TESIS DEFENDIDA POR

Alejandro Arias Del Razo

Y APROBADA POR EL SIGUIENTE COMITÉ

Dra. Gisela Heckel Dziendzielewski

Directora del Comité

Dr. Oscar Sosa Nishizaki

Miembro del Comité

Dr. Gilberto Gaxiola Castro

Miembro del Comité

M.C. Alejandro Hinojosa Corona

Miembro del Comité

Dr. Axayácatl Rocha Olivares

Coordinador del programa de posgrado en Ecología Marina

Dr. David Hilario Covarrubias Rosales

Director de Estudios de Posgrado

17 de febrero de 2011

CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA Y DE EDUCACIÓN SUPERIOR DE ENSENADA

PROGRAMA DE POSGRADO EN CIENCIAS EN ECOLOGÍA MARINA

Uso de hábitat por cuatro especies de pinnípedos en las islas al occidente de Baja California

TESIS

que para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de

MAESTRO EN CIENCIAS

Presenta:

ALEJANDRO ARIAS DEL RAZO

Ensenada Baja California, México, febrero de 2011

RESUMEN de la tesis de **Alejandro Arias del Razo,** presentada como requisito parcial para la obtención del grado de MAESTRO EN CIENCIAS en Ecología Marina. Ensenada, Baja California. Febrero de 2011.

Uso de hábitat por cuatro especies de pinnípedos en las islas al occidente de Baja California

Resumen aprobado por: _____

Dra. Gisela Heckel Dziendzielewski

Directora de Tesis

En la región occidental de la Península de Baja California, se distribuyen las cuatro especies de pinnípedos que existen en México: lobo marino de California, lobo fino de Guadalupe, elefante marino del norte y foca común. Con el objetivo de evaluar el uso de hábitat y distribución de cada especie, se realizaron expediciones a diez islas o complejos insulares de esta región durante el invierno y verano de 2009, a fin de coincidir con las temporadas reproductivas de cada especie. Desde embarcaciones menores se tomaron fotografías geo-referenciadas de la costa en cada isla. Se realizaron conteos para cada especie a partir del montaje de dichas fotografías y se generó un índice de abundancia relativa (número de individuos/100m de costa) que se combinó con información del hábitat (sustrato, pozas de marea, exposición al oleaje y batimetría de aguas adyacentes) en un sistema de información geográfica. De ahí se definieron los diferentes hábitats en las islas y se comparó la abundancia relativa de cada especie. Los resultados muestran que el lobo marino de California se puede clasificar como generalista, al ocupar casi la totalidad de hábitats disponibles dentro de su distribución en ambas temporadas. El lobo fino de Guadalupe seleccionó hábitats de plataforma y acantilado rocoso, protegidos del oleaje intenso durante verano e invierno, aunque también se encontró en sustratos de playa protegidos y acantilados expuestos durante la temporada reproductiva (Kruskal-Wallis, $p<0.01$). La foca común muestra una preferencia, durante la reproducción, por hábitats con playas de canto, protegidas del oleaje y cuyas aguas adyacentes son de profundidad intermedia. Su distribución cambia en el verano donde ocupa plataformas rocosas con y sin pozas de marea, playas de arena y canto, sin distinción por exposición al oleaje. Finalmente el elefante marino utilizó hábitats similares durante las dos temporadas: sustratos de playa, sin distinción por la exposición al oleaje, aunque con aguas adyacentes mayormente someras (≤10m; $p<0.01$). El mayor traslapo de hábitats y distribución se encontró entre los otáridos en las Islas San Benito. En menor medida también fue frecuente encontrar ocurrencia simultánea de lobo marino de California y elefante marino del norte.

Palabras Clave: pinnípedo, islas, hábitat, distribución, Pacífico Baja California

ABSTRACT of the thesis presented by **Alejandro Arias del Razo** as a partial requirement to obtain the MASTER OF SCIENCE degree in Marine Ecology. Ensenada, Baja California, México February 2011.

Habitat use by four species of pinnipeds on the islands west of Baja California

The four species of pinnipeds that exist in Mexico are distributed in the western region of the Baja California peninsula: California sea lion, Guadalupe fur seal, northern elephant seal and harbor seal. In order to assess habitat use and distribution of each species, we made expeditions to ten islands or island complexes in this region during winter and summer of 2009, to coincide with the breeding seasons of each species. From small boats, we took geo-referenced photographs of the coast for each island. Counts of all species were made from the assembly of these photographs, and we generated a relative abundance index (number of individuals/100m coast) and combined it with measurements of habitat features (substrate, tidal pools, wave exposure and bathymetry of adjacent waters) in a geographic information system. From this system, the different habitats were identified on the islands, and this allowed us to compare the relative abundance between habitats for each species. We found that the California sea lion can be classified as a generalist, occupying nearly all available habitats within its distribution in both seasons. The Guadalupe fur seal selected habitats with rocky platforms and cliffs, protected from strong waves during summer and winter, but also protected beaches and exposed cliffs during the breeding season (Kruskal-Wallis, $p < 0.01$). During the reproductive season, the common seal shows a preference for habitats with beaches, protected from waves and adjacent to waters of intermediate depth. In the summer the distribution changes, occupying rocky platforms with or without tide pools, sandy and pebble beaches, without distinction for wave exposure. Finally the elephant seal used similar habitats during the two seasons: beach substrates, irrespective of wave exposure, with mostly shallow waters (≤ 10m, $p<0.01$).The greatest overlap of habitats and distribution was found among the sea lions in San Benito Islands. To a lesser extent it was also common to find simultaneous occurrence of California sea lions with northern elephant seals.

Keywords: pinnipeds, island, habitat, distribution, Pacific Baja California

Dedicatoria

A mis padres que siempre me han apoyado y de quienes, gracias a su dedicación y estímulos, surgió mi amor por la ciencia.

Agradecimientos

A la Dra. Gisela Heckel por aceptarme como su estudiante y permitirme, junto con la Dra. Yolanda Schramm, participar en el proyecto “Lobos marinos y focas como centinelas del cambio global en ecosistemas vulnerables de la costa occidental e islas de la Península de Baja California”. Mi gratitud sincera es para ambas por la dedicación, orientación y apoyo que me han ofrecido a lo largo de dos años de trabajo y de inolvidables aventuras por cielo, mar y tierra.

Al Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada y al posgrado en Ecología Marina por aceptarme dentro del programa y darme la oportunidad de realizar aquí mis estudios de maestría.

A CONACYT por el apoyo económico recibido a través de la beca de maestría 267935.

A CICESE y el Departamento de biología de la conservación por la beca otorgada para terminar mi tesis.

A mis padres, Facundo y Blanca por sus consejos y observaciones, además de todo el apoyo y cariño que siempre me han dado.

A los miembros de mi comité de tesis: Dr. Oscar Sosa, Dr. Gilberto Gaxiola y M.C. Alejandro Hinojosa. Agradezco sus valiosas observaciones y comentarios que ayudaron a mejorar mi trabajo.

A todo el equipo Pinnípedos: Alejandra Báez, Ángeles Milanés, Bertha García, Concepción García, Denise Lubinsky, Ester Jiménez, Eulogio López, Filipo Galimberti, Mónica Franco y Simona Sanvito. Su ayuda fue invaluable y este trabajo no hubiera sido posible sin ellos.

A mis hermanas, Itzel y Rocio por sus revisiones, ayuda en general y sobre todo su cariño.

A los voluntarios: Alejandro Arriaga, Beatriz Paradela, Connie Guerra, Eva Pintado, Georgina Deulofeu, Juan Domingo, Jerónimo Ávila, Laura Tapia, Lauranne Gateau, Paulette Durazo, Sonia Español y Teresa Nuche. Les agradezco todo su tiempo, esfuerzo y dedicación que pusieron en ayudarme.

Al fondo SEMARNAT-CONACYT por el financiamiento para realizar este proyecto.

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.

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

Al Grupo de Ecología y Conservación de Islas, a todo su personal pero especialmente al M.C. Julio Hernández, agradezco todo el apoyo otorgado 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.

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

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.

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

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

A mis amigos, quienes no solo me han dado buenos momentos, si no también me han ayudado directa o indirectamente a realizar este trabajo.

Por último, pero no menos importante, a toda mi familia en México, en California, de ellos he recibido enorme apoyo y muestras de cariño, que son parte fundamental en mi vida y les agradezco mucho.

CONTENIDO

Página

Resumen ……..……. i

Abstract …….…… ii

Dedicatoria ……..…….. iii

Agradecimientos …….…… iv

Lista de figuras ……..……... x

Lista de tablas …….…… xii

I. Introducción ……..……. 1

II. Antecedentes

II.1 *Zalophus californianus*

II.1.1 Biología de la especie ……..……. 3

II.1.2 Estado de las poblaciones ……..…….. 4

II.1.3 Uso del hábitat ……..…….. 5

II.2 *Arctocephalus townsendi*

II.2.1 Biología de la especie ……..…..... 7

II.2.2 Estado de las poblaciones ……..…….. 9

II.2.3 Uso del hábitat ……..…….. 10

II.3 *Phoca vitulina richardsi*

II.3.1 Biología de la especie ……..…….. 11

II.3.2 Estado de las poblaciones ……..…….. 13

II.3.3 Uso del hábitat ……..…….. 15

II.4 *Mirounga angustirostris*

II.4.1 Biología de la especie ……..…….. 16

II.4.2 Estado de las poblaciones ……..…….. 17

II.4.3 Uso del hábitat ……..…….. 19

II.5 Uso compartido del hábitat ……..…… 20

III. Justificación ……..……... 23

IV. Objetivos

IV.1 Objetivo general ……..…… 24

IV.1 Objetivos particulares ……..…… 24

V. Hipótesis ……..……. 25

VI. Metodología ……..……..

VI.1 Área de estudio ……..…….. 26

VI.2 Trabajo de campo ……..…….. 32

VI.3 Análisis fotográfico ……..……. 33

VI.4 Análisis de hábitat ……..…….. 34

VI.4.1 Sustrato ……..…… 34

VI.4.2 Pozas de marea ……..…….. 35

VI.4.3 Exposición al oleaje ……..…… 36

VI.4.4 Batimetría ……..……. 36

VI.5 Sistemas de información geográfica ……..…….. 36

VI.6 Análisis estadístico ……..…… 38

VI.7 Uso compartido del hábitat …….…… 39

VII. Resultados

VII.1 Distribución

VII.1.1 *Zalophus californianus* ……..….. 40

VII.1.2 *Arctocephalus townsendi* …… 43

VII.1.3 *Phoca vitulina richardsi* ……..…. 44

VII.1.4 *Mirounga angustirostris* ……..… 46

VII.2 Hábitats ……..…….. 47

VII.3 Uso de hábitat

VII.3.1 *Zalophus californianus*

VII.3.1.1 Temporada reproductiva (verano) ……. 50

VII.3.1.2 Temporada no reproductiva (invierno) …….. 52

VII.3.2 *Arctocephalus townsendi*

VII.3.2.1 Temporada reproductiva (verano) ……. 54

VII.3.2.2 Temporada no reproductiva (invierno) …….. 56

VII.3.3 *Phoca vitulina richardsi*

VII.3.3.1 Temporada reproductiva (invierno) …… 58

VII.3.3.2 Temporada no reproductiva (verano) …… 60

VII.3.4 *Mirounga angustirostris*

VII.3.4.1 Temporada reproductiva (invierno) …… 62

VII.3.4.2 Temporada no reproductiva (verano) …… 64

VII.4 Uso compartido del hábitat …… 66

VIII. Discusión

VIII.1 *Zalophus californianus* …….. 68

VIII.2 *Arctocephalus townsendi* ……. 73

VIII.3 *Phoca vitulina richardsi* ……. 77

VIII.4 *Mirounga angustirostris* …… 81

VIII.5 Uso compartido del hábitat …….. 84

IX. Conclusiones …….. 89

X. Bibliografía ……... 91

Anexo 1: Mapas de distribución …… 109

Anexo 2: Pruebas *a posteriori* …… 125

LISTA DE FIGURAS

Figura		Página
1	Imagen satelital representando la temperatura superficial del mar (tsm) correspondientes al periodo del 28 al 30 de mayo de 2009.	7
2	Crecimiento de la población de lobo fino de Guadalupe en isla Guadalupe, con base en conteos de temporadas reproductivas entre 1955 y 1993.	10
3	Resumen de la historia conocida de las poblaciones de las tres especies de pinnípedos (*Zalophus californianus*, *Eumetopias jubatus* y *Mirounga angustirostris*) en las islas San Nicolas, Anacapa, Santa Barbara, Santa Rosa, Santa Cruz y San Miguel.	22
4	Mapa de la Península de Baja California y el océano Pacífico.	26
5	Abundancias relativas y su error estándar de hábitats utilizados por *Zalophus californianus* durante la temporada reproductiva en los meses de verano (julio-agosto de 2009).	50
6	Abundancias relativas y su error estándar de hábitats utilizados por *Zalophus californianus* durante la temporada no reproductiva en los meses de invierno (enero-marzo de 2009).	52
7	Abundancias relativas y su error estándar de hábitats utilizados por *Arctocephalus townsendi* durante la temporada reproductiva en los meses de verano (julio-agosto de 2009).	55
8	Abundancias relativas y su error estándar de hábitats utilizados por *Arctocephalus townsendi* durante la temporada no reproductiva en los meses de invierno (enero-marzo de 2009).	57
9	Abundancias relativas y su error estándar de hábitats utilizados por *Phoca vitulina richardsi* durante la temporada reproductiva en los meses de invierno (enero-marzo de 2009).	59
10	Abundancias relativas y su error estándar de hábitats utilizados por *Phoca vitulina richardsi* durante la temporada no reproductiva en los meses de verano (julio-agosto de 2009).	61
11	Abundancias relativas y su error estándar de hábitats utilizados por *Mirounga angustirostris* durante la temporada reproductiva en los meses de invierno (enero-marzo de 2009).	63

12	Abundancias relativas y su error estándar de hábitats utilizados por *Mirounga angustirostris* durante la temporada no reproductiva en los meses de verano (julio-agosto de 2009).	65
13	Mapa de la isla Coronados Norte.	111
14	Mapa de la porción sur del archipiélago Coronados.	112
15	Mapa del archipiélago Todos Santos.	113
16	Mapa de los islotes denominados Rocas de Punta Banda.	114
17	Mapa de la Isla San Martín.	115
18	Mapa de la Isla San Jerónimo.	116
19	Mapa de la Isla Guadalupe.	117
20	Mapa de la Isla San Benito Este.	118
21	Mapa de la Isla San Benito Centro.	119
22	Mapa de la Isla San Benito Oeste.	120
23	Mapa de la Isla Cedros.	121
24	Mapa de la Isla Natividad.	122
25	Mapa de la Isla San Roque.	123
26	Mapa de la Isla Asunción.	124

LISTA DE TABLAS

Figura		Página
I	Factores utilizados en la descripción y definición de los tipos de hábitats.	34
II	Lista de hábitats en el área de estudio.	48
III	Lista de hábitats ocupados por *Zalophus californianus* durante los meses de verano (julio-agosto 2009).	51
IV	Lista de hábitats ocupados por *Zalophus californianus* durante los meses de invierno (enero-marzo 2009).	53
V	Lista de hábitats ocupados por *Arctocephalus townsendi* durante los meses de verano (julio-agosto 2009).	55
VI	Lista de hábitats ocupados por *Arctocephalus townsendi* durante los meses de invierno (enero-marzo 2009).	57
VII	Lista de hábitats ocupados por *Phoca vitulina richardsi* durante los meses de invierno (enero-marzo 2009).	59
VIII	Lista de hábitats ocupados por *Phoca vitulina richardsi* durante los meses de verano (julio-agosto 2009).	61
IX	Lista de hábitats ocupados por *Mirounga angustirostris* durante los meses de invierno (enero-marzo 2009).	63
X	Lista de hábitats ocupados por *Mirounga angustirostris* durante los meses de verano (julio-agosto 2009).	65
XI	Porcentaje de fotografías que muestran más de una especie durante la estación de verano (julio-agosto 2009).	66
XII	Porcentaje de fotografías que muestran más de una especie durante la estación de invierno (enero-marzo 2009).	66
XIII	Pruebas pareadas de U de Mann-Whitney entre la abundancia relativa de hábitats utilizados por *Zalophus californianus* durante la temporada de invierno (enero, febrero y marzo) 2009.	125

XIV	Pruebas pareadas de U de Mann-Whitney entre la abundancia relativa de hábitats utilizados por *Arctocephalus townsendi* durante la temporada de verano (julio y agosto) 2009.	125
XV	Pruebas pareadas de U de Mann-Whitney entre la abundancia relativa de hábitats utilizados por *Arctocephalus townsendi* durante la temporada de invierno (enero, febrero y marzo) 2009.	126
XVI	Pruebas pareadas de U de Mann-Whitney entre la abundancia relativa de hábitats utilizados por *Phoca vitulina richardsi* durante la temporada de invierno (enero, febrero y marzo) 2009.	126
XVII	Pruebas pareadas de U de Mann-Whitney entre la abundancia relativa de hábitats utilizados por *Phoca vitulina richardsi* durante la temporada de verano (julio y agosto) 2009.	126
XVIII	Pruebas pareadas de U de Mann-Whitney entre la abundancia relativa de hábitats utilizados por *Mirounga angustirostris* durante la temporada de invierno (enero, febrero y marzo) 2009.	127
XIX	Pruebas pareadas de U de Mann-Whitney entre la abundancia relativa de hábitats utilizados por *Mirounga angustirostris* durante la temporada de verano (julio y agosto) 2009.	127

I. INTRODUCCIÓN

El occidente de la Península de Baja California es la única región de México donde se encuentran las cuatro especies de pinnípedos que habitan en nuestro país: el lobo marino de California (*Zalophus californianus*), la foca común del Pacífico oriental (*Phoca vitulina richardsi*), el lobo fino de Guadalupe (*Arctocephalus townsendi*) y la foca elefante o elefante marino del norte (*Mirounga angustirostris* (Le Boeuf y Bonnell, 1980). Los pinnípedos, son grandes depredadores de peces e invertebrados, y constituyen parte fundamental de los ecosistemas marinos, en donde su papel en el ecosistema es complejo e involucra la transferencia de nutrientes y energía, así como la regulación de la abundancia de otras especies. Lo anterior ocurre de manera particular según la especie, así como el hábitat y el ecosistema que ocupan (Trites, 1997).

El estado de las poblaciones de pinnípedos en esta región es diverso. La especie más abundante es el lobo marino de California con alrededor de 87,000 individuos tan solo en el Pacífico mexicano (Lowry y Maravilla-Chávez, 2005), y con la distribución más amplia (Maravilla-Chávez *et al*., 2006). Para la foca común y el elefante marino del norte, las islas de la Península de Baja California constituyen su distribución más sureña a lo largo de todo el Pacífico nororiental (Le Boeuf y Bonnell, 1980). En cuanto a efectos antropogénicos sobre las especies, los casos del lobo fino de Guadalupe y el elefante marino son similares, pues ambos fueron objeto de una fuerte explotación comercial que llevó a sus poblaciones al límite de la extinción a fines del siglo XIX (Hoelzel, 1999; Weber *et al*., 2004). Sin embargo, desde principios del siglo XX fueron protegidas y ambas especies se han ido recuperando, aunque es más notable la recuperación demográfica del elefante marino. El lobo fino de Guadalupe ha tenido una recuperación más lenta y actualmente se encuentra en dos islas, Guadalupe y San Benito (Maravilla-Chávez y Lowry, 1999).

El gobierno mexicano actualmente considera a todas estas especies en riesgo, de acuerdo a la NOM-059-ECOL-1994 (SEMARNAT, 1994), y están clasificadas en diferentes categorías: *Zalophus californianus* y *Phoca vitulina richardsi* bajo protección especial, *Mirounga angustirostris*, amenazada, y *Arctocephalus townsendi* como especie en peligro de extinción. De acuerdo al apartado 6.5 de dicha norma en aquellas islas donde existan actividades humanas de aprovechamiento (por ejemplo la pesca), se requieren planes de manejo adecuados para garantizar la salud de las poblaciones de pinnípedos que habitan dichas islas. Parte de la información necesaria para estos planes son el uso del hábitat y la distribución de las poblaciones existentes en el área. El tener un sistema robusto de información geográfica acerca de los sitios donde se encuentra cada especie, donde coexisten dos o más especies y aquellos donde no se encuentra ninguna, permite tomar mejores decisiones de manejo y conservación sobre cada área en particular.

Para evaluar el uso de los distintos hábitats en una especie se han considerado las variaciones en la abundancia relativa entre éstos (Wolf *et al*., 2005), donde se espera que una mayor concentración de animales implique una preferencia por las características que conforman dicho hábitat. El presente estudio analizó, por primera vez, con base en sus abundancias relativas, durante las temporadas reproductivas y no reproductivas, el uso del hábitat de las cuatro especies de pinnípedos en todas las colonias insulares al occidente de la península de Baja California.

II. ANTECEDENTES

II.1. *Zalophus californianus*

II.1.1 Biología de la especie

El lobo marino de California es una de las tres especies del género *Zalophus* junto con *Z. wollebaeki* y *Z. japonicus*, esta última ya extinta. Se trata de un otárido, cuya distribución abarca de la Columbia Británica en Canadá al norte hasta Mazatlán y las islas Marías en México al sur, así como el Golfo de California (Peterson y Bartholomew, 1967). Sin embargo, la distribución de las colonias reproductivas es más restringida, ya que se encuentran desde la isla San Miguel en California, continúan hacia el sur a lo largo de California y Baja California, así como el Golfo de California, México (Odell, 1981; Peterson y Bartholomew, 1967).

Esta especie muestra un alto grado de dimorfismo sexual entre los individuos adultos, donde los machos son considerablemente más grandes que las hembras. Los machos en promedio alcanzan los 224 cm de longitud y un peso de 392 kg, mientras que las hembras suelen medir alrededor de 174 cm y pesar 110 kg (Odell, 1981). Esta diferencia inclusive ha sido notada en crías al momento de nacer, donde los machos son unos centímetros mayores que las hembras (Luque y Aurioles-Gamboa, 2001). Existen variaciones en el color del pelaje, los machos adultos suelen tener un tono café oscuro a negro, mientras que las hembras adultas y los juveniles poseen un tono más claro. Las crías tienen el pelo oscuro (Odell, 1981).

El sistema de apareamiento es la poliginia, donde los machos adultos 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). Las hembras se mueven dentro y entre estos territorios con cierta libertad. Paren a sus crías al comienzo de la temporada

de manera sincronizada con el resto de las hembras. Después del parto permanecen en tierra por alrededor de 5 días para posteriormente comenzar ciclos de viajes de alimentación y lactancia en tierra (Peterson y Bartholomew, 1967). Posterior al parto, las hembras son receptivas y comienzan las cópulas con los machos territoriales. La gestación no ocurre inmediatamente, existe un retardo de dos meses a fin de sincronizar los partos. Al concluir la temporada reproductiva, las hembras permanecen en la colonia durante el resto del año, alternando viajes de alimentación con el amamantamiento de su cría. Los territorios de los machos se disuelven y algunos se desplazan a sitios de alimentación (Peterson y Bartholomew, 1967; Orr *et al*., 1972).

II.1.2. Estado de las poblaciones

Las poblaciones del lobo marino de California se han dividido en tres stocks: Estados Unidos que incluye los animales de Canadá, occidente de la Península de Baja California; por último, Golfo de California (Lowry *et al*., 1992; Szteren *et al*., 2006). En 1983 la población total se estimó en 145,000 animales, de los cuales 83,000 pertenecían a la porción mexicana, divididos entre el stock del golfo (20,000) y las islas del Pacífico (63,000), con una producción anual de crías de 7,000 para el Golfo y 29,000 para el Pacífico mexicano (Le Boeuf *et al*., 1983). Para 2005 el stock de Estados Unidos contaba con una población mínima de 141,842 animales, y se estima que ha llegado a la capacidad de carga del sistema con una producción neta máxima de 46,800 crías al año (Carretta *et al*., 2007). Actualmente el stock del Pacífico mexicano está estimado en 75,000-87,000 animales (Lowry y Maravilla-Chávez, 2005).

Para 2004, Szteren y colaboradores (2006) contaron un total de 17,484 animales incluyendo 4,299 crías dentro del Golfo de California, aunque al usar un factor de corrección del 50% para las crías y de 23 y 54% para las hembras

adultas, calcularon que la población estimada oscila entre 24,062 y 31,159 individuos.

Schramm *et al*. (2009) analizaron la filogeografía del lobo marino de California mediante ADN mitocondrial, a lo largo de su distribución. Encontraron que existía una mayor diversidad de haplotipos en el Golfo de California que en el Pacífico, a pesar de tener menor población. Es decir que existe una mayor diversidad genética en el Golfo que en el Pacífico. Esto pudiese ser consecuencia de la drástica disminución de las poblaciones del Pacífico a principios del siglo XX debido a una fuerte explotación comercial (Heath, 2002), aunado a una mayor estabilidad en el Golfo de California (Hernández-Camacho *et al*., 2008) en comparación con las poblaciones del Pacífico, más propensas al impacto de eventos naturales como El Niño. Con base en las diferencias genéticas, Schramm *et al.* (2009) pudieron dividir la distribución de la especie en cinco poblaciones distintivas: Pacífico templado (San Miguel, San Nicolás y Coronados), Pacífico subtropical (desde Todos Santos hasta Santa Margarita), Golfo sur (Los Islotes), Golfo central (San Esteban y Ángel de la Guarda) y Golfo norte (que incluye Granito, Lobos y San Jorge).

II.1.3. Uso del hábitat

González-Suárez y Gerber (2008) analizaron las preferencias de hábitat del lobo marino de California en las islas del Golfo de California, tanto las usadas como sitios de reproducción, como las de descanso y las vacías. Consideraron las variables fisiográficas: color del sustrato, curvatura de la línea de costa, orientación geográfica, número de pozas (cuencas de roca donde se acumula agua al descender la marea), porcentaje de superficie apta para el descanso, el tipo de sustrato clasificado de acuerdo al tamaño de las partículas, porcentaje de área sombreada e inclinación del terreno. Encontraron una relación entre las

variables analizadas y la ocupación de los sitios. Las variables más relevantes fueron color y tipo de sustrato, y curvatura de la línea de costa.

