007). Requieren de lugares con fácil acceso a aguas profundas (Montgomery *et al.* 2007). A diferencia del resto de las especies de pinnípedos en el Pacífico mexicano, las focas también establecen colonias en la costa de la Península de Baja California (Lubinsky 2010), no sólo en las islas. En California buscan playas aisladas, zonas de intermareal rocoso o bancos de arena en bahías y estuarios (Antonelis y Fiscus 1980).

2.1.1.4 Elefante marino del norte (*Mirounga angustirostris*)

La mayoría de los autores se limitan a mencionar que durante su estancia en tierra ocupan playas arenosas (White y Odell 1971; Le Boeuf 1974; Verts y Carraway 1998), ya que éstas proveen de un terreno de baja pendiente para entrar y salir del agua, además suelen arrojar arena sobre el cuerpo para ayudar a disminuir su temperatura corporal (White y Odell 1971).

2.1.2 Traslado interespecífico en uso del hábitat terrestre

Las cuatro especies de pinnípedos que existen en México han tenido una historia de explotación comercial que alteró su población y distribución. En la actualidad los procesos de recolonización continúan en varias islas, lo que puede alterar la forma en que estas especies comparten el hábitat costero. En el archipiélago de San Benito los lobos finos de Guadalupe y lobos marinos de California prefieren distintos tipos de hábitat y se segregan los unos de los otros (García-Aguilar *et al.* 2013). Los lobos finos de Guadalupe han expandido su distribución desde la costa este de la Isla San Benito Este,

hasta ocupar casi toda la isla, así como una parte de San Benito Oeste y pequeñas secciones de San Benito Centro (Aurioles-Gamboa *et al.* 2010).

El archipiélago de San Benito contiene la segunda colonia más grande de lobos marinos de California en el Pacífico frente a Baja California, después de Isla Cedros, con alrededor de 5,000 animales en el verano de 2010 (Milanés-Salinas 2012). Conforme la población de lobo fino aumenta es de esperar que exista una presión por el uso de un espacio donde los lobos marinos y elefantes marinos son abundantes. Esta misma situación, aunque en menor escala, podría encontrarse también en otras islas del Pacífico frente a México, donde las poblaciones de elefantes marinos y focas comunes continúan creciendo (Lubinsky 2010; Franco-Ortiz 2012), junto a colonias de lobo marino de California grandes (Milanés Salinas 2012), la mayoría de las cuales han decrecido en los últimos años (Hernández-Camacho *et al.* 2016).

2.1.3 Objetivo general

Determinar el uso de hábitat de las cuatro especies de pinnípedos en la región occidental de la Península de Baja California, durante las temporadas reproductivas y no reproductivas de 2009 y 2010.

2.1.4 Objetivos particulares

1. Evaluar la preferencia de hábitats o factores específicos para cada especie, de acuerdo a sus abundancias, durante las temporadas reproductiva y no reproductiva.
2. Determinar qué factores influyen en mayor medida en el uso de un hábitat como sitio reproductivo, utilizando como indicador la presencia de crías durante la temporada reproductiva de cada especie.

3. Determinar si existe un traslape espacial entre las distintas especies de pinnípedos en las islas al occidente de la península de Baja California.
4. Analizar de qué forma la abundancia relativa de una especie de pinnípedo influye sobre otra al compartir el espacio en las Islas San Benito.

2.2 Método

2.2.1 Navegaciones

Entre el invierno de 2009 y el verano de 2010 se circunnavegaron las islas del área de estudio. Estas expediciones se realizaron dos veces por año a fin de coincidir con el invierno y verano, estaciones reproductivas y no reproductivas de todas las especies. Las expediciones se llevaron a cabo en los siguientes periodos: invierno 2009 y 2010 (enero, febrero y marzo); verano 2009 y 2010 (julio, agosto). Para cada una de estas estaciones se tiene datos de dos años, lo cual permite una comparación entre ellos.

Durante el recorrido se circunnavegó cada isla a una distancia de 5 a 20 m de la costa. Debido al oleaje, en algunos casos la distancia fue mayor. También la distancia a la costa dependió de la tolerancia a la presencia humana de la especie y la presencia de bosques de macro algas. Se tomaron fotografías a lo largo de toda la línea de costa, hubiera o no hubiera animales. Con una cámara digital Canon EOS 10D, con un lente Canon 100-400mm f/4.5 IS; las imágenes se capturaron en formato JPG a una resolución de 3504 x 2336 pixeles, lo que equivale a 8.1 megapixeles. A la par se registró la posición de la embarcación mediante un GPS Garmin GSMAP, mediante la grabación de la trayectoria completa. Ambos instrumentos estaban configurados con la misma hora, de manera que es posible referenciar cada fotografía con su posición.

2.2.2 Conteos

Las fotografías fueron georreferenciadas, cuando fue posible se agruparon en imágenes panorámicas de máximo 8 fotografías. Estas imágenes panorámicas y las fotografías individuales (no incluidas en las panorámicas) se revisaron individualmente, contaron todos los pinnípedos, clasificándolos por especie y separando a las crías durante la temporada reproductiva. Estos conteos fueron exportados a una base de datos, agregando también las coordenadas geográficas, para así poder ser exportados como puntos de información en un sistema de información geográfica (SIG). Los programas utilizados fueron RoboGeo 6.3.2, PTGUI 8.1 e Image Pro Plus 6.0, respectivamente.

2.2.3 Sistema de información geográfica

Además de los conteos, se incluyeron en el sistema de información geográfica (SIG) cuatro factores de hábitat: tipo de sustrato, presencia de pozas de marea, contorno batimétrico frente al sitio y exposición al oleaje. El sustrato está asociado con características del terreno como pendiente, material, tamaño del grano, suavidad del terreno, permeabilidad y sombra. En las pozas de marea se han observado varias especies de pinnípedos donde los animales pueden descansar mientras se refugian al mismo tiempo del calor (Stevens y Boness 2003; Wolf *et al.* 2005). En el Golfo de California, donde los machos de lobo marino de California logran establecer territorios reproductivos con pozas de marea, son más exitosos (Robertson *et al.* 2008). La exposición al oleaje está relacionada con el tamaño de las olas que rompen en la costa, que a su vez puede provocar que las crías sean arrastradas al mar (Ban y Trites 2007), pero también pueden proveer una mayor zona de rocío para refrescarse (White y Odell 1971). Finalmente, la profundidad del agua frente al sitio puede estar relacionada con la disponibilidad de alimento cercano a tierra, y con la probabilidad de ataques de depredadores como tiburones y orcas al entrar y salir de tierra (Klimley *et al.* 2001; Wright 2007).

El sustrato se clasificó en cuatro categorías, que considera el tamaño de las rocas presentes y la pendiente aproximada: 1) playas de arena 2) playas de canto rodado, constituidas en su mayor parte por pequeñas rocas, con tamaños de entre 2 y 200 mm, 3) plataformas rocosas, formadas por rocas grandes que forman plataformas de pendiente baja o media con al menos un metro de ancho, y 4) acantilados que son todos aquellos cuya pendiente es casi vertical con respecto al agua.

Las pozas de marea son irregularidades en el terreno que forman cavidades, se inundan durante las mareas altas o por acción del oleaje. Cuando la marea retrocede y el sustrato queda al descubierto estas cavidades permanecen inundadas proveyendo a los animales de un lugar para refrescarse. Las pozas de marea se dividieron en presencia o ausencia, dependiente de la capacidad de retención de agua del sustrato. La identificación de las características del sustrato y presencia de pozas de marea se realizó utilizando las fotografías de la costa, así como imágenes de satélite del programa Google Earth 5.1.

En la región occidental de la Península de Baja California el promedio anual del componente principal del viento predominante es del noroeste (Castro *et al.*, 2003). Esta dirección coincide con la masa oceánica del Pacífico así como el talud continental. Por eso es de esperar que en las islas de la región, las zonas más expuestas sean las costas norte y oeste, aunque pueden existir algunas variaciones locales y estacionales. Con este criterio y la observación directa durante las navegaciones se marcaron las zonas con mayor exposición al oleaje en cada isla.

La profundidad del agua 100 metros frente al sitio se determinó directamente en el SIG usando un mapa batimétrico digital con datos de Bluechart 2008 de Garmin Inc. Se establecieron dos categorías: somera, cuando la profundidad fue igual o menor a los 10 metros, y profunda, cuando fue igual o mayor a los 11 metros.

Adicionalmente se realizó un trazado de la línea de costa de todas las islas usando como plantilla las imágenes satelitales, a fin de tener mapas más exactos que incluyeran

todos los detalles de sus costas. Esta información se integró en un SIG usando el programa ArcMap 9.3.

2.2.4 Análisis estadístico

Para evaluar la forma en que cada factor de hábitat afecta la abundancia de cada especie, los conteos se agruparon en segmentos de 100 metros de costa. Cada segmento con su información de factores de hábitat y temporada, se agrupó en una base de datos con la que se construyeron modelos lineales generalizados (Guisan *et al.* 2002). Para esto los factores de dos niveles, como son pozas de marea, protección al oleaje, batimetría y temporada, se transformaron en factores binomiales. Se utilizó el paquete estadístico R 3.2.2 con la librería MGCV. Se probaron distintos modelos con distintas combinaciones de factores y sus interacciones, usando la distribución Poisson con transformación logarítmica. Los mejores modelos se seleccionaron de acuerdo al valor del Criterio de Información de Akaike (AIC por sus siglas en inglés). Este índice contempla la verosimilitud del modelo a los datos observados y el número de parámetros en el modelo (Akaike 1973), siendo mejores modelos aquellos cuyo AIC muestran el menor valor con menor complejidad. Es un índice adimensional (Ellison 2004) que no permite la comparación entre modelos construidos a partir de distintos datos, es decir que, en este estudio podemos comparar entre los modelos de una especie, pero no con los de otra.

A partir de los resultados del mejor modelo, podemos observar el nivel de significancia que tiene cada factor en la variable de respuesta, abundancia de animales, así como la dirección del efecto, positivo o negativo.

Se realizaron modelos para cada una de las especies, en dos categorías: general, que agrupa juveniles, sub-adultos y adultos, considerando la temporada como un factor adicional; y sitios reproductivos, donde sólo se consideraron crías durante la temporada reproductiva de cada especie, verano para otáridos e invierno para fócidos.

2.2.5 Índice de traslapo espacial

Dentro del sistema de información geográfica generado se elaboraron cuadrantes de 325m², generando así celdas alrededor de toda la costa de las islas del área de estudio. Se seleccionó este tamaño de celda porque permite un fraccionamiento más simple, tanto en islas de gran tamaño como en las más pequeñas. Se utilizaron los datos de conteo para el invierno y verano de 2009 y 2010.

Para determinar la proporción en que dos especies de pinnípedos comparten los mismos sitios en cada isla se calcularon índices de traslapo de Morisita (1959) con modificaciones de Horn (1966), para cada posible combinación de especies en cada una de las islas donde ambas comparten distribución:

$$C_{MHf} = \frac{2 \sum p_f p_s}{\sum p_f^2 + \sum p_s^2}$$

Donde p es la proporción de individuos pertenecientes a la especie f sobre el número de individuos perteneciente a la especie s y vice versa, por celda. Esto da como resultado un valor entre 0 y 1, donde los valores de 1 denotan un traslapo total y valores de 0 la ausencia de traslapo (Cronin *et al.* 2012). Este índice se calculó para todas las posibles combinaciones de pinnípedos, por isla, considerando la distribución de cada especie.

2.2.6 Efecto del traslapo espacial en la abundancia proporcional

Para identificar de qué forma el traslapo espacial entre especies influye en la abundancia relativa de cada especie, en las islas donde se encontró un mayor traslapo entre pinnípedos de manera repetida en varias estaciones, se utilizaron datos de abundancia en segmentos de 100 metros de costa para elaborar

modelos aditivos generalizados (GAM) considerando la abundancia de un pinnípedo como variable de respuesta a las abundancias de otros pinnípedos. Los modelos se realizaron siguiendo una distribución Poisson con transformación logarítmica. A partir de los resultados de cada modelo se elaboraron proyecciones de abundancia proporcional (donde 1 es la abundancia máxima encontrada en un segmento) de cada especie, a partir de la presencia de otros pinnípedos. Éstas se presentan en forma gráfica.

2.3 Resultados

2.3.1 Preferencias de hábitat

Los cinco mejores modelos de cada especie y categoría se presentan en la Tabla 1 a continuación.

Tabla 1. Modelos lineales generalizados considerando factores de sustrato (S: arena, canto rodado, plataforma y acantilado), pozas de marea (M: 0 ausencia, 1 presencia), profundidad del agua (P: 0 somera, 1 profunda), exposición al oleaje (E: 0 protegida, 1 expuesta) y temporada (T: 0 verano, 1 invierno para otáridos e inverso para fócidos).

Modelos	AIC	ΔAIC
A. Lobos marinos de California		
P*E+P*T+M*T+E*T+S*P+S*E+S*T	239,887	-
S*T+P*T+M*T+E*T+E*P+E*M+S*E	242,789	2,902
S+M+E+P+T	246,077	6,190
S+M+P+T	246,360	6,473
S+M+E+P	246,463	6,576
B. Lobos marinos de California: sitios reproductivos		
S*E+S*P+M	52,930	-
E*P+E*M+S*E	53,382	452
S+P+E	54,230	1,300
S+E+P*E	54,216	1,286
S+P+E+M	54,120	1,190
C. Lobo fino de Guadalupe		
S*E+S*P+S*T+P*E+P*T+M*E+E*T	70,906	-
S*T+E*T+P:T+M	71,696	790
S+E+M+P+T	72,335	1,429
S+E+M+P	76,541	5,635
S+E+M	76,626	5,720
D. Lobo fino de Guadalupe: sitios reproductivos		
E*P+E*M+S*E	11,288	-
S+E+M+S*E	11,321	33
S+E+M+P+S*E	11,323	35
S+E+M	11,333	45
S+E+P+M	11,335	47
E. Foca común del Pacífico		
S*E+S*T+S*P+P*T+M*T+M*E+E*T	42,706	-
S*T+E*T+M*T+P*T	43,610	904
S*T+E*T+M*T	43,828	1,122
S+E+M+T	44,952	2,246
S+E+M+P	46,215	3,509
F. Foca común del Pacífico; sitios reproductivos		
S*E+S*P+E*P+E*M	4,844	-
S+M+E	5,059	215
S+M+E+P	5,060	216
S+E+P	5,070	226
S+E	5,068	224
G. Elefante marino del norte		
E*M+E*P+T*P+T*E+S*P+S*E+S*T	39,031	-
M+T*P+T*E+S*P+S*E+S*T	39,423	392
S*T+P*T+M*T+E	40,708	1,677
S*T+P*T+E*T+M*T	40,710	1,679
S*T+M*T+E	40,782	1,751
H. Elefante marino del norte: sitios reproductivos		
S*E+S*P+E*M	10,105	-
S*E+E*M+P	10,580	475
S*E+M*E	10,732	627
S+E+P+M	11,576	1,471
S+P+M	11,687	1,582

2.3.2 Lobo marino de California

Los lobos marinos utilizan todos los tipos de sustratos, como se puede observar en los coeficientes positivos del modelo (Tablas 1A y 2), aunque podemos observar que las playas de canto rodado y las plataformas tienen coeficientes más altos (Tabla 2). A diferencia de los otros pinnípedos, en este estudio la abundancia de los lobos marinos parece incrementarse en su época no reproductiva (invierno), como se puede observar en el efecto positivo de este factor. Mas la interacción entre invierno y sustrato tiene efectos negativos, especialmente en playas de arena y plataformas, por lo que se puede interpretar que durante el invierno los acantilados y las playas de canto rodado se utilizan en mayor medida.

La presencia de pozas de marea parece tener un efecto positivo, al utilizarse más durante el invierno. La exposición al oleaje en verano fue ligeramente positiva, aunque al interactuar con el invierno es negativa, la diferencia de uso entre sitios protegidos y expuestos es pequeña. El efecto de la profundidad del agua parece ser pequeño, con una tendencia a preferir sitios someros, especialmente en el verano.

Los resultados del modelo reflejan la alta diversidad de sitios que los lobos marinos de California utilizan. Aunque cada factor fue altamente significativo, la dimensión de sus coeficientes puede interpretarse como un uso de proporciones similares.

Tabla 2. Modelo lineal generalizado para la abundancia de lobo marino de California.

Efecto	Coeficientes:			
	Estimado	Error estándar	Valor de Z	p
Acantilado	0.81	0.01	48.34	<0.001
Canto rodado	1.6	0.01	85.28	<0.001
Plataforma	1.44	0.01	102.38	<0.001
Arena	0.61	0.03	18.5	<0.001
Profunda	-0.8	0.03	-26.8	<0.001
Poza de marea	0.7	0.01	42.29	<0.001
Expuesto al oleaje	0.16	0.02	8.14	<0.001
Invierno	0.74	0.02	21.93	<0.001
Profunda*Expuesto al oleaje	0.4	0.03	13.79	<0.001
Profunda*Invierno	-0.55	0.03	-18.34	<0.001
Poza de marea*Invierno	0.59	0.03	19.75	<0.001
Expuesto al oleaje*Invierno	-0.32	0.02	-14.33	<0.001
Canto rodado*Profunda	0.61	0.04	12.97	<0.001
Plataforma*Profunda	0.78	0.03	25.78	<0.001
Arena*Profunda	3.52	0.05	60.87	<0.001
Canto rodado*Expuesto al oleaje	-0.76	0.03	-19.47	<0.001
Plataforma*Expuesto al oleaje	-0.42	0.02	-18.79	<0.001
Arena*Expuesto al oleaje	-0.12	0.04	-2.61	0.008
Canto rodado*Invierno	-0.34	0.03	-10.48	<0.001
Plataforma*Invierno	-1.12	0.02	-40	<0.001
Arena*Invierno	-1	0.05	-19.29	<0.001

Desviación del modelo nulo: 287264 en 13197 grados de libertad

2.3.3 Lobo marino de California: sitios reproductivos

De acuerdo al mejor modelo (Tablas 1B y 3) hay mayor abundancia de crías de lobo marino en sitios protegidos del oleaje, especialmente en aquellos con sustrato de canto rodado y en menor medida de arena y plataformas, escasas en acantilados.

La profundidad del agua también es un factor importante en los sitios reproductivos, con playas de canto cerca de aguas someras; playas de arena y plataformas junto a agua profunda, teniendo resultados positivos en la abundancia. La presencia de pozas de marea tiene también un efecto positivo, aunque con un coeficiente bajo.

Tabla 3. Modelo lineal generalizado para la abundancia de crías de lobo marino de California como indicadores de sitios reproductivos.

Efecto	Coeficientes:			
	Estimado	Error estándar	Valor de Z	p
Acantilado	-0.25	0.03	-8	<0.001
Canto rodado	1	0.02	37.28	<0.001
Plataforma	0.3	0.02	11.52	<0.001
Arena	-0.06	0.04	-1.38	0.165
Expuesto al oleaje	-0.43	0.04	-9.26	<0.001
Profunda	-1.28	0.07	-17.24	<0.001
Poza de marea	0.51	0.03	13.86	<0.001
Canto rodado*Expuesto al oleaje	-1.87	0.13	-13.94	<0.001
Plataforma*Expuesto al oleaje	-0.77	0.06	-12.39	<0.001
Arena*Expuesto al oleaje	-0.8	0.12	-6.69	<0.001
Canto rodado*Profunda	0.28	0.11	2.44	0.014
Plataforma*Profunda	1.77	0.08	20.76	<0.001
Arena*Profunda	3.07	0.133	22.99	<0.001

Desviación del modelo nulo: 55745 en 8279 grados de libertad

2.3.4 Lobo fino de Guadalupe

Se encontró una alta significancia de todos los factores (Tablas 1C y 4), incluyendo la temporada, sobre la abundancia del lobo fino de Guadalupe. Todos los sustratos tuvieron un efecto positivo, mientras que la exposición al oleaje tuvo un efecto muy negativo, eso significa que los lobos finos prefieren sitios protegidos, especialmente durante su temporada reproductiva en el verano, ya que la interacción entre exposición al oleaje e invierno tiene un coeficiente más bajo. Otro factor importante es la temporada, se pueden esperar menores abundancias durante el invierno que en el verano, afectando también las interacciones de la temporada con sustrato y profundidad del agua. Durante el invierno todos los sustratos tienen un efecto negativo, pero son las playas de arena donde es mayor, por ello podemos esperar que el uso de playas de arena durante el verano disminuya notablemente.

La presencia de pozas de marea tuvo un efecto ligeramente negativo por sí mismo, pero al combinarse en el modelo, sitios con pozas de marea expuestos al oleaje,

el efecto es positivo, aunque pequeño. Esto puede implicar que si bien usan pozas de marea, también hacen uso importante de sustratos donde no existen pozas de marea, tales como playas de arena y canto rodado, disminuyendo el efecto de este factor.