De acuerdo a este trabajo, los lobos marinos del Golfo de California prefieren hábitats caracterizados por grandes rocas, sustratos de color claro y líneas de costa convexas. La importancia de estas variables puede ser explicada por la necesidad de termorregulación de los animales, ya que en el Golfo de California, las temperaturas ambientales pueden llegar hasta los 44ºC (SEMARNAT, 2000), especialmente durante la época de reproducción en verano. Es por ello que los lobos marinos buscan sitios con buena protección térmica, tal como concluyeron en un estudio previo Aurioles-Gamboa y Zavala-González (1994). Estos últimos autores además señalaron que el tipo de hábitat disponible no determina la distribución del lobo marino de California en el Golfo de California.

En cambio, la presencia de grandes cardúmenes de sus presas habituales (sardina, anchoveta, macarela y merluza) sí coincide con la abundancia de la población. También encontraron una preferencia por islas pequeñas (<3 km de largo), presumiblemente para evitar islas con depredadores y privilegiar la intercomunicación para la reproducción. De la misma forma las islas pequeñas pueden producir una ventaja selectiva en el apareamiento, al favorecer una mayor proporción de hembras por cada macho dado el espacio limitado para establecer territorios reproductivos (Aurioles-Gamboa y Zavala-González, 1994).

En el caso del Pacífico, las islas están expuestas directamente al océano por lo que el oleaje es más intenso que en el Golfo de California (INAPESCA, 2008). El Golfo de California es una zona protegida de las corrientes del Pacífico por la Península de Baja California, por lo que resulta en oleajes de poca intensidad, y baja tasa de mortalidad de crías provocada por el oleaje (González-Suárez y Gerber, 2008).

Las temperaturas superficiales del mar (TSM) en verano también son considerablemente distintas, como se observa en la Figura 1, la temperatura en

Golfo de California puede estar alrededor de los 29º C mientras que en el Pacífico el agua se encuentra mucho más fría a unos 15° C (NASA, 2010). Esto puede repercutir en la importancia que la termorregulación para el lobo marino de California en el Pacífico.

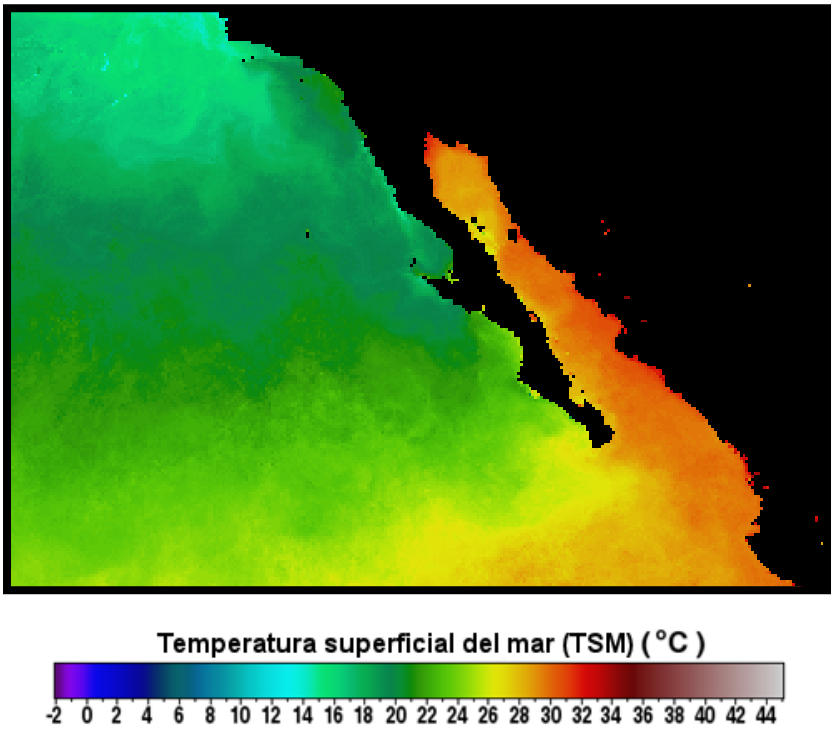


Figura 1. Imagen satelital representando la temperatura superficial del mar (TSM) correspondientes al periodo del julio 2009. Se observa un gran contraste entre las temperaturas del Golfo de California y las aguas del océano Pacífico al oeste de Baja California. Fuente: NASA Ocean Color Web (NASA, 2010).

II.2. *Arctocephalus townsendi*

II.2.1. Biología de la especie

El lobo fino de Guadalupe, único miembro del género *Arctocephalus* del hemisferio norte, es un otárido de tamaño mediano, con un notable dimorfismo sexual (Belcher y Lee, 2002). Los machos subadultos miden en promedio 151 ± 5.6 cm, con un peso de 91.8 ± 8 kg. Los machos adultos alcanzan en promedio

219.2 ± 18.8 cm, mientras que las hembras tienen una longitud media de 148.2 ± 8 cm y una masa corporal media de 49.1 ± 5.7 kg (Gallo-Reynoso, 1994).

La evidencia paleontológica indica que anterior a su explotación comercial, es posible que la distribución haya abarcado desde las Islas del Canal (Channel Islands) en California hasta Isla Cedros Baja California, inclusive más extendida hasta las Islas Revillagigedo (Anthony, 1925). Actualmente las loberas de mayor tamaño se encuentran en Isla Guadalupe y las Islas San Benito, con avistamientos ocasionales en las islas de California, E.U.A. (Aurioles-Gamboa *et al*., 1999).

Su sistema de apareamiento es poligínico, similar al del lobo marino de California, en donde cada macho territorial mantiene en promedio 6 hembras en su territorio (Reeves *at al*., 2002). Los machos establecen sus territorios al arribar a las zonas de reproducción y típicamente se establecen en el mismo territorio que han 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. La fase de lactancia dura entre 9 y 11 meses. En este tiempo, las hembras tienen periodos de ayuno de entre 5 y 12 días, antes de realizar otro viaje para alimentarse (Belcher y Lee, 2002).

En Isla Guadalupe, el número de machos adultos se incrementa en el inicio de la temporada reproductiva (principios de junio), y arriban antes que las hembras adultas. Los machos subadultos pueden encontrarse a lo largo de todo el año en la isla, principalmente en primavera, a comienzos y finales de la temporada reproductiva; su abundancia tiene una relación inversa a la de los machos adultos. Las hembras adultas llegan entre fines de mayo y principios de junio. Durante el máximo de la temporada reproductiva pueden constituir el 35.7 ± 4.4 % de la población. Los juveniles pueden encontrarse en abundancia en zonas no reproductivas de la isla (Gallo-Reynoso, 1994).

II.2.2 Estado de las poblaciones

Durante los siglos XVIII y XIX las poblaciones de la mayoría de las especies de focas y otáridos se redujeron drásticamente a consecuencia de la fuerte explotación comercial de la que fueron objeto (Weber *et al*., 2004). Para fines del siglo XIX la mayoría de las especies de lobos finos se presumían extintas (Weber *et al*., 2004). Entre el siglo XVIII y mediados del siglo XIX al menos 52,000 lobos finos de Guadalupe fueron cazados. Los últimos animales cazados se reportaron a fines del siglo XIX (Townsend, 1931). Para 1916 la especie se creía extinta, hasta que fue descubierto un pequeño grupo reproductivo en 1928 en Isla Guadalupe (Townsend, 1928). Sin embargo, la presión ejercida por zoológicos y coleccionistas que deseaban un ejemplar nuevamente llevó a la extinción de ese grupo y por ende se supuso nuevamente la extinción de la especie (Bartholomew, 1950).

En 1949 se avistó un macho solitario en la isla de San Nicolás, California (Bartholomew, 1950). Posteriormente fue descubierto un grupo reproductivo en Isla Guadalupe en 1954, que desde entonces ha estado creciendo de forma exponencial (tasa intrínseca de crecimiento, r=13.7%, Gallo-Reynoso, 1994; Figura 2). Para 1993, Gallo-Reynoso (1994) describe que el crecimiento de la población ocurría en toda la isla y aún existía espacio para más individuos, la capacidad de carga no había sido alcanzada, y estimó una población de 7,400 individuos. Sin embargo, tras el paso del huracán "Darby" de 1992 la población mostró una re-distribución, concentrándose en la costa central de la isla. Durante la temporada reproductiva de 1993 la densidad poblacional reportada fue de 0.013 hembras/m^2 (Gallo-Reynoso, 1994), muy baja comparada con las reportadas para otras especies del género *Arctocephalus* (*A. gazella*: 1.5 hembras/m^2; McCann y Doidge, 1987).

En 1997 se descubrió otra pequeña colonia reproductiva que se estableció en la Isla San Benito Este (Maravilla-Chávez y Lowry, 1999). Adicionalmente se

tienen registros de individuos solitarios en otras islas, como es el caso de las Islas del Canal en California, donde se han contabilizado 43 avistamientos entre 1969 y 1986, principalmente de adultos y juveniles machos en el verano (Stewart *et al*., 1993). Estos últimos autores esperaban que en los próximos años estas islas pudieran volver a ser colonizadas por el lobo fino de Guadalupe.

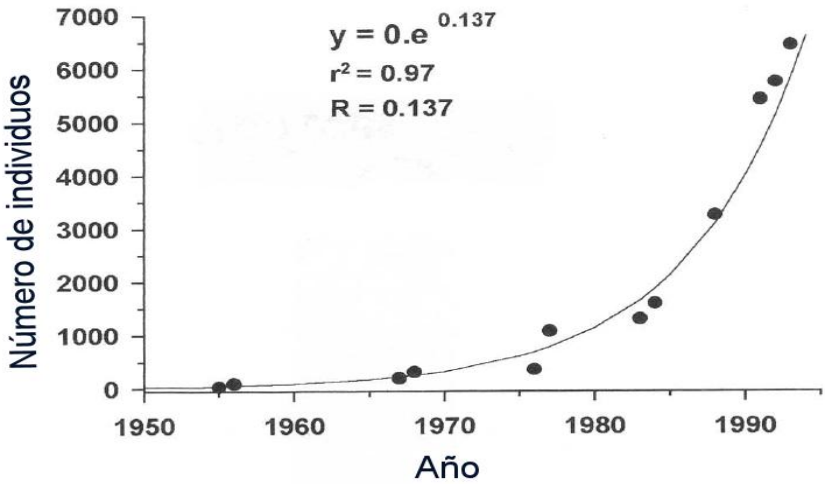


Figura 2. Crecimiento de la población del lobo fino de Guadalupe en Isla Guadalupe, con base en conteos de temporadas reproductivas entre 1955 y 1993. R= tasa intrínseca de crecimiento (tomado de Gallo-Reynoso, 1994).

II.2.3. Uso del hábitat

Descripciones preliminares de la especie concluyeron que su comportamiento estaba influenciado por la temperatura ambiental y la exposición a la luz solar directa, lo cual provoca que los animales se refugien en la sombra de grandes rocas o dentro de cuevas con salida al mar (Peterson *et al*., 1968). Las características del terreno como son las rocas, cuevas, pozas y grietas también son importantes, ya que funcionan como fronteras naturales entre territorios reproductivos (Pierson, 1987). En estos territorios es fundamental contar con una salida al mar y preferentemente con pozas de marea. La sombra también

contribuye a concentrar a las hembras dentro de un territorio. Las características del medio pueden proveer una disminución en los costos asociados con la termorregulación, lo que puede otorgar una ventaja importante durante la reproducción (Gallo-Reynoso, 1994). También se ha descrito que suele segregarse de otras especies y exhibe una fuerte fidelidad al sitio (Peterson *et al*., 1968).

Gallo-Reynoso (1994) documentó los viajes de alimentación de las hembras con grabadores de tiempo y profundidad. Encontró que la distancia media a la que se alimentaban era de 2,375.3 ± 1,389.2 km (intervalo: 704-4092, n=7), con una duración de 14 ± 8.2 días (rango: 4-24) y a una profundidad promedio de 16.9 ± 10.3 m (intervalo: 3-82).

En las islas San Benito, Gutiérrez-García (2009) realizó un estudio comparativo del uso de hábitat terrestre entre el lobo marino de California y el lobo fino de Guadalupe. Reportó que ninguna de las dos especies presentaba preferencias por un tipo de hábitat específico, aunque considera que el lobo fino es más selectivo al encontrarlo en el 50% de los hábitats, comparado con el 80% en el lobo marino. La autora consideró que las características más relevantes en los hábitats que analizó fueron la exposición a vientos dominantes del nornordeste, la pendiente de la playa, la presencia de pozas de marea y brisa, y el tipo de sustrato.

II.3. *Phoca vitulina richardsi*

II.3.1. Biología de la especie

La foca común o foca de puerto (*Phoca vitulina*) tiene una amplia distribución a lo largo de las costas del Pacífico norte y el Atlántico norte. Se ha clasificado en 5 subespecies con base en su distribución geográfica y diferencias craneométricas (McLaren, 1966). La subespecie *Phoca vitulina richardsi* (Gray

1864) o foca común del Pacífico oriental se distribuye desde las Islas Aleutianas hasta la mitad de la Península de Baja California (Gallo-Reynoso y Aurioles-Gamboa, 1984). Esta especie forma parte de la familia Phocidae, se trata del pinnípedo más pequeño de la región (Antonelis y Fiscus, 1980). No existe un dimorfismo sexual marcado, aunque los machos suelen ser un poco más grandes (190 cm) y pesados (170 kg) que las hembras (170 cm y 130 kg; Reeves *et al*., 2002).

La coloración varía entre blanco y negro, con un gradiente de patrones moteados entre ellos. Se ha encontrado que existe una variación latitudinal en la coloración, siendo más abundantes las tonalidades claras en latitudes altas y las oscuras al sur de su distribución (Reeves *et al*., 2002). Esto podría ser resultado de una ventaja adaptativa al camuflarse mejor en entornos de nieve o hielo y de rocas oscuras respectivamente. Las aletas son pequeñas y completamente cubiertas por pelo. Las crías nacen con un pelaje similar al de los adultos (Antonelis y Fiscus, 1980).

La reproducción en esta especie es considerada monógama serial (Reeves *et al*., 2002) o poliginia de nivel bajo (Berta *et al*., 2006). Los machos se aparean con una o pocas hembras a lo largo de la temporada reproductiva. Existe un cortejo en el que los machos realizan exhibiciones y vocalizaciones para atraer a las hembras, quienes aceptan o rechazan al macho (Hanggi y Schusterman, 1994). La cópula se realiza con mayor frecuencia en el agua (Allen, 1985), pero el parto es terrestre (Berta *et al*., 2006). Existe una variación latitudinal en la temporada reproductiva, el periodo de partos comienza en febrero en Baja California (Gallo-Reynoso y Aurioles-Gamboa, 1984), marzo en California (Hayes *et al*., 2004), abril en Oregón y mayo en Washington (Huber *et al*., 2001).

Se describen como depredadores oportunistas con una amplia variedad de especies de peces e invertebrados en su dieta, entre los que figuran la merluza, el abadejo, arenque, salmón y varias especies de calamares, pulpos, crustáceos y

bivalvos. Se cree que se alimentan por las tardes, aunque los movimientos de marea también están relacionados con su actividad en el agua (Antonelis y Fiscus, 1980).

II.3.2. Estado de las poblaciones

Al igual que otros pinnípedos en la región, esta especie también fue objeto de caza comercial durante el siglo XIX. Se estima que únicamente sobrevivieron unos pocos cientos de individuos en algunas zonas aisladas de la costa californiana (Bonnot, 1928), aunque se carece de información respecto su cacería en México, a diferencia otros pinnípedos del país, no se reconoce un cuello de botella poblacional en esta subespecie (Lamont, 2002). Fue hasta la última mitad del siglo XX que la población comenzó a recuperarse a un ritmo acelerado (Barlow *et al*., 1995). Actualmente sólo se permite la caza de subsistencia en algunas zonas de Alaska (Pitcher, 1990).

A nivel mundial se estima que existen entre 350,000 y 500,000 individuos de *Phoca vitulina* (Thompson y Härkönen, 2009). Para la subespecie *P.v. richardsi* en Alaska, Boveng *et al*. (2002) contabilizaron un total de 16,335 focas, aunque al aplicar un factor de corrección obtuvieron un estimado de 35,981 individuos. En el estado de California en el año 2002, por medio de censos aéreos se hallaron 467 colonias con un total de 21,574 focas (Lowry y Carretta, 2003). En contraste, Mate (1977) realizó un conteo aéreo en el verano de 1976 desde la Columbia Británica hasta Baja California en México, donde reportó un total de 7,517 individuos, un tercio del conteo de Lowry y Carretta (2003) para California.

En la Península de Baja California se han realizado pocos estudios para esta especie. Maravilla-Chávez y Lowry (1996) encontraron 345 focas en diez islas al occidente de la península entre julio y agosto de 1992. Aunque años antes Gallo-Reynoso y Aurioles-Gamboa (1984) recopilaron información de las Islas

Coronados, Todos Santos, San Martín, San Jerónimo, Cedros y Natividad, de acuerdo a la información recabada reportaron un total de 475 individuos durante 1980, 594 en 1976 y 582 en 1975.

Existen evidencias que al menos las colonias asentadas en Isla de Cedros tienen menos de 60 años de antigüedad. En el invierno de 1950 una expedición científica en busca de pinnípedos visitó las islas Guadalupe, San Benito y Cedros, reportaron que no tuvieron avistamientos de foca común (Bartholomew y Hubbs, 1952). En Isla San Roque se tiene registros desde 1922 (Anthony, 1925). No obstante, su distribución no es exclusiva de las islas, como señala Lubinsky (2010), existen diversas colonias a lo largo de la costa de la península, principalmente en la región entre Punta Eugenia y Punta Banda.

Brown *et al*, (2005) señalan que diversos estudios en la costa sur y central de California indican que muchas de estas poblaciones han tenido un crecimiento denso-dependiente e inclusive han alcanzado la capacidad de carga del sitio. Esto podría propiciar la colonización de nuevos lugares, muestra de esto puede ser el reporte de Chávez-Rosales y Gardner (1999) quienes encontraron tres crías de foca común en Bahía Magdalena durante la primavera de 1998, muy al sur de la distribución regular de la especie. Reportes similares existen en toda la región sur de Baja California Sur y dentro del Golfo de California, como el de una cría en Los Islotes, B.C.S. (Gallo-Reynoso y Aurioles-Gamboa, 1984).

En 2008-2009 por medio de conteos desde embarcaciones en las islas de la región y un sobrevuelo de la costa, se estimó la abundancia absoluta en la Península de Baja California en 6,166±617 individuos (Lubinsky, 2010). Dicho conteo, el más completo en fechas cercanas, arroja una cifra muy superior a las estimaciones hechas en décadas pasadas. Esto podría atribuirse a un crecimiento significativo de la población y a un método de búsqueda más exhaustivo.

II.3.3. Uso del hábitat

Normalmente la literatura ha catalogado a esta especie como no migratoria. Residiendo permanentemente en sus áreas de agrupación y realizando únicamente movimientos locales asociados al forrajeo y la reproducción (Reeves *et al*., 2002; Nowak, 2003). No obstante, dado la extensión y diversidad de ambientes en que ocurre su distribución, este comportamiento puede ser sólo aplicable a algunas de las poblaciones. Recientemente, se ha reconocido que también existen diversos movimientos como migraciones, dispersión juvenil, cambios estacionales y relacionados a la reproducción, así como en respuesta a disturbios ocasionales o crónicos (Burns, 2009).

Tienen preferencia por sitios de 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, es común encontrar colonias de focas en la costa de la Península de Baja California (Lubinsky 2010). Buscan playas aisladas, zonas de intermareal rocoso o bancos de arena en bahías y estuarios (Antonelis y Fiscus, 1980).

Montgomery *et al*. (2007) analizaron el uso de hábitat en la localidad de Cook Inlet, Alaska. Realizaron ocho muestreos en distintos meses y elaboraron una base de datos de SIG describiendo la batimetría, el tipo de lecho marino, la proximidad a fuentes de disturbio antropogénico, disponibilidad de presas, la exposición al oleaje y el tipo de sustrato. Por medio de análisis de regresión espacial concluyeron que las focas seleccionan sitios con base en la abundancia de presas, con sustratos de roca y cercanos a aguas profundas.

Bjørge *et al*. (2002) utilizaron radio telemetría VHF para medir el uso de hábitat de crías de foca común en la costa central de Noruega. Encontraron que el ámbito hogareño era de alrededor de 10.4 km^2, aunque el núcleo promedio sólo abarcaba 1.2 km^2. Las áreas preferidas fueron una fosa (>100 m de profundidad),

el área adyacente a ésta y el bosque de macroalgas. Señalan que las zonas menos frecuentadas fueron las poco profundas y sin bosque de macroalgas, así como áreas de tierra expuesta. También indican que las crías suelen descansar en tierra con más frecuencia durante periodos de vientos calmados y marea baja.

Eguchi y Harvey (2005) registraron la profundidad de buceo de focas comunes en la Bahía de Monterey en California. Encontraron que la media de los buceos era entre 5 y 100 m, con un máximo de profundidad registrado a los 481 m, lo cual indica que esta especie prefiere alimentarse en aguas de profundidad intermedia.

La foca común se ha descrito como poco tolerante a la presencia humana (Bartholomew y Boolootian, 1960). En un estudio realizado en Yellow Island, estado de Washington, se observó que las focas se arrojaban al agua al avistar kayaks y lanchas de motor detenidas, aún a distancias de más de 91 m, que es la distancia reglamentaria de navegación en la zona. Sin embargo, se observaron más tolerantes con lanchas de motor en movimiento aún a distancias menores de 91 m (Johnson y Acevedo-Gutiérrez, 2007).

II.4. *Mirounga angustirostris*

II.4.1. Biología de la especie

El elefante marino o foca elefante del norte es el miembro más grande de la familia Phocidae en el hemisferio norte. Su distribución actual abarca de Point Reyes, California a Isla Natividad en Baja California (García-Aguilar, 2004). Aunque pasan la mayor parte del año en el mar, se les puede encontrar en tierra dos veces al año, durante su reproducción y en el periodo de muda. Esto implica que realizan dos migraciones anuales. Stewart y DeLong (1995) siguieron los movimientos de machos y hembras usando grabadores de profundidad, tiempo y localización geográfica adheridos al dorso de animales de la Isla San Miguel en

California. Encontraron que bucean continuamente a profundidades de entre 250 y 550 m durante ambas migraciones, viajando distancias de al menos 18,000 km en las hembras y 21,000 km en los machos. Análisis isotópicos sugieren que las hembras de México (Isla San Benito) se alimentan 8º más al sur que las de Estados Unidos (Isla Año Nuevo), aunque se requieren marcas satelitales para comprobarlo (Aurioles-Gamboa *et al*., 2006).

Su estrategia reproductiva es altamente poligínica (Reeves *et al*., 2002). Los machos adultos luchan por establecer su posición en una jerarquía entre ellos. Forman harenes desde algunos individuos hasta cientos de hembras, monopolizando el apareamiento con éstas y defendiendo el harén ante machos rivales (Le Boeuf, 1972). El dimorfismo sexual es extremo, con machos adultos que pueden tener diez veces la masa corporal de las hembras adultas (Le Boeuf, 1972).

García-Aguilar (2004) describe que en la Isla San Benito del Oeste la temporada reproductiva comienza con el arribo de las hembras a principios de diciembre, partiendo al comienzo de marzo, con el máximo de la temporada el 19 de enero (temporadas 2001-2002 y 2002-2003). 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 que en la Isla San Benito del Oeste (Le Boeuf, 1972; Reiter *et al*., 1981).

II.4.2. Estado de las poblaciones

Debido a que es relativamente fácil acercarse a estos animales durante la temporada reproductiva, esta especie fue presa fácil de los cazadores que los usaron para la extracción de grasa (Hoelzel, 1999). Esta actividad se desarrolló con mayor auge entre 1810 y 1860, en este último año la reducción de la población provocó que su explotación dejase de ser rentable. Sin embargo, entre

1860 y 1884, aunque se siguieron cazando en menor medida con fines comerciales, la mayor explotación vino de los coleccionistas (Townsend, 1885). La mayor recolecta, por parte de coleccionistas, ocurrió en 1884 cuando 153 individuos fueron extraídos de una playa al sur de California (Townsend, 1885). Posteriormente, las expediciones no volvieron a hallar elefantes marinos, hasta que ocho años más tarde, en 1892, se encontraron ocho individuos en Isla Guadalupe. Aunque se pensó que eran los últimos miembros de la especie, se dio muerte a siete de ellos para las colecciones, el último escapó gracias al mal clima (Townsend, 1912).

Afortunadamente, algunos individuos lograron pasar inadvertidos y desde entonces la población se ha ido recuperando. En 1922 se encontraron 350 elefantes en Isla Guadalupe y se declaró su protección por parte de los gobiernos de México y Estados Unidos (Bartholomew y Hubbs, 1960). Para 1976 se contabilizaron 48,000 individuos (Le Boeuf y Panken, 1977). Conforme la población aumentaba, fueron re-colonizando varias islas. En 1976 se tenían registradas nueve islas, y en 1978 se descubrieron crías en otras tres: Isla Natividad e Isla San Martín en México e Isla San Clemente en Estados Unidos (Le Boeuf y Mate, 1978).

En 1980 la población se estimó en 120,000 (Le Boeuf y Bonnell, 1980), y Stewart *et al*. (1993) reportaron 127,000 elefantes marinos del norte en 1991, de los cuales 31,000 se encontraron en islas mexicanas. García-Aguilar y Morales-Bojórquez (2005) estimaron entre 712 y 818 hembras durante la temporada reproductiva 2001-2002 en la Isla San Benito del Oeste. La última estimación global es de 171,000 individuos, basada en el conteo de crías durante 2005. Esto representa un crecimiento anual del 3% en los últimos años (Campagna, 2008).

Hoelzel *et al*. (2002) compararon muestras de ADN de antes y después del cuello de botella que constituyó la casi extinción de la especie y su posterior recuperación. Encontraron una pérdida de variabilidad genética que sugiere

fuertes perturbaciones en las frecuencias de alelos tras el cuello de botella poblacional. Abadía Cardoso (2006) comparte estos resultados para las poblaciones de México, comenta que la diversidad genética actual es sólo una pequeña fracción de la original, aunque también señala que existe evidencia para suponer que la diversidad genética antes del cuello de botella ya se encontraba disminuida, lo que amplificó los efectos de la reducción de la población. Basándose en modelos de simulación a partir de la información de diversidad genética, Hoelzel *et al*. (1993) estimaron que el tamaño mínimo que alcanzó la población fue de entre 20 y 30 individuos durante 20 años.

II.4.3. Uso del hábitat

Esta especie pasa la mayor parte del año en el mar (9 meses), el tiempo que pasa en tierra suele hacerlo en playas arenosas, aunque también se le puede encontrar sobre rocas. Durante su estancia en el mar se convierte en una especie pelágica, buceando a grandes profundidades 83-90% del tiempo, por lo que es muy raro observarlos en el mar (Verts y Carraway, 1998). Mediante grabadores de tiempo-profundidad se ha descubierto que pueden alcanzar los 1580 m y sostener la respiración hasta 77 minutos. Los intervalos de descanso en la superficie son generalmente de unos pocos minutos (Campagna, 2008).

García-Aguilar (2004) considera que la topografía tiene una relación directa con el tamaño de los harenes en la Isla San Benito del Oeste, ya que la mayoría de sus playas son pequeñas y separadas por formaciones rocosas, lo que impide grandes concentraciones de animales. Por lo tanto, los harenes en esta isla tienen un promedio de 40 hembras, un tamaño pequeño cuando se compara con reportes de 350 hembras por harén en California, Estados Unidos (Le Boeuf, 1978).

II.5. Uso compartido del hábitat

En una región donde coexisten cuatro especies con requerimientos de hábitats terrestre similares, el uso compartido del hábitat cobra especial relevancia, ya que puede ser un punto de partida hacia el estudio de interacciones más complejas como competencia o neutralismo. Si consideramos la disparidad existente en el tamaño de las poblaciones de cada especie, la ocupación de un hábitat por una especie, puede significar un obstáculo para el crecimiento de otra.

Gallo-Reynoso (1994) descarta que en Isla Guadalupe pueda existir competencia del lobo fino de Guadalupe con el elefante marino y el lobo marino de California. Menciona que los elefantes marinos, por ser grandes buceadores, tienen un tipo de forrajeo distinto, lo que los descarta como posibles competidores por alimento. También prefieren playas arenosas por lo que desecha también una posible competencia por espacio.

El mismo autor describió que la situación de los lobos marinos de California en Isla Guadalupe es precaria, ya que contó menos de 300 individuos, la mayoría en el islote El Zapato (2.2 km al sur de Isla Guadalupe). Por lo tanto, en 1993 no consideraba que pudiese rivalizar por espacio con el lobo fino de Guadalupe.

Gallo-Reynoso y Aurioles-Gamboa (1984) señalan que a lo largo de la costa occidental de Baja California, las zonas de pesca de la foca común y el lobo marino de California se traslapan, al igual que su hábitat, que también comparten con el elefante marino. Esto sin que parezca existir desalojo agresivo por ninguna de las especies en los hábitats donde coinciden. Sin embargo, Mortenson y Follis (1997) han documentado agresiones de elefante marino contra crías de foca común. Estos autores relatan que en todos los casos se trató de individuos sub-adultos de elefante marino quienes intentaban copular con las crías de foca, lo que resultaba en golpes y hundimientos en el agua. Ésta es una de las interacciones que pueden llegar a ocurrir entre pinnípedos que coexisten en un mismo sitio, aunque al parecer suelen ser casos poco frecuentes.

Gutiérrez-García (2009) señala que en las islas San Benito, el uso de hábitat entre el lobo marino de California y el lobo fino de Guadalupe es distinto, por lo que no existe un traslapo en su hábitat terrestre, descartando por ende cualquier tipo de competencia por el espacio.

Es posible que la especie más abundante ejerza una presión por el uso del hábitat sobre especies con preferencias de hábitat similares y poblaciones más reducidas. Podemos considerar el caso de las Islas del Canal en California; Bartholomew y Boolootian (1960) señalaron que en este grupo de islas las poblaciones del lobo marino de Steller (*Eumetopias jubatus*) sufrieron un rápido decremento, de 2,000 ejemplares en 1938 a sólo 50 en 1960. Pero lo que destaca de este caso es cómo el espacio ocupado por el lobo marino de Steller fue ocupado por el lobo marino de California, cuyas preferencias de hábitat son similares e incluso solían encontrarse en agregaciones mixtas. Esto le permitió al lobo marino de California incrementar su población de forma logarítmica durante ese periodo. Aunque no es claro si el lobo marino de California tuvo una influencia directa en el declive del lobo marino de Steller, al observar la gráfica que presentan Bartholomew y Boolootian (1960; Figura 3) vemos que las líneas que representan a estas dos especies forman casi una imagen espejo en los últimos 20 años de la escala.

En los últimos años el declive del lobo marino de Steller ha sido estudiado a detalle, y aunque no existen conclusiones definitivas, la evidencia apunta a un estrés nutricional, donde la baja calidad del alimento disponible disminuyó su condición corporal y la supervivencia de los individuos, especialmente de los juveniles (Trites y Donnelly, 2002). Podría especularse que en el caso de las Islas del Canal, no existió un desplazamiento activo de *Eumetopias* por *Zalophus*, sino puede haberse tratado de un caso de “sucesión”, donde al bajar la abundancia de una especie (*Eumetopias*), otra invade su hábitat (*Zalophus*; Bartholomew y Boolootian, 1960).

Los distintos ritmos de crecimiento poblacional de las cuatro especies de este estudio, aunado a los posibles cambios ambientales producto de la intervención humana en el entorno, podrían conducir a cambios en sus relaciones interespecíficas que a su vez pudieran conducir a escenarios de sucesión espacial o inclusive desplazamientos de una especie por otra cuando el espacio disponible llegue a su capacidad de carga y pueda volverse objeto de competencia.

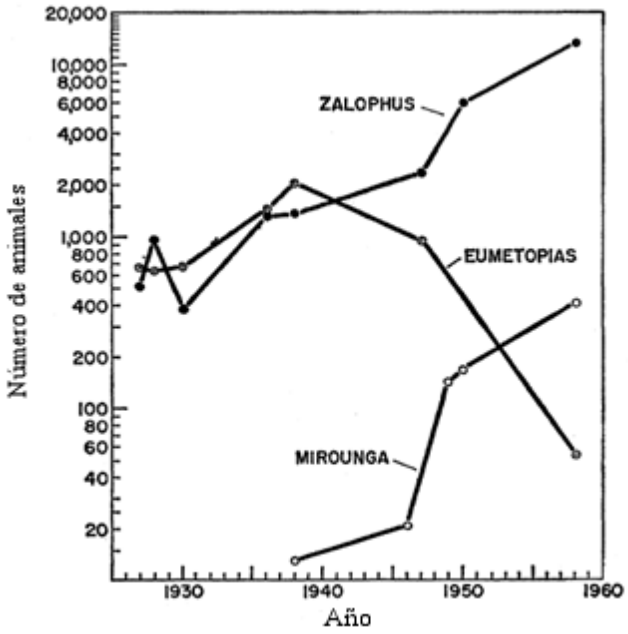


Figura 3. Resumen de la historia conocida de las poblaciones de las tres especies de pinnípedos (*Zalophus californianus*, Eumetopias jubatus y *Mirounga angustirostris*) en las islas San Nicolas, Anacapa, Santa Barbara, Santa Rosa, Santa Cruz y San Miguel, California, Estados Unidos. Se observa el remplazo de *Eumetopias* por *Zalophus* y el incremento en la población de *Mirounga*. (Tomado de Bartholomew y Boolootian, 1960).

III. JUSTIFICACIÓN

El conocimiento que se tiene sobre la distribución, abundancia y uso de hábitat de los pinnípedos al occidente de la Península de Baja California es fragmentado. La mayor parte de los estudios se han enfocado a unos pocos sitios, una sola especie o una temporada del año. Sin embargo, esta es la única región de México donde conviven las cuatro especies de pinnípedos, y las islas forman parte esencial de su hábitat. Las islas son sitios vitales para su reproducción, muda, descanso y alimentación.

En virtud de los elementos del hábitat que pudiesen compartir las especies de este grupo, es necesario llevar a cabo una investigación que abarque la totalidad de la región y las cuatro especies en conjunto. La información generada permitirá conocer los factores que influyen en su distribución y abundancia relativa, cuál es el uso compartido de hábitat entre especies, e incluso indagar si existe una limitación espacial que restrinja su distribución o por el contrario, los sitios que tienen potencial para ser habitados.

Debido a que se trata de especies que cuentan con protección por parte de las leyes mexicanas, las autoridades competentes están obligadas a vigilar su conservación en los hábitats que ocupan, por lo que se requieren programas de manejo y aprovechamiento para estas zonas donde además existen actividades comerciales. El conocimiento generado en este trabajo puede ayudar a mejorar o establecer programas de manejo a fin de conservar las poblaciones de pinnípedos y permitir su recuperación. Además, es importante contar con mayor información que permita estimar el impacto que pudiesen tener eventos naturales como huracanes y El Niño, así como actividades humanas como la pesca, la contaminación e incluso el cambio climático global.

IV. OBJETIVOS

IV.1. Objetivo general

Evaluar las características del hábitat que podrían influir en la abundancia relativa de cada una de las especies de pinnípedos en las islas del occidente de Baja California, durante el verano e invierno 2009.

IV.2. Objetivos particulares

1. Elaborar un sistema de información geográfica con la distribución actual de cada especie, su abundancia relativa e información geográfica de los sitios que ocupan.
2. Evaluar la relación de los factores físicos y oceanográficos con la abundancia relativa de cada especie, considerando también su ciclo biológico anual.
3. Analizar el uso compartido del hábitat entre las especies.

V. HIPÓTESIS

El lobo marino de California es el más generalista en su búsqueda de sitios de descanso, aunque selecciona hábitats de playa y protegidos del oleaje para la reproducción.

En el lobo fino de Guadalupe la protección térmica y el resguardo del oleaje intenso son las características más relevantes en los hábitats que prefiere, por lo que es más común hallarles en sitios con sustratos rocosos que ofrezcan sombra.

Para los fócidos, foca común y elefante marino del norte, la movilidad en tierra representa un mayor problema en comparación con los otáridos, por lo que la pendiente y facilidad de acceso a la zona son los factores más importantes. Es por esto que los hábitats de playa se encuentren entre los más recurrentes durante la reproducción de la foca común y el elefante marino del norte.

El uso compartido del hábitat entre las especies varía en función de los ciclos reproductivos. Durante las épocas reproductivas se espera que haya una menor combinación de especies en los sitios seleccionados para esta función. Sin embargo, parece existir una alta tolerancia por la presencia de otras especies, lo que descartaría la competencia por espacio.

VI. METODOLOGÍA

VI.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 32º 26’ N a los 27º 05’ N. Abarca un total de 10 islas o grupos de islas: Coronados, Todos Santos, San Martín, San Jerónimo, Guadalupe, San Benito, Cedros, Natividad, Asunción y San Roque (Fig. 4).

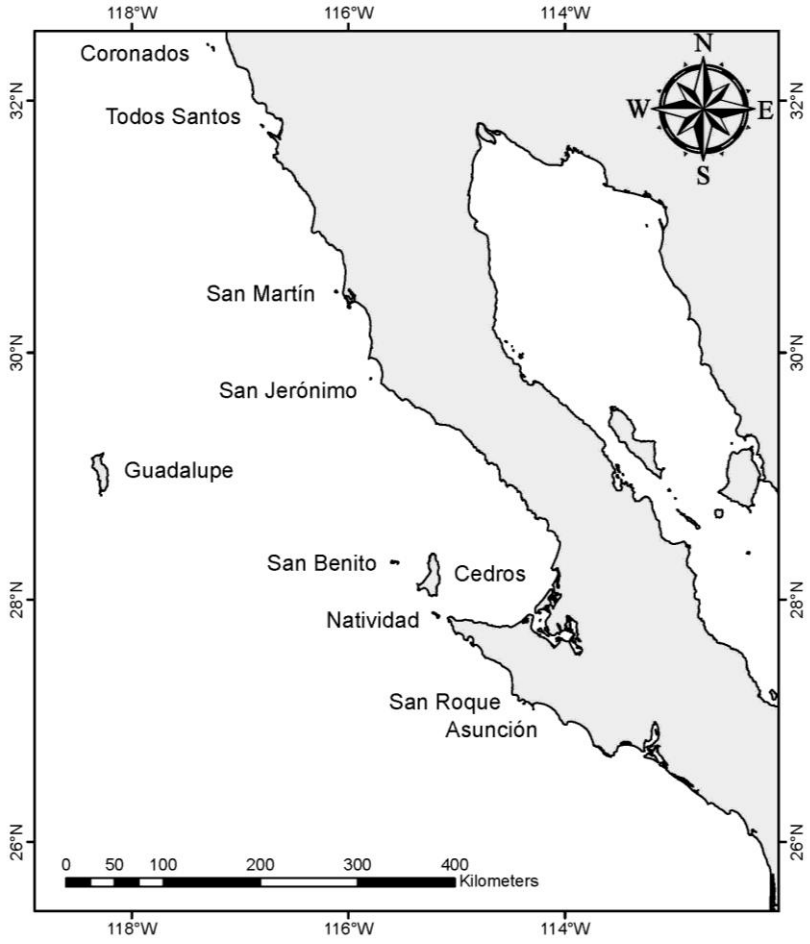


Figura 4. Península de Baja California y Océano Pacífico, donde se muestra la ubicación de las islas que forman parte del área de estudio.

Las Islas Coronados (32º24' N, 117º14' W) se ubican cerca de la frontera de México y Estados Unidos de América, a 13 km de la ciudad de Tijuana. Están formadas por 4 islas rocosas: Coronado Norte (39.15 ha), Coronado Sur (122.2 ha), Coronado Centro (11.76 ha) e Islote Pilón de Azúcar, con un superficie conjunta de 173 ha (Samaniego-Herrera *et al*., 2007). En estas islas habitan dos especies endémicas de aves (*Melospiza melodia coronatorum* y *Carpodacus mexicanus clementis*), dos de reptiles (*Cnemidophorus tigris vividus* y *Elgaria multicarinata nana*) y un mamífero: el ratón venado (*Peromyscus maniculatus assimilis*; Donlan *et al*., 2000). Existe presencia de lobo marino de California, foca común y elefante marino del norte (Samaniego-Herrera *et al*., 2007). En Coronado Sur existen destacamentos de la Secretaría de Marina y Armada de México (SEMAR) y de la Secretaría de Comunicaciones y Transportes (SCT; 8 habitantes aprox.), así como dos faros. Alrededor de las islas se desarrollan actividades de pesca y cultivo de peces (Samaniego-Herrera *et al*., 2007).

Las Islas Todos Santos (31º48' N, 116º47' W) están localizadas dentro de la bahía del mismo nombre, a 18 km de la ciudad de Ensenada. Se trata de dos islas: Todos Santos Norte (30.71 ha) y Todos Santos Sur (87.21 ha; Donlan *et al*., 2000; Samaniego-Herrera *et al*., 2007). En la isla sur se desarrollan actividades de maricultura. Existe un edificio al noreste de la isla que alberga a los trabajadores. También existe una estructura más pequeña en la punta sur, que es utilizada por pescadores de langosta entre septiembre y febrero (Donlan *et al*., 2000). En esta isla han habitado 5 especies endémicas de vertebrados, de las cuales dos se encuentran extintas (*Neotoma anthonyi* y *Aimophila ruficeps sanctorum)* a consecuencia de la introducción de especies exóticas como gatos (Donlan *et al*., 2000). Existe una colonia de foca común e individuos de lobo marino de California (Maravilla-Chávez y Lowry, 1996).

San Martín (30º29' N, 116º06' W) es una isla volcánica de alrededor de 1.6 km de diámetro y un área de 256 ha, y está ubicada a 5.1 km de la costa oeste de Baja California, cerca de San Quintín. La mayor parte de su superficie es lava

agrietada con extensos parches de denso matorral costero. Cerca del centro se encuentra un volcán extinto de 144 m de altura, con un cráter de 106 m de diámetro (Samaniego-Herrera *et al*., 2007). La costa es principalmente rocosa y con acantilados. Las aguas que la rodean son abundantes en macroalgas (*Macrocystis pyrifera*). La isla permanece inhabitada excepto por una playa arenosa al sureste, donde algunos pescadores descansan temporalmente (Tanner y Banta, 1962; Schulz *et al*., 1970). La única infraestructura son dos balizas y un campamento pesquero (Samaniego-Herrera *et al*., 2007). Hay presencia de elefante marino del norte, foca común y lobo marino de California (Samaniego-Herrera *et al*., 2007).

La Isla San Jerónimo (29º47' N, 115º47' W) se ubica dentro de la Bahía del Rosario en la parte central del estado de Baja California. Su origen es continental y cuenta con una superficie total de 48.3 ha (Samaniego-Herrera *et al*., 2007). La mayor parte de su costa es rocosa, únicamente accesible por una playa protegida de grava y pendiente inclinada que permite el desembarco. Es en esta playa donde se localiza un campamento pesquero habitado de forma intermitente (Rodríguez-Valencia *et al*., 2002). Esta isla también es aprovechada por la industria química regional gracias al guano que aquí se acumula (Rodríguez-Valencia *et al*., 2002). Los pinnípedos que se pueden encontrar son foca común y lobo marino de California (Samaniego-Herrera *et al*., 2007).

Isla Guadalupe (29º02' N, 118º18' W) es el punto más occidental del territorio mexicano. Tiene un origen volcánico producto de múltiples derrames basálticos, por lo que su orografía es bastante escarpada. La zona norte es más abundante en vegetación que la porción sur más árida (Piñera-Ramírez, 1991). Tiene una superficie de 24,171 ha, con una longitud de 35 km y un ancho máximo de 9.5 km (Samaniego-Herrera *et al*., 2007). Por su lejanía a la Península de Baja California ha tenido un amplio desarrollo evolutivo de especies endémicas de flora y fauna, como pino (*Pinus radiata* var. *binata*), ciprés (*Cupressus guadalupensis guadalupensis*) y de palma (*Brahea edulis*). La fauna más notoria son las colonias

de elefante marino y el lobo fino de Guadalupe, así como el albatros de Laysan (*Diomedea immutabilis*; Santos del Prado y Peters, 2005). También existe una pequeña población de lobos marinos de California al sur de la isla (Gallo-Reynoso, 1994). La pendiente oceánica a su alrededor es muy pronunciada, existe escasa plataforma costera con un talud de 70° de inclinación promedio (Santos del Prado y Peters, 2005). Cabe señalar que ésta es de las pocas islas de la región que actualmente cuenta con protección oficial como área natural protegida. Fue decretada como “Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe” el 25 de abril de 2005 (SEMARNAT, 2005). Aunque el resto de las islas del área de estudio están propuestas para conformar la Reserva de la Biosfera Islas del Pacífico de Baja California (SEMARNAT, 2005b).

Las Islas San Benito (28º18' N, 115º34' W) se ubican aproximadamente a 65 km de Punta Eugenia, en la parte central de la Península de Baja California y al oeste de Isla Cedros. Se trata de un grupo de tres islas de origen continental: San Benito Este (142 ha), San Benito Centro y San Benito Oeste (386 ha; Donlan *et al*., 2000; García-Aguilar, 2004). Estas islas cuentan con una amplia diversidad de aves anidantes (26 especies; Santos del Prado y Peters, 2005). Es el único archipiélago donde se pueden hallar las cuatro especies de pinnípedos de México (Aurioles-Gamboa *et al*., 2010). Existe una población de aproximadamente 60 personas en un campamento pesquero y casas habitación, en la isla del oeste. También hay dos faros. (Samaniego-Herrera *et al*., 2007).

La Isla de Cedros (28º10' N, 115º15' W) es de origen continental, y se ubica dentro de la Bahía de Sebastián Vizcaíno. Con sus 34,827 ha de superficie alberga la población humana insular más grande e importante de la región (Samaniego-Herrera *et al*., 2007). La vegetación dominante es chaparral, matorral costero, pastizal, bosque de pino, matorral marino, matorral desértico bajo y junípero. La actividad económica de la isla gira alrededor de la Exportadora de Sal y la cooperativa pesquera del lugar. Además de estas industrias, la infraestructura consta de tres faros, casas habitación, un destacamento de la SEMAR y personal

de SCT (Samaniego-Herrera *et al*., 2007). De acuerdo al censo de población del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) del año 2005, la población total asciende a 1,350 habitantes (INEGI, 2009). Por su tamaño y cercanía al continente, esta isla alberga una importante diversidad de especies de reptiles (14 especies), aves (17), mamíferos terrestres (5) y un anfibio. En cuanto a pinnípedos se encuentran el lobo marino de California, el elefante marino del norte y la foca común (Samaniego-Herrera *et al*., 2007).

La Isla Natividad (27º52’ N, 115º11’ W) se ubica ligeramente al sur del paralelo 28 que divide los dos estados de la Península de Baja California, 5 km al norte de Punta Eugenia. Cuenta con una superficie de 728 ha (Samaniego-Herrera *et al*., 2007) y una población humana permanente de aproximadamente 200 personas al sur de la isla, la mayoría miembros de la Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera “Buzos y Pescadores de Isla Natividad” (Donlan *et al*., 2000). Su porción terrestre forma parte de la “Reserva de la Biosfera El Vizcaíno” (INE, 2000). La infraestructura consta de un faro, casas habitación, y una granja acuícola. En su costa podemos encontrar elefante marino del norte, foca común y lobo marino de California (Samaniego-Herrera *et al*., 2007).

Las islas San Roque (27º8’ N, 114º22’ W) y Asunción (27º6’ N, 114º17’ W) se ubican dentro de la Bahía Asunción, al sur de Punta Eugenia. Cuentan con una superficie de 37 y 43 ha respectivamente (Donlan *et al*., 2000; Samaniego-Herrera *et al*., 2007). Ambas pertenecen a la “Reserva de la Biosfera El Vizcaíno” (INE, 2000). Aunque poseen escasa vegetación, albergan varias especies de aves anidantes (9-10 especies; Samaniego-Herrera *et al*., 2007). Se desarrollan actividades de pesca a su alrededor, por lo que cuentan con infraestructura de vigilancia. En San Roque existen una baliza y una caseta de vigilancia, donde suele haber 2 personas, mientras que en Asunción sólo existe una baliza. Se encuentra una importante población de foca común en estas islas que no había sido reportada hasta hace poco (Lubinsky *et al*., 2009). En Asunción además de la

foca común, también podemos encontrar lobo marino de California y algunos individuos de elefante marino del norte (Samaniego-Herrera *et al*., 2007).

La región de las islas al occidente de la Península de Baja California está dominada por el Sistema de la Corriente de California (SCC), la cual está conformada por una corriente superficial con dirección hacia el Ecuador denominada Corriente de California, un flujo subsuperficial con dirección al norte llamada Subcorriente de California, y la Contracorriente de California que también se dirige hacia el norte, aunque es costera y de estacionalidad intermitente (Durazo *et al*., 2005).

La Corriente de California está formada por aguas dominantes provenientes de la región subártica (Soto-Mardones *et al*., 2004), identificadas por su baja salinidad. Se caracteriza por una 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 y con duraciones de días a meses (Espinosa-Carreón, 2005).

Los vientos paralelos a la costa empujan agua hacia fuera de la costa por efecto de la rotación de la tierra. Este denominado transporte de Ekman, eleva la termoclina. Esto produce una franja de agua de surgencias costeras, que acarrean agua fría y rica en nutrientes de zonas más profundas (Kershaw y Cundy, 2000), las zonas donde ocurren se les denomina zonas de surgencia. Los periodos de surgencia usuales van de abril a septiembre (Soto-Mardones *et al*., 2004). Los nutrientes estimulan 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 e importantes pesquerías.

Los efectos de El Niño y La Niña en la Corriente de California han sido documentados en distintos años. Durazo y Baumgartner (2002) encontraron una anomalía de temperatura y salinidad en las aguas del Pacífico de Baja California,

arriba de los 600 m durante el evento de El Niño 1997-1998. El agua cercana a la costa a 50 m de profundidad se encontraba en promedio 8.7 ºC más cálida y psu=0.8 más salada que previo a la anomalía. Durante los eventos de La Niña ocurre el efecto inverso, incrementos en los afloramientos elevan la nutriclína en la región costera, lo que incrementa la concentración de clorofila a, al contrario de lo que ocurre durante El Niño (Espinosa-Carreón *et al*., 2004). Sin embargo, también se observan anomalías negativas de clorofila a como resultado del pastoreo del zooplancton (Gaxiola-Castro *et al*., 2008).

VI.2. Trabajo de campo

Se realizaron navegaciones circunnavegando las islas del área de estudio durante el invierno (enero, febrero, marzo) y verano (julio y agosto) de 2009. Cada navegación se realizó en marea baja, tomando fotografías de la costa desde la embarcación a una distancia aproximada de entre 10 y 100 metros. La distancia a la costa depende de la tolerancia a la presencia humana de la especie, las condiciones del mar y la presencia de bosques de macroalgas. Se usó una cámara digital Canon EOS 10D DS6031 con un lente Canon 100-400mm f/4.5-5.6L EF IS; las imágenes se capturaron en formato JPG a una resolución de 3504 x 2336 pixeles, lo que equivale a 8.1 megapixeles. Simultáneamente se registró la posición de la embarcación mediante un GPS Garmin GSMAP, mediante la grabación de la trayectoria completa (“track”). Ambos instrumentos estaban configurados con la misma hora.

No fue posible navegar toda la costa de las islas, porque en ocasiones el oleaje intenso impedía navegar las zonas más expuestas de algunas islas. Durante la temporada de invierno no fue posible cubrir la costa oeste de San Jerónimo y San Benito Oeste. Durante el invierno no se incluyo la laguna interior de San Martin, aunque durante el verano si se visitó. Los segmentos que no fueron contabilizados se eliminaron del análisis.

VI.3. Análisis fotográfico

Se realizaron conteos de pinnípedos utilizando las fotografías digitales tomadas en las islas. Para ello se usó la información de la hora y fecha de cada imagen y se cotejó esta información con la trayectoria del GPS, con lo que fue posible conocer la ubicación geográfica en cada fotografía. Este proceso se llevó a cabo de forma automática usando el programa RoboGEO (Pretek Inc, 2009) que permite exportar los resultados en formato Shape de ArcGis (Esri Inc., 2009).