Aunque los lobos finos tienden a usar sitios protegidos, cuando utilizan zonas expuestas prefieren hacerlo en sustratos de playas de arena en lugar de canto rodado o plataformas. Finalmente, la profundidad del agua junto al sitio resultó el factor menos relevante en el modelo, con valores de significancia mayores al resto de los factores, sólo, como en sus interacciones con otros factores, así como bajos niveles en sus coeficientes. Por ende, podemos interpretar que existe un uso en proporciones similares de sitios junto a aguas profundas e intermedias.

Tabla 4. Modelo lineal generalizado para la abundancia de Lobo fino de Guadalupe.

Efecto	Coeficientes			
	Estimado	Error estándar	Valor de Z	p
Acantilado	2.12	0.01	147.27	<0.001
Canto rodado	2.44	0.03	75.41	<0.001
Plataforma	2.54	0.01	186.22	<0.001
Arena	2.37	0.05	44.02	<0.001
Profunda	0.04	0.2	2.34	0.019
Poza de marea	-0.51	0.03	-14.255	<0.001
Expuesto al oleaje	-1.81	0.03	-54.44	<0.001
Invierno	-0.97	0.03	-31.98	<0.001
Expuesto al oleaje*Profunda	-2.1	0.12	-17.04	<0.001
Expuesto al oleaje*Poza de marea	0.9	0.1	8.48	<0.001
Invierno*Profunda	0.47	0.03	12.97	<0.001
Invierno*Expuesto al oleaje	-0.29	0.07	-3.81	<0.001
Canto rodado*Profunda	0.1	0.05	1.66	0.096
Plataforma*Profunda	0.13	0.03	4.48	<0.001
Arena*Profunda	-0.35	0.12	-2.84	0.004
Canto rodado*Expuesto al oleaje	-0.61	0.33	-1.89	0.065
Plataforma*Expuesto al oleaje	-0.61	0.06	-9.44	<0.001
Arena*Expuesto al oleaje	0.52	0.08	6.36	<0.001
Canto rodado*Invierno	-0.66	0.08	-8.35	<0.001
Plataforma*Invierno	-0.34	0.03	-9.16	<0.001
Arena*Invierno	-2.81	0.33	-8.35	<0.001

Desviación del modelo nulo: 123918 en 5086 grados de libertad

2.3.5 Lobo fino de Guadalupe: sitios reproductivos

Al igual que con las otras categorías de edad, las crías de lobo fino son más abundantes en sitios protegidos. De acuerdo al modelo (Tablas 1D y 5), la exposición al oleaje fue altamente significativa y con un coeficiente negativo. La presencia de pozas de marea también fue negativa en sitios protegidos, pero positiva en sitios expuestos. En cuanto al sustrato, los acantilados tuvieron un efecto negativo, el canto rodado y plataformas fueron positivos hacia la abundancia, las playas de arena no fueron significativas. Nuevamente la profundidad del agua fue el factor menos relevante. Al ser la exposición al oleaje el componente más importante, sus interacciones con el resto de los elementos se incluyeron en el mejor modelo.

Tabla 5. Modelo lineal generalizado para la abundancia de crías de lobo fino de Guadalupe como indicadores de sitios reproductivos.

Efecto	Coeficientes			
	Estimado	Error estándar	Valor de Z	p
Acantilado	-0.22	0.04	-5.4	<0.001
Canto rodado	0.29	0.08	3.55	<0.001
Plataforma	0.64	0.03	19.28	<0.001
Arena	0.24	0.13	1.81	0.069
Profunda	0.09	0.04	2.06	0.038
Poza de marea	-2.26	0.24	-9.27	<0.001
Expuesto al oleaje	-1.44	0.09	-15.74	<0.001
Expuesto al oleaje*Profunda	-1.11	0.23	-4.73	<0.001
Expuesto al oleaje*Poza de marea	1.56	0.41	3.73	<0.001
Expuesto al oleaje*Canto rodado	-11.84	142.63	-0.08	0.933
Expuesto al oleaje*Plataforma	-0.64	0.15	-4.12	<0.001
Expuesto al oleaje*Arena	0.14	0.24	0.59	0.55

Desviación del modelo nulo: 11944.1 en 3285 grados de libertad

2.3.6 Foca común del Pacífico

De acuerdo al mejor modelo (Tablas 1E y 6), la foca común utiliza playas de canto rodado y plataformas en proporción similar, prefiriendo aún más las playas de arena y evitando

los acantilados. Durante la temporada reproductiva, en invierno, la abundancia de focas aumenta en todos los sustratos, excepto en acantilados. Durante la temporada reproductiva las focas parecen preferir las playas de canto rodado y arena por encima de las plataformas. Los sitios expuestos al oleaje tienen un efecto positivo durante el verano y negativo en el invierno, significa que durante la temporada reproductiva buscan sitios protegidos con mayor frecuencia. El uso de pozas de marea también tiene un patrón similar, durante el verano resulta positivo y negativo en el invierno.

La profundidad del agua sólo fue significativa durante la temporada reproductiva, así como su interacción con plataformas y playas de canto rodado. Las focas parecen preferir sitios cerca de aguas someras en el verano y profundas en el invierno, mientras que la mayor proporción de playas de canto y plataformas que utilizan se encuentran frente a aguas someras. En cambio, en el caso de playas de arena la interacción con la profundidad del agua no fue significativa. Se puede suponer que frente a este sustrato utilizan aguas someras y profundas en proporciones similares. En cuanto a la interacción entre exposición al oleaje y sustrato, las plataformas y playas de arena protegidas tienen mayores abundancias de focas, mientras no existe un efecto significativo en playas de canto rodado.

Tabla 6. Modelo lineal generalizado para la abundancia de foca común del Pacífico.

Efecto	Coeficientes:			
	Estimado	Error estándar	Valor de Z	p
Acantilado	-2.54	0.11	-22.75	<0.001
Canto rodado	0.53	0.04	12.6	<0.001
Plataforma	0.39	0.03	11.02	<0.001
Arena	1.23	0.03	36.64	<0.001
Profunda	1.23	0.11	10.7	<0.001
Poza de marea	0.7	0.04	15.25	<0.001
Expuesto al oleaje	0.25	0.1	2.34	0.018
Verano	-0.45	0.11	-3.88	<0.001
Poza de marea*Expuesto al oleaje	-0.27	0.06	-3.88	<0.001
Profunda*Verano	-1.44	0.1	-13.88	<0.001
Poza de marea*Verano	0.22	0.06	3.39	<0.001
Expuesto al oleaje*Verano	1.34	0.06	21.88	<0.001
Canto rodado*Profunda	-0.61	0.13	-4.45	<0.001
Plataforma*Profunda	-0.88	0.12	-7.36	<0.001
Arena*Profunda	-14.12	71.26	-0.2	0.842
Canto rodado*Expuesto al oleaje	-0.1	0.12	-0.88	0.377
Plataforma*Expuesto al oleaje	-1.55	0.11	-13.85	<0.001
Arena*Expuesto al oleaje	-2.6	0.14	-18.05	<0.001
Canto rodado*Verano	-2.2	0.13	-16.05	<0.001
Plataforma*Verano	-0.38	0.11	-3.29	0.001
Arena*Verano	-1.26	0.13	-9.52	<0.001

Desviación del modelo nulo: 49046 en 9658 grados de libertad

2.3.7 Foca común del Pacífico: Sitios reproductivos

Igual que el resto de las clases, los acantilados tienen un efecto negativo sobre la abundancia de crías, las plataformas tampoco son un sustrato preferido para la reproducción, sí lo son las playas de arena y canto rodado. Uno de los factores que más destacan en este modelo (Tablas 1F y 7) es la profundidad del agua, las aguas profundas tienen un efecto positivo, pero en playas de canto rodado y plataformas prefieren aguas someras. La interacción entre exposición al oleaje y sustrato indica que podemos esperar mayores abundancias de crías en playas de arena y canto, así como plataformas,

protegidas. El uso de pozas de marea, tuvo un efecto ligeramente positivo, pero en sitios expuestos al oleaje el efecto es negativo.

Tabla 7. Modelo lineal generalizado para la abundancia de crías de foca común del Pacífico como indicadores de sitios reproductivos.

Efecto	Coeficientes:			
	Estimado	Error estándar	Valor de Z	p
Acantilado	-11.34	1.44	-7.82	<0.001
Canto rodado	0.25	0.07	3.25	0.001
Plataforma	-1.37	0.1	-13.1	<0.001
Arena	0.62	0.07	8.13	<0.001
Profunda	7.01	1.26	5.53	<0.001
Poza de marea	0.73	0.131	5.59	<0.001
Expuesto al oleaje	5.22	1.05	4.96	<0.001
Profunda*Expuesto al oleaje	-2.79	0.73	-3.82	<0.001
Poza de marea*Expuesto al oleaje	-2.34	0.45	-5.15	<0.001
Canto rodado*Profunda	-6.96	1.27	-5.46	<0.001
Plataforma*Profunda	-6.38	1.26	-5.06	<0.001
Arena*Profunda	-21.64	235.16	-0.09	0.926
Canto rodado*Expuesto al oleaje	-6.04	1.05	-5.69	<0.001
Plataforma*Expuesto al oleaje	-6	1.04	-5.76	<0.001
Arena*Expuesto al oleaje	-8.45	1.09	-7.69	<0.001

Desviación del modelo nulo: 8024.4 en 2881 grados de libertad

2.3.8 Elefante marino del norte

En esta especie el efecto de la temporada es también muy significativo, con mayor abundancia de elefantes marinos en la temporada reproductiva (invierno) que en la muda (verano). Los acantilados tienen un efecto negativo en su abundancia, mientras que las playas de canto rodado son usadas más en invierno que verano, y lo contrario ocurre con las playas de arena y plataformas. Durante el invierno los sitios junto a aguas someras se utilizan más, mientras que en verano los de aguas profundas dan un resultado positivo. Las playas de canto rodado junto a aguas profundas tienen un efecto positivo, en cambio la interacción entre profundidad del agua y playas de arena no fue significativa. Los efectos de la exposición al oleaje dependen de la estación, los sitios

expuestos se usan más durante el verano que en el invierno. Las playas de canto rodado en sitios expuestos tienen un efecto positivo, mientras que las plataformas y playas de arena son más usadas en sitios protegidos (Tablas 1G y 8).

Tabla 8. Modelo lineal generalizado para la abundancia de elefantes marinos del norte.

Efecto	Coeficientes:			
	Estimado	Error estándar	Valor de Z	p
Acantilado	-0.26	0.04	-5.87	<0.001
Canto rodado	0.96	0.03	26.38	<0.001
Plataforma	1.15	0.03	35.46	<0.001
Arena	-0.02	0.07	-0.34	0.988
Profunda	-2.03	0.13	-14.81	<0.001
Poza de marea	-1.59	0.11	-13.98	<0.001
Expuesto al oleaje	-0.85	0.07	-11.78	<0.001
Verano	-2.17	0.09	-24.06	<0.001
Poza de marea*Expuesto al oleaje	2.8	0.15	18.18	<0.001
Profunda*Verano	0.99	0.11	8.35	<0.001
Expuesto al oleaje*Verano	0.3	0.08	3.69	<0.001
Canto rodado*Profunda	3.12	0.14	21.66	<0.001
Plataforma*Profunda	-0.91	0.22	-4.1	<0.001
Arena*Profunda	-10.7	62.42	-0.17	0.863
Canto rodado*Expuesto al oleaje	1.17	0.09	12.07	<0.001
Plataforma*Expuesto al oleaje	-1.17	0.11	-10.63	<0.001
Arena*Expuesto al oleaje	-0.38	0.11	-3.21	0.001
Canto rodado*Verano	-0.62	0.11	5.38	<0.001
Plataforma*Verano	0.44	0.1	4.37	<0.001
Arena*Verano	2.2	0.11	18.66	<0.001

Desviación del modelo nulo: 49912 en 9837 grados de libertad

2.3.9 Elefante marino del norte: sitios reproductivos

Uno de los resultados más importantes de este modelo (Tablas 1H y 9) es el efecto negativo que tienen los acantilados y las plataformas en la abundancia de crías de elefante marino, mientras que en las playas de arena y canto rodado es positivo, especialmente las de arena. La profundidad del agua no fue significativa, tanto por sí

misma como en su interacción con el sustrato, asumimos que no es un factor relevante en zonas reproductivas. Aunque podemos esperar pocas crías de elefantes en plataformas, el efecto de las pozas de marea, especialmente en zonas expuestas al oleaje, fue positivo.

Tal como ocurre con los adultos y juveniles, las playas de canto rodado tienen mayor abundancia de crías en zonas expuestas, mientras en plataformas expuestas hay un efecto negativo. Sin efectos significativos en playas de arena.

Tabla 9. Modelo lineal generalizado para la abundancia de crías de elefantes marinos del norte como indicadores de sitios reproductivos.

Efecto	Coeficientes:			
	Estimado	Error estándar	Valor de Z	p
Acantilado	-0.7	0.07	-9.85	<0.001
Canto rodado	0.29	0.08	3.53	<0.001
Plataforma	-0.49	0.08	-6.19	<0.001
Arena	2.12	0.07	28.96	<0.001
Profunda	-17.26	213.22	-0.08	0.93
Poza de marea	0.76	0.13	5.74	<0.001
Expuesto al oleaje	-1.83	0.15	-12.05	<0.001
Poza de marea*Expuesto al oleaje	3.95	0.4	9.79	<0.001
Canto rodado*Profunda	18.53	213.22	0.08	0.93
Plataforma*Profunda	14.71	213.22	0.06	0.94
Arena*Profunda	-2.86	2208.26	<0.01	0.99
Canto rodado*Expuesto al oleaje	2.77	0.18	15.094	<0.001
Plataforma*Expuesto al oleaje	-1.21	0.41	-2.92	0.003
Arena*Expuesto al oleaje	-18.29	383.77	-0.04	0.96

Desviación del modelo nulo: 14034.5 en 2692 grados de libertad

2.3.10 Índice de traslapo espacial

La mayoría de los índices de traslapo resultaron con valores muy bajos ($C_{MHf} < 0.1$), con algunas excepciones (Tabla 10). Si bien fueron menores a $C_{MHf} = 0.55$ en todos los casos, los mayores traslapos se encontraron entre el lobo marino de California con el lobo fino de Guadalupe en las islas San Benito. En San Benito Este, se encontraron los valores más altos, desde $C_{MHf} = 0.23$ (invierno 2009) hasta $C_{MHf} = 0.55$ (verano 2009), seguidos de

San Benito Oeste, donde los índices oscilaron entre $C_{MHf}=0.13$ (verano 2009) hasta $C_{MHf}=0.2$ (invierno 2009), mientras que en San Benito Centro ocurren los menores traslapos del archipiélago, con valores entre $C_{MHf}=0.005$ (Invierno 2009) hasta $C_{MHf}=0.05$ (verano 2010). En Isla Guadalupe, los índices entre ambas especies, al igual que en San Benito Centro, fueron muy bajos $C_{MHf}<0.08$ (Tabla 10).

También en las islas San Benito, se encontraron traslapos importantes entre el elefante marino y el lobo marino de California durante el invierno de 2009 en las islas San Benito Este ($C_{MHf}=0.16$), Centro ($C_{MHf}=0.2$) y Oeste ($C_{MHf}=0.17$). Lo mismo sucedió entre los elefantes marinos y los lobos finos en la misma temporada, en San Benito Este ($C_{MHf}=0.2$) y Oeste ($C_{MHf}=0.26$), así como en San Benito Centro durante el verano de 2009 ($C_{MHf}=0.1$). A pesar de la baja abundancia de foca común en este archipiélago, se encontraron traslapos de esta especie con elefante marino durante el invierno de 2009 en San Benito Este ($C_{MHf}=0.1$) y Oeste ($C_{MHf}=0.1$; Tabla 10).

Los lobos marinos mostraron traslapos importantes con la foca común en dos islas: Coronados Oeste durante el invierno de 2009 ($C_{MHf}=0.19$) y San Jerónimo durante ambos inviernos ($C_{MHf}=0.38$; 2009 y $C_{MHf}=0.13$; 2010). En esta misma isla se encontraron traslapos entre el lobo marino y el elefante marino ($C_{MHf}=0.22$), así como entre el elefante marino y la foca común ($C_{MHf}=0.2$) durante el invierno de 2009. Otros traslapos considerables ocurrieron entre el elefante marino del norte y la foca común en Coronados Norte durante el verano de 2009 ($C_{MHf}=0.38$), y Coronados Oeste en el verano de 2010 ($C_{MHf}=1$). Este podría considerarse un traslapo total, ocurre por el bajo número de individuos de ambas especies en dicha isla, ya que ocupan el mismo sitio (Tabla 10).

Tabla 10. Índice de traslapo de Morosita (1959), modificado por Horn (1966), considerando el traslapo de pinnípedos: lobo marino de California, foca común, elefante marino del norte y lobo fino de Guadalupe, en el hábitat costero, en cada isla del área de estudio. Los índices con valores mayores a 0.1 se muestran en negritas, los guiones indican que una de las dos especies no se distribuye en dicha isla, ND, datos no disponibles.

		Lobo marino			Lobo fino		Foca
		L. fino	Foca	Elefante	Foca	Elefante	Elefante
Coronados N	Ver. 09	-	<0.01	<0.01	-	-	0.38
	Ver. 10	-	0.03	0	-	-	0
	Inv. 09	-	0	0	-	-	0
	Inv. 10	-	0.09	0	-	-	0
Coronados O	Ver. 09	-	0.04	0.06	-	-	0
	Ver. 10	-	0.03	<0.01	-	-	1
	Inv. 09	-	0.19	0	-	-	0
	Inv. 10	-	0.03	0	-	-	0.08
Coronados S	Ver. 09	-	0.07	0.06	-	-	0.04
	Ver. 10	-	0.07	<0.01	-	-	0
	Inv. 09	-	0.03	0.09	-	-	0
	Inv. 10	-	0.03	0.01	-	-	0.2
Todos Santos	Ver. 09	-	0	0	-	-	0
	Ver. 10	-	0.01	0	-	-	0
	Inv. 09	-	0.08	0	-	-	0.04
	Inv. 10	-	0.01	0	-	-	0.04
San Martín	Ver. 09	-	0.04	0	-	-	0
	Ver. 10	-	0	0	-	-	0
	Inv. 09	-	0	0	-	-	0
	Inv. 10	-	0	0	-	-	0
San Jerónimo	Ver. 09	-	0.02	0.03	-	-	0.02
	Ver. 10	-	0.09	0.04	-	-	0.05
	Inv. 09	-	0.38	0.22	-	-	0.2
	Inv. 10	-	0.13	0.09	-	-	0.03
Guadalupe	Ver. 09	0.09	-	0.06	-	0.07	-
	Ver. 10	0.02	-	0.03	-	0.01	-
	Inv. 09	0.06	-	0	-	0	-
	Inv. 10	ND	-	ND	-	ND	-
San Benito E	Ver. 09	0.55	0	0.02	0	0.03	0
	Ver. 10	0.34	0	0.02	0	0.04	0
	Inv. 09	0.23	0	0.16	0	0.20	0.11
	Inv. 10	0.26	0.03	0.06	0	0.12	0.07
San Benito C	Ver. 09	0.03	0	0.13	0	0.1	0
	Ver. 10	0.05	0	0.08	0	0.02	0
	Inv. 09	<0.01	0	0.2	0	0.01	<0.01
	Inv. 10	0.05	<0.01	0.14	0	0.02	0.06

Tabla 10. Continuación...

		Lobo marino			Lobo fino		Foca
		L. fino	Foca	Elefante	Foca	Elefante	Elefante
San Benito O	Ver. 09	0.2	<0.001	0.08	0	0.06	0
	Ver. 10	0.1	0.02	0.03	0	0.02	0
	Inv. 09	0.25	0.02	0.18	0	0.026	0.104
	Inv. 10	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cedros	Ver. 09	-	0.05	0.03	-	-	0.05
	Ver. 10	-	0.04	<0.01	-	-	0
	Inv. 09	-	0.02	0.02	-	-	<0.01
	Inv. 10	-	ND	ND	-	-	ND
Natividad	Ver. 09	-	0.05	<0.01	-	-	<0.01
	Ver. 10	-	0.09	0	-	-	0
	Inv. 09	-	0.06	0	-	-	0
	Inv. 10	-	ND	ND	-	-	ND
Asunción	Ver. 09	-	0.02	<0.01	-	-	0.06
	Ver. 10	-	0.02	0	-	-	0
	Inv. 09	-	0.11	<0.01	-	-	0
	Inv. 10	-	ND	0	-	-	0

2.3.11 Modelos aditivos generalizados en las islas San Benito

Dado que la mayor parte de los traslapos ocurrieron en el archipiélago de San Benito entre lobos marinos, lobos finos y elefantes marinos, se seleccionaron estas especies para generar GAMs y observar si existe algún patrón en la forma en que comparten el espacio (Tabla 11). Los resultados muestran que a mayores abundancias de lobos finos también podemos esperar mayores abundancias de lobos marinos, es decir que ambas especies suelen estar asociadas (Figura 2B); lo mismo se puede observar entre los lobos marinos y los elefantes marinos (Figura 2A). Empero, entre los lobos finos de Guadalupe y los elefantes marinos del norte el resultado fue distinto: a mayor número de elefantes marinos, la abundancia de lobos finos tiende a disminuir y viceversa, por lo que podemos esperar que ambas especies se segreguen una de la otra (Figura 2B).