Todas las fotografías fueron revisadas individualmente (70,000 imágenes aproximadamente), descartando tomas repetidas y montando cuando era posible secuencias de varias imágenes a fin de obtener vistas panorámicas, para lo cual se emplearon dos programas: PTAssembler 5.0 (Tabaware Software, 2009) y PTGui Pro 8.1.2 (New House Internet Services B.V., 2009) ambos basados en el programa Panorama Tools escrito por el físico-matemático alemán Helmut Dersh.

Las imágenes resultantes (8,300 aproximadamente) se usaron para contar las cuatro especies de pinnípedos usando el software Image-Pro Plus 6.0.0.260 (Media Cybernetics Inc., 2006) que permite marcar cada animal y llevar un conteo categorizado sin modificar la imagen original. Estos conteos se pueden exportar posteriormente como hojas de cálculo en formato XLS de Excel (Microsoft Corp., 2007). Para poder contar todas las imágenes se obtuvo la ayuda de voluntarios que fueron capacitados expresamente para esta labor.

La información de los conteos de animales por imagen se reorganizaron e incorporaron a una base de datos, donde se les añadió la información geográfica usando los programas Excel y Access, ambos del paquete informático Microsoft Office 2007 (Microsoft Corp., 2007).

VI.4. Análisis de hábitat

A fin de conocer los hábitats donde se encontraron los animales se consideraron cuatro factores de escala local: tipo de sustrato, presencia o ausencia de pozas de marea, la exposición al oleaje y la profundidad de las aguas cercanas al sitio. De la combinación de estos factores surgieron los hábitats presentes en la zona de estudio (Wolf *et al*., 2005). El tipo de sustrato y la presencia de pozas de marea se definieron con base en las fotografías y las imágenes satelitales. En la Tabla I se resumen los factores utilizados en la definición de hábitats.

Tabla I. Factores utilizados en la descripción y definición de los tipos de hábitats. A la derecha se definen las categorías que componen a cada uno.

Factor	**Categorías**			
Sustrato	Playa de arena	Playa de canto rodado	Plataforma rocosa	Acantilado
Pozas de marea	Ausencia		Presencia	
Exposición al oleaje intenso	Protegido		Expuesto	
Batimetría	Somera	Intermedia	Profunda	

A continuación se describe a detalle los criterios utilizados para cada una de las categorías utilizadas en los cuatro factores:

VI.4.1. Sustrato

Se definió como arena, aquellas partículas entre 0.06 y 2.1 milímetros de diámetro (Hess, 2002) por lo que no es posible apreciar la separación entre ellas en la fotografía. El sustrato de canto rodado estuvo conformado por rocas sueltas de pequeño tamaño que son susceptibles a ser transportados por medios

naturales como el oleaje. Esta categoría agrupa a los sustratos compuestos en su mayoría por partículas mayores de 2 mm y menores de 150 mm de diámetro. Aquí también se incluyeron los sustratos de grava. Al analizar una fotografía, cuando fue posible diferenciar entre una partícula y otra, se consideró como canto rodado. Tanto las playas de arena como las de canto rodado suelen tener una pendiente muy baja (< 10º).

La plataforma rocosa consiste en sitios con rocas de gran tamaño que aunque pueda ser de forma irregular proveen un sitio con baja pendiente (< 30º) cerca del nivel del agua. Éstos pueden encontrarse frente a otros sustratos como arena, canto o acantilado, pero se categoriza así cuando es el sustrato inmediato al agua. También debe considerarse que su disponibilidad puede ser temporal ya que suelen ser inundados en periodos de marea alta. Cabe recalcar que esto no fue un impedimento ya que todas las navegaciones se realizaron en marea baja.

El acantilado son todos los sustratos en pendientes altas (> 30º), y en muchos casos prácticamente verticales. Por lo general están formados por roca sólida.

VI.4.2. Pozas de marea

Son de irregularidades que forman cavidades en la roca inundadas 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 donde pueden refrescarse. Aquí se consideran dos categorías (Wolf *et al*., 2005).

Presencia, cuando el sustrato parece tener las condiciones adecuadas para la formación de estas pozas. Esto es, que se trate de un sustrato rocoso, irregular y con suficiente distancia del cantil.

Ausencia, en este caso el sustrato no es capaz de retener el agua, por ejemplo las playas de arena o canto rodado, o plataformas rocosas y acantilados muy planos o formados por rocas sueltas.

VI.4.3. Exposición al oleaje

La intensidad del oleaje depende principalmente de cuatro factores: la velocidad del viento, la superficie de aguas abiertas sobre la que corre el viento, la duración de los vientos y la profundidad del agua (Kinsman, 2002). En la región occidental de la Península de Baja California el promedio anual del componente principal del viento predominante es hacia el sureste (Castro *et al*., 2003). Esta dirección coincide con la masa oceánica del Pacífico así como el talud continental. Por lo tanto, 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 base en este criterio y la observación directa durante las navegaciones se marcaron las zonas con mayor exposición al oleaje en cada isla.

VI.4.4. Batimetría

Se consideró la profundidad de las aguas a una distancia de 200 metros frente al sitio, se clasificó en somera cuando la profundidad es menor a los 10 metros, intermedia entre 11 y 100 metros de profundidad y profunda cuando es mayor a 100 metros. Para tomar esta medida se utilizó un mapa batimétrico de la región con datos de Garmin inc. (2008).

VI.5. Sistema de información geográfica

Por medio del programa ArcMap 9.3 (ESRI Inc., 2009) se elaboró un sistema de información geográfica (SIG), tomando como mapa base la cartografía marítima de Garmin (Garmin Inc., 2008), importada previamente como imagen

raster. También se importaron imágenes satelitales de Google Earth 5.1 (Google Inc., 2010) usando el programa MapWindows Gis (MapWindow Open Source Team, 2009) con el plug-in Shape2Earth 1.46 para capturar la información geográfica de cada imagen. El mosaico de imágenes resultante se utilizó para definir con más claridad la línea de costa, y como auxiliar para definir los factores de hábitat.

Las secuencias de fotografías se representaron en los mapas como puntos con información de sustrato, pozas de marea y conteo de animales. Se utilizaron estos puntos para sumarlos en forma de líneas paralelas a la costa sobre los mapas.

Una vez que se tuvieron las líneas de información correspondientes a los cuatro factores (sustrato, batimetría, pozas de marea y exposición al oleaje), se realizó una categorización de los hábitats con base en las combinaciones de factores encontradas, cada combinación única de los cuatro factores se consideró un hábitat distinto y se le asignó un número en el orden que fueron surgiendo.

Los puntos en los mapas con la información de los conteos de cada secuencia de imágenes se agruparon en líneas paralelas a las líneas del hábitat al que correspondían. Para cada segmento de hábitat se agrupaban los puntos de conteo frente al sitio, de forma que en cada cambio de hábitat se inicia un nuevo conteo. Las líneas resultantes contienen información sobre el número de animales en dicho segmento.

El producto final son mapas con las siguientes capas de información: sustrato, presencia de pozas de marea, exposición al oleaje, batimetría, tipo de hábitat, abundancia y distribución de cada especie por hábitat en cada temporada.

Los mapas se presentan en el Anexo 1, en ellos se omiten las capas de información de sustrato, presencia de pozas de marea y exposición al oleaje, ya

que dicha información, junto con la batimetría del sitio se engloba dentro de la clasificación de cada hábitat.

VI.6. Análisis estadístico

Se utilizó la longitud de cada segmento de hábitat y su porción correspondiente del conteo para obtener la abundancia relativa (*Ar*) por cada 100 metros lineales de costa:

$$Ar = \left(\frac{número\ de\ animales}{longitud}\right) x\ 100$$

Este índice se consideró como la variable de respuesta de los análisis estadísticos. Para evaluar cuáles son los hábitats con las mayores abundancias relativas se consideraron los hábitats de todas las islas dentro de la distribución de cada especie. En el caso de *Zalophus californianus* y *Mirounga angustirostris* se consideraron todas las islas; ambas especies están ausentes de Isla San Roque pero debido a la cercanía de ésta con Isla Asunción se consideró como parte de su distribución. Para *Phoca vitulina richardsi* se excluyó del análisis a Isla Guadalupe. Al tener la distribución más limitada, para *Arctocephalus townsendi* sólo se consideró Isla Guadalupe y las islas San Benito.

También se eliminaron del análisis todos los hábitats constituidos por menos de cinco segmentos y/o con una longitud total inferior a un kilómetro.

Para establecer si existían diferencias en la media de la abundancia relativa en cada hábitat por especie y temporada, se realizaron pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis (Neave y Worthington, 1988). Esta prueba se realizó con todos los hábitats existentes en la distribución previamente descrita. También se utilizaron pruebas pareadas de U de Mann-Whitney (Neave y Worthington, 1988), como prueba *a posteriori* para evaluar diferencias entre cada tipo de hábitat. En estas pruebas únicamente se consideraron aquellos hábitats con una media mayor

a 1 individuo por 100 m de hábitat. Para interpretar estas pruebas se utilizaron las diferencias significativas entre hábitats para discernir si podían considerarse un solo grupo o existían suficientes diferencias para dividirlos en diferentes grupos de relevancia.

VI.7. Uso compartido del hábitat

Para conocer la proporción de sitios donde varias especies comparten el espacio, en la base de datos se identificaron las secuencias de imágenes con más de una especie presente y se comparó con el total de imágenes donde se registró a las especies involucradas. De esta forma podemos conocer cuáles especies suelen encontrarse con mayor frecuencia en compañía de otras y cuáles tienden a segregarse. Dado que la distancia media a la que se tomaron las fotografías son de 50 metros de la costa y se utilizó un lente telefoto con acercamiento mínimo de 100 mm, es de suponer que al encontrar individuos de dos especies en una misma imagen, están compartiendo un espacio cercano.

Estas proporciones se obtuvieron para cada especie en cada una de las temporadas, a fin de conocer si durante los periodos reproductivos existe una mayor segregación de especies. Únicamente se consideraron imágenes de islas comunes a la distribución de las especies a comparar.

Esta información aunada a su uso de hábitat y distribución permitió elaborar una comparativa del hábitat utilizado entre las cuatro especies de pinnípedos en la región.

VII. RESULTADOS

VII.1. Distribución

A continuación se presenta una descripción de la ubicación de cada especie en las islas que se encuentran dentro de su rango de distribución, así como los cambios que se observan entre sus temporadas reproductiva y no reproductiva.

VII.1.1. *Zalophus californianus*

Los lobos marinos de California se encontraron en todas las islas del área de estudio, con excepción de San Roque. A continuación se describe la distribución en cada una de ellas, durante la temporada reproductiva (verano) y no reproductiva (invierno):

En Coronados durante el verano se distribuyen en la mayor parte de las islas, aunque las mayores abundancias se localizan alrededor de la isla Coronados Norte, que a su vez es la más distante de las otras (Fig. 13, Anexo 1). Coronados Sur es la que presenta mayor actividad humana con un destacamento de la Secretaría de Marina (SEMAR) y numerosos encierros atuneros del lado este, en dicha zona sólo se encontró 1 individuo de esta especie. En el invierno la distribución es similar, se observa que la mayor parte de los animales se ubican en el lado oeste de las islas (Fig. 14).

En Todos Santos durante la temporada de verano la presencia de los lobos marinos es sumamente baja, únicamente encontramos nueve individuos en la isla Norte y cuatro en un pequeño islote cerca de la isla Sur (Fig. 15). En cambio se localizo una concentración más importante en los pequeños islotes localizados a 5.5 km al sureste de la isla Sur, conocidos como “Rocas de Punta Banda” por su cercanía con esta península (Fig. 16). Durante el invierno observamos un ligero

aumento en la presencia de individuos en la isla Sur, pero la mayor abundancia se sigue presentando en las Rocas de Punta Banda (Figs. 15 y 16).

La distribución durante el verano en San Martin es muy específica, ya que únicamente se encuentran en la zona de acantilados en el lado expuesto de la isla (Fig. 17). Esta es la sección más inaccesible, ya que además del fuerte oleaje que impide la navegación a pequeñas embarcaciones durante días ventosos, también existe un denso bosque de macroalgas (M*acrocystis pyrifera*) que dificulta acercarse a la costa. En invierno la distribución se extiende un poco más hacia el sur, pero sigue abarcando únicamente la región más expuesta de la isla (Fig. 17).

En San Jerónimo, durante el verano todos los individuos se localizan a ambos lados de la zona sur, y un islote en la misma zona (Fig. 18). Contrasta la gran abundancia de esta zona con el norte, completamente libre de lobos marinos. Durante la temporada de invierno no se navegó la zona oeste, pero en el lado este se ve una distribución similar, con la única excepción de 2 individuos al norte de la isla (Fig. 18).

En Guadalupe, en verano, la mayor parte de los lobos marinos se ubican en un islote al sur de la isla conocido como islote Zapato (Fig. 19). También se encontraron individuos muy dispersos en la punta norte, cuyos grupos no superan los diez individuos. Para el invierno se observa una mayor dispersión, la mayor concentración se sigue localizando en los islotes de la punta sur, pero con una abundancia menor y en cambio una dispersión más amplia en el lado este, aunque nuevamente en grupos aislados y poco numerosos (Fig. 19).

En San Benito Este, durante el verano y el invierno (Fig. 20) la distribución de esta especie rodea por completo la isla, el único cambio es una sutil concentración durante el verano al suroeste, mientras que en invierno la abundancia parece distribuirse de manera más uniforme. En la isla del Centro, en verano, se encontró una distribución con una clara tendencia al este. Mientras que en invierno la distribución fue más amplia y abarcó casi la totalidad de la isla, con

excepción de una porción en el norte (Fig. 21). Aunque la mayor parte de los individuos se ubican en las zonas este y sur. Cabe señalar que de las tres islas del archipiélago, la del Centro es la que presenta una mayor dominancia por parte del lobo marino de California.

En verano en San Benito Oeste los lobos marinos ocupan la zona sur y oeste, mientras que en invierno la distribución parece ser mucho más amplia, abarcando también la zona norte (Fig. 22).

En Cedros tanto en verano como en invierno (Fig. 23) la mayor parte de los individuos se localizan en la punta norte. Esta es una de las zonas menos frecuentadas por las embarcaciones debido al fuerte oleaje y la presencia de bosques de macroalgas. El acceso desde tierra también es complicado, la mayor parte de la zona está rodeada de altos cantiles y se encuentra muy distante del poblado principal. Fuera de esta zona también encontramos una alta abundancia en los islotes de la zona conocida como “La Colorada” al suroeste de la isla. En contraste con estos sitios remotos, también hay un grupo de alrededor de 50 individuos que descansa en el muelle de la salinera al sureste. Esta zona sólo se visitó durante el verano.

En Natividad durante el verano todos los individuos se ubican en la punta noroeste, incluyendo un pequeño islote, llamado Roca María (Fig. 24). Esta es la zona de mayor oleaje y presencia de macroalgas. Además, es la más distante del poblado, que se ubica en la zona sureste. En invierno la distribución es similar, pero además encontramos algunos individuos dispersos, incluyendo 4 en el islote frente al poblado, llamado La Plana o Piedra Plana (Fig. 24).

El caso San Roque es enigmático, ya que se localiza a escasos nueve kilómetros de Asunción; sin embargo, es la única isla de la región donde esta especie está completamente ausente (Fig. 25).

En Asunción, durante el verano la distribución abarca la totalidad de la isla y los islotes al norte de ésta. La mayor abundancia de individuos se localiza en el lado oeste y la zona norte. En el invierno el cambio más notorio es la ausencia de individuos en la zona sureste (Fig. 26).

VII.1.2. *Arctocephalus townsendi*

En Guadalupe durante la temporada reproductiva (verano) casi la totalidad de la costa este se encuentra ocupada y con una alta abundancia (Fig. 19). La costa oeste también se encontró poblada, aunque en una abundancia mucho menor, disminuyendo gradualmente hacia la mitad de la isla y aumentando nuevamente en la punta sur. Durante la temporada no reproductiva (invierno) la distribución se limitó únicamente a la costa este y a la punta sur (Fig. 19).

Después de haber sido declarada extinta, esta especie ha comenzado un proceso de expansión hacia islas cercanas. A 12 años de haber sido descubierta la primera colonia fuera de Guadalupe en San Benito Este (Maravilla-Chávez y Lowry, 1999), su distribución ha aumentado hasta abarcar también la isla Oeste, y muy incipientemente la del Centro. Se encontraron también individuos dispersos en otras islas (ver García-Capitanachi, en elaboración), sin que se puedan considerar como nuevos establecimientos. Estos avistamientos no se incluyen porque ocurrieron fuera de estas temporadas (verano e invierno) o en otro año.

En San Benito, durante el verano, la mayor abundancia se concentra alrededor de la isla del Este, ahí los animales ocupan casi la totalidad de la isla (Fig. 20). En contraste, en la isla del Centro únicamente encontramos cuatro individuos en la zona este (Fig. 21). La Isla Oeste es la segunda en importancia para esta especie dentro de este archipiélago. Aquí los animales se concentran primordialmente en la zona sur (Fig. 22). En la temporada de invierno la

distribución en las tres islas fue muy similar al verano aunque en números mucho menores (Figs. 20-22).

VII.1.3. *Phoca vitulina richardsi*

La foca común presenta una distribución muy costera, únicamente se encuentra ausente en Guadalupe, la cual es la más oceánica de la región. En las islas San Benito, que son las segundas más distantes del continente después de isla Guadalupe, su presencia es bastante baja durante el invierno. Se encuentra dispersa alrededor de las tres islas, en grupos que promedian los cuatro individuos (Figs. 20-22). Para el verano sólo se encontró un grupo de tres focas en la isla del Este (Figs. 20-22).

En Coronados, durante la reproducción (invierno) se distribuyen principalmente en la costa este de la isla Sur, con unos pocos individuos más en la isla del Centro (Fig. 14). Durante el verano la distribución fue más amplia abarcando las tres islas más sureñas, aunque la mayor parte de los individuos continuó concentrándose en la costa este de la isla sur (Fig. 14).

En Todos Santos durante el invierno la mayor parte de los individuos se concentra en el lado este de la isla sur (Fig. 15). Para el verano la distribución fue muy similar aunque con abundancia mucho más bajas (Fig. 15). En las Rocas de Punta Banda únicamente se encontró un individuo durante el invierno (Fig. 16).

En San Martín durante el invierno se encontraron focas tanto en el lado este como en el sur, aunque en bajas abundancias (Fig. 17). La mayor parte de los animales se encuentran en una laguna con playas de arena ubicada al sur de la isla, aunque esto no se refleja en los mapas. En verano, sí se contabilizó esta laguna. Además, se ubicaron focas en la mayor parte de la zona protegida (Fig. 17).

En San Jerónimo, en la temporada reproductiva (invierno) las focas se distribuyen en toda la costa este, concentrándose en la punta sur y norte (Fig. 18), sin información de la costa oeste. En el verano sí fue posible navegar toda la isla y encontramos una distribución que abarcaba la mayor parte de la costa oeste y el sur de la costa este. El norte de la costa este, que en invierno presentaba una alta abundancia, se encontraba vacío en verano (Fig. 18).

En Cedros, durante el invierno la distribución fue muy dispersa, aunque se ubicó principalmente en la zona central en ambas lados de la isla (Fig. 23). Durante el verano los animales se desplazaron del centro hacia las zonas norte y sur. En el último caso se ubicaron principalmente en un islote conocido como La Colorada al suroeste (Fig. 23).

En Natividad, durante el invierno los animales se distribuyen en toda la costa oeste y el sur de la isla. Aunque las mayores abundancias se encuentran en el islote al sur de la isla, frente al poblado, y en la zona central (Fig. 24). En verano la distribución fue más fraccionada, ubicándose en la zona norte a ambos lados, y en la zona sur (Fig. 24).

San Roque es la única isla de la región que se encuentra poblada solamente por esta especie de pinnípedo. Durante el invierno las focas ocuparon todo el lado este y parte del sur, y otras más dispersas al noroeste (Fig. 25). En verano, la distribución fue muy similar aunque más dispersa (Fig. 25).

Finalmente en Asunción, durante el invierno los animales se concentran en el norte y noreste, incluyendo todos los islotes de la zona norte (Fig. 26). Para el verano la distribución abarca desde la punta norte y casi todo el oeste, así como el sureste, aunque en abundancias mucho menores (Fig. 26).

VII.1.4. *Mirounga angustirostris*

La distribución actual de esta especie muestra como han podido recuperarse desde su refugio en Guadalupe. Sin embargo, las colonias más numerosas siguen estando en Guadalupe, las cercanas Islas San Benito y Cedros.

En Coronados durante el invierno encontramos un grupo importante que se localiza en una playa al oeste de la isla Sur (Fig. 14). Además de este grupo, se pueden encontrar individuos dispersos en la isla centro y pilón de azúcar. En verano, durante la muda los encontramos en la misma playa pero en un número muy reducido (Fig. 14).

En Todos Santos, en el invierno se localizan en 2 pequeñas playas al sureste de la isla Sur (Fig. 15). En el verano no se encontraron elefantes marinos en ellas (Fig. 15). Tampoco se registraron elefantes marinos en las Rocas de Punta Banda (Fig. 16).

En los conteos desde la embarcación no se ubicó a ningún elefante marino en San Martín, tanto en verano como en invierno. Sin embargo, en conteos por tierra durante el verano, no incluidos en la elaboración de los mapas, se encontraron 2 individuos en la laguna de la isla.

En San Jerónimo durante el invierno se encuentra un número reducido de animales en la zona norte y sureste (Fig. 18). En el verano los encontramos en un solo sitio, en el suroeste (Fig. 18).

En Guadalupe, en invierno se distribuyen en diversas playas alrededor de la isla, tales como “Campo Norte”, “Playa Elefante” y “Campo Oeste” (Fig. 19). En verano, la zona norte concentró la mayor parte de los individuos, aunque en menor número que en invierno (Fig. 19).

En las islas San Benito, durante el invierno la distribución es muy amplia, principalmente debido a individuos dispersos alrededor de casi la mitad de la costa

de las islas. Sin embargo, también existen sitios de alta concentración de individuos tales como playas al suroeste de la isla Este (Fig. 20), al norte y oeste de la isla del Centro (Fig. 21) y al norte de la isla Oeste (Fig. 22). Para el verano la distribución se redujo, no se ubicaron en sitios nuevos pero desocuparon algunos (Figs. 20-22).

En Cedros durante el invierno se encontraron a lo largo de la costa noreste y en dos playas en la punta norte (Fig. 23). En verano, únicamente se localizaron en dos zonas de la punta norte (Fig. 23).

En Natividad únicamente durante el verano se ubicó un individuo de esta especie en el noroeste de la isla (Fig. 24).

En Asunción durante el invierno se encontraron dos individuos en las playas de la zona noroeste (Fig. 26). En el verano en la misma zona el número aumento a 7 (Fig. 26).

VII.2. Hábitats

Se revisaron un total de 483,339 metros de costa alrededor de las 16 islas principales que componen el área de estudio y los islotes a su alrededor. Esta línea de costa se dividió en 625 segmentos que se clasificaron en 24 hábitats distintos, basado en su combinación única de factores. El total de hábitats encontrados se detallan en la Tabla II:

Tabla II. Lista de hábitats en el área de estudio, de acuerdo a los factores que los constituyen, así como el número de segmentos de costa con dicha combinación (n), la suma y el promedio de longitud de cada segmento.

Hábitat	*Sustrato*	*Poza*	*Batimetría*	*Exposición*	*n*	*Longitud total (m)*	*Longitud promedio (m)*
1	Plataforma	No	Intermedia	Expuesta	14	6641	474
2	Arena	No	Somera	Expuesta	22	20973	953
3	Plataforma	Si	Somera	Expuesta	27	20507	760
4	Plataforma	Si	Somera	Protegida	44	21441	487
5	Plataforma	No	Somera	Protegida	89	43141	485
6	Arena	No	Somera	Protegida	39	25550	655
8	Arena	No	Intermedia	Protegida	3	2271	757
9	Plataforma	No	Somera	Expuesta	54	3801	70
10	Acantilado	No	Somera	Protegida	77	60576	787
11	Acantilado	No	Somera	Expuesta	55	82002	1491
12	Acantilado	No	Intermedia	Expuesta	18	17091	950
13	Plataforma	Si	Intermedia	Expuesta	3	4743	1581
14	Acantilado	No	Intermedia	Protegida	33	29208	885
15	Canto	No	Somera	Expuesta	27	10732	397
16	Canto	No	Somera	Protegida	64	25121	393
17	Acantilado	Si	Intermedia	Expuesta	3	2063	688
18	Canto	No	Intermedia	Expuesta	2	143	72
19	Acantilado	Si	Intermedia	Protegida	2	153	77
20	Plataforma	No	Intermedia	Protegida	19	13037	686
21	Canto	No	Intermedia	Protegida	16	5129	321
22	Plataforma	Si	Intermedia	Protegida	4	1363	341
23	Acantilado	Si	Somera	Protegida	1	556	556
24	Plataforma	Si	Intermedia	Expuesta	3	3721	1240
25	Plataforma	No	Intermedia	Expuesta	3	3625	1208

Como se puede apreciar, existe una alta variabilidad en la distribución del hábitat costero, algunos hábitats como el número 11 fueron muy abundantes, con una longitud total de 82 km. En cambio, otros fueron bastante infrecuentes y de pequeño tamaño, como es el caso los números 18 y 19, que sólo se encontraron en dos ocasiones cada uno y cuya longitud total es de apenas 150 m. Estos últimos no pueden considerarse como muestras representativas, sino como casos aislados. Por lo tanto, no fueron incluidos en el análisis.

VII.3. Uso de hábitat

VII.3.1. *Zalophus californianus*

VII.3.1.1.Temporada reproductiva (verano)

El lobo marino de California se puede considerar la más generalista entre las cuatro especies estudiadas. Durante los meses de verano, a excepción del hábitat 20, ocupó todos los tipos de hábitats que estuvieron disponibles (Fig. 5).

El análisis de Kruskal-Wallis indicó que no existían diferencias significativas en la media de la abundancia relativa entre los hábitats ($H_{14,602}$=21.2, p=0.958). Esto implica que al menos durante la temporada reproductiva esta especie no realiza una selección entre hábitats. Por esta razón tampoco es posible señalar uno o varios hábitats preferidos.

Dentro de los hábitats ocupados se encuentran una gran variedad de combinaciones de factores (Tabla III).