Cabe destacar que dado que únicamente se consideró la abundancia proporcional de las especies con las que se traslapa como variables dependientes, sin considerar otros factores como abundancia de presas, factores de hábitat, etc., el ajuste a los datos

observados fue bajo. Sería necesario elaborar un modelo más complejo con mayor número de variables para obtener un mejor ajuste a los datos observados.

Tabla 11. Modelos aditivos generalizados, donde se considera la abundancia de una especie: lobo fino de Guadalupe (LFG), lobo marino de California (LMC) o elefante marino del norte (EMN), en relación con la abundancia de las otras dos especies en las islas San Benito.

Modelo	Predictor	Estimado	Error estándar	Valor z	P	UBRE
LFG ~ LMC + EMN	Intercepto	1.564	0.0132	117.69	<0.001	19.5
	LMC	0.006	0.0003	18.74	<0.001	
	EMN	-0.004	0.0014	-3.35	<0.001	
LMC ~ LFG + EMN	Intercepto	2.145	0.0098	217.78	<0.001	29.7
	LFG	0.007	0.0003	20.87	<0.001	
	EMN	0.012	0.0002	46.71	<0.001	
EMN ~ LFG + LMC	Intercepto	0.16	0.026	6.16	<0.001	8.27
	LFG	-0.015	0.002	-7.3	<0.001	
	LMC	0.014	0.0003	44.93	<0.001	

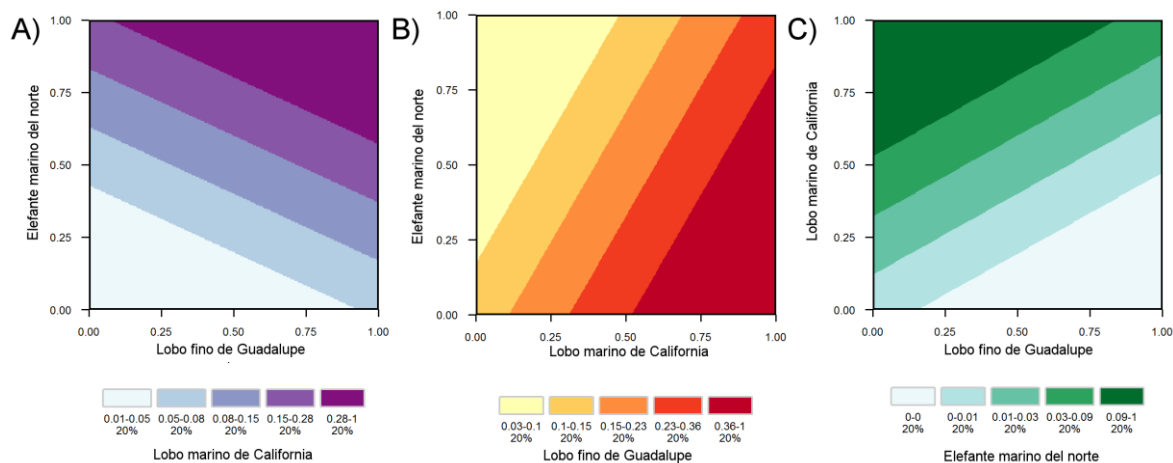


Figura 2. Estimación de la proporción de A) lobos marinos de California, B) lobos finos de Guadalupe, C) elefantes marinos del norte, en relación con la proporción de las otras dos especies en el mismo sitio en el archipiélago de San Benito, usando modelos aditivos generalizados.

2.4 Discusión

2.4.1 Otáridos

Para los lobos finos de Guadalupe, los sitios protegidos fueron el principal factor en la preferencia de hábitats, tanto en general como en sitios reproductivos. Para el lobo marino de California, también fue un factor muy importante en los sitios reproductivos. Las crías de otáridos no son buenas nadadoras al nacer. Las crías del oso marino Ártico (*Callorhinus ursinus*) comienzan a nadar a partir de los 26 días de nacidas, aunque permanecen en tierra la mayor parte del tiempo hasta aproximadamente los 40 días de edad (Baker y Donohue 2000). Las crías del lobo marino australiano (*Arctocephalus pusillus*) pasan muy poco tiempo en el agua antes de los dos meses de edad (Spence-Bailey *et al.* 2007). Orr y Helm (1989) reportaron que una de las principales causas de muerte en crías de lobo marino de Steller (*Eumetopias jubatus*) era ser arrastrados al mar por olas grandes, dado que algunas veces no lograban volver a tierra, y se perdían en el mar. En Isla Guadalupe, el 9.1% de las crías de lobo fino que se hallaron muertas durante la temporada reproductiva de 2014, tenían como causa de muerte el ahogamiento. En contraste, durante la temporada 2013, ninguna cría analizada murió por esta causa, la autora lo atribuye a un aumento de las tormentas de verano durante 2014 (Gutiérrez Gálvez 2015).

Antes, Ban y Trites (2007) ya habían señalado que los sitios protegidos son más favorables para las crías de lobo marino de Steller, al reducir el riesgo de ahogamiento, especialmente durante las tormentas. De acuerdo con nuestros resultados, la misma conclusión podría aplicarse a las crías de lobo marino de California y lobo fino de Guadalupe, dado que éste fue un factor muy relevante en sus sitios reproductivos.

La relevancia de la protección al oleaje en estas especies no suele considerarse en descripciones de su hábitat terrestre, normalmente se centran en el sustrato. Tal es el caso de Belcher y Lee (2002), quienes afirman que el lobo fino de Guadalupe “prefiere costas abundantes en rocas grandes, bloques de lava, a menudo en la base de

acantilados. Habitan cuevas y grietas, que le proveen de protección y temperaturas más frescas, especialmente durante el verano”.

En ambas especies de otáridos, los adultos utilizan de forma similar todos los sustratos disponibles. Pero al establecer territorios reproductivos parecen evitar los acantilados. Esto puede deberse a que es un terreno agreste en el que se requiere más energía para moverse alrededor, por lo que no es un sustrato óptimo para la reproducción y otras interacciones sociales (Wolf y Trillmich 2007). Wolf *et al.* (2005) encontraron que mientras las hembras y crías de lobo marino de Galápagos (*Zalophus wollebaeki*) utilizan sitios óptimos (sitios que requieren menor gasto energético para la termorregulación y la locomoción), los machos adultos y sub-adultos usan también sitios sub-óptimos (sitios usados en poca proporción por hembras y otras clases de edad). Un comportamiento similar puede estar ocurriendo en el lobo marino de California y el lobo fino de Guadalupe, ya que mientras las crías usan playas y plataformas protegidas (hábitat óptimo), las otras clases de edad usan todos los tipos de sustratos, así como sitios expuestos (hábitats sub-óptimos).

Las playas de arena y canto rodado son utilizadas por los adultos y juveniles de lobo fino de Guadalupe. En sitios reproductivos, el uso de playas de arena fue ambiguo. Peterson *et al.* (1968) encontraron que los lobos finos de Isla Guadalupe en 1967 evitaban utilizar playas de arena abiertas, en cambio preferían las cuevas y la plataforma rocosa. Los autores atribuyen estas preferencias a que aquellos individuos cuyo comportamiento se inclinaba a usar estos sitios fueron los primeros en ser exterminados durante la época de cacería en el siglo XIX. Los genes de los actuales lobos finos probablemente provienen de aquellos con un comportamiento que los predisponía a buscar sitios agrestes como plataformas rocosas y acantilados con cuevas. Actualmente los sustratos de playas de arena comienzan a ser ocupados de nuevo por esta especie, probablemente ante la falta de espacio en plataformas y acantilados debido al crecimiento de la población.

Las pozas de marea proveen de una ventaja termorreguladora a los pinnípedos (Stevens y Boness 2003; Wolf *et al.* 2005). Si bien los lobos marinos parecen tener una

ligera inclinación hacia sitios con pozas de marea, de manera general ambos otáridos parecen utilizar sitios con y sin pozas de marea en proporciones similares.

En ambos otáridos, el efecto de la profundidad del agua varió en función del sustrato. Las aguas someras podrían proveer de una ventaja a los pinnípedos frente a ataques de sus depredadores como tiburones y orcas (*Orcinus orca*). Éstos son capaces de nadar en aguas someras, pero su movilidad y capacidad de ataque puede verse reducida ahí, favoreciendo la sobrevivencia de los lobos marinos. En el caso del tiburón blanco (*Carcharodon carcharias*), su principal estrategia de ataque es nadar muy cerca del fondo para evitar ser detectado, identifica a un pinnípedo en la superficie y se lanza rápidamente sobre él (Wright 2007). Este modo de ataque puede ser menos exitoso en aguas muy someras, ya que es más fácil para los lobos marinos detectar a posibles depredadores. La información que se tiene al respecto es contradictoria. En Isla Guadalupe, donde se encuentra una de las mayores concentraciones de tiburón blanco, no se ha documentado ningún ataque de tiburón blanco sobre pinnípedos cerca de la isla (Domeier y Nasby-Lucas 2007); en las Islas Farallón, California, Klimley *et al.* (1992) han encontrado que la zona costera con aguas someras (<11 m) es la zona de mayor actividad de este tiburón. Como lo reporta posteriormente el mismo autor, en la Isla Año Nuevo, la zona costera parece tener mayor concentración y movimiento de tiburones, pero menor frecuencia de ataques (Klimley *et al.* 2001).

La temporada del año fue también un factor relevante. Mientras el lobo fino de Guadalupe, la foca común y el elefante marino del norte, tuvieron mayores abundancias durante la temporada reproductiva, con el lobo marino ocurrió lo contrario. Esto puede deberse a su patrón migratorio, tras la temporada reproductiva los machos tienden a dispersarse, creciendo su área de distribución en las costas de Norteamérica (Reeves *et al.* 2002). Durante el invierno, su temporada no reproductiva, se podrían estar presentando animales que provienen de otras regiones, el Golfo de California o California.

Debido a las similitudes en las preferencias de hábitat entre ambos otáridos, se esperaría un alto traslapo de hábitat en las islas donde comparten distribución. Este

parece ser el caso en dos de las tres islas San Benito. En 1997, Maravilla-Chavez y Lowry (1999) descubrieron una pequeña colonia de lobos finos de Guadalupe en la isla San Benito Este. Desde entonces su distribución en el archipiélago ha aumentado hasta ocupar las tres islas de este archipiélago (Auriol-Gamboa *et al.* 2010). La expansión de los lobos finos podría estar forzando a lobos marinos a compartir el espacio. El mayor traslape de hábitat se observó en San Benito Este, donde los lobos finos comenzaron su proceso de recolonización (Maravilla-Chavez y Lowry 1999), seguido de San Benito Oeste, y el traslape más bajo fue en San Benito Centro. Estos resultados contrastan con los encontrados por García-Aguilar *et al.* (2013), quienes concluyeron que lobos marinos y lobos finos preferían distintos tipos de hábitat, por ende buscaban segregarse entre sí. En el presente trabajo, si bien las preferencias de hábitat de cada especie son distintas comparten varios factores, encontramos que los lobos finos en San Benito prefieren ocupar sitios donde cohabiten con lobos marinos, al mismo tiempo que evitan aquellos donde existan elefantes marinos. Es probable que las similitudes morfológicas y de comportamiento entre ambas especies hagan más plausible su convivencia.

En contraste, en Isla Guadalupe, los lobos finos y lobos marinos están distribuidos en diferentes partes de la isla. Los lobos finos de Guadalupe suelen ocupar la mayor parte de la costa este de la isla (Gallo-Reynoso 1994; Hernández Montoya 2009; García-Capitanachi 2011), mientras que la mayoría de las agregaciones de lobos marinos de California se observan en los islotes al sur de la isla (Milanés Salinas 2012). El traslape entre ambas especies en esta isla es mucho menor que en San Benito. Esto puede ser un indicio que de forma natural ambas especies se segregan unas de otras, como lo plantearon García-Aguilar *et al.* (2013). Empero, ante la expansión de los lobos finos, éstos se ven forzados a compartir hábitat con los lobos marinos.

2.4.2 Fócidos

La foca común y los elefantes marinos comparten algunas preferencias de hábitat. Ambas especies prefieren playas de arena y canto rodado durante sus temporadas

reproductivas, en invierno. La foca común utiliza plataformas rocosas, especialmente en el verano. Estos resultados concuerdan con descripciones anteriores del hábitat de la foca común en California, donde se hallan, por lo general, en playas aisladas, en la zona intermareal rocosa y de lodo (Antonelis y Fiscus 1980). Montgomery *et al.* (2007) encontraron que en Alaska para la foca común el sustrato es uno de los factores más relevantes en su preferencia de hábitat. A diferencia de Baja California, en Alaska las mayores abundancias de focas se encuentran en plataformas rocosas, seguidas de arena, grava y lodo. Reportaron que otros factores significativos fueron la proximidad de presas potenciales, la distancia a los asentamientos humanos, así como la proximidad de aguas profundas (isobata de 20 m). En Baja California, las focas también prefieren sitios cerca de aguas profundas (>10 m) durante la temporada reproductiva.

Las focas en Baja California parecen preferir playas y plataformas en sitios protegidos del oleaje durante la temporada reproductiva, en el verano es más común encontrarlas en sitios expuestos. En Alaska, la exposición al oleaje no fue un factor significativo (Montgomery *et al.* 2007). En cambio, en California sí se ha encontrado que prefieren sitios protegidos del oleaje (Sullivan 1980). Dado que las focas son capaces de nadar desde el momento de su nacimiento (Kovacs *et al.* 1996), es posible que en condiciones de tormenta se refugien en el agua, por lo que no buscarán protección contra el oleaje en tierra, ello hace que ocupen sitios tanto expuestos como protegidos.

En la foca común, la profundidad del agua y la exposición al oleaje tuvieron efectos opuestos entre temporadas. Lubinsky (2010) encontró cambios importantes en su distribución entre temporadas en Baja California, eso indica que existen distintas preferencias de hábitat dependiendo de la estación. En Escocia, las hembras de foca común cambian de sitios de descanso durante la temporada reproductiva, y reducen su distancia de forrajeo durante las primeras etapas de la lactancia (Thompson *et al.* 1994). Es posible que busquen sitios más cercanos a sus presas que además tengan las condiciones adecuadas para sus crías.

En los sitios reproductivos de la foca común, el sustrato fue un factor muy significativo. Las playas de canto rodado y arena se asocian con altas abundancias de

crías, menores abundancias en plataformas y evitan los acantilados. Esto puede estar relacionado con la pendiente del terreno, las playas pueden requerir un menor esfuerzo para entrar y salir del agua para hembras preñadas y crías que las plataformas. También es posible que en plataformas muy anchas y altas, la capacidad de detección de crías disminuya, subestimando el uso de este sustrato. Aunque esta es una limitación de los conteos desde embarcación, se encontró que las crías de otáridos utilizaban regularmente las plataformas rocosas, suponemos que la capacidad de detección de crías es adecuada.

La profundidad del agua fue un factor importante para las crías y adultos de foca común durante la temporada reproductiva, tiene efectos mixtos. Las focas parecen preferir playas de arena junto a aguas profundas, mientras en playas de canto rodado y plataformas prefieren aguas someras. Nordstrom (2002) no encontró relación entre la batimetría y la abundancia de focas en la isla de Vancouver, Canadá. Sin embargo, basándose en datos de telemetría, Bjørge *et al.* (2002) hallaron que cuando están en el agua, las crías utilizan frecuentemente tres zonas: (1) aguas profundas de más de 100 metros, (2) bosques de macroalgas, y (3) aguas de profundidades intermedias entre 25 y 100 m. Lo mismo encontraron que el ámbito hogareño promedio de las crías era de 10.4 km² (Bjørge *et al.* 2002). Por lo tanto, se puede esperar que las crías de foca común usen sitios cerca de aguas con profundidades de más de 25 m. Es posible que el acceso a aguas profundas sea un factor de hábitat favorable para las focas, ya que incrementa las oportunidades de alimentarse de peces pelágicos, como escapar de depredadores y disturbios (Montgomery *et al.* 2007).

En las descripciones previas del hábitat terrestre de los elefantes marinos del norte, se ha hecho énfasis en el uso de playas de arena (White y Odell 1971; Le Boeuf 1974; Verts y Carraway 1998). Los resultados de este trabajo indican que las playas de canto rodado son tan importantes como las playas de arena en las islas al occidente de Baja California. La preferencia de sustratos de playa sobre plataformas y acantilados puede atribuirse a la locomoción terrestre y morfología de esta especie. Estos resultados son similares a los reportados para el elefante marino del sur (*Mirounga leonina*), donde

se encontró que durante la temporada reproductiva de 1982, 56% de las hembras parían a sus crías en playas de canto rodado y 44% en playas de arena (Campagna y Lewis 1992). Aunque ambos sustratos son importantes para el elefante marino del norte, es notable que las descripciones de su hábitat no suele incluir las playas de canto rodado.

En los elefantes marinos, las playas de canto rodado expuestas tuvieron un efecto positivo en la abundancia. Esto puede estar relacionado con una estrategia termorreguladora, ya que, mientras están en tierra, los elefantes marinos pasan la mayor parte del tiempo fuera del agua (Hindell y Burton 1988). Las olas grandes que llegan a las playas pueden mojar directamente o provocar un rocío sobre los elefantes marinos, ayudando así a reducir su temperatura corporal por la transferencia de calor que ocurre entre su piel y el agua, así como la evaporación. De acuerdo con White y Odell (1971), esta estrategia puede ser más efectiva que arrojarse arena sobre el cuerpo con las extremidades anteriores. De manera que cuando los elefantes no utilizan playas de arena y se ubican en canto rodado, buscan preferentemente que sean en sitios donde las olas los refresquen.

La dependencia de los elefantes marinos hacia sustratos de playa puede constituir un factor de riesgo para su conservación. De la misma forma que las playas son los sustratos más accesibles para los elefantes marinos, también lo son para las embarcaciones menores, las cuales suelen utilizar estos sitios como puntos de desembarque hacia las islas. Así, durante el transcurso del trabajo de campo se observó que ésta es la especie con mayor tolerancia a la proximidad de personas, al igual que se ha documentado en el elefante marino del sur (Burton y Van Den Hoff 2002). De incrementarse las actividades humanas en las islas, así como las poblaciones de elefantes marinos y otros pinnípedos, se puede esperar que aumente el disturbio.

A pesar de que ambos fócidos mostraron mayor preferencia por playas de arena y canto rodado, se encontró poco traslapo en la mayoría de las islas donde se distribuyen. El traslapo más notable ocurrió en la isla San Jerónimo, donde las focas, los elefantes marinos y los lobos marinos se concentran en el sur de la isla. Los elefantes marinos muestran un traslapo pequeño con lobos marinos y lobos finos de Guadalupe en las islas

San Benito. Es posible que la expansión de los lobos finos en estas islas (Aurioles-Gamboa *et al.* 2010) provoque que estas especies compartan el espacio en mayor medida respecto a otras islas, especialmente en sustratos de playa.

Aunque los lobos marinos son muy adaptables dado que utilizan mayor variedad de tipos de hábitat y comparten el espacio con otros pinnípedos, sus preferencias de hábitat para la reproducción son más específicas y similares a las del lobo fino de Guadalupe y la foca común. Las playas protegidas y plataformas rocosas pueden ser los sitios reproductivos más valorados por estas especies. Dadas estas semejanzas, podemos esperar que el aumento de las poblaciones de pinnípedos en la región incremente el traslape espacial entre especies.

2.5 Conclusiones

1. Los hábitats óptimos, usados como territorios reproductivos, por el lobo marino de California y el lobo fino de Guadalupe tienen como principales características sustratos de playas de arena y canto rodado, protegidas del oleaje. Pero también utilizan hábitats sub-óptimos usados por el resto de las clases de edad. Para el lobo fino son, además de playas, plataformas y acantilados, preferentemente en zonas protegidas; mientras el lobo marino utiliza una alta diversidad de tipos de hábitats, reflejo de su capacidad de adaptación al medio.
2. La foca común prefiere plataformas, playas de arena y canto rodado, frente a aguas someras, durante el verano, y durante la temporada reproductiva en invierno utiliza más playas de arena y canto rodado, frente a aguas profundas, protegidas del oleaje. La distribución y preferencias de hábitat de esta especie cambian notoriamente de una temporada a otra, siendo además más abundantes en tierra durante el invierno.
3. El elefante marino del norte, además de utilizar playas de arena, como se describe usualmente en la literatura, también prefiere las playas de canto rodado. Durante la temporada reproductiva en invierno, hay mayor abundancia y se concentran en estos

dos sustratos. En la época de muda en verano, también utilizan algunas plataformas rocosas. Para protegerse de las altas temperaturas en el verano, en playas de arena se arrojan arena con sus extremidades, pero en playas de canto buscan sitios expuestos al oleaje para refrescarse con el rocío de las olas que rompen en la costa.

4. De acuerdo a estos resultados, las playas de arena y canto rodado, protegidas del oleaje, son los hábitats más valiosos para los pinnípedos en las islas al occidente de Baja California. Por ende deben ser considerados dentro de las áreas núcleo de las áreas naturales protegidas existentes y futuras.
5. En la mayoría de las islas los traslapes espaciales fueron muy bajos, con la excepción notable del archipiélago San Benito, donde lobos marinos de California comparten de manera importante el espacio con lobos finos de Guadalupe y elefantes marinos del norte, mientras que estas últimas especies se segregan una de otra.

Capítulo 3. Percepción de pescadores durante la pesca cooperativa artesanal y acuicultura hacia los pinnípedos en cinco islas en el Pacífico de Baja California, México.

3.1 Introducción

Alrededor del mundo los conflictos entre pescadores y mamíferos marinos son un problema que amenaza tanto a las poblaciones de mamíferos marinos como los ingresos de las pesquerías. Se estima que mundialmente la pesca incidental de estos animales alcanza los cientos de miles cada año (Read *et al.* 2006), representando una seria amenaza a sus poblaciones (Read 2008). El incremento de las actividades humanas en las zonas costeras en las últimas décadas (Small y Nicholls 2003), provoca mayor interacción entre pinnípedos y pesquerías, especialmente cuando se pesca cerca de zonas de alimentación o reproducción de pinnípedos (Wickens 1995). Estas interacciones pueden clasificarse en: pesca incidental, cuando el mamífero marino es atrapado en las artes de pesca pero es descartado; pesca no objetivo, cuando en lugar de ser descartado es guardado; y finalmente depredación, cuando el mamífero marino remueve o daña los peces atrapados en las artes de pesca. La depredación puede considerarse un serio problema de conservación, cuando lleva a un incremento de pesca incidental o medidas de retaliación por parte de los pescadores (Read 2008). En el caso de los pinnípedos, este comportamiento es probablemente el que mayor confrontación genera con los pescadores (Sepúlveda *et al.* 2007; Gruber 2014).

Modelos de evaluaciones de riesgo, usando al lobo marino australiano (*Neophoca cinerea*) y el lobo fino de Nueva Zelanda (*Arctocephalus forsteri*) muestran que, derivado de sus ciclos de vida largos y tasas reproductivas, incrementos pequeños en su mortalidad, como los derivados de conflictos con pesquerías, pueden amenazar su conservación (Goldsworthy y Page 2007). Estos conflictos tienen múltiples facetas:

competencia por recursos, la mortalidad de pinnípedos, el disturbio, pérdidas económicas para los pescadores y la percepción negativa hacia los pinnípedos.

Este problema está catalogado como prioritario para el manejo y conservación de los mamíferos marinos a nivel internacional (Gales *et al.* 2003), en México es poco estudiado. Por ello, se plantea una primera evaluación de la percepción de los pescadores de cooperativas pesqueras y una empresa de acuicultura, en islas del Pacífico frente a la Península de Baja California, sobre la forma de interacción de los pinnípedos con sus actividades productivas. El aporte permitirá tener una línea base sobre la cual poder continuar futuras investigaciones, así como propuestas de manejo de pesquerías y áreas naturales protegidas.

3.1.1 Conflictos entre pescadores y pinnípedos en el mundo

En Suecia, los pescadores atribuyen a la foca común (*Phoca vitulina vitulina*) pérdidas económicas de hasta 111,000 euros por cada 50 pescadores (Lunneryd 2001). Interacciones de esta magnitud tienen repercusiones importantes, para las pesquerías y las poblaciones del depredador. En el noreste de Escocia, entre 1993 y 2004, se registró un decremento de la población de foca común de entre el 2 y 5% anual (Thompson *et al.* 2007). Existen registros que indican que entre 66 y 237 focas murieron cada año de 1994 a 2002, a consecuencia de disparos por armas de fuego. Por medio de modelos matriciales, se calculó que estas muertes son suficientes para explicar el declive de las poblaciones en esta región (Thompson *et al.* 2007). Las encuestas de percepción aplicadas a los pescadores de salmón de ese país, revelan que la mayoría cree que las focas tienen un impacto significativo en los stocks de salmón (81%). El 77% opina que todas las focas son responsables de depredación en las artes de pesca, el 47% apoya métodos letales de control de sus poblaciones (Kauppinen *et al.* 2005).

El mismo patrón se replica en distintas áreas alrededor del mundo, como en la costa oeste de los Estados Unidos de América, en 1992: 1204 focas comunes (*Phoca*

vitulina richardii) y 3,418 lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) fueron atrapados como pesca incidental, principalmente en redes agalleras (Read *et al.* 2006). Otras estimaciones en la costa de California calculan que entre 1983 y 1993, tan sólo en la pesca de fletán (*Hippoglossus stenolepis*) y tiburón ángel (*Squatina californica*), murieron entre 2,000 y 4,000 lobos marinos de California, y de 500 a 2,000 focas por año, (Barlow *et al.* 1994). En California, la mayor parte de las interacciones entre pinnípedos y pesquerías ocurren entre el lobo marino de California y las pesquerías de salmón (*Oncorhynchus tshawytscha*; Weise y Harvey 2005), fletán, arenque del Pacífico (*Clupea pallasii*), anchoveta (*Engraulis mordax*), tonino (*Scomber japonicus*), atún (*Thunnus spp.*), tiburones, marlín (*Xiphias gladius*) y calamar (*Loligo opalescens*; DeMaster *et al.* 1985; Barlow *et al.* 1994).

Goldstein *et al.* (1999), al examinar datos de pinnípedos varados vivos en la costa de California, encontraron que las heridas más frecuentes eran causadas por armas de fuego en lobos marinos de California, con un total de 306 casos en 12 años (sólo se consideraron animales encontrados vivos), estimándose que el total de casos puede ser mucho más alto. Además, hallaron un incremento en comparación con décadas anteriores (Stroud y Roffe 1979), atribuido a un aumento en las poblaciones de lobos marinos y personas en California (Goldstein *et al.* 1999). En Chile, entre 8 y 10% de los pescadores consultados por Sepúlveda *et al.* (2007), admitió haber matado intencionalmente lobos marinos. El 93% de los pescadores creen que la única solución es controlar el número de lobos marinos mediante la caza (Sepúlveda *et al.* 2007).

En los últimos años, alrededor del mundo en al menos nueve países (Canadá, Estados Unidos, Escocia, Irlanda, Inglaterra, Australia, Nueva Zelanda, Alemania y Dinamarca) demandan se implementen controles poblaciones sobre las poblaciones de siete especies de pinnípedos: foca de Groenlandia (*Pagophilus groenlandicus*), foca gris (*Halichoerus grypus*), foca común (*Phoca vitulina*), lobo marino de California (*Zalophus californianus*), lobo marino australiano (*Arctocephalus pusillus*) y el lobo marino de Nueva Zelanda (*Arctocephalus forsteri*; Lavigne 2003). Canadá, Namibia, Suecia y Noruega han autorizado la cacería de foca común, lobo marino de California, lobo marino de Steller

(*Eumetopias jubatus*), lobo marino australiano, foca gris, foca anillada (*Pusa hispida*), foca de Groenlandia y foca capuchina (*Cystophora cristata*), como forma de controlar sus poblaciones (Lavigne 2003). Estos métodos no suelen ser efectivos para aumentar las capturas pesqueras, muchas veces se utilizan como “chivo expiatorio” ante malos manejos pesqueros (Lavigne 2003).

De acuerdo con Kauppinen *et al.* (2005), los conflictos entre lobos marinos y la pesca artesanal aumentarán a medida que crecen las poblaciones de estos pinnípedos. Sin embargo, la remoción de individuos no ofrece una solución a largo plazo, los individuos habituados a interactuar con los botes pesqueros podría ser una solución de corto plazo, hasta que nuevos individuos se acerquen nuevamente (Sepúlveda *et al.* 2007). En términos ecológicos, los pinnípedos son depredadores tope, y su exclusión puede tener importantes repercusiones en la estructura de las comunidades costeras marinas (Sepúlveda *et al.* 2007).

3.1.2 Situación en México

En México también existen conflictos entre pescadores y pinnípedos, particularmente con el lobo marino de California. Existen pocos registros oficiales, pero se sabe que la cacería ilegal persiste (Zavala-González y Mellink 1997), probablemente como medida de retaliación por parte de pescadores afectados por la depredación en sus artes de pesca. En la Bahía Todos Santos, B.C., durante un registro de animales varados entre 1998 y 2001, se encontró que de 153 animales varados muertos, 26 presentaban heridas de origen antropogénico, 24 eran lobos marinos de California, 18 de ellos presentaban heridas de bala (Bravo *et al.* 2005). No existe un registro completo de estos decesos, por lo que es difícil estimar el tamaño del problema.

Los lobos marinos de California son vistos como competencia por los pescadores de Sonora. En el puerto de Guaymas, los pescadores estiman que el lobo marino se alimenta preferentemente de las especies que tradicionalmente se pescan en la región

(Fleischer y Cervantes-Fonseca 1990), atribuyendo a éstos pérdidas hasta del 58% de la captura diaria (Fleischer y Cervantes-Fonseca 1990). Estudios de dieta realizados más al sur, en la Bahía de La Paz, revelaron que sólo el 5% de su dieta (en términos de importancia relativa) se componía de especies de importancia comercial (Aurióles-Gamboa *et al.* 2003). Aun así, los porcentajes de enmallamientos en dicha bahía se encuentran entre los más altos del Golfo de California (7-9%; Zavala-González y Mellink 1997; Aurióles-Gamboa *et al.* 2003).

Si bien la depredación de los lobos marinos sobre especies de valor comercial puede llegar a ser prominente, es posible que enmascare la depredación causada por otras especies, lo cual debe ser considerado al planear estrategias de manejo (Baraff y Loughlin 2000; Shima *et al.* 2000).

3.1.3 Cooperativas pesqueras en Baja California

Las cooperativas pesqueras de Baja California están sustentadas en el uso compartido de los recursos por parte de la comunidad. El manejo de los recursos es propiedad común, y las cooperativas trabajan para evitar la llamada “tragedia de los comunes” (Hardin 1968); es decir, la sobreexplotación y falta de cuidados al ser un recurso común no excluyente. Las cooperativas implementan reglas claras, cuotas de captura, membresías, supervisión, e incluso el establecimiento de reservas marinas en algunos casos (Sáenz-Arroyo *et al.* 2012; Rossetto *et al.* 2015). La pesca de langosta, el mayor ingreso en estas cooperativas, ha sido certificada como pesca sostenible por el Marine Stewardship Council (Phillips *et al.* 2009). Se trata de pesquerías a escala artesanal, con 500 pescadores miembros en nueve cooperativas distribuidas en diez localidades (Phillips *et al.* 2009) a lo largo de 1,400 km de costa.

Este escenario, provee la oportunidad de evaluar la interacción entre pescadores y pinnípedos en un área donde existen importantes colonias de tres especies de

pinnípedos, y que además provee de alrededor del 7% (Estado de Baja California, considerando ambas costas) de la producción pesquera nacional (CONAPESCA 2013).

Las interacciones entre pinnípedos y pesquerías son estudiadas en otras partes del mundo. Las posibles soluciones al conflicto requieren de innovación, no solo tecnológica, también considerando las condiciones socioeconómicas específicas de cada región (Read 2008). Las de Baja California son muy distintas a Estados Unidos o Europa, esto incluye la percepción que tienen los pescadores hacia las diferentes especies y cómo interactúan con ellos.

3.1.4 Objetivo general

Evaluar en cinco islas la percepción que tienen los pescadores sobre los pinnípedos con los que interactúan en su pesca.

3.1.5 Objetivos particulares

1. Analizar en cada isla las especies de pinnípedos y clases de edad que producen mayor interferencia en la pesca, el tipo de interacción, los daños ocasionados por pérdida de producto o daños al equipo, y la mortalidad de pinnípedos.
2. Cuantificar el porcentaje de pinnípedos enmallados en dichas islas, a través de un conteo en fotografías.

3.1.6 Hipótesis

1. El lobo marino de California es la especie que más interactúa con los pescadores durante la pesca, por ser uno de los pinnípedos más abundantes y un depredador oportunista, es señalado la mayoría de las veces como causante de pérdidas de producto.
2. Las islas con elevado índice de enmallamientos son aquellas donde la pesca de escama es más relevante. La especie con mayor número de individuos enmallados es el lobo marino de California.
3. La frecuencia reportada de interferencias entre pinnípedos y la pesca es mayor en la percepción de los pescadores en comparación con la calculada a partir de su día de pesca.

3.2 Metodología

3.2.1 Área de Estudio

Las poblaciones de foca común en México se distribuyen de la frontera con Estados Unidos al norte hasta Isla Asunción al sur (Lubinsky 2010). El lobo marino de California comparte esta zona, además del Golfo de California (Odell 1981). Tomando como referencia esta distribución se seleccionaron cinco islas en el Océano Pacífico, cerca de la costa de la Península de Baja California, México. De norte a sur: Todos Santos Sur, San Jerónimo, Natividad, San Roque y Asunción (Fig. 3). En todas, con excepción de San Roque, se encuentran colonias de elefante marino del norte (*Mirounga angustirostris*), lobo marino de California (*Zalophus californianus*) y foca común (*Phoca vitulina richardii*). La Isla San Roque sólo está habitada por foca común.

Los recursos pesqueros de mayor valor alrededor de estas islas se encuentran concesionados por el gobierno mexicano a cooperativas pesqueras, con derechos

exclusivos sobre ellos. Además de su explotación, trabajan en labores de vigilancia, manejo de recursos y, en algunos casos, conservación (Sáenz-Arroyo *et al.* 2012). En la Isla Todos Santos Sur existe una concesión de acuacultura a una empresa privada, donde se entrevistó a los trabajadores de dicha empresa, a fin de conocer su perspectiva.

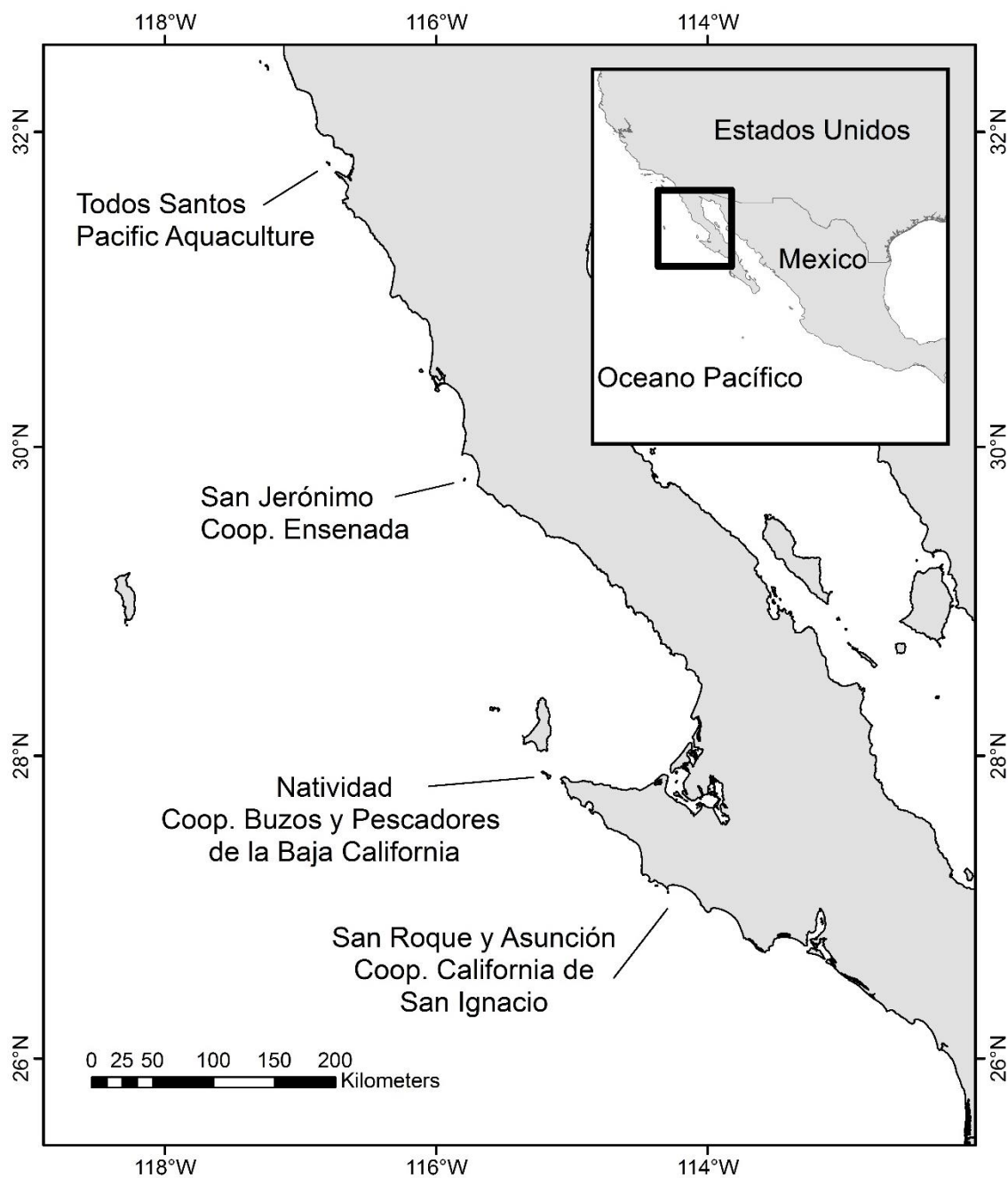


Figura 3. Islas donde laboran los pescadores entrevistados y nombre de la organización a la que pertenecen.

3.2.2 Entrevistas

Se realizaron entrevistas semi-estructuradas a los pescadores que trabajan alrededor de las islas del área de estudio, entre los meses de febrero a julio de 2014. Las entrevistas consistieron en preguntas cerradas y abiertas (Gruber 2014), e imágenes de apoyo. Se inició preguntando sobre su actividad pesquera, los métodos utilizados y las especies objetivo. Después, se indagó si existía interferencia de algún animal en su actividad pesquera, y si era así, de cuál se trataba. En seguida se mostró al entrevistado una serie de fotografías de cuerpo completo de cada una de las cuatro especies de pinnípedos de la región para que identificara cada una. En los casos en que el entrevistado indicó que existían interferencias de algún pinnípedo, y éste era identificado erróneamente en las fotografías, se hacía una corrección en su respuesta para colocar la especie correcta.

El siguiente bloque de preguntas inquirió sobre la frecuencia de interferencia de algún animal con su pesca. En el caso de pinnípedos se pidió que describiera la forma en la que ocurrieron estos eventos, los daños ocasionados, y si los animales involucrados resultaron heridos, cuál era su pérdida promedio en estos encuentros. Este juego de preguntas se repitió para cada una de las especies de pinnípedos que el encuestado mencionaba.

Al final de la entrevista se pidió a cada entrevistado describiera la jornada de su último día de pesca, el arte de pesca usado, su captura, si tuvo alguna interacción con un pinnípedo, así como la descripción de dicho evento.

Adicionalmente se entrevistó a miembros de la dirección de cada cooperativa para recabar datos generales, como número de pescadores afiliados y porcentaje de ingresos que representa cada especie que se captura.

3.2.3 Índice de enmallamiento

Durante la temporada de verano, junio a agosto de 2010, se realizaron conteos de pinnípedos alrededor de las islas del área de estudio, a bordo de una embarcación tipo panga, a una distancia de entre 20 y 50 metros de la costa, recorriendo cada isla durante un día, tomando fotografías de toda la línea de costa. Se revisó el catálogo completo de fotografías, buscando animales que presentaran marcas de enmalle, se contabilizaron para obtener el porcentaje con respecto al conteo absoluto de cada especie, por isla.

3.2.4 Análisis estadístico

Se utilizaron tablas de contingencia ji-cuadrada para analizar si existía independencia entre las variables de: 1) Porcentaje de identificación correcta de pinnípedos e isla donde labora; 2) animal marino que más afecta en la pesca e isla donde labora; 3) edad del pescador y su respuesta sobre la afectación del lobo marino de California en su pesca (se omite a la foca común debido al bajo número de pescadores que la reportan); 4) sólo bucea, bucea y pesca o no bucea, y le afecta o no el lobo marino de California; 5) frecuencia con que interfiere el lobo marino de California e isla donde labora; 6) tuvo interferencia del lobo marino de California en su último día de pesca e isla donde labora; y 7) especies objetivo de pesca donde se reportan interferencias del lobo marino de California e isla donde labora.