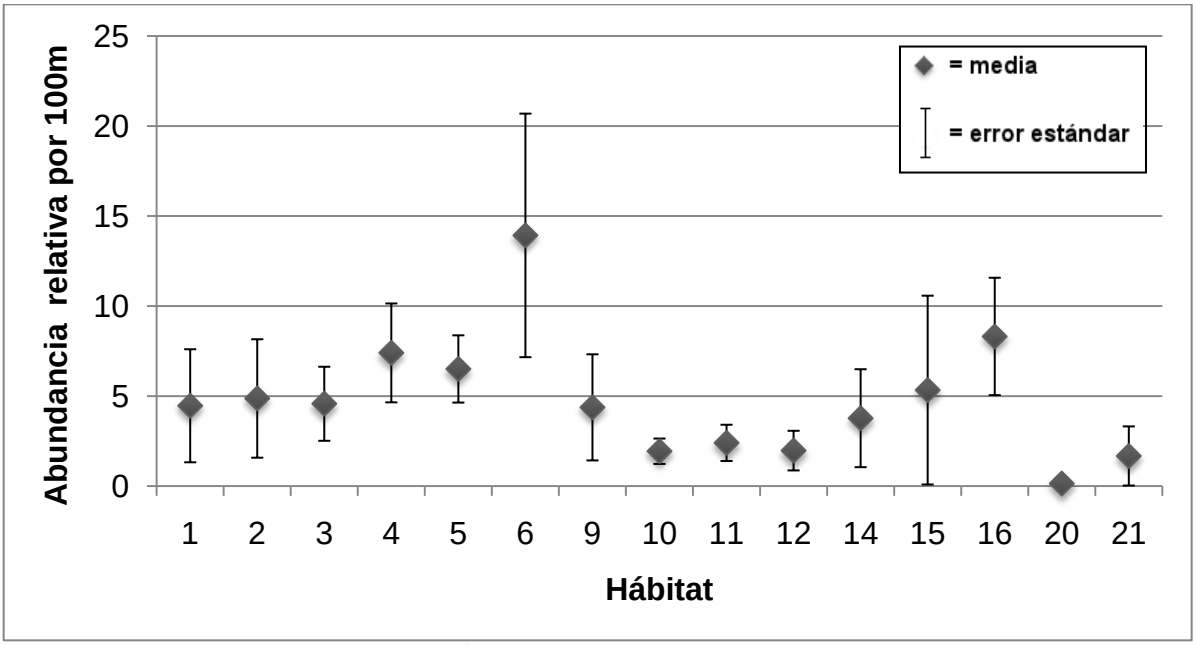


Figura 5. Abundancia relativa de hábitats utilizados por *Zalophus californianus* durante la temporada reproductiva en los meses de verano (julio-agosto de 2009).

Tabla III. Lista de hábitats ocupados por *Zalophus californianus* durante los meses de verano (julio-agosto 2009), los factores que lo componen, el número total de segmentos de costa con dichas características, su longitud total en metros y la media de la abundancia relativa (*Ar* ± error estándar, ES) de animales por cada 100 metros de costa.

Hábitat	Sustrato	Poza	Batimetría	Exposición	n	Longitud total (m)	*Ar* Media ± ES
1	Plataforma	No	Intermedia	Expuesta	14	6641	4.46±3.1
2	Arena	No	Somera	Expuesta	22	20973	4.87±3.2
3	Plataforma	Si	Somera	Expuesta	27	20507	4.57±2
4	Plataforma	Si	Somera	Protegida	44	21441	7.4±2.7
5	Plataforma	No	Somera	Protegida	89	43141	6.51±1.8
6	Arena	No	Somera	Protegida	39	25550	13.93±6.7
9	Plataforma	No	Somera	Expuesta	54	3801	4.38±2.94
10	Acantilado	No	Somera	Protegida	77	60576	1.94±0.7
11	Acantilado	No	Somera	Expuesta	55	82002	2.4±1
12	Acantilado	No	Intermedia	Expuesta	18	17091	1.97±1.1
14	Acantilado	No	Intermedia	Protegida	33	29208	3.77±2.7
15	Canto	No	Somera	Expuesta	27	10732	5.33±5.2
16	Canto	No	Somera	Protegida	64	25121	8.31±3.2
21	Canto	No	Intermedia	Protegida	16	5129	1.68±1.64

La abundancia relativa más alta se encontró en el hábitat 6 (Fig. 5, Tabla III); es posible que este tipo de hábitat sea el más concurrido para la reproducción. Los sitios con sustrato de arena y protegidos del oleaje pueden resultar más cómodos y seguros para las crías, en comparación con sitios formados con grandes rocas y oleaje intenso. No obstante, es necesario un análisis por categorías de edad y sexo para poder evaluar esto.

VII.3.1.2. Temporada no reproductiva (invierno)

Durante los meses de invierno la distribución de los hábitats es muy similar al verano, con ciertas diferencias. Nuevamente se ocuparon todos los hábitats disponibles, únicamente el hábitat 21 se encontró desocupado (Fig. 6, Tabla IV). Al realizar un análisis de Kruskal-Wallis se obtuvo una diferencia significativa ($H_{14,568}$=24, p=0.045). En pruebas *a posteriori* no se encontraron diferencias significativas, por lo que se puede suponer que todos los hábitats poseen igual relevancia para esta especie (Tabla XIII, Anexo 2). El hábitat 15 presentó una media notablemente superior al resto de los hábitats; sin embargo, el error estándar es muy alto, por lo que no se puede establecer una diferencia significativa con el resto.

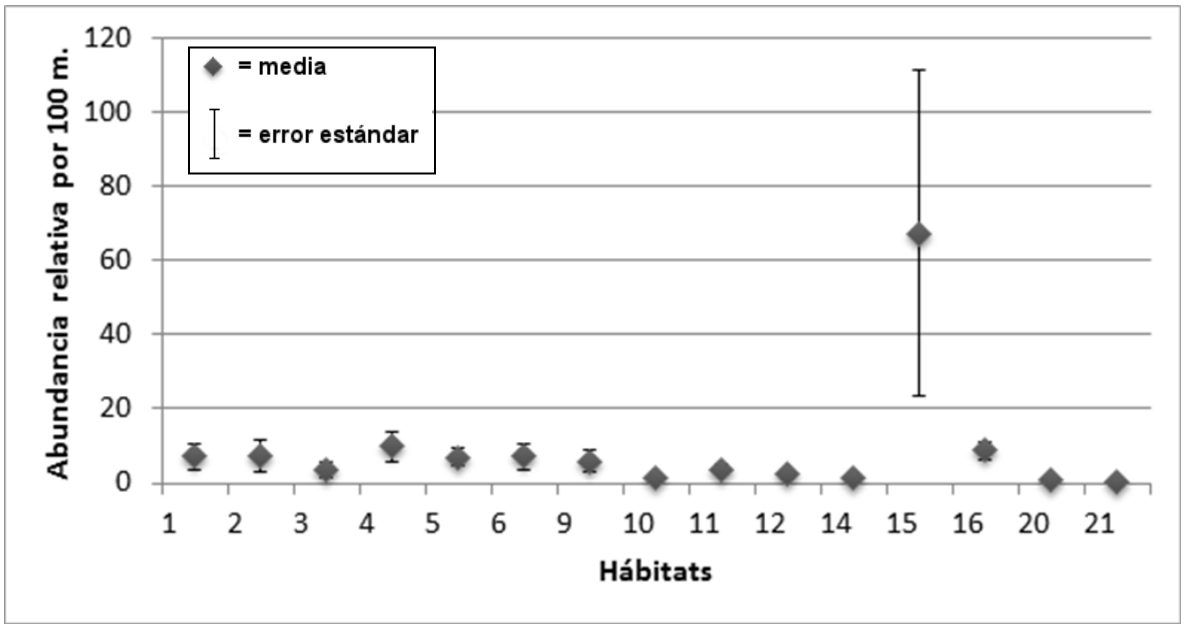


Figura 6. Abundancia relativa de hábitats utilizados por *Zalophus californianus* durante la temporada no reproductiva en los meses de invierno (enero-marzo de 2009).

Tabla IV. Lista de hábitats ocupados por *Zalophus californianus* durante los meses de invierno (enero-marzo 2009), los factores que lo componen, el número total de segmentos de costa con dichas características, su longitud total en metros y la media de la abundancia relativa (Ar ± error estándar, ES) de animales por cada 100 metros de costa.

Hábitat	Sustrato	Poza	Batimetría	Exposición	n	Longitud total (m)	*Ar* Media ± ES
1	Plataforma	No	Intermedia	Expuesta	14	6641	7.09±3.5
2	Arena	No	Somera	Expuesta	22	20973	7.44±4.2
3	Plataforma	Si	Somera	Expuesta	27	20507	3.78±2.1
4	Plataforma	Si	Somera	Protegida	44	21441	9.84±3.9
5	Plataforma	No	Somera	Protegida	89	43141	6.97±2.2
6	Arena	No	Somera	Protegida	39	25550	7.07±3.6
9	Plataforma	No	Somera	Expuesta	54	3801	5.73±2.9
10	Acantilado	No	Somera	Protegida	77	60576	3.61±1.3
11	Acantilado	No	Somera	Expuesta	55	82002	3.61±1.3
12	Acantilado	No	Intermedia	Expuesta	18	17091	2.3±1.32
14	Acantilado	No	Intermedia	Protegida	33	29208	1.48±0.8
15	Canto	No	Somera	Expuesta	27	10732	67.32±43.7
16	Canto	No	Somera	Protegida	64	25121	8.71±2.5
20	Plataforma	No	Intermedia	Protegida	19	13037	1.09±0.7

En comparación con la temporada reproductiva (verano), existen algunos cambios, el primero es la ocupación del hábitat 20 y la desocupación del 21 (Tablas III y IV). Ambos carecen de pozas de marea, tienen batimetría intermedia y se encuentran en zonas protegidas del oleaje intenso; se diferencian en el sustrato, plataforma rocosa en el primero y playa de canto rodado en el segundo.

El segundo cambio notable en temporada no reproductiva es la disminución en la abundancia relativa en el hábitat 6, sin que existiese diferencia significativa entre temporadas (Wilcoxon: T=46, Z=0.408, n=39, p=0.68), en cambio hubo un aumento muy por arriba del promedio de la abundancia relativa en el hábitat 15, aunque con un alto error estándar, por lo que tampoco se encontraron diferencias

significativas entre temporadas (Wilcoxon: T=7, Z=0.73, n=23, p=0.46; Figs. 5 y 6). Dicho tamaño del error puede deberse a una alta concentración de animales en algunas playas de bolsillo, cuya escasa longitud nos arroja altas abundancias relativas que contrastan con otras playas vacías o con menor abundancia relativa. Aun así, en ambas temporadas la media más alta se ubica en sustratos de playas con batimetrías someras.

VII.3.2. *Arctocephalus townsendi*

VII.3.2.1.Temporada reproductiva (verano)

Esta especie, al tener la distribución más restringida de todas, es también la que menos tipos de hábitat tiene a su disposición. Como se observa en la figura 7, se obtuvieron abundancias relativas importantes en diversos hábitats. En el análisis de Kruskal-Wallis obtuvimos una diferencia significativa en las medias de la abundancia relativa ($H_{9,175}$=28.3, p<0.01), lo que nos indica que puede existir una selectividad entre los hábitats disponibles. Al realizar análisis *a posteriori* (Tabla XIV, Anexo 2) encontramos que hay dos grupos de hábitats seleccionados por esta especie durante los meses de verano (Tabla V). Los hábitats del primer grupo cuyas abundancias relativas son más altas podrían considerarse como preferidos. Todos se encuentran en zonas protegidas del oleaje intenso, conformados por sustratos de plataforma rocosa con y sin pozas de marea, así como acantilados rocosos.

El segundo grupo de hábitats es más diverso y está formado por playas de arena y canto rodado, así como el único hábitat seleccionado expuesto al oleaje intenso (Tabla V).

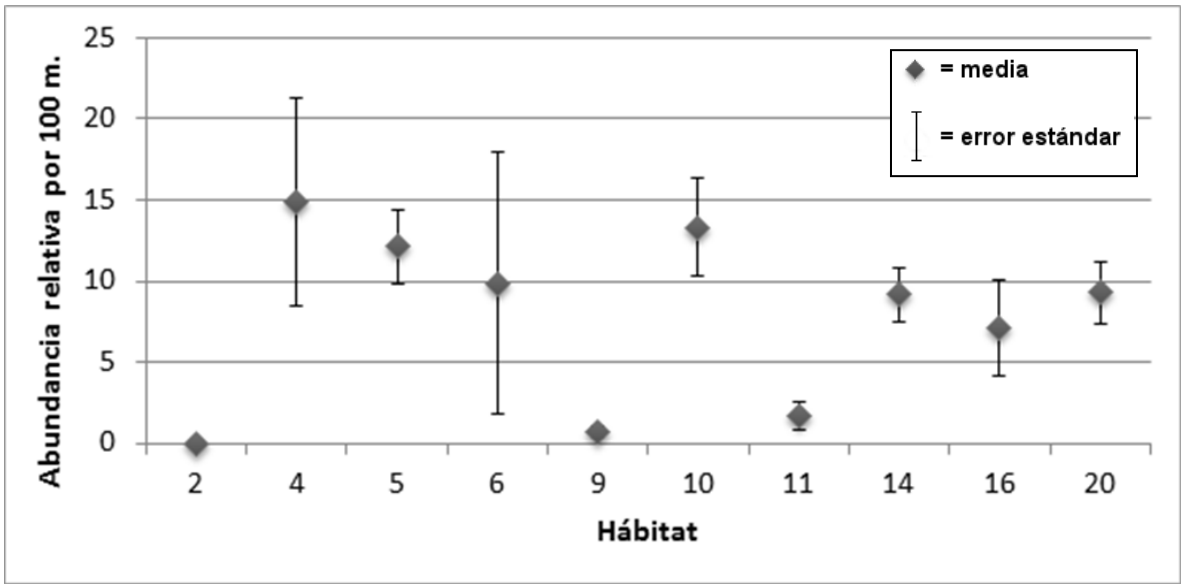


Figura 7. Abundancia relativa de hábitats utilizados por *Arctocephalus townsendi* durante la temporada reproductiva en los meses de verano (julio-agosto de 2009).

Tabla V. Lista de hábitats ocupados por *Arctocephalus townsendi* durante los meses de verano (julio-agosto 2009), los factores que lo componen, el número total de segmentos de costa con dichas características, su longitud total en metros y la media de la abundancia relativa (Ar ± error estándar, ES) de animales por cada 100 metros de costa. En negritas se señala el primer grupo de hábitats y en letra sencilla el segundo, la división se basa en pruebas a posteriori (Tabla XIV, Anexo 2).

Hábitat	*Sustrato*	*Poza*	*Batimetría*	*Exposición*	*n*	*Longitud total (m)*	*Ar* Media ± ES
4	Plataforma	Si	Somera	Protegida	12	3,909	14.91±6.4
5	Plataforma	No	Somera	Protegida	42	20,571	12.13±2.2
10	Acantilado	No	Somera	Protegida	29	27,708	13.3±3
14	Acantilado	No	Intermedia	Protegida	18	18,555	9.15±1.6
20	Plataforma	No	Intermedia	Protegida	8	9,426	9.26±1.9
6	Arena	No	Somera	Protegida	11	2,556	9.87±8.1
11	Acantilado	No	Somera	Expuesta	15	40,112	1.63±0.8
16	Canto	No	Somera	Protegida	25	2,815	7.07±2.9

VII.3.2.2. Temporada no reproductiva (invierno)

Durante el invierno también encontramos una diferencia significativa en la abundancia relativa entre todos los hábitats disponibles ($H_{9,170}$=53.78, p<0.01; Fig. 8), lo que puede indicar que durante esta época del año también existe una selección de hábitats. A diferencia del verano, en esta temporada sólo se identificó un grupo de hábitats (Tabla VI) en los análisis *a posteriori* (Tabla XV, Anexo 2). Se trata del mismo grupo de hábitats que usaron primordialmente durante el verano (Tabla V).

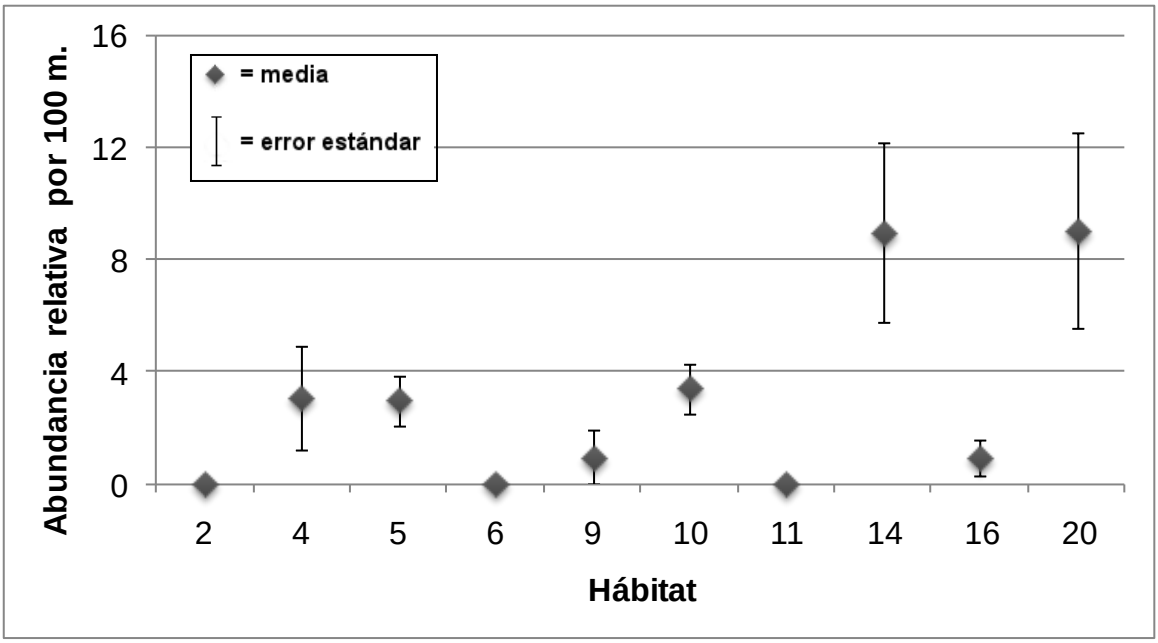


Figura 8. Abundancia relativa de hábitats utilizados por *Arctocephalus townsendi* durante la temporada no reproductiva en los meses de invierno (enero-marzo de 2009).

Tabla VI. Lista de hábitats ocupados por *Arctocephalus townsendi* durante los meses de invierno (enero-marzo 2009), los factores que lo componen, el número total de segmentos de costa con dichas características, su longitud total en metros y la media de la abundancia relativa (Ar ± error estándar, ES) de animales por cada 100 metros de costa.

Hábitat	Sustrato	Poza	Batimetría	Exposición	n	Longitud total (m)	*Ar* Media ± ES
4	Plataforma	Si	Somera	Protegida	12	3,909	3.07±1.8
5	Plataforma	No	Somera	Protegida	42	20,571	2.96±0.8
10	Acantilado	No	Somera	Protegida	29	27,708	3.39±0.8
14	Acantilado	No	Intermedia	Protegida	18	18,555	8.98±3.2
20	Plataforma	No	Intermedia	Protegida	8	9,426	9.07±3.4

VII.3.3. *Phoca vitulina richardsi*

VII.3.3.1. Temporada reproductiva (invierno)

En el invierno se pudo observar una diferencia muy clara en el uso del hábitat, ya que el análisis de Kruskal-Wallis arroja diferencias altamente significativas ($H_{14,499}$=54.12, p<0.01; Fig. 9). Los análisis *a posteriori* sugieren que existen tres grupos de hábitats, siendo el 21 claramente el más relevante (Tabla XVI, Anexo 2). Tal y como se describe en la Tabla VII, se trata de un hábitat de playa de canto rodado y protegido del oleaje. El segundo grupo corresponde al hábitat 16, cuyas características son muy similares al 21, con excepción de la batimetría que en este caso es somera.

Finalmente, tenemos el último grupo (formado por los hábitats: 1, 2, 3, 4, 5, 6, 15 y 20) donde la abundancia relativa en general es más baja y está conformado por plataformas rocosas tanto con pozas de marea como sin ellas, además de playas de arena, ubicadas en zonas expuestas y protegidas del oleaje. También encontramos un hábitat de playa de canto rodado, pero en zonas expuestas. Sólo dos de los ocho hábitats en este grupo tienen batimetrías intermedias; el resto fueron someras.

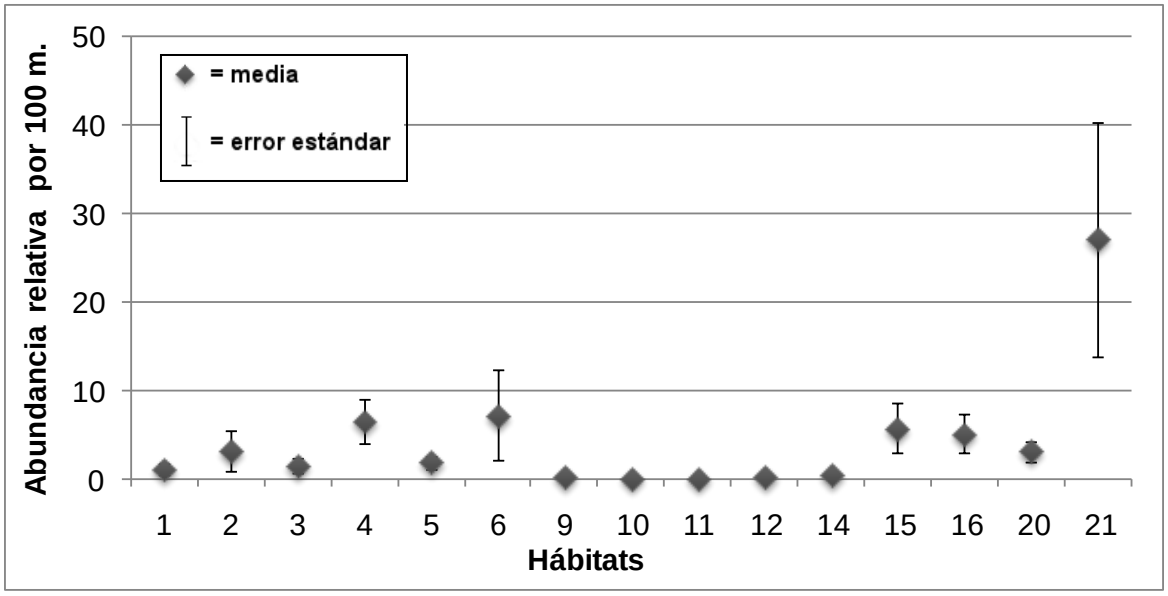


Figura 9. Abundancia relativa de hábitats utilizados por *Phoca vitulina richardsi* durante la temporada reproductiva en los meses de invierno (enero-marzo de 2009).

Tabla VII. Lista de hábitats ocupados por *Phoca vitulina richardsi* durante los meses de invierno (enero-marzo 2009), los factores que lo componen, el número total de segmentos de costa con dichas características, su longitud total en metros y la media de la abundancia relativa (Ar ± error estándar, ES) de animales por cada 100 metros de costa. En negritas se señala el primer grupo de hábitats, en letra sencilla el segundo y en negritas cursiva el tercero, la división se basa en pruebas a posteriori (Tabla XVI, Anexo 2).

Hábitat	Sustrato	Poza	Batimetría	Exposición	n	Longitud total (m)	*Ar* Media ± ES
21	Canto	No	Intermedia	Protegida	16	5,129	27.1±13.2
16	Canto	No	Somera	Protegida	64	25,121	5.07±2.2
1	Plataforma	No	Intermedia	Expuesta	14	6,641	1.06±0.6
2	Arena	No	Somera	Expuesta	16	15,101	3.18±2.2
3	Plataforma	Si	Somera	Expuesta	22	18,815	1.43±0.9
4	Plataforma	Si	Somera	Protegida	42	21,194	6.43±2.5
5	Plataforma	No	Somera	Protegida	76	33,121	1.84±0.7
6	Arena	No	Somera	Protegida	37	24,393	7.2±5.1
15	Canto	No	Somera	Expuesta	21	10,412	5.69±2.8
20	Plataforma	No	Intermedia	Protegida	12	4,041	3.07±1.1

VII.3.3.2. Temporada no reproductiva (verano)

Para el verano el uso de hábitat se muestra distinto, en la figura 10 observamos una alta variación entre los diferentes hábitats, aunque la mayoría de ellos tienen abundancias relativas muy marginales, inferiores a 1 individuo por cada 100 metros lineales. El análisis de Kruskal-Wallis indica que existe una diferencia significativa en la abundancia relativa entre los hábitats ($H_{14,518}$=36.32, p<0.01). En las pruebas *a posteriori* (Tabla XVII, Anexo 2) encontramos un grupo de cuatro hábitats de igual relevancia entre sí (Tabla VIII). Entre estos hábitats encontramos al 21, el más importante durante la temporada reproductiva. En verano la abundancia relativa en todos los hábitats disminuyó significativamente con respecto al invierno (Wilcoxon: T=4768, Z=3.78, n=604, p<0.01). En las figuras 9 y 10, se aprecia esta disminución en la abundancia relativa en todos los hábitats preferentes de la especie (nótese el cambio en la escala del eje Y). El hábitat 16, que también se consideró muy relevante en invierno, ahora sólo presenta una ocupación marginal y no se consideró dentro del grupo de hábitats seleccionados.

La composición de los hábitats utilizados durante el verano es variada, en cuanto a los sustratos se encuentran una playa de arena y una de canto rodado, una plataforma rocosa con pozas de marea y otra sin pozas. Únicamente la playa de canto presenta batimetría intermedia. La mitad de los hábitats se encuentran en zonas expuestas al oleaje intenso (Tabla VIII).