3.3 Resultados

Un total de 77 pescadores entrevistados, pertenecientes a tres cooperativas pesqueras: Cooperativa de Producción Pesquera California de San Ignacio (San Roque y Asunción), Cooperativa Buzos y Pescadores de la Baja California (Natividad), y Cooperativa Ensenada (San Jerónimo); así, como una empresa de acuicultura: Unidad de Producción

Acuícola de Peces Pacífico Aquaculture S de RL de CV (Todos Santos). En promedio se entrevistó al 24% de los pescadores de dichas organizaciones. La edad media de los entrevistados fue de 40 ± 11 años y 20 ± 12 años de experiencia.

En orden de importancia por isla mencionaron como las especies más capturadas: San Roque y Asunción, pescado blanco (*Caulolatilus princeps*), langosta (*Panulirus interruptus*), jurel (*Seriola lalandi*), abulón azul (*Haliotis fulgens*) y abulón amarillo (*Haliotis corrugata*). En Natividad, langosta (*P. interruptus*), caracol (*Megastrea undosa* y *M. turbanica*) y pepino de mar (*Parastichopus parvimensis*). San Jerónimo, langosta (*P. interruptus*), el pepino de mar (*P. parvimensis*), el erizo rojo (*Strongylocentrotus franciscanus*), abulón azul (*H. fulgens*) y amarillo (*H. corrugata*). Todos Santos se cultiva y comercializa curvina (*Atractoscion nobilis*) y lobina (*Micropterus salmoides*). También totoaba (*Totoaba macdonaldi*), que aún no se comercializa.

La especie identificada con más facilidad por los entrevistados fue el elefante marino del norte, seguido por el lobo marino de California y la foca común. Pocos entrevistados identificaron correctamente al lobo fino de Guadalupe, el cual no es habitual en estas islas. La identificación de especies fue similar en todas las islas ($\chi^2 = 5.72$; d.f. = 9; $p = 0.767$).

Al preguntar ¿Cuál es el animal marino que más interfiere con su pesca?, la respuesta más común fue el lobo marino de California, seguido de otros animales tales como pulpo, tiburón y pez vieja (*Semicossyphus pulcher*). Sólo dos pescadores mencionaron a la foca común. Esta percepción es distinta entre islas, se encontró que no existía independencia entre las variables isla donde labora y animal que más afecta ($\chi^2 = 31.7$; d.f. = 9; $p < 0.001$). El porcentaje de pescadores que señaló al lobo marino como el animal que más interfiere, fueron: en Asunción y San Roque 89.3%, Natividad 55.6%, San Jerónimo 44.4% y Todos Santos 0%. Quienes se refieren a la foca común: en Asunción y San Roque 3.6%, Natividad 0%, San Jerónimo 0% y Todos Santos 25%. No se encontró una dependencia entre el rango de edad de los pescadores (<30, 30-39, 40-49, 50-59 y >59 años) y la afectación o no del lobo marino de California en su pesca ($\chi^2 = 4.25$; d.f. = 4; $p = 0.373$).

En las cooperativas de esta región los productos de mayor valor (langosta, abulón, pepino y caracol) se obtienen mediante el buceo y el uso de trampas (se excluye de los resultados a la acuicultura en Isla Todos Santos, dado que no reportaron interferencia de lobos marinos en sus actividades). La mayoría de los pescadores complementan esta actividad con la pesca de escama, algunos no participan en el buceo (se incluyen en esta actividad el trampeo de invertebrados). Al clasificar a los pescadores en tres categorías: sólo bucea, bucea y pesca, y no bucea, se encontró que existe una dependencia entre si afecta o no el lobo marino de California ($\chi^2 = 20.94$; d.f. = 2; $p < 0.001$). De los pescadores que sólo bucean y trampean invertebrados, 65.4%, no tiene interferencia de lobo marino, y aquellos que no bucean, 86.4%, sí la tienen. Con respecto a los que bucean y pescan, 87.5%, manifestó tener interferencias de este pinnípedo.

La mayor parte de los pescadores cooperativistas mencionaron tener interferencias del lobo marino de manera diaria (80.9%), el resto aludió que ocurrían alrededor de una vez por semana (17%) y, pocos, una vez por mes (2.1%). La frecuencia reportada por los pescadores fue independiente de la isla donde pescan ($\chi^2 = 5.91$; d.f. = 4; $p = 0.205$). Pero al preguntar si tuvieron alguna interferencia del lobo marino durante su último día de pesca, en promedio sólo 21.1% de los pescadores mencionó algún tipo de interacción con este pinnípedo. Se encontró una dependencia (intervalo de confianza de 90%) a esta respuesta, con base en la isla donde pescan ($\chi^2 = 5.89$; d.f. = 2; $p = 0.052$). En Asunción y San Roque, 38.1% de los pescadores sufrieron interferencias en su último día de pesca, en comparación con 9.5% en Natividad y 13.3% en San Jerónimo.

La interferencia del lobo marino de California se da principalmente con la pesca de escama. Parece existir una dependencia entre isla y especie en la que se reporta interferencia del lobo marino ($\chi^2 = 68.36$; d.f. = 18; $p < 0.001$). En Asunción, San Roque y Natividad, la pesca de blanco (*Caulolatilus princeps*) donde más pescadores reportan interferencias (67.9% en Asunción y San Roque. y 33.3% en Natividad), seguido del jurel (*Seriola lalandi*; 42.9 y 22.2% respectivamente); mientras que en San Jerónimo ocurre con el rocote (*Sebastes spp*; 44.4%), en segundo puesto el lenguado (*Paralychtis californicus*) y la corvina (*Atractoscion nobilis*), ambas fueron reportados por el 16.7% de

los pescadores. La corvina fue la tercera especie donde los pescadores de Asunción, San Roque y Natividad reportaron más interacciones (32.1 y 18.5% respectivamente; Tabla 12).

Tabla 12. Porcentaje de pescadores que reportan interacción de lobo marino de California con la pesca de distintas especies y su percepción de pérdida de producto. Entre paréntesis se estimó el porcentaje de la captura perdida, cuando hay interacción, \pm error estándar. Las mermas marcadas con “*” indican que sólo un pescador las pudo estimar.

Especie	Asunción y San Roque	Natividad	San Jerónimo
Blanco	67.9 (26 \pm 20)	33.3 (35 \pm 20)	11.1 (75*)
Jurel	42.9 (33 \pm 23)	22.2 (24 \pm 10)	0.0 (0)
Lenguado	25.0 (25 \pm 15)	0.0 (16.7 (52 \pm 23)
Corvina	32.1 (40 \pm 31)	18.5 (33 \pm 38)	16.7 (52 \pm 23)
Cabrilla	10.7 (19 \pm 12)	14.8 (38 \pm 21)	0.0 (0)
Langosta	17.9 (11 \pm 5)	11.1 (7 \pm 1)	0.0 (0)
Sardina	21.4 (15*)	0.0 (0)	0.0 (0)
Pulpo	10.7 (43 \pm 50)	0.0 (0)	0.0 (0)
Rocote	0.0 (0)	0.0 (0)	44.4 (34 \pm 26)
Otros	7.1	11.1	5.6

Sólo dos pescadores señalaron a la foca común como el animal que más interferencia ocasiona. Pero al continuar la entrevista, algunos pescadores (< 25%) mencionaron la interacción de este pinnípedo con algunas pesquerías, principalmente de escama. En Asunción y San Roque, se mencionó que la foca común llega a interactuar en la pesca de blanco (*Caulolatilus princeps*) y cabrilla (*Paralabrax* spp.); lenguado (*Paralychthis californicus*) en las mismas islas y San Jerónimo; en la pesca de langosta (*Panulirus interruptus*), al consumir la carnada de las trampas, y corvina (*Atractoscion nobilis*) en esta última isla. En Natividad ningún pescador reportó interacciones de la foca común. En las actividades de acuicultura de Todos Santos, donde se reproduce corvina, totoaba y lobina, se reportó interferencia de la foca en esta última especie. Aludiendo a que llega a incursionar ocasionalmente en los cercos y consume dos o tres peces por vez (Tabla 13).

Tabla 13. Porcentaje de pescadores que reportan la interacción de foca común con la pesca de distintas especies y su percepción de pérdida de producto. Entre paréntesis se estimó el porcentaje de la captura perdida, cuando hay interacción, \pm error estándar. Las mermas marcadas con “*” indican que sólo un pescador las pudo estimar.

Especie	Asunción y San Roque	Natividad	San Jerónimo	Todos Santos
Blanco	3.6 (30*)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Lenguado	3.6 (6*)	0 (0)	5.6 (30*)	0 (0)
Cabrilla	7.1 (30 \pm 0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Langosta	0 (0)	0 (0)	5.6 (muy variable*)	0 (0)
Corvina	0 (0)	0 (0)	5.6 (30 \pm 0)	0 (0)
Lobina	0 (0)	0 (0)	0 (0)	25 (2 ó 3 peces cada tres meses)

En las entrevistas a miembros directivos de cada cooperativa, se obtuvo el porcentaje aproximado que representa cada producto en el total de sus ingresos. La Cooperativa California de San Ignacio en Asunción, Baja California Sur, opera alrededor de las islas de Asunción y San Roque, obtiene la mayor parte de sus ingresos de la comercialización de langosta y abulón, alrededor del 90%; mientras que el 10% restante proviene del caracol, pepino de mar, pescado, jaiba, pulpo y sargazo.

En Isla Natividad, la Cooperativa Buzos y Pescadores de la Baja California obtiene alrededor del 60% de sus ganancias de la pesca de langosta, 25% de pepino de mar, 15% caracol marino y un porcentaje menor del sargazo. En la fecha de las entrevistas (junio de 2014), esta cooperativa se encontraba desarrollando un modelo de negocio para la comercialización de la escama, siendo una de las posibles alternativas la venta de carne de jurel.

El Rosario, Baja California, la Cooperativa Ensenada, cuya concesión incluye la Isla San Jerónimo, la captura de langosta representa entre el 75 y 80% de sus ganancias. El resto se divide entre la pesca de pepino, erizo, cangrejo y escama, los dos últimos representan menores ingresos.

En Todos Santos, Pacific Aquaculture comercializa corvina y lobina únicamente, sin especificar el porcentaje de ganancias que representa cada una. Se cultiva totoaba, pero aún no está lista para su comercialización.

Respecto a los daños que las interacciones con pinnípedos pueden tener en el equipo de pesca. En Bahía Asunción, 39% señaló que los lobos marinos suelen romper líneas, perdiendo piola y anzuelos, 36% mencionó que rompen la red, 32% dañan las trampas, 25% negó sufrir perjuicios. En Natividad, 74% de los pescadores afirman que los pinnípedos no causan menoscabo a sus equipos, 11% que rompen líneas y pierden anzuelos. En San Jerónimo, 56% dice no haber tenido daños en su equipo y 11% mencionó averías en líneas, anzuelos o trampas. En Todos Santos un buzo indicó que las focas rompen la red de los encierros, pero de forma muy ocasional.

De acuerdo a los entrevistados, las medidas más comunes que toman los pescadores ante la interferencia de pinnípedos, son: no hacer nada, golpear la embarcación con algún objeto metálico para producir ruido, moverse a otra área y alejarse de las islas. Cuando son perseguidos por un lobo al momento de colocar las trampas, dejan una trampa cebo para atraer al lobo y se alejan de la zona para colocar el resto. Así mismo se mencionó que las trampas reforzadas ayudan a disminuir la interferencia de los lobos marinos.

Adicionalmente, cuatro pescadores (5%) de Asunción opinaron que debe existir un control de la población de lobos marinos. En cambio, otros cuatro expresaron comentarios positivos, como que les gusta verlos o ayudan a localizar las sardinas. Otros (16%) manifestaron comentarios diversos. El resto de los entrevistados declinó hacer comentarios.

La única especie encontrada con individuos enmallados fue el lobo marino de California. En Isla Asunción se hallaron cuatro hembras y dos juveniles, de un total de 1928 individuos censados, siendo el índice de enmallamiento (porcentaje de animales enmallados) de 0.31%. En Isla San Roque no se encontraron. En Natividad se ubicaron cinco hembras y un macho enmallados, de un total de 1365 lobos marinos en la isla,

dando un índice de 0.44%. En la Isla San Jerónimo se avistaron una hembra y un macho sub-adulto, de 1426 lobos en esta isla, con un índice de 0.14%. Finalmente en las islas Todos Santos, se encontró un macho enmallado, de un total de 105 lobos marinos, a pesar de ser sólo un individuo, el índice fue el más alto de todas las islas con 0.95%, por el bajo número de lobos marinos.

3.4 Discusión

A partir de las entrevistas podemos discernir que existe conflicto entre pescadores y pinnípedos, particularmente el lobo marino de California y, en menor medida, la foca común. El elefante marino del norte fue la especie más reconocida, pero ningún pescador mencionó interacción con él o el lobo fino de Guadalupe. Se sabe que el elefante marino se alimenta en aguas oceánicas (Le Boeuf *et al.* 2000; Aurióles-Gamboa *et al.* 2006), pero en California es común que sean atrapados en redes de pesca (Barlow *et al.* 1994). No existe información respecto a la interacción entre el lobo fino de Guadalupe y las pesquerías, dada su limitada distribución.

La percepción negativa hacia el lobo marino entre los pescadores de las cooperativas, no es compartida por todos ellos. Se encontró que la percepción hacia el lobo marino varía entre islas. En Asunción y San Roque fue más negativa que Natividad y San Jerónimo. En las primeras se pesca más variedad de peces, mientras las segundas están más enfocadas en los invertebrados. Quienes se dedican al buceo y la pesca con trampas tuvieron una percepción menos negativa de los que utilizan redes o anzuelos. Esto sugiere que la percepción hacia el lobo marino en cada cooperativa dependerá de la medida en que exploten o no la pesca de escama. En el escenario actual la interacción de los lobos marinos con las actividades comerciales de las cooperativas parece ser de bajo impacto, dada la poca interacción con las especies más valiosas, de donde obtienen la mayor parte de sus ingresos.

El 81% de los pescadores que reportaron interferencias del lobo marino mencionaron que estas ocurrían con una frecuencia diaria, pero sólo 21% de los pescadores entrevistados reportaron haber tenido alguna interferencia durante su último día de pesca. La frecuencia de interacciones con los pinnípedos está asociada al tipo de pesquería predominante durante cada temporada del año, es de suponer que existe un sobreestimación de los conflictos por parte de los pescadores. En la costa de Chile, 92% de los pescadores entrevistados por Sepúlveda *et al.* (2007) afirmaron tener frecuentes interferencias del lobo marino sudamericano (*Otaria flavescens*). Pese a que en viajes con observadores a bordo, sólo se registraron interacciones en el 14.5% de éstos.

La foca común fue mencionada por algunos cooperativistas. La percepción hacia ella fue menos negativa que hacia el lobo marino. Los pescadores manifestaron que sus interferencias ocurrían con menor frecuencia y pequeñas pérdidas de producto que con el lobo marino. Al comparar las especies donde se reportó interferencia de la foca común con un estudio simultaneo de su dieta a partir de excretas colectadas en las mismas islas del área de estudio, Durazo Rodríguez (2015) no encontró presencia de lobina (*Micropterus salmoides*) en Todos Santos. En Isla San Jerónimo, encontró el lenguado (*Citharichthys stigmaeus*) con un índice de importancia (IIMP) de 8% en la dieta de la foca durante la época de crianza (Durazo Rodríguez 2015). En Natividad, los pescadores no reportaron interferencia de la foca; en Isla San Roque, la cabrilla (*Paralabrax* spp.) es consumida por la foca común durante su periodo de muda (IIMP: 0.02%), el pez blanco (*Caulolatilus princeps*) no figura en su dieta (Durazo Rodríguez 2015). Los lenguados han sido reportados entre sus principales presas en esta región en trabajos anteriores (Elorriaga-Verplancken *et al.* 2013; Alamán de Regules 2014). Por esto, es de suponer que la depredación de la foca común en las artes de pesca es oportunista. Estudios de dieta a lo largo de su distribución concluyen que la foca común es un depredador oportunista, que se alimenta de las especies más abundantes dentro de su espacio geográfico y temporal (Brown y Pierce 1997; Lunneryd 2001; Riemer y Mikus 2006). En Baja California, Durazo Rodríguez (2015) la clasifica como un depredador especialista con base en la amplitud trófica.

Las interacciones entre lobo marino y pescadores parecen enfocarse sobre la pesca de escama, y la captura de langosta. Las pesquerías donde se reportan más interacciones son distintas a las reportadas en California (DeMaster *et al.* 1985; Barlow *et al.* 1994; Weise y Harvey 2005), esto obedece a que se pescan distintas especies respecto a las cooperativas de Baja California. Al contrastar las pesquerías donde se reportó interacción con lobo marino y trabajos realizados sobre la dieta de este pinnípedo en cada isla, únicamente figuran los rocotes y el lenguado entre sus principales presas (Espinosa de los Reyes-Ayala 2007). El pez blanco (*Caulolatilus princeps*) sólo se ha registrado como parte de su dieta al sur del Golfo de California, con un índice de importancia del 3.6% (Szteren y Auriolos-Gamboa 2013). Esto parece indicar que el consumo de esta especie en las artes de pesca es por oportunidad, más que una búsqueda activa por parte de los lobos marinos, debido a lo inusual en su dieta regular. La dieta del lobo marino depende de la abundancia temporal de algunas presas. En California, cuando hay abundancia de merluza puede representar el 90% de su dieta. En años de menor abundancia se enfocan en rocotes y calamar (Bailey y Ainley 1982; Shima *et al.* 2000).

Espinosa de los Reyes-Ayala (2007) considera, con base en una recopilación de estudios de dieta del lobo marino de California a lo largo de su distribución, que se trata de un depredador especialista plástico, al consumir pocos recursos en mucha cantidad, y muchas especies en baja frecuencia. De acuerdo a directivos de cada cooperativa, la pesca de escama representa un pequeño porcentaje de sus ingresos.

Los mayores ingresos de las cooperativas de Baja California provienen de la captura de langosta y abulón. En el municipio de Mulegé, donde se localiza Bahía Asunción, en 2010, la pesca de langosta (1,500 toneladas) y abulón (500 toneladas) se valuó en 270 millones de pesos mexicanos o 21.3 millones de dólares americanos al tipo de cambio de ese año (Belda 2011). Algunos pescadores reportaron interferencia del lobo marino en las trampas de langosta, dado que intentan robar la carnada y dañan las trampas, el porcentaje fue menor al 18% en todos los casos. Al sur de California, la captura de langosta y cangrejo, reportó pérdidas hasta del 50% de sus trampas en un

año, debido a lobos marinos de California (Beeson y Hanan 1996). Empero, una década atrás Miller *et al.* (1983) y DeMaster *et al.* (1985) no encontraron interacción entre estas pesquerías y lobos marinos en California. Esto permite suponer que, una vez que un animal reconoce las trampas como fuente de alimento, otros pueden imitar su comportamiento. Los pescadores de Isla Natividad mencionaron que la interacción del lobo marino con la pesca de langosta disminuyó cuando comenzaron a utilizar trampas más resistentes, además de usar una trampa cebo cuando son perseguidos por lobos marinos.

La depredación de los lobos marinos y otros pinnípedos en las artes de pesca conlleva a una percepción negativa hacia ellos. En lugares donde se percibe una fuerte competencia por los recursos, la mayoría de los pescadores consultados demanda se les permita regular las poblaciones de pinnípedos mediante la caza (Lavigne 2003; Kauppinen *et al.* 2005; Sepúlveda *et al.* 2007; Gruber 2014). En las cooperativas de Baja California, sólo 5% de los pescadores encuestados expresaron demandas similares. La mayor parte respondieron que no hay nada que hacer al respecto o emplean técnicas de disuasión. La disparidad en la percepción y opinión de los pescadores se puede atribuir a la diferencia de magnitud en los conflictos que tienen con los pinnípedos. Estas interacciones pueden llegar a ser más frecuentes en lugares donde la sobrepesca está agotando los stocks de las presas predilectas de los pinnípedos (Baraff y Loughlin 2000). Al disminuir los stocks pesqueros es de esperarse que los conflictos entre pescadores y pinnípedos se incrementen, ya que estos últimos, al decrecer la biomasa de peces disponibles, serán atraídos hacia los botes pesqueros en búsqueda de presas más fáciles y energéticamente más económicas (Bonner 1982).

El aumento de las poblaciones de pinnípedos también puede incrementar los conflictos con las actividades pesqueras. Aunque, Miller *et al.* (1983) descubrieron que los daños causados a la pesca en California por parte del lobo marino de California, no son proporcionales al número de éstos en un área. Las interacciones de los lobos con las pesquerías varían con sus movimientos estacionales y entre zonas de descanso. Por esto concluyen, que las medidas de manejo para disminuir el tamaño de las colonias de

lobos marinos no tendrían ningún efecto sobre la interacción con pesquerías. Inclusive, aumentar el disturbio en las colonias podría resultar en una redistribución de los lobos marinos, lo que provocaría nuevos asentamientos y conflictos con otros pescadores (Demaster *et al.* 1982; Miller *et al.* 1983).