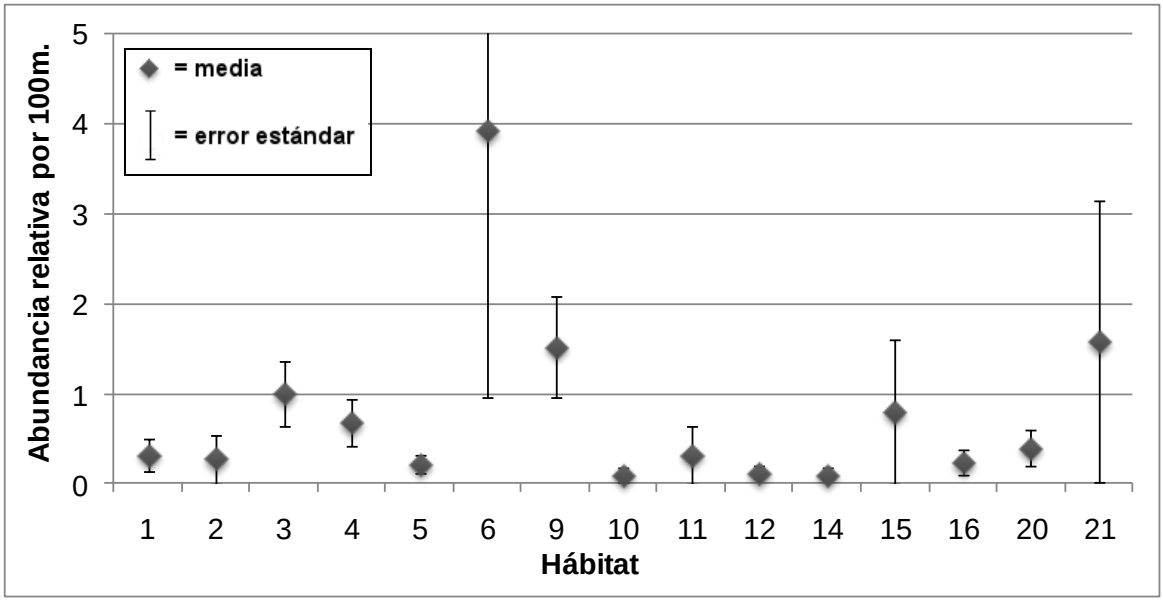


Figura 10. Abundancia relativa de hábitats utilizados por *Phoca vitulina richardsi* durante la temporada no reproductiva en los meses de verano (julio-agosto de 2009).

Tabla VIII. Lista de hábitats ocupados por *Phoca vitulina richardsi* durante los meses de verano (julio-agosto 2009), los factores que lo componen, el número total de segmentos de costa con dichas características, su longitud total en metros y la media de la abundancia relativa (*Ar* ± error estándar, ES) de animales por cada 100 metros de costa.

Hábitat	Sustrato	Poza	Batimetría	Exposición	n	Longitud total (m)	*Ar* Media ± ES
3	Plataforma	Si	Somera	Expuesta	22	18,815	0.99±0.3
6	Arena	No	Somera	Protegida	37	24,393	3.92±2.9
9	Plataforma	No	Somera	Expuesta	47	30,345	1.51±0.5
21	Canto	No	Intermedia	Protegida	16	5,129	1.57±1.5

En ambas temporadas se destaca la importancia que tienen los sustratos de playa para esta especie, especialmente durante la temporada reproductiva.

VII.3.4. *Mirounga angustirostris*

VII.3.4.1. Temporada reproductiva (invierno)

Durante el invierno, cuando los elefantes marinos regresan a las islas para reproducirse, se obtuvo un cuadro muy claro de los hábitats utilizados. Ésta parece ser una de las especies más selectivas en cuanto al uso de hábitats, ya que de todos los que tuvo disponibles solo utilizó cinco (Fig. 11). El análisis de Kruskal-Wallis indica que existe un alto nivel de significación ($H_{14,518}$=80.81, $p<0.01$) en los intervalos de las medias de la abundancia relativa. Con base en las *pruebas a posteriori* (Tabla XVIII, Anexo 2), son cinco los hábitats seleccionados por esta especie (Tabla IX). Todos ellos están formados por sustratos de playa, tanto de arena como canto rodado. La mayoría tiene batimetrías someras, lo que puede ser un indicio de una baja pendiente de la playa. Con respecto a la protección contra el oleaje, la respuesta fue indistinta.

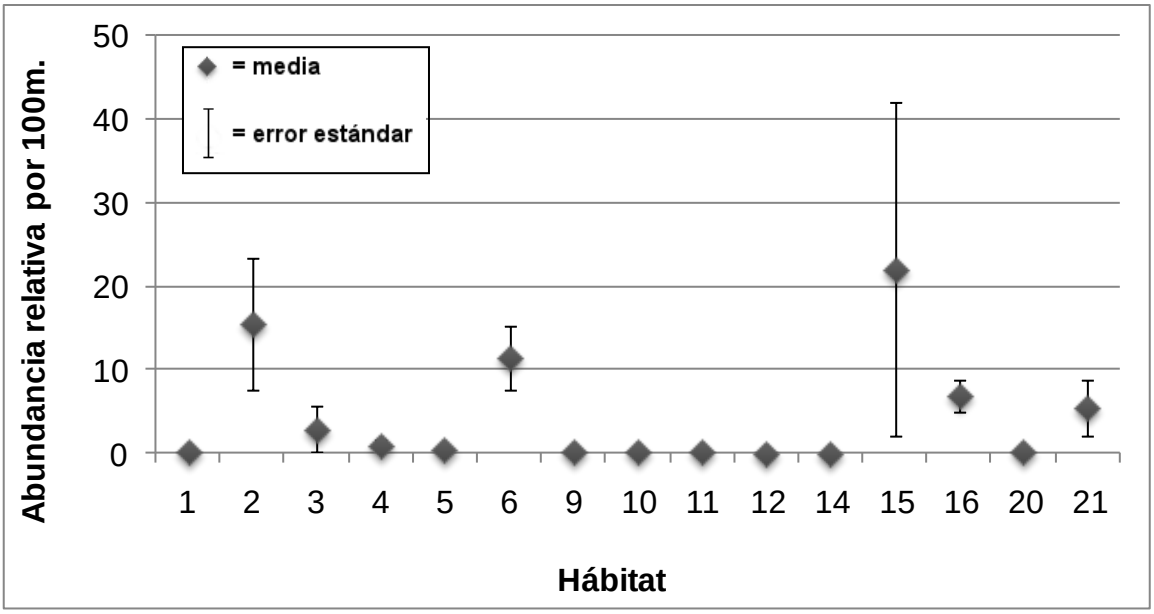


Figura 11. Abundancia relativa de hábitats utilizados por *Mirounga angustirostris* durante la temporada reproductiva en los meses de invierno (enero-marzo de 2009).

Tabla IX. Lista de hábitats ocupados por *Mirounga angustirostris* durante los meses de invierno (enero-marzo 2009), los factores que lo componen, el número total de segmentos de costa con dichas características, su longitud total en metros y la media de la abundancia relativa (*Ar* ± error estándar, ES) de animales por cada 100 metros de costa.

Hábitat	Sustrato	Poza	Batimetría	Exposición	n	Longitud total (m)	*Ar* Media ± ES
2	Arena	No	Somera	Expuesta	22	20,973	15.51±7.8
6	Arena	No	Somera	Protegida	39	25,550	11.48±3.8
15	Canto	No	Somera	Expuesta	27	10,732	22.01±19.9
16	Canto	No	Somera	Protegida	64	25,121	6.92±1.9
21	Canto	No	Intermedia	Protegida	16	5,129	5.37±3.2

VII.3.4.2. Temporada no reproductiva (verano)

Al igual que en las otras especies vemos una notable disminución de la abundancia relativa durante la temporada no reproductiva en comparación con la reproductiva (Figs. 11 y 12). La selección de hábitats entre ambas temporadas es muy similar. Durante la temporada no reproductiva todos los individuos se localizan en sólo cuatro hábitats ($H_{14,602}$=47.23, $p<0.01$; Tabla X). Estos conforman un solo grupo, al no tener diferencias significativas entre sí en el análisis *a posteriori* (Tabla XIX, Anexo 2); también son los mismos que usan durante la temporada reproductiva, a excepción del hábitat 15 que en esta estación se encontró totalmente desocupado.

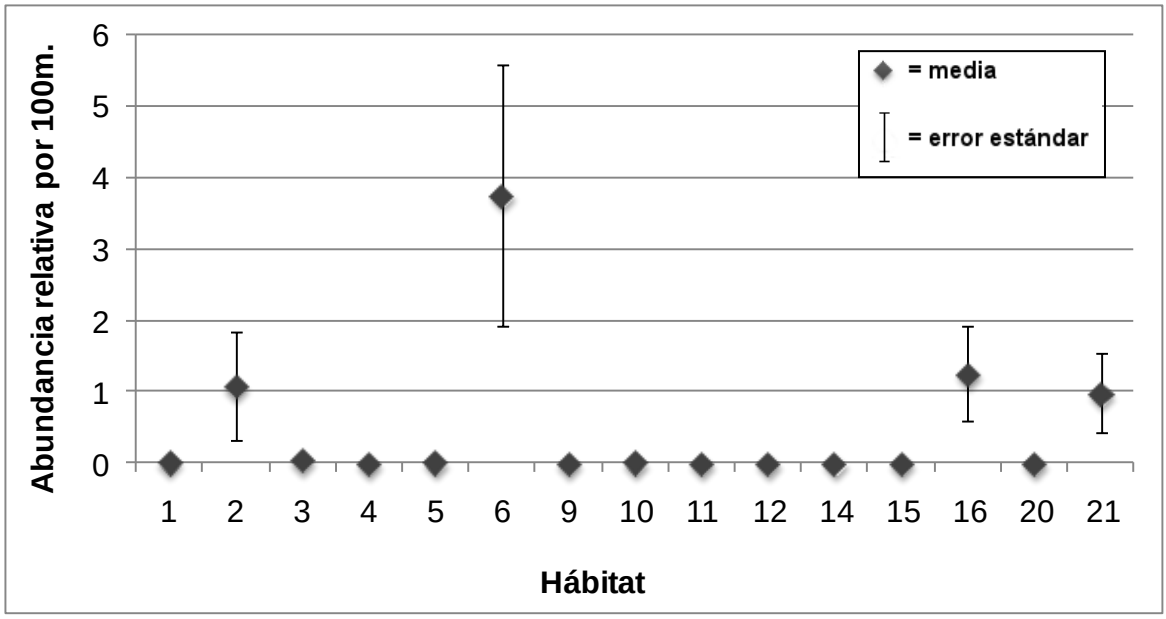


Figura 12. Abundancia relativa de hábitats utilizados por *Mirounga angustirostris* durante la temporada no reproductiva en los meses de verano (julio-agosto de 2009).

Tabla X. Lista de hábitats ocupados por *Mirounga angustirostris* durante los meses de verano (julio-agosto 2009), los factores que lo componen, el número total de segmentos de costa con dichas características, su longitud total en metros y la media de la abundancia relativa (*Ar* ± error estándar, ES) de animales por cada 100 metros de costa.

Hábitat	Sustrato	Poza	Batimetría	Exposición	n	Longitud total (m)	*Ar* Media ± ES
2	Arena	No	Somera	Expuesta	22	20,973	1.08±0.7
6	Arena	No	Somera	Protegida	39	25,550	3.75±1.8
16	Canto	No	Somera	Protegida	64	25,121	1.25±0.6
21	Canto	No	Intermedia	Protegida	16	5,129	1.0±0.5

VII.4. Uso compartido del hábitat

En las Tablas XI y XII observamos el porcentaje de fotografías en las que individuos de dos especies diferentes se encontraban uno junto al otro en una misma fotografía, considerando únicamente las islas comunes a su distribución, durante las estaciones de verano e invierno respectivamente. Esta información arroja un panorama general sobre la forma en que las distintas especies comparten el espacio terrestre, nos permite identificar fácilmente que especies suelen encontrarse con mayor frecuencia en compañía de otras.

Tabla XI. Porcentaje de fotografías que muestran más de una especie durante la estación de verano (julio-agosto 2009). Únicamente se consideraron las fotografías pertenecientes a islas compartidas en la distribución de ambas especies.

Especie	*Phoca vitulina richardsi*	*Mirounga angustirostris*	*Zalophus californianus*	*Arctocephalus townsendi*
Phoca vitulina richardsi				
Mirounga angustirostris	1.18%			
Zalophus californianus	5.12%	3.52%		
Arctocephalus townsendi	0.93%	5.10%	25.51%	

Tabla XII. Porcentaje de fotografías que muestran más de una especie durante la estación de invierno (enero-marzo 2009). Únicamente se consideraron las fotografías pertenecientes a islas compartidas en la distribución de ambas especies.

Especie	*Phoca vitulina richardsi*	*Mirounga angustirostris*	*Zalophus californianus*	*Arctocephalus townsendi*
Phoca vitulina richardsi				
Mirounga angustirostris	2.86%			
Zalophus californianus	6.95%	9.22%		
Arctocephalus townsendi	5.77%	8.95%	21.58%	

El resultado más destacado es la frecuencia con que se encuentran mezcladas ambas especies de otáridos (25% en verano y 22% en invierno, Tablas XI y XII). Esto es aun más relevante si consideramos que únicamente se encontraron lobos marinos de California y lobos finos de Guadalupe en el 33.6% y 55.6% de dichas imágenes respectivamente.

El segundo caso más relevante es la alta frecuencia de fotografías donde se observa al elefante marino del norte y ambas especies de otáridos durante el invierno (Tabla XII). En ambos casos el porcentaje de ocurrencia fue cercano al 9%, que pudiese parecer bajo, pero es necesario considerar que los elefantes marinos se encontraron únicamente en el 17% y 34.2% de las imágenes consideradas en las comparaciones con el lobo marino de California y el lobo fino de Guadalupe, respectivamente.

La foca común parece ser la especie que más comúnmente se encuentra separada de otras. Durante su temporada reproductiva (invierno) el porcentaje de ocurrencia con alguna otra especie se mantuvo por debajo del 7%, aunque durante la temporada no reproductiva (verano) los porcentajes fueron aun más bajos (<5.12%). Esta especie tuvo el menor porcentaje en todas las combinaciones presentadas.

VIII. DISCUSIÓN

A continuación se discute la distribución y uso de hábitat por especie, a fin de unir estos dos aspectos en una descripción integral. Se entiende por distribución la descripción espacial de las zonas que ocupan y como uso de hábitat las características de estos sitios. Posteriormente se aborda el uso compartido del hábitat, donde se hace una comparación de los resultados encontrados por especie.

VIII.1. *Zalophus californianus*

De los pinnípedos en México, esta especie es la de más amplia distribución dentro del país, así como una de las más estudiadas. Gracias a esto existen varios trabajos que nos permiten tener un punto de referencia sobre su uso de hábitat en diferentes regiones.

Su distribución dentro del área de estudio abarcó casi la totalidad de las islas exceptuando San Roque. Aunque no ocupan toda la línea de costa disponible, se concentran en ciertas áreas de cada isla. No obstante, en el análisis de hábitats no encontramos preferencias por características comunes en dichas zonas.

Durante la temporada reproductiva en los meses de verano, la similitud en el uso de los distintos hábitats parece indicar que no existe una selección por algún tipo de hábitat, sino que utilizan casi todos los que tienen a su disposición. De los 15 hábitats considerados en el análisis únicamente uno estuvo desocupado (Fig. 5, Tabla III). Este comportamiento plantea la hipótesis de que al menos en esta región se trata de una especie generalista en lo que respecta a su uso de hábitat.

Estos resultados coinciden con los de Gutiérrez-García (2009) quien utilizó las variables de orientación del sitio, brisa, pozas de marea, sustrato y pendiente, para categorizar 69 sitios en las tres islas del archipiélago San Benito. Obtuvo 24 tipos de hábitats distintos, sin encontrar evidencia para ninguna categoría de edad y sexo, sobre la existencia de preferencias por algún tipo de hábitat en particular. No obstante, señala que el lobo marino de California estuvo presente en el 80% de los hábitats, mientras que el lobo fino de Guadalupe ocupó sólo el 50%, por lo que le atribuye a este último una mayor selectividad. Esto indica que aun mediante otra metodología y distintas variables se obtienen resultados similares.

Sin embargo, en otras regiones la selección de sitios parece ser más específica, como es el caso del Golfo de California donde como lo señalan Aurioles-Gamboa y Zavala-González (1994), el lobo marino se reproduce a menudo en playas rocosas, con grandes rocas que puedan proveer refugio para las crías durante el verano cuando la temperatura ambiental en el Golfo de California alcanza los 40 ºC. Estos autores mencionan que aunque también utilizan playas de arena y canto rodado para la reproducción, sí existen zonas rocosas en la cercanía las preferirán.

González-Suárez y Gerber (2008) también relacionan las características relacionadas con la termorregulación a la selección de hábitat en el Golfo de California, estos autores concluyeron mediante modelos de regresión logística que la ocupación de sitios estaba más relacionada con la presencia de rocas grandes, sustratos de color claro y costas convexas. Argumentan que las rocas grandes pueden proveer sombra a las crías. Los sustratos de color claro reflejan mayor cantidad de energía solar y por ende se mantienen más frescos, mientras que las costas convexas implican que el sitio suele estar rodeado por agua (tipo península) por lo que es más fácil para los animales acceder al agua y refrescarse.

Las diferencias en el uso de hábitat entre estas dos regiones nos hablan de la capacidad adaptativa de esta especie. Mientras que en el Golfo de California el

estrés térmico parece ser el eje fundamental de su comportamiento en tierra, en la Región Occidental de la Península de Baja California (ROPBC) las temperaturas ambientales y del agua son mucho más bajas. Los lobos marinos de California son incapaces de regular su temperatura corporal cuando la temperatura ambiental supera los 30 ºC por lo que deben recurrir a comportamientos de termorregulación (Whittow *et al*., 1975). Isla Guadalupe presenta un patrón climático muy similar al resto de la ROPBC, aquí la temperatura ambiental tiene un máximo en el mes de septiembre de 21±1.2 ºC y un mínimo de 15±1.7 ºC en los meses de enero-marzo (Castro *et al*., 2005). Esto implica que los factores auxiliares en la termorregulación pueden no tener la misma relevancia en la zona. Es posible que las temperaturas más frías en la ROPBC provean de un ambiente más óptimo que le permita a esta especie utilizar mayor diversidad de hábitats sin tener que recurrir a sitios con mayor protección térmica.

El mayor stock de la especie se encuentra en la costa oeste de los Estados Unidos, aunque las colonias reproductivas se concentran en el sur de California, especialmente en las islas San Nicolás, San Clemente, Santa Barbará y San Miguel, pertenecientes al archipiélago de las Islas del Canal (Channel Islands; Le Boeuf y Bonnell, 1980). Por su cercanía con la ROPBC, podríamos esperar que las condiciones físicas de estos sitios sean muy similares y por ende presentan un mejor caso comparativo.

Bearzi *et al*. (2008) realizaron 277 censos en bote entre 1997 y 2007 en la Bahía de Santa Mónica, California documentando la presencia de pinnípedos. Estos autores mencionan que la mayoría de los avistamientos de lobos marinos ocurrieron entre la isobata de 50m y la línea de costa, lo que podríamos interpretar como una asociación a batimetrías intermedias-someras, aunque señalan que dentro de la bahía también fue común observarlos cerca de cañones submarinos.

Odell (1975b) menciona que en la Isla San Nicolás, durante la temporada reproductiva, los lobos marinos prefieren ocupar playas rocosas, mientras que

durante la temporada no reproductiva se inclinan más por playas arenosas. Este autor señala a la variación climática en las islas, los requerimientos termorregulatorios y factores sociales de la especie, como posibles responsables de esta variación entre temporadas.

El lobo marino de Steller (*Eumetopias jubatus*) guarda importantes similitudes en la ecología, dieta y distribución con el lobo marino de California. En esta especie Ban y Trites (2007) analizaron el uso de hábitat terrestre a través de un SIG elaborado por la NOAA (National Oceanographic and Atmospheric Administration) y el MSRM (British Columbia Ministry of Sustainable Resource Management) para evaluar riesgos ante derrames petroleros. Encontraron que la especie favorecía costas rocosas expuestas al fuerte oleaje, evitando usar áreas protegidas y playas con sustratos finos (arena o lodo). Se ha discutido el riesgo que el oleaje fuerte puede presentar para las crías de otáridos, sin embargo los autores argumentan que *E. jubatus* no asocia el hábitat terrestre con la seguridad durante tempestades, por lo que ante clima adverso se refugia en el mar. Por lo que el nivel de resguardo que pueda ofrecer un sitio no es considerado por esta especie. Si este comportamiento es compartido por el lobo marino de California, podría explicar en parte la indiferencia encontrada por sitios expuestos o protegidos del oleaje.

En el presente estudio las diferencias en la distribución entre la temporada reproductiva (verano) y no reproductiva (invierno) fueron mínimas, y parecen limitarse a una dispersión ligeramente mayor durante el invierno (Figs. 13-24 y 26). Esto puede deberse a que las hembras se mantienen en los mismos sitios durante todo el año, ya que deben amamantar a sus crías hasta el siguiente ciclo reproductivo (Odell, 1975). Mientras tanto, los machos presentan una mayor dispersión durante el invierno. Se ha documentado que durante esta temporada los machos adultos de las colonias de Baja California y el sur de California migran hacia el norte de California, Oregon, Washington y la Columbia Británica. Utilizan estos viajes para alimentarse y descansar hasta el siguiente periodo reproductivo

(Mate, 1975; Aurioles *et al.*, 1983). Estas migraciones podrían explicar la homogeneidad en la distribución y la disminución en las abundancias relativas. Se requiere un análisis por categorías de edad y sexo entre temporadas para respaldar esta hipótesis.

Al no encontrar en este estudio un factor que pueda explicar la selección de sitios, es necesario cuestionar si existen otros factores que pudiesen estar influenciando la ocupación de ciertos lugares frente a otros. Uno de estos factores puede ser la disponibilidad de alimento, asociada a la riqueza alimentaria de las aguas cercanas. En el Golfo de California las aguas de esta región presentan un gradiente negativo norte-sur en su productividad primaria (Álvarez-Borrego, 1983), lo que explica por qué en la región norte se concentra el 91.2% de la población que reside en el golfo (González-Suárez y Gerber, 2008). En la ROPBC, la Corriente de California acarrea aguas templadas del norte (Espinoza-Carreón, 2005), aunado a vientos predominantes del noroeste (Castro *et al*., 2003), y provocan frecuentes eventos de surgencias que enriquecen las aguas superficiales. Por lo tanto, en general toda la zona de estudio posee una importante productividad. Es por esto que en la ROPBC la distribución de la especie abarque toda la región, sin que parezca existir un gradiente latitudinal en su población.

Sin embargo, la productividad oceánica sólo nos permite explicar la distribución de la especie a macro escala, carecería de sentido aplicar este criterio para la ocupación de algunas zonas en una misma isla. Es probable que otros factores como la presencia de depredadores (perros ferales) o el disturbio humano tengan un mayor peso a pequeña escala en cada una de las islas. En este escenario, tal como describen Ban y Trites (2007), existe el riesgo de forzar a los animales a utilizar sitios de menor calidad, afectando el crecimiento poblacional ante un posible aumento de la mortalidad de crías, menor éxito en el forrajeo o la dificultad para los machos de establecer y defender territorios reproductivos. Es por esto que es necesario realizar un estudio de las interacciones entre los lobos

marinos y las perturbaciones antropogénicas a fin de evaluar si existe una repercusión sobre su hábitat terrestre.

VIII.2. *Arctocephalus townsendi*

La distribución de los lobos finos de Guadalupe se encontró limitada a Isla Guadalupe y las tres islas del archipiélago San Benito. Siendo la primera donde se concentra la mayor cantidad de individuos, especialmente en su costa este, aunque también se encuentran individuos en la costa oeste, especialmente en la porción sur (Fig. 19). Esta isla fue hasta fines del siglo XX el último refugio de la especie, hasta que en 1997 se descubrió una nueva colonia en la isla San Benito Este (Maravilla-Chávez y Lowry, 1999). Desde entonces la población y distribución en dicho archipiélago se ha incrementado, actualmente abarca las tres islas San Benito con una población de 2,113 individuos (Aurioles-Gamboa *et al*., 2010). La distribución actual se agrupa principalmente en las islas Este y Oeste donde ocupan la mayor parte de la costa (Figs. 20 y 22); en cambio en la isla Centro únicamente se localizan en la porción sureste y en grupos reducidos (Fig. 21).

Aurioles-Gamboa *et al.* (2010) en su reporte presentan un mapa cronológico de la recolonización de *A. townsendi* en las islas San Benito. Dicho mapa concuerda con la distribución presentada en este trabajo. Inclusive la distribución en San Benito Centro coincide a pesar de que la ocupación de esta isla ha sido baja. Los únicos cambios perceptibles entre la distribución en la temporada reproductiva de 2008 (Aurioles-Gamboa *et al*., 2010) y 2009 (presente estudio) es la ocupación de la punta suroeste de la isla Este (Fig. 20) y la incipiente presencia de individuos en la costa oeste de la isla Oeste (Fig. 22). Esto puede ser evidencia de que la población de esta colonia continúa en expansión espacial, tal como señalan Aurioles-Gamboa y colaboradores en su mapa cronológico. Si esta tendencia continua, es posible que en los próximos años veamos nuevas colonias en islas cercanas como Cedros o Natividad.

En Isla Guadalupe, que sigue siendo la colonia más importante para esta especie, Hernández Montoya (2009) realizó un conteo a lo largo de la costa de la isla durante la temporada reproductiva de 2006. Este autor describe que la distribución de *A. townsendi* se presentó en la costa este y sur de la isla, encontrando mayor concentración de individuos en la parte central de la costa este con un abundancia relativa de 303.5 ± 17.3 individuos por kilómetro lineal de costa. Las zonas con menor abundancia relativa fueron la punta noreste y sureste (79.3 y 87.7 ind/km).

En el presente estudio la distribución de la especie guarda mucha relación con la reportada por Hernández Montoya (2009). Sin embargo, durante el verano de 2009 se encontró que la distribución también abarcaba algunas zonas de la costa oeste (Fig. 19). En la mayor parte de esta costa se encontraron individuos aislados, aunque existe una concentración importante en la zona suroeste que no había sido reportada por Hernández Montoya ni por Gallo-Reynoso (1994). Este último autor también presenta un mapa de distribución del otárido en Isla Guadalupe entre los años 1991-1993. En dicho mapa coloca la abundancia relativa (individuos por 100 metros lineales de costa) en diversas zonas a lo largo de la costa oriental de la isla. Se observa que entre los años presentados por Gallo-Reynoso parece existir una tendencia dispersora desde la zona central a los extremos de la isla. Es posible que dicha tendencia continúe, y la actual distribución en la zona suroeste de la isla sea producto de esta expansión espacial (Fig. 19).

Con respecto al uso de hábitat se encontró evidencia de una preferencia por hábitats formados por grandes rocas, como sustratos de plataforma rocosa y acantilados, algunos con pozas de marea y todos protegidos del oleaje intenso (Figs. 7 y 8, Tablas V y VI). Durante la temporada reproductiva también se ocupan, aunque en menor medida, hábitats de playa de arena y canto rodado, protegidos del oleaje, así como un hábitat de acantilado expuesto al oleaje (Fig. 7, Tabla V). El encontrar un patrón en el uso de hábitats terrestres es indicativo de la

importancia de las características evaluadas, de no ser así esperaríamos una distribución al azar (Ban y Trites, 2007).

La distribución más amplia durante la temporada reproductiva podría ser ocasionada por un desplazamiento de machos no territoriales hacia sitios sub-óptimos al establecerse territorios reproductivos en los sitios óptimos, volviendo a ser ocupados por los machos no territoriales al término de la temporada reproductiva cuando la presión territorial ha desaparecido. También, al igual que en el resto de las especies se encontró una disminución en la abundancia relativa durante la temporada no reproductiva. Esto podría atribuirse a que durante dicha temporada un mayor porcentaje de individuos se encuentran alimentándose en el mar. Durante la temporada reproductiva los machos territoriales ayunan y las hembras pasan mayor parte del tiempo en tierra (Gallo-Reynoso, 1994; Belcher y Lee, 2002), por lo que la abundancia en los conteos aumenta.

El uso de hábitat encontrado concuerda con descripciones anteriores, basadas primordialmente en conocimiento empírico acerca de las características de los hábitats utilizados por esta especie. Dichas descripciones mencionan la importancia de la temperatura ambiental y la exposición a la luz solar, por lo que los animales suelen buscar sitios con sombra, tales como zonas rocosas y cuevas con salida al mar (Peterson *et al*., 1968). Gallo-Reynoso (1994) menciona también que aquellos hábitats con características que puedan proporcionar una disminución en los costos de termorregulación serán favorecidos al proporcionar una ventaja importante durante la reproducción. Por su parte Hernández Montoya (2009) sugiere que la distribución de la especie está influenciada por zonas donde se encuentra protección contra el oleaje intenso y el viento, así como de la amplitud de la zona intermareal, restando importancia a la cercanía de zonas más productivas.

El único estudio que ha evaluado estadísticamente las preferencias de hábitat en esta especie es el realizado por Gutiérrez-García (2009) en las islas

San Benito. Ella menciona que *A. townsendi* parece presentar una mayor selectividad de hábitats que *Z. californianus*, aunque no encontró evidencia estadística que respalde la preferencia de ninguna de estas especies por un tipo de hábitat en particular. Aunque se podría inferir que la mayor selectividad que Gutiérrez-García menciona podría estar influida por el proceso de colonización en dichas islas, en el presente trabajo también encontramos evidencia de una mayor selectividad de *A. townsnedi* frente a *Z. californianus*.

Aquí puede surgir la pregunta de por qué restar importancia a la termorregulación en el lobo marino de California, mientras que se enfatiza en el lobo fino de Guadalupe. La razón puede estar en su morfología y fisiología; los lobos finos, conocidos también como lobos marinos de dos pelos, deben sus nombres comunes al denso pelaje que los recubre. *A. townsendi* posee un grueso pelaje compuesto de pelos finos cubiertos a su vez por pelos externos en ángulo para minimizar la pérdida de calor. Adicionalmente, los pelos están recubiertos por aceites producidos por glándulas sebáceas, dándoles la capacidad de atrapar burbujas de aire para formar una capa adicional de aislamiento (Belcher y Lee, 2002). Es por esto que aún en temperaturas moderadas, la sombra y el acceso al agua se mantienen como factores fundamentales en la selección de sitios favorables para la termorregulación. La otra especie de lobo fino que habita el Pacífico Nororiental es el oso marino ártico (*Callorhinus ursinus*), y aunque su distribución alcanza las Islas del Canal, como su nombre lo indica, habita principalmente en regiones sub-polares. En este tipo de ambientes sus cuerpos buscan minimizar la pérdida de calor, por lo que utilizan mecanismos similares a los encontrados en *A. townsendi* (Gentry, 2009). Esto sugiere que en ambientes templados como el de Baja California los lobos finos deben de recurrir a mecanismos externos para controlar su temperatura corporal.

Otro factor que pudiese influir es el color del sustrato, en la Isla Guadalupe donde se localizan la mayoría de los animales, predominan las rocas oscuras de origen volcánico, mientras que en San Benito las rocas son de origen continental y

colores más claros. Sin embargo, observamos que la ocupación en sustratos de playa, donde predominan las tonalidades claras en el sustrato, es baja (Figs. 7 y 8, Tablas V y VI). Es decir que la presencia de sombra puede tener mayor relevancia que el color del sustrato.

El último factor relevante en el uso de hábitat es, tal como lo mencionó Hernández Montoya (2009), la protección contra el oleaje intenso. Este factor se encontró de forma predominante en los hábitats más relevantes (Tablas V y VI). Esto puede ser una estrategia para minimizar la mortalidad de crías por ahogamiento. Hay que recordar que a diferencia de las focas, en los otáridos el nado es un comportamiento aprendido (Ridgway y Harrison, 1981). En otras especies de otáridos, como el lobo marino de Steller, se ha documentado que el fuerte oleaje es una de las principales causas de muerte en crías (Maniscalco *et al*., 2008).

En Guadalupe, muchos sitios de la costa oeste de la isla son inundados por la marea alta, por lo que podría argumentarse que este factor y no el oleaje intenso estarían detrás de la escasa ocupación de esta costa. Además, en San Benito Oeste, que es la isla más expuesta del archipiélago, encontramos que la zona expuesta de la isla también presenta una escasa ocupación de lobo fino.

VIII.3. *Phoca vitulina richardsi*

Phoca vitulina, que comprende las cinco subespecies, es uno de los pinnípedos con mayor distribución a nivel mundial (Burns, 2009). Inclusive la distribución de la subespecie *P.v. richardsi* es también muy amplia, abarcando desde las Islas Aleutianas hasta Baja California (Gallo-Reynoso y Aurioles-Gamboa, 1984). Esto comprende una enorme diversidad de hábitats, desde zonas subárticas rodeadas de hielo, hasta paisajes desérticos en la costa de Baja California. Existen diversos estudios alrededor del mundo que han descrito el uso

de hábitat de esta especie; sin embargo, se puede suponer que tan diversos son los hábitats que ocupa como sus adaptaciones a éstos. Burns (2009) señala que esta especie suele encontrarse en llanuras de marea, barras de arena o grava, playas, rocas, icebergs glaciales, hielo flotante y estructuras artificiales. Tampoco se limitan a ambientes marinos sino que también pueden encontrarse en ríos y lagos de agua dulce.

En la región de Baja California, se encontró que durante la temporada reproductiva (invierno) las abundancias relativas fueron significativamente superiores en hábitats de playas de canto rodado, protegidas del oleaje (Fig. 9, Tabla VII). Aunque también usaron en menor medida hábitats más diversos como plataformas rocosas con y sin pozas de marea, playas de arena, otras playas de canto rodado, la mayoría en zonas protegidas del oleaje pero también en zonas expuestas, con batimetría de somera a intermedia (Fig. 9, Tabla VII).

Durante la temporada no reproductiva utilizaron un menor número de hábitats: plataformas rocosas con y sin pozas de marea, playas de arena y canto rodado, la mayoría con batimetría somera y tanto en zonas expuestas como protegidas del oleaje. Estos cambios sugieren que durante la temporada reproductiva las focas buscan en mayor medida sitios protegidos y de fácil acceso, como una ventaja para las crías recién nacidas. Los movimientos en tierra de las focas son mucho más limitados y torpes que los de los otáridos, por lo que presumiblemente para una cría recién nacida los obstáculos sean aun mayores. Esta podría ser una de las razones por las que las focas favorecen hábitats de fácil acceso para sus crías.

Estos resultados coinciden con lo reportado por Bowen *et al*. (1992) quienes reportan que durante la temporada reproductiva (mayo-junio) en la Isla Sable, Canadá las focas buscan parir en playas de arena amplias. Otros trabajos realizados en la región de California y Baja California describen que buscan playas aisladas, zonas de intermareal rocoso y bancos de arena en bahías y estuarios

(Antonelis y Fiscus, 1980; Stewart, 1984). Sullivan (1980) menciona que las focas frente a la costa de Humboldt, California, buscan sitios con pendientes bajas o aquellos expuestos durante las mareas bajas frente a lugares con pendientes más pronunciadas o sustrato escabroso. Además menciona que las focas abandonaban las zonas expuestas al oleaje o sujetas al continuo rocío de las olas. También señala una preferencia por localidades con acceso directo al agua o adyacentes a canales de agua profundos. En todos estos trabajos se encuentra un patrón general que indica que las focas buscan sitios de fácil acceso y protegidos, especialmente durante la reproducción.

Durante el verano la preferencia por sitios de playa parece perder fuerza y se incluyen en un mismo plano de relevancia sustratos de plataforma rocosa en zonas expuestas al oleaje intenso (Fig. 10, Tabla VIII). El periodo de lactancia en esta especie es de sólo 24 días (Bowen *et al*., 1992). Esto implica que para los meses de verano no exista ningún lazo madre-cría que obligue a las hembras a permanecer en las mismas zonas. Podrían entonces estar favoreciendo otros requerimientos como sitios más cercanos a las zonas de alimentación o con menor grado de perturbación. En las Islas Farallón se encontró que existía una correlación positiva entre la abundancia de foca común y la TSM de invierno y verano, así como una correlación negativa con el índice de surgencias (Sydeman y Allen, 1999). Otro factor que pudiese ser relevante es la presencia de bosque de macroalgas, en la bahía de Santa Mónica en California Bearzi *et al*. (2008) reportan que utilizan zonas rocosas y playas, frente a bosques de macroalgas y con profundidades menores a 90m. Estos autores señalan que esta vegetación parece ser utilizada para actividades relacionadas a la alimentación.

En cuanto a su distribución encontramos presencia de foca común en todas las islas excepto Guadalupe, aunque en las islas San Benito su abundancia es baja. Dentro de las islas donde se distribuyen se encontraron cambios importantes en la distribución entre el invierno y el verano. De manera general durante el invierno ocuparon más zonas y en abundancias más altas que durante el verano.

Un claro ejemplo de esto se puede apreciar en San Roque (Fig. 25) donde durante el invierno ocupan cerca de la mitad de la costa de la isla, mientras que en el verano sólo se les encuentra en tres sitios y en abundancias bajas. Otro cambio importante es que diversas islas, ocupan distintos sitios en cada temporada, por ejemplo en Asunción (Fig. 26), durante el invierno ocupan principalmente la costa este y los islotes del norte, mientras que en verano se les encuentra en la costa oeste y sureste. Por lo que a diferencia de las otras especies de pinnípedos, que muestran alta fidelidad al sitio, las focas en Baja California parecen no permanecer en los mismos sitios todo el año.

Diversos autores señalan que esta es una especie no migratoria, cuyos movimientos son solamente locales, asociados a la reproducción y el forrajeo (Reeves *et al*., 2002; Nowak, 2003). Aunque como señala Burns (2009) esta generalización no es aplicable a todas las poblaciones, y se han identificado diversos tipos de movimientos a lo largo de su distribución. Esto también lo encontró Lubinsky (2010), quien reporta movimientos estacionales en la distribución de las focas alrededor de las islas que habitan. Pueden existir diversas causas para estos desplazamientos, podría tratarse de movimientos regulares, causados por efectos antropogénicos, por cambios en la abundancia de presas o más probablemente derivados de una estrategia reproductiva.

Lubinsky (2010) reporta que durante el invierno, en la costa de la Península de Baja California, la mayoría de las colonias se concentran en la región norte, en playas de bolsillo con sustrato de canto rodado y protegidas del oleaje. Por lo que es presumible que tanto en el continente como en las islas, busquen hábitats similares para reproducirse.

VIII.4. *Mirounga angustirostris*

La distribución de esta especie, tras haberse refugiado de la extinción en Guadalupe (Bartholomew y Hubbs, 1960) actualmente abarca la mayor parte del área de estudio. Las colonias más importantes continúan siendo Guadalupe y las cercanas islas San Benito y Cedros (Figs. 19-23), aunque en otras islas como Todos Santos (Fig.14) o Asunción (Fig. 26) la presencia de la especie se reduce a unos pocos individuos. No obstante, existen grupos significativos (alrededor de 50 individuos) en San Jerónimo (Fig. 18) y Coronados Sur (Fig. 14); pudiese implicar que el proceso de recolonización en la mayor parte de las islas del área de estudio se encuentra en desarrollo.

Sería simplista considerar que la cercanía entre una isla y otra es la causa primordial de su recolonización, ya que además de ser animales que realizan grandes migraciones, tenemos el caso de las Islas del Canal donde desde hace varias décadas existen importantes colonias, especialmente en San Nicolás (Odell, 1974) y San Miguel. En 1991 se calculó que el 64% de los nacimientos en toda la especie ocurrían en esas dos islas (Stewart *et al*., 1994). Al parecer los animales que migraron a las Islas del Canal entre 1925 y principios de los 50's obtuvieron las condiciones necesarias para su rápido crecimiento (Stewart *et al*., 1994). Es probable que los animales encontrados en Coronados Sur provengan de California, por lo que implicaría la existencia de dos puntos de dispersión hacia islas cercanas, el conjunto formado por Guadalupe, San Benito y Cedros, en el sur, y las Islas del Canal en el norte. De ser así en los próximos años veremos el crecimiento de colonias en Coronados y Todos Santos al norte, y Natividad y San Jerónimo al sur.

En el uso de hábitat encontramos que se seleccionaban hábitats con sustratos de playa de arena y canto rodado, principalmente con batimetría intermedia, indistintamente de la exposición al oleaje. Durante el invierno y verano, los hábitats seleccionados fueron muy similares, el mayor cambio se observó en

las abundancias relativas, más altas durante la temporada reproductiva. Esto parece indicar que durante el verano, al volver a tierra para la muda, seleccionan los mismos hábitats que utilizan para la reproducción. Las características físicas de esta especie limitan sus movimientos en tierra, por lo que requieren de sitios de baja pendiente para salir del agua.

El uso de hábitat de esta especie es muy distinto al de otras. Pasan la mayor parte del año alimentándose en el océano y sólo viajan a tierra en dos ocasiones, durante la reproducción en invierno y la muda en verano (Reeves *et al*., 2002). Durante su estancia en tierra no se alimentan, por lo que únicamente entran al agua para refrescarse y pasan la mayor parte del tiempo en tierra. Además, su gran tamaño y estructura corporal limitan sus movimientos en tierra, por lo que les es complicado acceder a sitios agrestes. Es por esto que deben buscar sitios de fácil acceso, con pendientes bajas y libres de obstáculos que limiten su movilidad terrestre. Los sustratos de playa llevan implícita una pendiente ligera, más aún cuando se encuentran frente a aguas someras, lo que implica una plataforma más extendida.

Tradicionalmente se asocia la presencia de la especie a playas arenosas en islas. Verts y Carraway (1998) describen que el tiempo que pasan en tierra suelen hacerlo en playas arenosas, aunque también se les puede encontrar sobre rocas. Le Boeuf (1974) menciona en su descripción de la conducta reproductiva de la especie, que ocupan para ello playas de arena en islas remotas alejadas de la perturbación humana. Las descripciones del uso de hábitat de la especie más cercana, el elefante marino del sur (*Mirounga leonina*) son muy similares. Campagna y Lewis (1992) reporta para una colonia en Península Valdés, Argentina, que durante 1982, 56% de las hembras parieron en playas de canto rodado y un 44% en playas de arena, mientras que para 1990 hubo una variación importante con 24% de los partos en playas de canto rodado y 76% en arena. Los autores señalan que los sustratos de arena pueden proporcionar una ventaja termoregulatoria frente al canto rodado, al ayudar a aliviar el estrés térmico. Los

animales suelen arrojar arena sobre sus cuerpos para reducir su temperatura ya que las capas sub-superficiales de arena suelen mantenerse húmedas y frescas.

Uno de los aspectos del hábitat que no suele mencionarse en estudios previos es la relevancia que puede tener la exposición al oleaje. En este trabajo encontramos resultados mixtos en este aspecto (Tablas IX y X), lo que hace suponer que se trata de un factor de bajo peso en la selección del hábitat. Es probable que la talla de estos animales les ayude a minimizar el efecto de las grandes olas al entrar y salir del agua. Además, White y Odell (1971) mencionan que utilizan las olas que rompen en la orilla para regular su temperatura corporal, siendo este comportamiento más efectivo que arrojarse arena, ya que involucra una mayor superficie para el enfriamiento por evaporación.

Durante el verano, cuando los animales vuelven nuevamente a tierra para la muda, encontramos que utilizan los mismos hábitats que durante la temporada reproductiva. Esto puede ser un indicio de que sus requerimientos ambientales son similares durante la reproducción y la muda. Sin embargo, Mulaudzi *et al.* (2008) encontraron que el elefante marino del sur (*Mirounga leonina*) en la isla Marion, Sudáfrica, cambia su preferencia de hábitat en parte en función de su edad y la temporada (reproducción o muda). Encontraron que en 50% de los sitios ocupados había todas las clases de edad y la otra mitad eran discriminados por alguna categoría. Los más jóvenes parecen buscar características básicas como playas accesibles y planas, mientras que los adultos eran más selectivos y era común que seleccionaran sitios distintos para la reproducción y la muda, aunque algunos sitios eran usados en ambas temporadas. Debido a las distintas escalas utilizadas, sería difícil debatir si el elefante marino del norte presenta un comportamiento similar en Baja California. Es necesario realizar un estudio a pequeña escala y considerando las distintas categorías de edad y sexo, preferentemente con un seguimiento multianual de varios individuos.

Uno de los cambios encontrados entre temporadas fue una densidad menor durante el verano, esto puede deberse a que existe un desfase en los periodos de muda entre machos y hembras (Stewart y DeLong, 1995), por lo que en un momento dado durante el verano solo es posible ver a una fracción de la población, mientras que el resto ha vuelto o aún no ha arribado del océano.

VIII.5. Uso compartido del hábitat

Los resultados de uso de hábitat, distribución y uso compartido del hábitat, muestran que existe un traslapo espacial entre las especies de pinnípedos en la ROPBC, siendo los casos más comunes la convivencia de lobos marinos de California con lobos finos de Guadalupe, y en menor medida ambos otáridos con el elefante marino del norte.

Esperaríamos que durante la época reproductiva existiera una mayor segregación espacial entre el lobo fino y el lobo marino. Sin embargo, en el 25% de las fotografías de las imágenes contadas durante el verano en las islas San Benito e Isla Guadalupe estas dos especies se observan juntas (Tabla XI), además solo en la mitad de estas imágenes aparecían alguna de estas especies, por lo que el porcentaje de ocurrencia podría ser cercano al 50%. Aunado a esto, en el análisis de uso de hábitats se observó un imbricación casi total durante el verano (Tablas III y V; Figs. 5 y 7). Siete de ocho hábitats que utiliza el lobo fino de Guadalupe son también utilizados por el lobo marino de California (Hábitats: 4, 5, 6, 10, 11, 14 y 16), en su mayoría sustratos de plataforma y acantilados, protegidos del oleaje. Cabe recordar que el lobo fino de Guadalupe se encuentra en un proceso de recuperación poblacional y expansión espacial (Gallo-Reynoso, 1994; Aurioles-Gamboa *et al*., 2010), por lo que esperamos que continúe ocupando nuevos sitios, algunos de los cuales podrían ya estar ocupados por el lobo marino de California. Esto implica que el nivel y tipo de interacción entre estas dos especies es fundamental para el futuro desarrollo de sus poblaciones.

Mientras que la población de *Z. californianus* es muy abundante y ampliamente distribuida, el elefante marino del norte y el lobo fino de Guadalupe se encuentran catalogadas como amenazada y en peligro de extinción, respectivamente (SEMARNAT, 1994). Sin embargo, diversos estudios señalan que existe un crecimiento importante en ambas poblaciones (Gallo-Reynoso, 1994; Aurioles-Gamboa *et al*., 2010; Le Boeuf y Bonnell, 1980; García-Aguilar y Morales-Bojórquez, 2005). Por lo que podríamos esperar que a medida que estas poblaciones continúen su crecimiento y aumenten su distribución inevitablemente se encontraran con sitios ocupados por el lobo marino de California.

La sobre posición de hábitats terrestres entre el lobo marino y el lobo fino ha sido descartada por Gallo-Reynoso (1994) en Isla Guadalupe y Gutiérrez-García (2009) en las Islas San Benito. No obstante, en el presente estudio se documentaron en fotografías la convivencia de ambas especies, así como la imbricación en los hábitats que ocupan, especialmente en las Islas San Benito. Esta situación se observó tanto durante el invierno como en el verano, cuando se esperaría que el establecimiento de territorios reproductivos segregara las poblaciones. Dado que este trabajo no contempló la distinción entre zonas de descanso y reproductivas, no es posible afirmar que exista una mezcla de territorios reproductivos de ambas especies ocupando un mismo sitio. Cabe recordar que la presencia del lobo fino en las Islas San Benito es relativamente reciente, a partir de 1997 (Maravilla-Chávez y Lowry, 1999).

Esto lleva a cuestionar si el crecimiento y expansión de *A. townsendi* en este archipiélago (Aurioles-Gamboa *et al*., 2010) supone una competencia por los recursos con *Z. californianus*. Sin embargo, el encontrar ambas especies coexistiendo en distintas zonas hace suponer que no existe una competencia excluyente por el espacio, sino que ambas especies se muestran tolerantes ante la presencia de la otra. Aún así, es necesario llevar a cabo un seguimiento cronológico de la población de ambas especies en estas islas para analizar si existen signos de un declive de *Z. californianus* a favor de *A. townsendi*. Un caso

similar se documentó en las Islas del Canal (Channel Islands), frente a California, donde el declive del lobo marino de Steller parece haber favorecido a las poblaciones de lobo marino de California y elefante marino del norte (Bartholomew y Boolootian, 1960).

Cabe recordar que el uso compartido del hábitat entre pinnípedos no es inusual, ha sido documentado en diversos sitios. Sullivan (1980) describe que frente a las costas del condado de Humboldt en California, *Eumetopias jubatus*, *Zalophus californianus* y *Phoca vitulina* cohabitan en dos islotes. Este autor señala en sus observaciones que los machos adultos de *E. jubatus* mostraron dominancia frente a todas las clases de edad de *Z. californianus*, desplazando a éstos a otras zonas, volviéndolas a ocupar una vez que *E. jubatus* se iba. También señala que tanto *E. jubatus* como *Z. californianus* mostraron dominancia sobre *P. vitulina*. Por lo tanto, se puede inferir que la dominancia de una especie sobre otra está dada en cierta medida por el tamaño corporal. En el caso de *Z. californianus* y *A. townsendi* le conferiría al primero ventaja sobre el segundo. Esto aunado al mayor tamaño poblacional de *Z. californianus* le otorgaría mayor ventaja competitiva.

Con respecto al uso compartido del hábitat entre el elefante marino del norte y ambas especies de otáridos, la mayor ocurrencia parece presentarse con el lobo marino de California (Tabla XII). Estas dos especies se distribuyen en la mayoría de las islas del área de estudio. Esto aunado a un sobrelapamiento en el uso de hábitat. Comparten cuatro de los cinco hábitats seleccionados por el elefante marino durante el invierno (Hábitats: 2, 6, 15 y 16; Tablas IV y IX; Figs. 6 y 11): playas de arena y canto rodado y de batimetría somera. En contraste, no existe un sobrelapamiento entre los hábitats ocupados por el lobo fino de Guadalupe, ya que este último no utilizó sustratos de playa durante el invierno (Tablas VI y IX), sin embargo durante el verano sí encontramos un traslapo en dos hábitats de playa de arena y canto rodado entre estas dos especies (Hábitats 6 y 16; Tablas V y X; Figs. 7 y 12).

Gallo-Reynoso (1994) señala que no parece existir competencia del lobo fino de Guadalupe con el elefante marino y el lobo marino de California. Menciona que los elefantes marinos, por ser grandes buceadores, tienen un tipo de forrajeo distinto, los descarta como posibles competidores por alimento. No obstante, de acuerdo a nuestros resultados, sí existe un sobrelapamiento en el uso del hábitat terrestre, especialmente entre el elefante marino y el lobo marino. En este sentido tampoco se observaron signos de competencia o agresividad entre estas especies, sino inclusive se encontraron machos no territoriales de lobos marinos durmiendo sobre elefantes marinos durante el verano. Esto pudiese implicar que la presencia de elefantes marinos en un sitio no es visto como un obstáculo o perturbación para los otáridos, al menos fuera de los territorios reproductivos.

Gallo-Reynoso y Aurioles-Gamboa (1994) reportan que existe un traslapo importante en las zonas de pesca y el hábitat terrestre del lobo marino de California y la foca común. En el presente trabajo se encontró que efectivamente éstas son las dos especies con mayor coincidencia en su distribución insular en la ROPBC. Sin embargo, en los resultados de la distribución se observa que es común encontrar una división en las áreas ocupadas por cada especie. En varias islas encontramos ambas especies, pero como sucede en la isla Coronados Sur, el lobo marino de California ocupa la costa oeste y la foca común el este. Dado que esta última especie tuvo el menor porcentaje de ocurrencia con otras especies, se puede inferir que suele segregarse de otros pinnípedos.

A diferencia de otras regiones como el Golfo de California, en la ROPBC la presencia de varias especies de pinnípedos puede ser un factor importante en la distribución y uso de hábitat de dichas especies. Aunque parece existir tolerancia ante la presencia de otra especie en un mismo sitio, es necesario llevar a cabo un seguimiento a largo plazo de las poblaciones a fin de evaluar si los cambios en alguna de ellas pueden tener repercusiones sobre otra. Los resultados de este estudio apuntan a una mezcla de especies dentro del espacio disponible en la mayoría de las situaciones. Sin embargo, esto también puede llevar a situaciones

de conflicto conforme las poblaciones crezcan (Bartholomew y Boolootian, 1960; Sydeman y Allen, 1999). Especialmente si consideramos que existe el riesgo de la disminución del espacio disponible ante la perturbación humana producto de actividades económicas en la región.