Los cambios en la disponibilidad de presas debidos a la sobrepesca puede resultar igualmente negativo para las poblaciones de pinnípedos (Shima *et al.* 2000). Otro efecto de las pesquerías que puede estar afectando a los pinnípedos es el acortamiento de las cadenas tróficas. Incluso, cuando las pesquerías no explotan directamente las presas de un depredador, sino a niveles inferiores, esto puede ocasionar una menor abundancia de sus presas regulares y, por consiguiente, los depredadores pasan a alimentarse en niveles tróficos inferiores. Esto los hace más susceptibles a variaciones en la producción primaria, que normalmente serían amortiguadas por los niveles intermedios. Pauly y Maclean (2003) llaman a este resultado “pirámides aplastadas”. En décadas recientes se observa que varios pinnípedos, especialmente el lobo marino de California, sufren de falta de alimento durante variaciones en las condiciones oceánicas tales como el “El Niño” (Trillmich y Limberger 1985; DeLong *et al.* 1991). Las consecuencias de este fenómeno podrían ir en aumento en las áreas de su distribución con un alto esfuerzo pesquero, por el acortamiento de la trama trófica.

La cantidad de lobos marinos varados vivos en California durante la década de 1990 alcanzó un máximo en 1992, coincidiendo con El Niño, lo que podría indicar que los lobos marinos de California se alimentaban más cerca de la costa o tenían un estatus nutricional muy bajo, incrementando el potencial de interacción con las personas (Goldstein *et al.* 1999). Weise y Harvey (2005), reportaron un incremento en la interacción entre lobos marinos de California y pesquerías de salmón durante 1998, como resultado de El Niño 1997-1998.

Las pesquerías a escala artesanal son las que tienen menores impactos en la captura de langosta y abulón (Shester y Micheli 2011), y son buenos modelos para reducir las afectaciones en las poblaciones de pinnípedos. Ejemplo, es la pesquería artesanal de langosta en Baja California, certificada en 2004 y recertificada en 2011 por

el “Marine Stewardship Council” (MSC), como una pesquería ambientalmente sostenible (Sosa-Nishizaki *et al.* 2011). La Federación Regional de Sociedades Cooperativas de la Industria Pesquera Baja California (FEDECOOP), fue la primera pesquería comunitaria de un país en desarrollo en obtener una certificación de la MSC (Bonello 2004). Otras cooperativas también han sido reconocidas como sanas, como la del pepino de mar (*Parastichopus parvimensis*), cuya biomasa y esfuerzo pesquero se han mantenido estables en las últimas décadas, a pesar de la demanda del mercado, a diferencia de otras pesquerías de pepino en el mundo. Las pesquerías de Baja California han probado ser sustentables (Chávez *et al.* 2011). La salud relativa de las pesquerías que provee el principal ingreso de estas cooperativas, puede ser una de las razones de menor confrontación de los pescadores hacia los pinnípedos, en comparación con otras regiones como el noreste de los Estados Unidos de América (Gruber 2014), donde la densidad poblacional y el esfuerzo pesquero son mayores (NMFS 2014).

Gruber (2014) halló que los pescadores de Massachusetts, Estados Unidos, perciben a la foca gris como un fuerte competidor, y la mayor amenaza para la sustentabilidad de sus pesquerías, por encima de la sobreexplotación pesquera. La autora sugiere que puede existir una sobrepoblación de foca gris en el área, que incrementa los conflictos con los pescadores. Ello podría llevar a implementar un control letal de su población, aunque sólo 10% de los estadounidenses estarían de acuerdo con una medida como esa (Kellert 1999). Más aún, la población de foca gris ha provocado un incremento de turismo en la zona, que puede constituirse en una alternativa viable a la pesca (Gruber 2014).

Además de la depredación de los pinnípedos en las artes de pesca, existen otros conflictos potenciales con las pesquerías: la mortalidad de pinnípedos por pesca incidental; por competencia, al consumir los pinnípedos las mismas presas que extraen las pesquerías, con la consiguiente disminución para ambas partes; los enmallamientos, ingesta de anzuelos y cacería, entre otras (Baraff y Loughlin 2000). En Baja California, Shester y Micheli (2011) calcularon que en la pesca artesanal, por cada tres mil dólares de producto extraído en redes agalleras, se atrapa un lobo marino de California. De estas

amenazas, la más fácil de contabilizar es el enmalle de animales vivos. Este ocurre cuando un animal intenta consumir peces atrapados en una red y queda atrapado.

En el caso de los pinnípedos, muchas veces tienen la fuerza suficiente para romper la red y escapar; sin embargo, el filamento de la red permanece alrededor de sus cuellos, donde no pueden romperlo. Esto suele conllevar infecciones y, finalmente a muerte por asfixia o inanición cuando el cuello continúa engrosándose. Los índices de enmalle encontrados en las cinco islas son una señal de conflicto entre los lobos marinos (la única especie enmallada) y las pesquerías de la región. Su magnitud, es mucho menor a otras áreas, como Bahía de La Paz, donde la pesca con redes agalleras es más común, los índices de enmallamiento en años pasados han llegado hasta un 9% de la población de lobos marinos (Auriolos-Gamboa *et al.* 2003).

Zavala-González y Mellink (1997) en el Golfo de California, y Raum-Suryan *et al.* (2009) en el lobo marino de Steller, hallaron una mayor proporción de hembras enmalladas respecto a machos. Esto contrasta con la apreciación de los pescadores, en su mayoría señalan que son los machos del lobo marino quienes más interfieren en la pesca. En California, igual refieren que en la pesca de salmón la mayor parte de las interacciones ocurre con lobos marinos de California machos adultos (98.4%; Weise y Harvey 2005). Es posible que las hembras sean menos propensas a aproximarse a las artes de pesca mientras son manipuladas por los pescadores, y prefieran hacerlo cuando éstos se retiran de la zona, dejando las redes en el agua. También se ha mencionado que muchos enmallamientos podrían ocurrir de forma accidental y no por depredación (Hernández Camacho *et al.* 2016). Raum-Suryan *et al.* (2009) plantean que los machos tienen menor oportunidad de sobrevivir al enmallamiento que las hembras, debido a que estas últimas alcanzan la madurez más pronto y detienen su crecimiento, mientras que los machos continúan creciendo de subadultos a adultos en los años subsiguientes, engrosando su cuello y por ende mueren por asfixia cuando están enmallados. Esto explica por qué es más común observar hembras vivas enmalladas que machos. También es posible que se trata simplemente de una cuestión de proporciones. De

acuerdo a conteos en estas islas, durante el verano de 2009, 80.8% de los individuos adultos son hembras (Milanés Salinas 2012).

Tal como encontró Demaster *et al.* (1982), las pesquerías más afectadas por el lobo marino en California no siempre son las que ocasionan mayores muertes a éstos. En California, 1980, las mayores interacciones ocurrieron en la pesca de salmón con línea; sin embargo, el mayor deceso de lobos marinos se registró en pesquerías con redes agalleras (Demaster *et al.* 1982). Si bien los porcentajes de animales enmallados en el Pacífico frente a Baja California son bajos, la mortalidad asociada a este problema puede constituir una amenaza a sus poblaciones. En el Golfo de Alaska, la tasa de enmallamiento del lobo marino de Steller es del 0.07%. Shima *et al.* (2000) consideran que dado el bajo porcentaje, ésta no puede ser la razón principal del detrimento de sus poblaciones, pero sí uno de los factores contribuyentes.

A diferencia de las cooperativas, en acuicultura, Isla Todos Santos, la percepción de los buzos encargados de los cercos de peces fue, en su mayoría, positiva hacia los pinnípedos. Sólo se reportó que la foca común ocasionalmente ingresa a los cercos, daña la red, y consume algunos peces. La escala del problema parece ser pequeña. No se mencionó ningún conflicto con los lobos marinos, esto parece ser resultado de la instalación de protecciones superficiales que dificultan el acceso a aves y pinnípedos, a fin de reducir su interferencia.

Desde la década de 1980, las actividades de acuicultura en California han recurrido a medidas de disuasión hacia los pinnípedos para proteger los encierros, tales como generadores de sonido de baja intensidad (“pingers”) de poca efectividad, reemplazados por dispositivos de alta intensidad acústica (“AHDs”) más eficaces, pero que pueden resultar dañinos para la audición de las especies cercanas (Hofman 1996; Würsig y Gailey 2002). La implementación de barreras físicas ha sido exitosa en algunos casos, aunque deben ser suficientemente fuertes y altas para disuadir a los lobos marinos (Würsig y Gailey 2002).

Estos dispositivos indican la existencia de conflictos entre las actividades pesqueras y los lobos marinos, aunque la escala del problema parece mucho menor en comparación con otras pesquerías donde los pescadores demandan un control poblacional de los pinnípedos (Kauppinen *et al.* 2005; Sepúlveda *et al.* 2007; Gruber 2014). Además, la estructura organizativa de las cooperativas podría facilitar la implementación de programas de mitigación de la interacción respetando las poblaciones de mamíferos marinos.

3.5 Conclusiones

1. Los pescadores de las cooperativas en el Pacífico frente a Baja California tienen conflictos con lobos marinos y, en menor medida, con la foca común, durante la pesca de escama (marginal en su fuente de ingresos).
2. La captura de langosta, que junto con el abulón, es el motor económico de estas cooperativas, es afectada por el lobo marino en porcentajes bajos.
3. En las actividades de acuicultura, en Isla Todos Santos, la interacción con pinnípedos es poco frecuente.
4. La escala del conflicto entre pescadores y pinnípedos en esta región es menor a lo reportado en otras partes del mundo; y la demanda por establecer un control sobre la población de pinnípedos es mínima.
5. El enmalle se presentó en lobos marinos, en porcentajes menores a los reportados en otras regiones del noroeste de México donde la pesca de escama es más relevante.
6. La mayoría de las pesquerías afectadas por el lobo marino y la foca común en Baja California no forma parte habitual de su dieta. La afectación podría obedecer a un comportamiento oportunista.

Capítulo 4. Discusión general

4.1 Discusión

4.1.1 Implicaciones del hábitat e interacciones interespecíficas en el nicho

La teoría de Hutchinson (1957) sigue vigente, aunque el debate sobre el concepto de nicho y su alcance continúa. De acuerdo a ella, el nicho fundamental de una especie está compuesto por un número indeterminado de variables abióticas y bióticas que permiten a una especie subsistir. Según Hutchinson, este nicho teórico está acotado por las relaciones interespecíficas, en especial la competencia: “dos especies que utilizan y están limitadas por un recurso común no pueden coexistir en un sistema limitado”. Reconoce el autor que la competencia es un proceso difícil de observar y medir. Aportaciones más recientes al modelo de nicho de Hutchinson incluyen elementos biogeográficos para modelar el nicho materializado (Soberon 2005).

Apoyado en este concepto de nicho, en este trabajo hemos encontrado similitudes en las preferencias de hábitat entre las cuatro especies de pinnípedos, pero un bajo traslapeo entre especies en la mayoría de las islas del área de estudio. Esto puede ser indicio de competencia entre pinnípedos por el espacio. Con los datos recabados, es difícil afirmarlo con certeza. Al norte de California, se ha observado que las focas comunes llegan a ser desplazadas de sus sitios de descanso por individuos no reproductivos de lobos marinos de California (Sullivan 1980); mientras, de acuerdo a los mismos autores, este tipo de competencia no ocurre en los sitios reproductivos del lobo marino en el centro y sur de California (Sullivan 1980), quizás debido a que estos defienden un territorio, o, que sus preferencias de hábitat reproductivo son distintas.

Bartholomew y Boolootian (1960), señalaron que el lobo marino de California y el lobo marino de Steller suelen ocupar sitios de descanso similares e inclusive en agregaciones mixtas. Sin embargo, en las Islas del Canal, cuando la población de lobos

marinos de Steller comenzó a decaer, la población de lobos marinos de California comenzó a incrementarse en una proporción muy similar, principalmente de individuos provenientes de colonias mexicanas. A pesar de que ambas especies tienen distintas preferencias de dieta (Bartholomew y Boolootian 1960), es evidente que la disminución de una especie permitió a la otra incrementarse, por lo que suponemos, que aun cuando pueden compartir un mismo sitio, puede existir competencia, sobre todo cuando establecen territorios reproductivos. En la Isla San Nicolas, frente a California, se llegó a observar un macho de lobo fino de Guadalupe defendiendo un territorio entre machos de lobo marino de California y copulando con hembras de esa especie (Riedman 1990), lo que podría evidenciar conflictos entre estas dos especies en zonas reproductivas.

A pesar de haber compartido una historia de explotación similar durante el siglo XIX y principios del XX (Hubbs 1956; Le Boeuf y Laws 1994), la recuperación de los lobos finos de Guadalupe y los elefantes marinos del norte ha sido dispar. Mientras los últimos cuentan actualmente con una población de alrededor de 179,000 individuos y una distribución que abarca California y el oeste de la Península de Baja California (Lowry *et al.* 2014), los lobos finos eran aproximadamente 20,000 en el año 2010 y su distribución se circunscribe a Isla Guadalupe e islas San Benito (García-Capitanachi 2011). Ambos tienen una tasa de reproducción de una cría al año y fueron declarados extintos en diversas ocasiones. Las poblaciones actuales, provienen de unos pocos individuos. Tampoco parece existir una limitante biogeográfica para esta disparidad, ya que los avistamientos de lobos finos en las islas del Canal, e inclusive en el norte de California, son frecuentes (Hanni *et al.* 1997).

Una posible explicación de la menor recuperación del lobo fino, es la similitud de nicho entre el lobo fino de Guadalupe y el lobo marino de California. Ambos otáridos tienen tamaños corporales similares (Antonelis y Fiscus 1980), la misma estrategia y temporada reproductiva (Orr y Helm 1989), dietas similares ($C_{mhf}=0.73$; Auriolles-Gamboa y Camacho-Ríos 2007; Pablo-Rodríguez *et al.* 2015; $C_{mhf}=0.9$), distribuciones que se traslapan (Arias Del Razo 2011) e inclusive, como se vio en los resultados del presente trabajo, preferencias de hábitat similares. Previo a su explotación comercial, se estima

que la distribución del lobo fino abarcaba desde Point Reyes en California hasta las islas Revillagigedo (Orr y Helm 1989), siendo probable que hubiera un traslapo importante en la distribución de ambas especies. Dado que el lobo marino de California sufrió una explotación a menor escala (Zavala-González y Mellink 2000), es posible que esto le confirió una ventaja competitiva que le permitió ocupar nuevos sitios dentro de las mismas islas donde ambas especies se distribuían. Los resultados de este trabajo indican que los lobos marinos de California muestran gran flexibilidad en sus preferencias de hábitat, al ocupar una gran diversidad de sitios de descanso. Al incrementarse la población de lobos finos en Isla Guadalupe y comenzar su dispersión, encontraron que los sitios que anteriormente ocupaban estaban ocupados por el lobo marino de California, disminuyendo así sus oportunidades de recolonización y, por ende, su crecimiento poblacional.

La recolonización que actualmente está ocurriendo en las islas San Benito (Maravilla-Chavez y Lowry 1999; Aurióles-Gamboa *et al.* 2010) representa una importante oportunidad de investigación. Es la segunda colonia más grande del lobo marino en el Pacífico mexicano (Milanés Salinas 2012), y la expansión del lobo fino en estas islas continúa año con año (Aurióles-Gamboa *et al.* 2010; Arias Del Razo 2011). Al parecer, en un principio los lobos finos comenzaron a utilizar sitios no ocupados por los lobos marinos (García-Aguilar *et al.* 2013), el crecimiento exponencial de la población de lobos finos, tanto en Isla Guadalupe como en las San Benito (Aurióles-Gamboa *et al.* 2010) pudo haber presionado a ambas especies a compartir el espacio, como se observa en los índices de traslapo espacial y los resultados de los modelos aditivos generalizados. Esto repercute en los sitios que utilizan para el descanso y reproducción, en su éxito reproductivo, y, como plantean Pablo-Rodríguez *et al.* (2015), a incrementar el traslapo en su dieta. Se recomienda continuar el monitoreo en las islas San Benito, con especial atención en las interacciones entre pinnípedos, al representar una oportunidad para observar un proceso de recolonización y posible competencia entre especies simpátricas.

Además de la explotación comercial de las cuatro especies de pinnípedos en siglos pasados, debe considerarse el papel que juegan actualmente las actividades humanas en su nicho y hábitat. Actualmente, las cuatro especies de pinnípedos en México cuentan con protección legal (SEMARNAT 2010), esto ha permitido a sus poblaciones recuperarse y aumentar su distribución desde la segunda mitad del siglo XX. Pero, la población humana en las zonas costeras ha ido en aumento en las últimas décadas, y se espera que en el 2020 el 75% de la población humana habite en las costas (DeMaster *et al.* 2001). Ello puede repercutir en las colonias de pinnípedos de tres maneras: de forma indirecta, a través de la contaminación del mar; de forma directa, en un aumento en el disturbio, y en la interacción con actividades pesqueras (Read 2008).

La Interacción entre pinnípedos y actividades pesqueras tiene varios componentes. Por un lado, las actividades pesqueras pueden ser un atrayente, al proveer a los animales de la posibilidad de obtener alimento de anzuelos, redes o encierros, con un menor gasto energético, pero también ser fuente de conflicto. En los últimos 50 años la producción pesquera mundial se cuadruplicó. En los recientes años esa tasa de crecimiento se ha reducido a cero, pero tres cuartas partes de los stocks pesqueros están sobrepescados o cerca de su límite (DeMaster *et al.* 2001). Aunado al crecimiento de las poblaciones de mamíferos marinos, los conflictos con los pescadores han aumentado, quienes perciben la interacción con estos animales como pérdidas económicas y de recursos, que de otra forma estarían disponibles para las pesquerías (Bowen y Lidgard 2013). Con ello, aumentan las demandas por implementar controles poblacionales en pinnípedos (Gales *et al.* 2003; Bowen y Lidgard 2013).

Los programas de cacería, como control poblacional, se han implementado en ocho especies de pinnípedos en distintos países desde fines del siglo XIX hasta la actualidad (Bowen y Lidgard 2013). Si bien las poblaciones cazadas han decaído en la mayoría de los casos, incluyendo dos extinciones locales (lobos marinos de Steller en la Columbia Británica y focas grises en la costa noreste de Islandia), no se ha encontrado un efecto positivo en la abundancia de presas (Bowen y Lidgard 2013). Las

consecuencias de la cacería en el hábitat, pueden ser el abandono de las colonias y hasta de las crías, como se ha observado en la foca gris (Summers y Harwood 1979).

Los conflictos entre pescadores y pinnípedos suelen clasificarse en ecológicos y operacionales (Lavigne 2003). En el conflicto ecológico, existe competencia entre pesquerías y pinnípedos por las mismas presas, causando pérdidas económicas en las pesquerías, pero siendo también una posible causa del declive de poblaciones de pinnípedos como es el caso del lobo marino de Steller (Loughlin y York 2000; NMFS 2000) y la foca monje de Hawái (Lavigne 1999). En las cooperativas del Pacífico frente a Baja California, las especies más pescadas (abulón, pepino de mar, caracol y langosta) no forman parte de la dieta habitual de los lobos marinos de California y la foca común, por lo que el conflicto ecológico entre estos pescadores y pinnípedos es bajo, siendo poco probable que pueda tener repercusiones sobre sus poblaciones, distribución y hábitat.

El segundo tipo de conflicto, los operacionales, ocurre cuando los pinnípedos consumen presas atrapadas en las artes de pesca, lo que deriva tanto en mortalidad de pinnípedos como en daños a los equipos y pérdida de producto para los pescadores (Lavigne 2003). Cuando los efectos de esta interacción repercuten negativamente en los pescadores, éstos suelen demandar controles poblacionales (Lavigne 2003). Del otro lado de la moneda, estos conflictos pueden aumentar la mortalidad de pinnípedos, al quedar atrapados en las redes o ingerir plomos o anzuelos.

En las islas alrededor de la península de Baja California los lobos marinos de California son la especie más enmallada, con porcentajes que van entre 0 y 2.24% en el centro-norte del Golfo de California (Zavala-González y Mellink 1997), hasta un 9% en el sur del golfo (Aurioles-Gamboa *et al.* 2003), en el Pacífico mexicano con porcentajes entre 0 y 0.9%. La relación entre la mortalidad asociada a la pesca y su uso de hábitat no es clara. Se ha descrito que la mortalidad asociada a la pesca puede tener repercusiones negativas en las poblaciones de pinnípedos (Shima *et al.* 2000). Con excepción de la Bahía de La Paz (Aurioles-Gamboa *et al.* 2003), alrededor de la

Península de Baja California este tipo de mortalidad parece ser baja, por lo que se podría esperar que no influya gravemente en sus poblaciones ni en los hábitats que ocupan.

Recapitulando en los resultados de este trabajo y la literatura, se puede asumir que actualmente los factores que más determinan la preferencia de hábitat de los pinnípedos en las islas del Pacífico de Baja California, son: la disponibilidad de un sustrato adecuado: plataformas rocosas, playas de canto rodado y de arena; la protección de los sitios al oleaje; la presencia y abundancia de otros pinnípedos en dichos sitios. En cambio, las actividades pesqueras de las cooperativas y la acuicultura en esta región parecen tener poco impacto sobre su uso y preferencias de hábitat.

4.1.2 Recomendaciones para la conservación de las poblaciones de pinnípedos en las costas insulares del Pacífico frente a Baja California.

Las derivaciones de este trabajo, llevan a recomendar que dentro de los programas de manejo de estas islas se contemple incluir en las áreas núcleo a los sitios con mayor abundancia de pinnípedos. Las playas de arena y canto rodado protegidas del oleaje, aunque actualmente no se encuentren ocupadas, pueden ser hábitats potenciales conformen crezcan las poblaciones de pinnípedos.

Las interacciones entre pescadores y pinnípedos, particularmente el lobo marino de California, si bien tienen un impacto menor tanto en los pinnípedos como en la economía de los pescadores en comparación con otras regiones del mundo, pueden incrementarse en el futuro conforme las poblaciones humanas aumenten en las zonas costeras. A nivel internacional, el desarrollo de políticas y estrategias de manejo para mitigar las interacciones entre mamíferos marinos y las pesquerías se ha vuelto una prioridad (Gales *et al.* 2003). Entre las soluciones tecnológicas que se implementan están las alarmas acústicas, usadas en pesquerías de Europa y Norteamérica (Kraus *et al.* 1997), aunque como se ha mencionado anteriormente no suelen ser muy efectivas (Hofman 1996), y las zonas de exclusión pesquera (Marsh *et al.* 2003). En Isla Natividad,

los pescadores mencionaron utilizar trampas para langosta de alambre más grueso y el uso de trampas señuelo para disminuir la interferencia de lobos marinos en esta actividad. En los cercos de acuicultura en Todos Santos, la colocación de estructuras de protección sobre la superficie también ayuda a disminuir drásticamente los conflictos con pinnípedos, según comentan los buzos responsables. Este método ha sido avalado en otras partes del mundo, como uno de los más efectivos para reducir la interferencia de pinnípedos en estructuras de acuicultura (Pemberton y Shaughnessy 1993).

Otro tipo de soluciones que se han implementado en otras regiones, son técnicas de hostigamiento, condicionamiento negativo, exclusión y recolocación (Lavigne 2003). Entre las técnicas de hostigamiento están las ya mencionadas alarmas acústicas y la reproducción de grabaciones de sonidos de depredadores (Wickens 1995). Entre las de condicionamiento negativo está usar peces tratados con cloruro de litio, esta droga provoca que las focas que lo ingieren se convulsionen y vomiten (Pemberton y Shaughnessy 1993). Cuando se identifica a los individuos responsables de conflictos con pesquerías, su captura y traslado a cautiverio, en algunos casos resulta exitoso (NOAA 1996). No obstante estas técnicas pueden tener efectos nocivos sobre la salud de las poblaciones de pinnípedos, por lo que su uso en esta región debería estudiarse con cuidado. La mejor estrategia, como plantea Lavigne (2003), es la planeación. Permitir que se instalen operaciones pesqueras en las inmediaciones de colonias de pinnípedos provocará conflictos que resultarán en mortalidad de animales y pérdidas económicas de los pescadores. Se recomienda que en futuras concesiones pesqueras en esta región, se considere la proximidad a las colonias de pinnípedos o sus zonas de alimentación y se evalúe el riesgo hacia estas o las actividades pesqueras.

En la implementación de soluciones tecnológicas es necesario mantener contacto con los pescadores, aprovechar su experiencia, valorar sus propuestas, informarles sobre la trascendencia de los depredadores, como los pinnípedos, en el ecosistema marino, para que comprendan la importancia de mantener sus poblaciones sanas. Todo ello contribuirá a una mejor relación entre pescadores, investigadores y autoridades

ambientales, para así poder colaborar en mejores soluciones que mitiguen las pérdidas económicas de los pescadores y la mortalidad de pinnípedos.

Literatura citada

- Akaike, H. (1973). Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. In: B. N. Petrov and F. Csaki (Eds.). *Second International Symposium on Information Theory*. (pp. 267-281).
- Alamán de Regules, R. (2014). *Hábitos alimentarios de la foca de Puerto, Phoca vitulina richardsi, en la Bahía Todos Santos, Baja California, México*. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Autónoma de Baja California. 79 p.
- Anthony, A. W. (1925). Expedition to Guadalupe Island, Mexico in 1922. The birds and mammals. *Proceeding of the California Academy of Sciences* 14:277-320.
- Antonelis, G. A. and C. H. Fiscus. (1980). The pinnipeds of the California current. *CalCOFI Rep.* XXI:68-70.
- Arias Del Razo, A. (2011). *Uso de hábitat por cuatro especies de pinnípedos en las islas al occidente de Baja California*. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. 126 p.
- Aurioles-Gamboa, D. and F. J. Camacho-Ríos. (2007). Diet and feeding overlap of two otariids, *Zalophus californianus* and *Arctocephalus townsendi*: Implications to survive environmental uncertainty. *Aquatic Mammals* 33(3):315.
- Aurioles-Gamboa, D., F. Elorriaga-Verplancken, and C. J. Hernández-Camacho. (2010). The current population status of Guadalupe fur seal (*Arctocephalus townsendi*) on the San Benito Islands, Mexico. *Marine Mammal Science* 26(2):402-408.
- Aurioles-Gamboa, D., F. García-Rodríguez, M. Ramírez-Rodríguez, and C. Hernández-Camacho. (2003). Interacción entre el lobo marino de California y la pesquería artesanal en la Bahía de La Paz, Golfo de California, México. *Ciencias Marinas* 29(3):357-370.
- Aurioles-Gamboa, D., P. L. Koch, and B. J. Le Boeuf. (2006). Differences in foraging location of mexican and California elephant seals: evidence from stable isotopes in pups. *Marine Mammal Science* 22(2):326-338.
- Bailey, K. M. and D. G. Ainley. (1982). The dynamics of California sea lion predation on Pacific hake. *Fisheries Research* 1:163-176.
- Baker, J. D. and M. J. Donohue. (2000). Ontogeny of swimming and diving in northern fur seal (*Callorhinus ursinus*) pups. *Canadian Journal of Zoology* 78(1):100-109.

- Ban, S. and A. W. Trites. (2007). Quantification of terrestrial haul-out and rookery characteristics of Steller sea lions. *Marine Mammal Science* 23(3):496-507.
- Baraff, L. S. and T. R. Loughlin. (2000). Trends and potential interactions between pinnipeds and fisheries of New England and the US West Coast. *Marine Fisheries Review* 62(4):1-39.
- Barlow, J., R. W. Baird, J. E. Heyning, K. Wynne, A. M. Manville, L. II, D. H. Lowry, J. Sease, and V. N. Burkanov. (1994). A review of cetacean and pinniped mortality in coastal fisheries along the west coast of the USA and Canada and the east coast of the Russian Federation. *Rep. Int. Whal. Commn, Special*:405-425.
- Barlow, J., R. L. Brownell Jr, D. P. DeMaster, K. A. Forney, M. S. Lowry, S. Osmeck, T. J. Ragen, R. R. Reeves, and R. J. Small. (1995). US Pacific marine mammal stock assessments. (162 pp.). La Jolla, California, U.S. Department of Commerce.
- Bartholomew, G. A. and R. A. Boolootian. (1960). Numbers and population structure of the pinnipeds on the California Channel Islands. *Journal of Mammalogy* 41(3):366-375.
- Bartholomew, G. A. and C. L. Hubbs. (1960). Population growth and seasonal movements of the northern elephant seal, *Mirounga angustirostris*. *Mammalia* 24:313-324.
- Beeson, M. J. and D. Hanan. (1996). An evaluation of pinniped-fishery interactions in California. *Report to the Pacific States Marine Fisheries Commission* 46.
- Belcher, R. L. and T. E. Lee. (2002). *Arctocephalus townsendi*. *Mammalian Species* 700:1-5.
- Belda, D. L. 2011. *Informe del proyecto PEACC Baja California Sur PESCA*. (32 pp.) La Paz, Baja California Sur, Mexico. Secretaria de Desarrollo Económico, Gobierno de Baja California Sur.
- Berta, A., J. L. Sumich, and K. M. Kovacs. (2015). *Marine Mammals: Evolutionary Biology*. 3rd edition. San Diego, California, Academic Press. 738 pp.
- Bjørge, A., T. Ekkby, and E. Bryant. (2002). Summer home range and habitat selection of harbor seal (*Phoca vitulina*) pups. *Marine Mammal Science* 18(2):438-454.

- Bonello, J. (2004). Certification of mexican lobster fishery is win for environment and lobster fishermen. World Wildlife Fund, Mexico City, Mexico. Recuperado el 9 de diciembre de 2015, de <http://www.worldwildlife.org/press-releases/certification-of-mexican-lobster-fishery-is-win-for-environment-and-lobster-fishermen>
- Bonner, N. (1982). *Seals and man: a study of interactions*. Seattle, University of Washington Press
- Bonnot, P. (1928). Report on the seals and sea lions of California. *Fish Bulletin* 14.
- Bowen, W. D. and D. Lidgard. (2013). Marine mammal culling programs: review of effects on predator and prey populations. *Mammal Review* 43(3):207-220.
- Bravo, E., G. Heckel, Y. Schramm, and R. Escobar-Fernández. (2005). Occurrence and distribution of marine mammal strandings in Todos Santos Bay, Baja California, Mexico, 1998-2001. *LAJAM* 4(1):15-25.
- Brown, E. G. and G. J. Pierce. (1997). Diet of harbour seals at Mousa, Shetland, during the third quarter of 1994. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 77(02):539-555.
- Burton, H. and J. Van Den Hoff. (2002). Humans and the southern elephant seal *Mirounga leonina*. *Australian Mammalogy* 24:127-139.
- Campagna, C. and M. Lewis. (1992). Growth and distribution of a southern elephant seal colony. *Marine Mammal Science* 8(4):387-396.
- Carretta, J. V., E. M. Oleson, D. W. Weller, A. R. Lang, K. Forney, J. Baker, M. M. Muto, B. Hanson, A. J. Orr, H. R. Huber, M. Lowry, J. Barlow, J. E. Moore, D. Lynch, L. Carswell, and R. L. Brownell Jr. (2015). U.S. Pacific marine mammal stock assessments: 2014. (414 pp.). La Jolla, California, U.S. Department of Commerce.
- Committee on Taxonomy. (2015). List of marine mammal species and subspecies The Society for Marine Mammalogy. Recuperado el 16 de enero de 2016, de <https://www.marinemammalscience.org/species-information/list-of-marine-mammal-species-subspecies/>
- CONAPESCA. (2013). *Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca Edición 2013*. Ciudad de México. 295 pp.
- Cronin, M. A., H. D. Gerritsen, and D. G. Reid. (2012). Evidence of low spatial overlap between grey seals and a specific whitefish fishery off the west coast of Ireland. *Biological Conservation* 150(1):136-142.

- Charnov, E. L. (1976). Optimal foraging, the marginal value theorem. *Theoretical Population Biology* 9(2):129-136.
- Chávez, E. A., M. Salgado-Rogel, and J. Palleiro-Nayar. (2011). Stock Assessment of the warty sea cucumber fishery (*Parastichopus parvimensis*) of NW Baja California. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports* 52:136-147.
- DeLong, R. L., G. A. Antonelis, C. W. Oliver, B. S. Stewart, M. C. Lowry, and P. K. Yochem. (1991). Effects of the 1982–83 El Niño on Several Population Parameters and Diet of California Sea Lions on the California Channel Islands. In: F. Trillmich and K. Ono (Eds.). *Pinnipeds and El Niño*. (pp. 166-172). Springer Berlin Heidelberg.
- DeMaster, D., D. Miller, J. Henderson, and J. Coe. (1985). Conflicts between marine mammals and fisheries off the coast of California. In: J. R. Beddington, R. J. H. Beverton, and D. M. Lavigne (Eds.). *Marine mammals and fisheries*. (pp. 111-118). Allen and Unwin.
- DeMaster, D. P., C. W. Fowler, S. L. Perry, and M. F. Richlen. (2001). Predation and Competition: The Impact of Fisheries on Marine-Mammal Populations Over the next one Hundred Years. *Journal of Mammalogy* 82(3):641-651.
- Demaster, D. P., D. Miller, D. Goodman, R. DeLong, and B. S. Stewart. Forty-seventh North American Wildlife and Natural Resources Conference, Portland, Oregon, 1982. Wildlife Management Institute.
- DOF. 1988. Decreto por el que se declara la Reserva de la biosfera "El Vizcaíno", ubicada en el Municipio de Mulegé, B. C. S. (Segunda Publicación). Ciudad de México, SEGOB, Diario Oficial De La Federacion.
- DOF. 2005a. Aviso mediante el cual se informa al público en general que están a su disposición los estudios realizados para justificar la expedición del Decreto por el que se pretende establecer como área natural protegida con el carácter de Area de Reserva de la Biosfera, la región conocida como Islas del Pacífico de Baja California, localizada en el Océano Pacífico, frente a las costas de la Península de Baja California. Ciudad de México, SEGOB, Diario Oficial De La Federacion.
- DOF. 2005b. Decreto por el que se declara área natural protegida con la categoría de reserva de la biosfera, la zona marina y terrestre que incluye a la Isla Guadalupe. Ciudad de México, SEGOB, Diario Oficial De La Federacion.
- Domeier, M. and N. Nasby-Lucas. (2007). Annual re-sightings of photographically identified white sharks (*Carcharodon carcharias*) at an eastern Pacific aggregation site (Guadalupe Island, Mexico). *Marine Biology* 150(5):977-984.

- Durazo, R., G. Gaxiola-Castro, B. Lavaniegos, R. Castro-Valdez, J. Gómez-Valdes, and A. D. S. Mascarenhas Jr. (2005). Condiciones oceanográficas frente a la costa occidental de Baja California, 2002-2003: Influencia de un El Niño débil y del incremento de agua subártica. *Ciencias Marinas* 31(3):537-552.
- Durazo Rodríguez, R. P. (2015). *Variación espacio-temporal de los hábitos alimentarios de la foca de puerto (Phoca vitulina richardii) en México*. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Autónoma de Baja California. 108 p.
- Elorriaga-Verplancken, F., L. Morales-Luna, X. G. Moreno-Sánchez, and I. Mendonza-Salas. (2013). 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. *Aquatic Mammals* 39(4):415-421.
- Ellison, A. M. (2004). Bayesian inference in ecology. *Ecology Letters* 7(6):509-520.
- Espinosa-Carreón, L. T. (2005). *Producción primaria en relación a procesos físicos de mesoescala en la región sur de la Corriente de California*. Tesis de Doctorado en Ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. 170 p.
- Espinosa de los Reyes-Ayala, M. G. (2007). *Variabilidad espacial de la dieta del lobo marino de California (Zalophus californianus californianus, Lesson 1828)*. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. 175 p.
- Fernández Martín, E. M. (2012). *Fenología de los nacimientos y de la muda de Phoca vitulina richardsi (Gray, 1864) en el Estero de Punta Banda, B.C., México*. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. 94 p.
- Fleischer, L. A. (1978). *The distribution, abundance and population characteristics of the Guadalupe fur seal, Arctocephalus townsendi (Merriam, 1897)*. Tesis de Maestría en Ciencias. University of Washington. 93 p.
- Fleischer, L. A. and F. Cervantes-Fonseca. (1990). Abundancia de lobos marinos (*Zalophus californianus*) en la región de Guaymas, Sonora, México y su impacto en la pesca ribereña. En: SEPESCA (Ed.). *Estudios sobre el lobo marino en el noroeste de México*. (pp. 41-59). Secretaria de Pesca.
- Franco-Ortiz, M. (2012). *Distribución y abundancia del elefante marino del norte, Mirounga angustirostris, en México*. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Autónoma de Baja California. 209 p.

- Fretwell, S. D. and H. L. Lucas. (1970). On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. *Acta Biotheoretica* 19:6-36.
- Gales, N., M. Hindell, and R. Kirkwood. (2003). *Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues*. (446 pp.). Collingwood, Australia, CSIRO.
- Gallo-Reynoso, J. P. (1994). *Factors affecting the population status of Guadalupe fur seal, *Arctocephalus townsendi* (Merriam, 1897), at Isla de Guadalupe, Baja California, Mexico*. Tesis de Doctorado en Ciencias. University of California. 221 p.
- Gallo-Reynoso, J. P. and D. Aurióles-Gamboa. (1984). Distribución y estado actual de la población de foca común (*Phoca vitulina richardsi* (Gray, 1864)), en la Península de Baja California, México. *Anales del Instituto de Biología, UNAM* 55:323-332.
- García-Aguilar, M. C. (2004). Breeding biology of the northern elephant seal (*Mirounga angustirostris*) at the Isla San Benito del Oeste, eastern Pacific, Mexico. *Aquatic Mammals* 30:289-295.
- García-Aguilar, M. C., D. Gutiérrez-García, and 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. *Aquatic Mammals* 39(1):54-60.
- García-Capitanachi, B. (2011). *Estado de la población del lobo fino de Guadalupe (*Arctocephalus townsendi*) en Isla Guadalupe e Islas San Benito*. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Autónoma de Baja California. 104 p.
- Goldstein, T., S. Johnson, A. Phillips, K. Hanni, D. Fauquier, and F. Gulland. (1999). Human-related injuries observed in live stranded pinnipeds along the central California coast 1986-1998. *Aquatic Mammals* 25(1):43-51.
- Goldsworthy, S. D. and B. Page. (2007). A risk-assessment approach to evaluating the significance of seal bycatch in two Australian fisheries. *Biological Conservation* 139(3-4):269-285.
- González-Suárez, M. and L. R. Gerber. (2008). Habitat preferences of California sea lions: implications for conservation. *Journal of Mammalogy* 89(6):1521-1529.
- Grinnell, J. (1917). Field Tests of Theories Concerning Distributional Control. *The American Naturalist* 51(602):115-128.

- Gruber, C. P. (2014). *Social, Economic, and Spatial Perceptions of Gray Seal (Halichoerus grypus) Interactions with Commercial Fisheries in Cape Cod, MA*. Tesis de Maestría en Ciencias. Duke University. p.
- Guisan, A., T. C. Edwards Jr, and T. Hastie. (2002). Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157(2–3):89-100.
- Gutiérrez Gálvez, P. C. (2015). *Causas de mortalidad en neonatos de lobo fino de Guadalupe Arctocephalus townsendi en isla Guadalupe, B.C., México: Temporada reproductiva 2013 y 2014*. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas - Instituto Politécnico Nacional. 88 p.
- Hall, L. S., P. R. Krausman, and M. L. Morrison. (1997). The Habitat Concept and a Plea for Standard Terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25(1):173-182.
- Hanni, K. D., D. J. Long, R. E. Jones, P. Pyle, and L. E. Morgan. (1997). Sightings and Strandings of Guadalupe Fur Seals in Central and Northern California, 1988–1995. *Journal of Mammalogy* 78(2):684-690.
- Hardin, G. (1968). The Tragedy of the Commons. *Science* 162(3859):1243-1248.
- Hayes, S., D. Costa, J. Harvey, and B. J. Le Boeuf. (2004). Aquatic mating strategies of the male pacific harbor seal (*Phoca vitulina richardii*): Are males defending the hotspot? *Marine Mammal Science* 20(3):639-656.
- Hernández-Camacho, C.J., D. Auriolos Gamboa, J.P. Gallo Reynoso and Y. Schramm Urrutia. (2016). Estado actual de la población de lobo marino de California en México. In *Proceedings of the XXXV Reunión Internacional para el Estudio de los Mamíferos Marinos* (pp. 44). SOMEMMA.
- Hernández-de-la-Torre, B., G. Gaxiola Castro, S. Alvarez Borrego, and R. Aguirre Gómez. (2007). Variabilidad interanual de la producción nueva (1970-2005) frente a Baja California en relación a la oscilación decadal del Pacífico. En: B. Hernández de la Torre and G. Gaxiola Castro (Eds.). *Carbono en Ecosistemas Acuáticos de México*. (pp. 319-334). Instituto Nacional de Ecología.
- Hernández-Montoya, J. C. (2009). *Distribución, abundancia y estructura alimentaria del lobo fino de Guadalupe (Arctocephalus townsendi) en Isla Guadalupe, México*. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. 95 p.

- Hindell, M. A. and H. R. Burton. (1988). Seasonal Haul-Out Patterns of the Southern Elephant Seal (*Mirounga leonina*), at Macquarie Island. *Journal of Mammalogy* 69(1):81-88.
- Hofman, R. J. Proceedings of a Workshop held in Seattle, Washington, 20-22 March 1996. U.S. Department of Commerce.
- Horn, H. S. (1966). Measurement of "overlap" in comparative ecological studies. *American naturalist* 100(914):419-424.
- Hubbs, C. (1956). Back from oblivion. Guadalupe fur seal: still a living species. *Pacific Discovery IX* (6):14-21.
- Huber, H. R., S. J. Jeffries, R. F. Brown, R. L. DeLong, and G. VanBlaricom. (2001). Correcting aerial counts of harbor seal (*Phoca vitulina richardsi*) in Washington and Oregon. *Marine Mammal Science* 17(2):276-293.
- Hutchinson, G. E. (1944). Limnological Studies in Connecticut. VII. A Critical Examination of the Supposed Relationship between Phytoplakton Periodicity and Chemical Changes in Lake Waters. *Ecology* 25(1):3-26.
- Hutchinson, G. E. (1957). Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22:415-427.
- INEGI. 2010. Censo de Población y Vivienda 2010. Ciudad de México.
- Kauppinen, T., A. Siira, and P. Suuronen. (2005). Temporal and regional patterns in seal-induced catch and gear damage in the coastal trap-net fishery in the northern Baltic Sea: effect of netting material on damage. *Fisheries Research* 73(1-2):99-109.
- Kellert, S. R. (1999). *American perceptions of marine mammals and their management*. (15 pp.). Washington, DC, Humane Society of the United States.
- Kershaw, S. and A. Cundy. (2000). *Oceanography: an earth science perspective*. (276 pp.) London, England, Stanley Thornes Ltd.
- Klimley, A. P., S. D. Anderson, P. Pyle, and R. Henderson. (1992). Spatio temporal patterns of white shark (*Carcharodon carcharias*) predation at the South Farallon Islands, California. *Copeia*: 1992(3):680-690
- Kovacs, K. M., C. Lydersen, and I. Gjertz. (1996). Birth-Site Characteristics and Prenatal Molting in Bearded Seals (*Erignathus barbatus*). *Journal of Mammalogy* 77(4):1085-1091.

- Kraus, S. D., A. J. Read, A. Solow, K. Baldwin, T. Spradlin, E. Anderson, and J. Williamson. (1997). Acoustic alarms reduce porpoise mortality. *Nature* 388(6642):525-525.
- Lamont, M. M., J. Vida, J. T. Harvey, S. Jeffries, R. Brown, H. H. Huber, R. DeLong, and W. K. Thomas. (1996). Genetic substructure of the Pacific harbor seal (*Phoca vitulina richardsi*) off Washington, Oregon, and California. *Marine Mammal Science* 12(3):402-413.
- Lavigne, D. (1999). The Hawaiian monk seal: management of an endangered species. In: J. R. Twiss and R. R. Reeves (Eds.). *Conservation and management of marine mammals*. (pp. 246-266). Smithsonian Institution.
- Lavigne, D. (2003). Marine mammals and fisheries: The role of science in the culling debate. In: N. Gales, M. A. Hindell, and R. Kirkwood (Eds.). *Marine mammals: fisheries, tourism and management issues*. (pp. 31-47). CSIRO Publishing.
- Le Boeuf, B. J. (1972). Sexual Behavior in the Northern Elephant Seal *Mirounga angustirostris*. *Behaviour* 41:1-26.
- Le Boeuf, B. J. (1974). Male-male Competition and Reproductive Success in Elephant Seals. *American Zoologist* 14(1):163-176.
- Le Boeuf, B. J., D. E. Crocker, D. P. Costa, S. B. Blackwell, P. M. Webb, and D. S. Houser. (2000). Foraging ecology of northern elephant seals *Ecological Monographs* 70(3):353-382.
- Le Boeuf, B. J. and R. M. Laws. (1994). *Elephant seals: Population ecology, behavior and physiology*. (414 pp.). Los Angeles, California, USA, University of California Press
- Levins, R. and J. Maynard Smith. (1976). The coevolution and stability of competing species. *American naturalist* 110:79-99.
- Loughlin, T. R. and A. E. York. (2000). An accounting of the sources of Steller sea lion, *Eumetopias jubatus*, mortality. *Marine Fisheries Review* 62(4):40-45.
- Lowry, M., P. Boveng, R. DeLong, C. Oliver, B. Stewart, H. DeAnda, and J. Barlow. (1992). Status of the California sea lion (*Zalophus californianus californianus*) population in 1992. Administrative Report. LJ-92_32. (32 pp.). La Jolla, California, Southwest Fisheries Science Center.

- Lowry, M. S., R. Condit, B. Hatfield, S. G. Allen, R. Berger, P. A. Morris, B. J. Le Boeuf, and J. Reiter. (2014). Abundance, distribution, and population growth of the northern elephant seal (*Mirounga angustirostris*) in the United States from 1991 to 2010. *Aquatic Mammals* 40(1):20.
- Lubinsky, D. (2010). *Estado actual de la foca común del Pacífico Oriental (Phoca vitulina richardsi), en México*. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Autónoma de Baja California. 128 p.
- Lunneryd, S. G. (2001). Fish preference by the harbour seal (*Phoca vitulina*), with implications for the control of damage to fishing gear. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 58(4):824-829.
- MacArthur, R. and R. Levins. (1964). Competition, habitat selection and character displacement in a patchy environment. *Proceeding National Academy of Science* 51(6):1207-1210.
- Maravilla-Chávez, M. O. and M. Lowry. (1996). Censos de pinnípedos en islas de la costa occidental de la Península de Baja California, México (Julio/Agosto, 1992). *Ciencia Pesquera* 13:73-77.
- Maravilla-Chavez, M. O. and M. S. Lowry. (1999). Incipient breeding colony of Guadalupe fur seals at Isla Benito del Oste, Baja California, Mexico. *Marine Mammal Science* 15(1):239-241.
- Maravilla-Chávez, M. O. and M. S. Lowry. (2006). Incipient breeding colony of Guadalupe fur seals at isla Benito del este, Baja California, Mexico. *Marine Mammal Science* 15(1):239-241.
- Marsh, H., P. Arnold, M. Freeman, D. Haynes, D. Laist, A. J. Read, J. Reynolds, and T. Kasuya. (2003). Strategies for conserving marine mammals. In: N. Gales, M. A. Hindell, and R. Kirkwood (Eds.). *Marine mammals: fisheries, tourism and management issues*. (pp. 1-19). CSIRO Publishing.
- McLaren, I. A. (1966). Taxonomy of harbor seals of the Western North Pacific and evolution of certain other hair seals. *Journal of Mammalogy* 47(3):466-473.
- Mellink, E. and 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, Mexico, 1998-1999. *Ciencias Marinas* 31(2).

- Milanés-Salinas, M. A. (2012). *Abundancia y distribución de sitios de crianza del lobo marino de California, *Zalophus californianus*, en el Pacífico mexicano*. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Autónoma de Baja California. 110 p.
- Miller, D. J., M. J. Herder, J. P. Scholl, and S. F. Center. (1983). *California marine mammal-fishery interaction study, 1979-1981*. La Jolla, California, National Marine Fisheries Service.
- Montgomery, R. A., J. M. Ver Hoef, and P. L. Boveng. (2007). Spatial modeling of haulout site use by harbor seals in Cook Inlet, Alaska. *Marine Ecology Progress Series* 341(257-264).
- Morisita, M. (1959). Measuring of interspecific association and similarity between communities. *Memoirs of the Faculty of Science, Kyushu University. Series E3*:65-80.
- NMFS. (2000). *Endangered species act –Section 7 consultation. Biological opinion and incidental take statement. Authorization of Bering Sea/Aleutian Islands groundfish fisheries based on the fishery management plan for the Bering Sea/Aleutian island groundfish; and authorization of gulf of Alaska groundfish fisheries based on the fishery management plan for groundfish of the Gulf of Alaska*. 92 pp.
- NMFS. (2014). *Fisheries of the United States, 2014*. Silver Spring, Maryland, NOAA. 134 pp.
- NOAA. (1996). *National Marine Fisheries Service OK's permanent home for Seattle's sea lions at Sea World in Florida*. Orlando, Florida, National Oceanic and Atmospheric Administration: Author. 1 pp.
- Nordstrom, C. A. (2002). Haul-out selection by Pacific harbor seals (*Phoca vitulina richardii*): isolation and perceived predation risk. *Marine Mammal Science* 18(1):194-205.
- Odell, K. D. (1975). Breeding biology of the California sea lion (*Zalophus californianus*). In: Raports et Procès-verbeaux des Réunions Conseil International pour l'Exploration de la Mer (pp. 374-378).
- Odell, K. D. (1981). California sea lion *Zalophus californianus* (Lesson, 1828). In: S. M. Ridgway and R. J. Harrison (Eds.). *Handbook of marine mammals* (pp. 67-97). Academic Press.
- Orr, R. T. and R. C. Helm. (1989). *Marine mammals of California*. (93 pp.). Berkeley, California, University of California Press

- Orr, R. T., J. Schonewald, and K. W. Kenyon. (1972). The California sea lion: skull growth and a comparison of two populations. *Proceeding of the California Academy of Sciences* 37(4):381-394.
- Pablo-Rodríguez, N., D. Aurióles-Gamboa, and J. L. Montero-Muñoz. (2015). Niche overlap and habitat use at distinct temporal scales among the California sea lions (*Zalophus californianus*) and Guadalupe fur seals (*Arctocephalus philippii townsendi*). *Marine Mammal Science*. doi: 10.1111/mms.12274
- Pauly, D. and J. Maclean. (2003). *In a Perfect Ocean: The State Of Fisheries And Ecosystems In The North Atlantic Ocean*. (175 pp.). Washington D.C., Island Press
- Pemberton, D. and P. D. Shaughnessy. (1993). Interaction between seals and marine fish-farms in Tasmania, and management of the problem. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems* 3(2):149-158.
- Peterson, R. S. and G. A. Bartholomew. (1967). The natural history and behavior of the California sea lion. *The American Society of Mammalogist Special publication*:79.
- Peterson, R. S., C. L. Hubbs, R. L. Gentry, and R. L. DeLong. (1968). The Guadalupe fur seal: habitat, behavior, population size and field identification. *Journal of Mammalogy* 49:665-675.
- Phillips, B., L. Bourillón, and M. Ramade-Villanueva. (2009). Case Study 2: The Baja California, Mexico, Lobster Fishery. In: T. Ward and B. Phillips (Eds.). *Seafood Ecolabelling: Principles and Practice*. (pp. 259-268). Wiley.
- Pierson, M. O. (1987). Breeding behavior of the Guadalupe fur seal, *Arctocephalus townsendi*. In: J. P. Croxall and R. L. Gentry (Eds.). *Status, Biology, and Ecology of fur seals*. (pp. 83-94). NMFS.
- Porras-Peters, H., D. Aurióles-Gamboa, V. H. Cruz-Escalona, and P. L. Koch. (2008). Trophic level and overlap of sea lions (*Zalophus californianus*) in the Gulf of California, Mexico. *Marine Mammal Science* 24(3):554-576.
- Raum-Suryan, K. L., L. A. Jemison, and K. W. Pitcher. (2009). Entanglement of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in marine debris: Identifying causes and finding solutions. *Marine Pollution Bulletin* 58(10):1487-1495.
- Read, A. J. (2008). The Looming Crisis: Interactions between Marine Mammals and Fisheries. *Journal of Mammalogy* 89(3):541-548.

- Read, A. J., P. Drinker, and S. Northridge. (2006). Bycatch of Marine Mammals in U.S. and Global Fisheries. *Conservation Biology* 20(1):163-169.
- Reeves, R. R., P. A. Folkens, and N. A. Society. (2002). *National Audubon Society guide to marine mammals of the world*. (527 pp.). New York, A.A. Knopf
- Reiter, J., K. J. Panken, and B. J. Le Boeuf. (1981). Female competition and reproductive success in northern elephant seals. *Animal Behaviour* 29:670-687.
- Riedman, M. (1990). *The Pinnipeds: Seals, Sea Lions, and Walruses*. (439 pp.). Berkeley, California, University of California Press
- Riemer, S. D. and R. Mikus. (2006). Aging fish otoliths recovered from Pacific harbor seal (*Phoca vitulina*) fecal samples. *Fishery Bulletin* 104(4):626-630.
- Robertson, K. L., C. W. Runcorn, J. K. Young, and L. R. Gerber. (2008). Spatial and temporal patterns of territory use of male California sea lions (*Zalophus californianus*) in the Gulf of California, Mexico. *Canadian Journal of Zoology* 86(4):237-244.
- Rodríguez, N. P. (2009). *Amplitud, nivel y superposición trófica de los pinnípedos de Islas San Benito B.C. México*. . Tesis de Maestría en Ciencias. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas - Instituto Politécnico Nacional. 87 p.
- Rosenzweig, M. L. First International Congress of Ecology, Wageningen, Netherlands, 1974, Centre for Agricultural Publishing and Documentation.
- Rosenzweig, M. L. (1979). Optimal habitat selection in two species competitive systems. In: U. Halbach and J. Jacobs (Eds.). *Population ecology*. (pp. 283-293). Gustav Fischer Verlag.
- Rosenzweig, M. L. (1981). A Theory of Habitat Selection. *Ecology* 62(2):327-335.
- Rossetto, M., F. Micheli, A. Saenz-Arroyo, J. A. E. Montes, G. A. De Leo, and M.-J. Rochet. (2015). No-take marine reserves can enhance population persistence and support the fishery of abalone. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72(10):1503-1517.
- Sáenz-Arroyo, A., L. Vázquez Vera, A. Lejbowicz, F. Micheli, G. De Leo, A. Greenley, M. Rossetto, A. Munguía-Vega, and A. Espinoza Montes. (2012). *Proyecto de reservas marinas Isla Natividad, BCS, México*. (47 pp.). La Paz, México, COBI

- SEMARNAT. (2000). *Programa de Manejo Complejo Insular del Espíritu Santo*. Ciudad de México, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 164 pp.
- SEMARNAT. (2010). *Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010), protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo. Segunda sección*. Ciudad de México, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Diario Oficial de la Federación.
- Sepúlveda, M., M. J. Pérez, W. Sielfeld, D. Oliva, L. R. Durán, L. Rodríguez, V. Araos, and M. Buscaglia. (2007). Operational interaction between South American sea lions *Otaria flavescens* and artisanal (small-scale) fishing in Chile: Results from interview surveys and on-board observations. *Fisheries Research* 83(2–3):332-340.
- Shester, G. G. and F. Micheli. (2011). Conservation challenges for small-scale fisheries: Bycatch and habitat impacts of traps and gillnets. *Biological Conservation* 144(5):1673-1681.
- Shima, M., A. B. Hollowed, and G. R. VanBlaricom. (2000). Response of Pinniped Populations to Directed Harvest, Climate Variability, and Commercial Fishery Activity: A Comparative Analysis. *Reviews in Fisheries Science* 8(2):89-124.
- Small, C. and R. J. Nicholls. (2003). A Global Analysis of Human Settlement in Coastal Zones. *Journal of Coastal Research* 19(3):584-599.
- Soberon, J. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2:1-10.
- Sosa-Nishizaki, O., D. Lluch, and S. Daume. (2011). *California Spiny Lobster Fishery Baja California, Mexico MSC Re-Certification*. (91 pp.). Emerville, California, Marine Stewardship Council.
- Soto-Mardones, L., A. Páres-Sierra, J. García, R. Durazo, and S. Hormozabal. (2004). Analysis of the mesoscale structure in the IMECOCAL region off Baja California from hydrographic ADCP and altimetry data. *Deep-Sea Research II* 51:785-798.
- Spence-Bailey, L. M., D. Verrier, and J. P. Y. Arnould. (2007). The physiological and behavioural development of diving in Australian fur seal (*Arctocephalus pusillus doriferus*) pups. *Journal of Comparative Physiology B* 177(4):483-494.

- Stevens, M. A. and 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*). *Journal of Zoology* 260(2):145-152.
- Stewart, B. S. and R. L. DeLong. (1995). Double Migrations of the Northern Elephant Seal, *Mirounga angustirostris*. *Journal of Mammalogy* 76(1):196-205.
- Stroud, R. K. and T. J. Roffe. (1979). Causes of death in marine mammals stranded along the Oregon coast. *Journal of Wildlife Diseases* 15(1):91-97.
- Sullivan, R. M. (1980). Seasonal occurrence and haul-out use in pinnipeds along Humboldt County, California. *Journal of Mammalogy* 61(4):754-760.
- Summers, C. F. and J. Harwood. (1979). The Grey seal 'problem' in the Outer Hebrides. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh Section B: Biological Sciences* 77:495-503.
- Szteren, D. and D. Aurióles-Gamboa. (2013). Elementos traza en hueso de *Zalophus californianus* en el golfo de California: Una evaluación comparativa de áreas potencialmente contaminadas. *Ciencias Marinas* 39(306-315).
- Szteren, D., D. Aurióles-Gamboa, and L. R. Gerber. (2006). Population status and trends of the California sea lion (*Zalophus californianus californianus*) in the Gulf of California, Mexico. In: *Sea Lions of the World. Alaska Sea Grant College Program, Lowell Wakefield Fisheries Symposium Series, Rhode Island* (pp. 369-403). University of Alaska.
- Thoburn, W. W. (1899). Report on an expedition in search of the fur seal of Guadalupe Island, lower California, June 1897. In: D. S. Jordan (Eds.). *The fur seal and fur seal islands of the north Pacific ocean, report of fur-seal investigations: 1896-1897*. (pp. 275-283). U.S. Government Printing Office.
- Thompson, P. M., B. Mackey, T. R. Barton, C. Duck, and J. R. A. Butler. (2007). Assessing the potential impact of salmon fisheries management on the conservation status of harbour seals (*Phoca vitulina*) in north-east Scotland. *Animal Conservation* 10:48-56.
- Thompson, P. M., D. Miller, R. Cooper, and P. S. Hammond. (1994). Changes in the Distribution and Activity of Female Harbour Seals During the Breeding Season: Implications for their Lactation Strategy and Mating Patterns. *Journal of Animal Ecology* 63(1):24-30.

- Trillmich, F. and D. Limberger. (1985). Drastic effects of El Niño on Galapagos pinnipeds. *Oecologia* 67(1):19-22.
- Trites, A. W. (1997). The role of pinnipeds in the ecosystem. In: G. Stone, J. Goebel, and S. Webster (Eds.). *Pinniped populations, eastern north Pacific: status, trends and issues*. (pp. 31-39). American Fisheries Society.
- Trumble, S. (1995). *Abundance, movements, dive behavior, food habits, and mother-pup interactions of harbor seals (Phoca vitulina richardsi) near Monterey Bay, California*. Tesis de Maestría en Ciencias. California State University Fresno. 100 p.
- Verts, B. J. and L. N. Carraway. (1998). *Land Mammals of Oregon*. (668 pp.). California, USA, University of California Press
- Weise, M. J. and J. T. Harvey. (2005). Impact of the California sea lion (*Zalophus californianus*) on salmon fisheries in Monterey Bay, California. *Fishery Bulletin* 103(4):685-696.
- White, F. N. and K. D. Odell. (1971). Thermoregulatory behavior of the northern elephant seal, *Mirounga angustirostris*. *Journal of Mammalogy* 52(4):758-774.
- Whittaker, R. J. and J. M. Fernandez-Palacios. (2007). *Island Biogeography: Ecology, Evolution, and Conservation*. (401 pp.). Oxford, Gran Bretaña, OUP Oxford
- Wickens, P. A. (1995). *A review of operational interactions between pinnipeds and fisheries*. (86 pp.). FAO Fisheries Technical Paper.
- Wolf, J., G. Kauermann, and F. Trillmich. (2005). Males in the shade: habitat use and sexual segregation in the Galápagos sea lion (*Zalophus californianus wollebaeki*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 59(2):293-302.
- Wolf, J. B. and F. Trillmich. (2007). Beyond habitat requirements: individual fine-scale site fidelity in a colony of the Galapagos sea lion (*Zalophus wollebaeki*) creates conditions for social structuring. *Oecologia* 152(3):553-567.
- Wright, B. A. (2007). *Alaska's Great White Sharks*. (112 pp.). Anchorage, AK., Bruce Wright
- Würsig, B. and G. A. Gailey. (2002). Marine mammals and aquaculture: conflicts and potential resolutions. In: R. R. Stickney and J. P. McVey (Eds.). *Responsible Marine Aquaculture*. (pp. 45-60). CABI Publishing.

Zavala-González, A. and E. Mellink. (1997). Entanglement of California sea lions, *Zalophus californianus californianus*, in fishing gear in the central-northern part of the Gulf of California, Mexico. *Fishery Bulletin* 95(1):180-184.

Zavala-González, A. and E. Mellink. (2000). Historical exploitation of the California sea lion, *Zalophus californianus*, in Mexico. *Marine Fisheries Review* 62(1):35-40.