IX. CONCLUSIONES

1. El lobo marino de California se encontró presente en la mayoría de los hábitats disponibles, esto puede ser un reflejo de su amplia capacidad de adaptación, lo que podría explicar en parte por qué tiene la distribución más amplia de los pinnípedos de México.

2. El lobo fino de Guadalupe selecciona hábitats en zonas protegidas del oleaje intenso y con características que le proporcionen una ventaja termorregulatoria, como son sustratos rocosos de plataforma y acantilados que proveen de sombra, así como la presencia de pozas de marea. Su distribución, tanto en Isla Guadalupe, como en las Islas San Benito parece continuar una tendencia de expansión hacia nuevos sitios en estas islas.

3. La foca común, durante la época reproductiva, busca hábitats de fácil acceso para sus crías, como playas de canto rodado y arena en zonas protegidas del oleaje intenso. Durante la temporada no reproductiva cambia la distribución dentro de las mismas islas, probablemente ante la ausencia de la presión reproductiva y búsqueda de sitios óptimos para el forrajeo o con menor perturbación antropogénica.

4. El elefante marino del norte selecciona hábitats de playa de arena y canto rodado, principalmente frente a aguas someras y sin distinción por zonas expuestas o protegidas del oleaje. Su distribución terrestre durante la época de reproducción y de muda se mantiene similar, parecen volver a los mismos sitios. Su distribución a macro escala parece estar aumentando, no

obstante las colonias más importantes de la especie siguen concentrándose en las islas Guadalupe, Cedros y San Benito.

5. Parece existir un traslapo en el uso de hábitat entre el lobo marino de California y el lobo fino de Guadalupe, especialmente en las Islas San Benito. En menor medida también es frecuente encontrar ocurrencia simultánea de lobo marino de California y elefante marino del norte. En todos estos casos parece existir una alta tolerancia por la presencia de otras especies de pinnípedos en el mismo sitio.

X. Bibliografía

Abadía Cardoso, A. 2006. Variabilidad genética del elefante marino del norte, *Mirounga angustirostris*, en Isla Guadalupe, Islas San Benito e Isla de Cedros, México. Tesis de Maestría. CICESE. Ensenada, Baja California, México. 60 p.

Allen, G. 1985. Mating behavior in the harbor seal. Marine Mammal Science. 1(1): 84-87 p.

Alvarez-Borrego, S. 1983. Gulf of California, En: Ketchum, B.H. (Ed.) Estuaries and enclosed seas. Ecosystems of the World. Elsevier Science: 427-449 p.

Anthony, A.W. 1925. Expedition to Guadalupe Island, Mexico in 1922. The birds and mammals. Proceddings of the California Academy of Science. 14(13):277-320.

Antonelis, G.A. y H. C. Fiscus. 1980. The pinnipeds of the California current. CalCOFI rep. XXI: 68-70 p.

Aurioles, D., F. Sinsel, C. Fox, E. Alvarado y O. Maravilla. 1983. Winter migration of subadult male California sea lions (Zalophus californianus) in the southern part of Baja California. Journal of Mammalogy. 64(3): 513-518 p.

Aurioles-Gamboa, D. y A. Zavala-González. 1994. Algunos factores ecológicos que determinan la distribución y abundancia del lobo marino *Zalophus californianus*, en el Golfo de California. Ciencias Marinas. 20: 535–553 p.

Aurioles-Gamboa, D., C. J. Hernández-Camacho y E. Rodríguez-Krebs. 1999. Notes on the southernmost records of the Guadalupe fur seal, *Arctocephalus townsendi*, in Mexico. Marine Mammal Science. 15(2): 581-583 p.

Aurioles-Gamboa, D., P. L. Koch y 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 p.

Aurioles-Gamboa, D., F. Elorriaga-Verplancken y 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 p.

Ban, S. y A.W. Trites. 2007. Quantification of terrestrial haul-out and rookery characteristics of Steller sea lions. Marine Mammal Science. 23(3): 496-507 p.

Barlow, J., R. L. Brownell, D. P. DeMaster, K. A. Forney, M. S. Lowry, S. Osmek, T. J. Ragen, R. R. Reeves y R. J. Small. 1995. U.S. Pacific Marine Mammal Stock Assessments. Technical Memorandum NMFS. NOAA. 162 p.

Bartholomew, G.A. 1950. A male Guadalupe fur seal on San Nicolas Island, California. Journal of Mammalogy. 31(2): 175-180 p.

Bartholomew, G.A. y C. L. Hubbs. 1952. Winter population of pinnipeds about Guadalupe, San Benito and Cedros Islands, Baja California. Journal of Mammalogy. 3(2): 160-171 p.

Bartholomew, G.A. y C. L. Hubbs. 1960. Population growth and seasonal movements of the northern elephant seal, *Mirounga angustirostris*. Mammalia. 24: 313-324 p.

Bartholomew, G.A. y R. A. Boolootian. 1960. Numbers and population structure of the pinnipeds on the California Channel Islands. Journal of Mammalogy. 41(3): 366-375 p.

Bearzi, M., C. A. Saylan y C. Barroso. 2008. Pinniped ecology in Santa Monica Bay, California. Acta Zoologica Sinica. 54(1): 1-11 p.

Belcher, R.L. y T. E. Lee. 2002. *Arctocephalus townsendi*. Mammalian Species 700, 1-5 p.

Berta, A., J. L. Sumich y K. M. Kovacs. 2006. Marine Mammals Evolutionary Biology. Elsevier. Segunda edición. Burlington, MA, USA: 547 p.

Bjørge, A., T. Ekkby y E. Bryant. 2002. Summer home range and habitat selection of harbor seal (*Phoca vitulina*) pups. Marine Mammal Science. 18(2): 438-454 p.

Bonnot, P. 1928. Report on the seals and sea lions of California. Fish Bulletin Number 14. California Division of Fish and Game.

Boveng, P.L., J. L. Bengtson, D. E. Withrow, J. C. Cesarone y M. A. Simpkins. 2002. The abundance of harbor seals in the Gulf of Alaska. Marine Mammal Science. 19(1): 111-127 p.

Bowen, W.D., O. T. Oftedal y D. J. Boness. 1992. Mass and Energy Transfer during Lactation in a Small Phocid, the Harbor Seal (*Phoca vitulina*). Physiological Zoology. 65(4): 844-866 p.

Brown, R.F., B. E. Wright, S. D. Riemer y J. Laake. 2005. Trends in abundance and current status of habor seals in Oregon: 1977-2003. Marine Mammal Science. 21(4): 657-670 p.

Burns, J.J. 2009. Harbor seal and spotted seal *Phoca vitulina* and *P. largha*. En: Perrin, W.F., B. Würsing y J.G.M. Thewissen (eds.). Encyclopedia of marine mammals. Segunda edición. Academic Press. Canada: 533-542 p.

Campagna, C. y M. Lewis. 1992. Growth and distribution of a southern elephant seal colony. Marine Mammal Science. 8(4): 387-396 p.

Campagna, C. 2008. *Mirounga angustirostris* In: IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. [En linea] (2010.4) Disponible en: "http://www.iucnredlist.org/aps/redlist/details/13581/0" [Consultado 25 Noviembre 2010].

Carretta, J.V., K. A. Forney, M. Lowry, J. Barlow, J. Baker, B. Hadson y M. M. Muto. 2007. U.S. Pacific Marine Mammal Stock Assessments: 2007. U.S. Department Of Commerce. 316 p.

Castro, R., A. Parés-Sierra y S. G. Marinone. 2003. Evolución y extensión de los vientos Santa Ana de febrero de 2002 en el océano, frente a California y la Península de Baja California. Ciencias Marinas. 29(3): 275-281 p.

Castro, R., A. Mascarenhas, A. Sánchez-Barba, R. Durazo y E. Gil-Silva. 2005. Condiciones meteorológicas en el sur de Isla Guadalupe. En: K. Santos del Prado y E. Peters (eds.). Isla Guadalupe restauración y conservación. Instituto Nacional de Ecología. México D.F: 27-37 p.

Chávez-Rosales, S. y S. C. Gardner. 1999. Recent harbour seal (*Phoca vitulina richardsi*) pup sightings in Magdalena Bay, Baja California Sur, Mexico. Aquatic Mammals. 25(3): 169-171 p.

DeLong, R.L., G. A. Antonelis, C. W. Oliver, B. S. Stewart, M. S. Lowry y P. K. Yochem. 1991. Effects of the 1983–1982 El Niño on several population parameters and diet of California sea lions on the California Channel Islands. En: F. Trillmich y K.A. Ono (eds.). Pinnipeds and El Niño. Responses to environmental stress. Springer-Verlag. Berlín, Alemania: 166–172 p.

Donlan, C.J., B. R. Tershy, B. S. Keitt, J. A. Sánchez, B. Wood, A. Weinstein, D. A. Croll y M. A. Hermosillo. 2000. Island conservation action in northwest Mexico. En: Browne, D.R., K, L. y H, W. (eds.). Proceedings of the Fifth California Island Symposium. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara, CA.

Durazo, R. y T. R. Baumgartner. 2002. Evolution of oceanographic conditions off Baja California: 1997–1999. Progress in Oceanography. 54: 7–31 p.

Durazo, R., G. Gaxiola-Castro, B. Lavaniegos, R. Castro-Valdez, J. Gómez-Valdés y ADS. Mascarenhas. 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 p.

Eguchi, T. y J. T. Harvey. 2005. Diving behavior of the Pacific harbor seal (*Phoca vitulina richardii*) in Monterey Bay, California. Marine Mammal Science. 21(2): 238-295 p.

Espinosa-Carreón, T.L., T. Strub, E. Bier, F. Ocampoy y G. Gaxiola-Castro. 2004. Seasonal and interannual variability of satellite derived chlorophyll, surface height and temperature off Baja California. Journal of Geophysical Research. 109(C3): C03039 p.

Espinosa-Carreón, L.T. 2005. Producción primaria en relación a procesos físicos de mesoescala en la región sur de la Corriente de California. Tesis doctorado. CICESE. Ensenada, Baja California, México: 170 p.

ESRI Inc. 2009. ArcGis. Versión 9.3. Disponible en: http://www.esri.com

Gallo-Reynoso, J.P. y D. Aurioles-Gamboa. 1984. Distribución y estado actual de la población de foca común (*Phoca vitulina richardsi* (Gray, 1864)), en la Península de Baja California, México. An. Instituto de Biología, UNAM 55. Serie Zoología. 2: 323-332 p.

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. University of California. Santa Cruz, Ca. USA: 221 p.

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 p.

García-Aguilar, M.C. y E. Morales-Bojórquez. 2005. Estimating the haul-out population size of a colony of northern elephant seals *Mirounga angustirostris* in

Mexico, based on mark-recapture data. Marine Ecology Progress Series. 297: 297–302 p.

García-Capitanachi, B. (en elaboración). Estado de la población del lobo fino de Guadalupe (Arctocephalus townsendi) en Isla Guadalupe e Isla San Benito. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California.

Garmin Inc. 2008. BlueChart Americas. Versión 2008. Disponible en: http://www8.garmin.com/cartography/mapSource/bluechartAmericas.jsp

Gaxiola-Castro, G., R. Durazo, B. Lavaniegos, M. E. De la Cruz-Orozco, E. Millán-Núñez, L. Soto-Mardones y J. Cepeda-Morales. 2008. Respuesta del ecosistema pelágico a la variabilidad interanual del océano frente a Baja California. Ciencias Marinas. 34(2): 263-270 p.

Gentry, R.L. 2009. Northern fur seal *Callorhinus ursinus*. En: Perrin, W.F., B. Würsing y J.G.M. Thewissen (eds.). Encyclopedia of marine mammals. Segunda edición. Academic Press. Canada: 788-791 p.

González-Suárez, M. y L. R. Gerber. 2008. Habitat preferences of California sea lions: Implications for conservation. Journal of Mammology. 89(6): 1521–1528 p.

Google Inc. 2010. Google Earth. Versión 5.1. Disponible en: http://earth.google.es/download-earth.html

Gutiérrez-García, D. 2009. Selección y uso de hábitat por los otáridos de las islas San Benito, México en temporada reproductiva. Tesis de Maestría. CICESE. Ensenada, Baja California: 62 p.

Hanggi, E.B. y R. J. Schusterman. 1994. Underwater acoustic displays and individual variation in male harbour seals, *Phoca vitulina*. Animal behavior. 48(6): 1275-1283 p.

Hayes, S., D. Costa, J. Harvey y B. 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 p.

Heath, C.B. 2002. California, Galapagos, and Japanese Sea Lions. En: W.F. Perrin, B. Würsig y J.G.M. Thewissen (eds.). Enciclopedia of Marine Mammals. Academic Press. San Diego, California: 180-186 p.

Hernández Montoya, J.C. 2009. Distribución, abundancia y estructura alimentaria del lobo fino de Guadalupe (*Arctocephalus townsendi*) en Isla Guadalupe, México. Tesis de maestría. CICESE. Ensenada, Baja California: 95 p.

Hernández-Camacho, C., D. Aurioles-Gamboa, J. Laake y L. Gerber. 2008. Survival rates of the California sea lion, *Zalophus californianus*, in México. Journal of Mammalogy. 89: 1059–1066 p.

Hess, H.C. 2002. Earth Science: Geology, the Environment, and the Universe. Columbus, OH: Glencoe McGraw Hill. 970 p.

Hoelzel, A.R., J. Halley, S. J. O'Brien, C. Campagna, T. Arnbom, B. J. Le Boeuf, K. Ralls y G. A. Dover. 1993. Elephant seal genetic variation and the use of simulation models to investigate historical population bottlenecks. Journal of Heredity. 84(4): 443-449 p.

Hoelzel, A.R. 1999. Impact of population bottlenecks on genetic variation and the importance of life-history; a case study of the northern elephant seal. Molecular genetics in animal ecology. 68: 23-39 p.

Hoelzel, A.R., R. C. Fleischer, C. Campagna, B. J. Le Boeuf y G. Alvord. 2002. Impact of a population bottleneck on symmetry and genetic diversity in the northern elephant seal. Journal of Evolutionary Biology. 15: 567-575 p.

Huber, H.R., S. J. Jefries, R. F. Brown, R. L. DeLong y G. VanBlaricom. 2001. Correcting aerial counts of harbor seal (*Phoca vitulina richardsi*) in Washington and Oregon. Marine Mammal Science. 17(2): 276-293 p.

INAPESCA. 2008. Boletín oceánico-atmosférico Pacífico Norte 1 al 15 de octubre de 2008. Dirección General de Investigación Pesquera del Pacífico Norte. 1(3): 11 p.

INE. 2000. Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno. Instituto Nacional de Ecología. Ciudad de México, México: 243 p.

INEGI. 2009. Resultados conteo de población y vivienda 2005. [En linea] Disponible en: "http://www.inegi.org.mx/inegi/default.aspx?c=10215&s=est%20" [Consultado 10 agosto 2009].

Johnson, A. y A. Acevedo-Gutiérrez. 2007. Regulation compliance by vessels and disturbance of harbour seals (*Phoca vitulina*). Canadian Journal of Zoology. 85(2): 290-294 p.

Kershaw, S. y A. Cundy. 2000. Oceanography: an earth science perspective. Stanley Thornes Publishers Ltd. Reino Unido. 276 p.

Kinsman, B. 2002. Wind Waves: Their Generation and Propagation on the Ocean Surface. Dover Phoenix Editions. 704 p.

Lamont, M.M., J.T. Harvey, S. Jeffries, R. Brown, H.H. Huber, R. DeLong y W.K. Thomas. 1996. Genetic substructure of the Pacific harbor seal (*Phoca vitulina richardsi*) off Washington, Oregon, and California. Marine Mammal Science 12: 402-413 p.

Le Boeuf, B.J. 1972. Sexual Behavior in the Northern Elephant Seal *Mirounga angustirostris*. Behaviour. 41: 1-26 p.

Le Boeuf, B.J. 1974. Male-male Competition and Reproductive Success in Elephant Seals. American Zoologist. 14(1): 163-176 p.

Le Boeuf, B.J. y K. J. Panken. 1977. Elephant seals breeding on the mainland in California. Proceeding of the California Academy of Science. 41: 267-280 p.

Le Boeuf, B.J. 1978. Social behavior in some marine and terrestrial carnivores. En: E.S. Reese y F.J. Lighter (eds.). Contrast in behaviour. John Wiley & Sons. New York, USA: 251-279 p.

Le Boeuf, B.J. y B. R. Mate. 1978. Elephant seals colonize additional Mexican and Californian islands. Journal of Mammalogy. 59: 621-622 p.

Le Boeuf, B.J. y M. L. Bonnell. 1980. Pinnipeds of the California Islands: abundance and distribution. En: Power, D. (ed.). The California Islands: Proceedings of a Multidisciplinary Symposium. Santa Barbara Museum of Natural History, Santa Barbara, CA.

Le Boeuf, B.J., D. Aurioles-Gamboa, R. Condit, C. Fox, R. Gisiner, R. Romero y F. Sinsel. 1983. Size and distribution of the California Sea Lion population in Mexico. Proceedings of the California Academy of Sciences. 43(7): 77-85 p.

Lowry, M.S., P. Boveng, R.J. DeLong, C.W. Oliver, B.S. Stewart, H. De Anda-Delgado y J. Barlow. 1992. Status of the California sea lion (*Zalophus californianus californianus*) population in 1992. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-LJ-92–32, La Jolla, California.

Lowry, M.S. y J. V. Carretta. 2003. Pacific Harbor seal, *Phoca vitulina* richardii, census in California during may-july 2002. NOAA Technical Memorandum NMFS. 47 p.

Lowry M.S. y O. Maravilla-Chávez. 2005. Recent abundance of California sea lions in western Baja California, Mexico and the United States. En: Proceedings of the Sixth California Islands Symposium. Garcelon DK y CA Schwemm (eds.), National Park Service Technical Publication CHIS-05-01, Institute for Wildlife Studies. 485-497 p.

Lubinsky, D., Y. Schramm, G. Heckel y F. Correa. 2009. Factores ecológicos que determinan la distribución geográfica de la foca común del Pacífico Oriental (*Phoca vitulina richardsi*), en México. En: Encuentro Nacional para la Conservación y el Desarrollo Sustentable de las Islas de México. Ensenada, Baja California, México.

Lubinsky, D. 2010. Estado actual de la foca común del Pacífico Oriental (*Phoca vitulina richardsi*), en México. Tesis de Maestría. UABC. Ensenada, Baja California: 128 p.

Luque, S.P. y D. Aurioles-Gamboa. 2001. Sex differences in body size and body condition of California sea lion (*Zalophus californianus*) pups from the Gulf of California. Marine Mammal Science. 17(1): 147-160 p.

Maniscalco, J.M., D. G. Calkins, P. Parker y S. Atkinson. 2008. Causes and Extent of Natural Mortality Among Steller Sea Lion (*Eumetopias jubatus*) Pups. Aquatic Mammals. 34(3): 277-287 p.

Maravilla-Chávez, M. y 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 p.

Maravilla-Chávez, M. y M. S. Lowry. 1999. Incipient breeding colony of Guadalupe fur seals at Isla San Benito del Este, Baja California, Mexico. Marine Mammal Science. 15(1): 239-241 p.

Maravilla-Chávez, M., A. Zavala-González y A. Ortega-Rubio. 2006. Four seasons abundance changes of *Zalophus californianus* californianus (Lesson 1828), Allen, 1880, in the Gulf of California, Mexico. Brazilian Archives of Biology and Technology. 49(1): 111-116 p.

MapWindow Open Source Team. 2009. MapWindows Gis. Versión 48rc1. Disponible en: http://www.mapwindow.org/

Mate, B.R. 1975. Annual migrations of the sea lions Eumetopias jubatus and Zalophus californianus along the Oregon coast. International Symposium on the Biology of the Seal, Guelph. Ontario, Canada. 169: 455-461 p.

Mate, B.R. 1977. Aerial censusing of pinnipeds in the Eastern Pacific for assessment of population numbers, migratory distributions, rookery stability, breeding effort, and recruitment. US Mar. mammal Comm. report. Springfield, VA: Nat. Tech. Serv. publ. no. PB265859.

McCann, T.S. y D. W. Doidge. 1987. Antarctic fur seal Arctocephalus gazella. En: J.P. Croxall y R.L. Gentry (eds.). Status, Biology, and Ecology of fur seals. NOAA Tech. Rep. NMFS. 51. 5-8 p.

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 p.

Media Cybernetics Inc. 2006. Image-Pro Plus. Versión 6.0.0.260. Disponible en: http://www.mediacy.com/index.aspx?page=IPP

Microsoft Corp. 2007. Microsoft Office. Versión 2007. Disponible en: http://www.microsoft.com/latam/office

Montgomery, R.A., J. M. Ver Hoef y P. L. Boveng. 2007. Spatial modeling of haul-out site use by harbor seals in Cook Inlet, Alaska. Marine Ecology Progress Series. 341: 257-264 p.

Mortenson, J. y M. Follis. 1997. Northern elephant seal (*Mirounga angustirostris*) aggression on harbor seal (*Phoca vitulina*) pups. Marine Mammal Science. 13(3): 526-530 p.

Mulaudzi, T.W., G.J. Gordon, M.N. Bester, S.P. Kirkman, P.A. Pistorius, F.C. Joker, A.B. Makhado, J.H. Owen y Grimbeek, R.J. 2008. Haulout site selection by southern elephant seals at Marion Island. African Zoology. 43(1): 25-33 p.

NASA. 2010. Ocean Color Web Aqua MODIS Sea Surface Temperature. [En linea] Disponible en: "http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/cgi/l3" [Consultado 08 noviembre 2010].

Neave, H.R. y Worthington P.L. 1988. Distribution-free test. Unwin Hyman. Londres, Inglaterra. 430 p.

New House Internet Services B.V. 2009. PTGui Pro. Versión 8.1.2. Disponible en: http://www.ptgui.com

Nowak, R.M. 2003. Marine mammals of the world. Baltimore, Maryland: The Johns Hopkins University Press. 264 p.

Odell, D.K. 1974. Seasonal Occurrence of the Northern Elephant Seal, Mirounga angustirostris, on San Nicolas Island, California. Journal of Mammalogy 55(1): 81-95 p.

Odell, D.K. 1975. Breeding biology of the California sea lion (*Zalophus californianus*). En: Raports et Procès-verbeaux des Réunions Conscil International pour l'Exploration de la Mer 169. 374-378 p.

Odell, D.K. 1975b. Abundance of California sea lion on San Nicolas Island, California. The Journal of Wildlife Management. 39(4): 729-736 p.

Odell, K.D. 1981. California sea lion *Zalophus californianus* (Lesson, 1828). En: S.M. Ridgway y R.J. Harrison (eds.). Handbook of marine mammals Vol I (The walrus, sea Lions, fur seals and sea otter). Academic Press. London, U.K: 67-97 p.

Orr, R.T., J. Schonewald y K. W. Kenyon. 1972. The California sea lion: Skull growth and a comparison of two populations. Proceedings of the California Academy of Sciences. 37(4): 381-394 p.

Peterson, R.S. y G. A. Bartholomew. 1967. The natural history and behavior of the California sea lion. The American Society of Mammalogists. Special publication. 79 p.

Peterson, R.S., C. L. Hubbs, R. L. Gentry y R. L. Delong. 1968. The Guadalupe fur seal: habitat, behavior, population size and field identification. Journal of Mammalogy. 49: 665- 675 p.

Pierson, M.O. 1987. Breeding behavior of the Guadalupe fur seal, *Arctocephalus townsendi*. En: J.P. Croxall y R.L. Gentry (eds.). Status, Biology, and Ecology of fur seals. NOAA Tech. Rep. NMFS. 51. 83-94 p.

Piñera-Ramírez, D. 1991. Ocupación y Uso del Suelo en Baja California. De los Grupos Aborígenes a la Urbanización Dependiente. Centro de investigaciones históricas, UNAM. UNAM-UABC. Ciudad de México: 221 p.

Pitcher, K.W. 1990. Major decline in number of harbor seals, *Phoca vitulina richardsi*, on Tugidak island, Gulf of Alaska. Marine Mammal Science. 6(2): 121-134 p.

Pretek Inc. 2009. RoboGEO. Versión 5.7. Disponible en: http://www.robogeo.com

Reeves, R.R., B. S. Stewart, P. J. Clapham y J. A. Powell. 2002. National Audubon Society Guide to Marine Mammals of the World. Alfred A. Knopf, Inc. New York, USA: 525 p.

Reiter, J., K. J. Panken y B. J. Le Boeuf. 1981. Female competition and reproductive success in northern elephant seals. Animal Behaviour. 29: 670-687 p.

Ridgway, S.H. y R. J. Harrison. 1981. Handbook of marine mammals. Volume 1. The walrus, sea lions, fur seal and sea otter. Academic Press. New York, USA: 235 p.

Rodríguez-Valencia, J.A., F. Caballero-Alegría, F. Uribe-Osorio y A. Arano-Castañon. 2002. Abundancia y asociaciones de dos gasterópodos (Astraea y Haliotis) comercialmente importantes en isla San Jerónimo, Baja California, México. Ciencias Marinas. 28(1): 49-66 p.

Samaniego-Herrera, A., A. Peralta-García y A. Aguirre Muñoz (eds.). 2007. Vertebrados de las islas del Pacífico de Baja California. Guía de campo. Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C. Ensenada, Baja California, México: 178 p.

Santos del Prado, K. y E. Peters. 2005. Isla Guadalupe Restauración y Conservación. Instituto Nacional de Ecología. México: 320 p.

Schramm, Y., S. L. Mesnick, J. de la Rosa, D. M. Palacios, M. S. Lowry, D. Aurioles-Gamboa, H. M. Snell y S. Escorza-Treviño. 2009. Phylogeography of California and Galápagos sea lions and population structure within the California sea lion. Marine Biology. 156: 1375–1387 p.

Schulz, T.A., F. J. Radovsky y P. D. Budwiser. 1970. First insular record of Notiosorex crawfordi, with notes on other mammals of San Martin island, Baja California, Mexico. Journal of Mammalogy. 51(1): 148-150 p.

SEMARNAT. 1994. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ecol-1994, que determina las especies y subespecies de flora y fauna silvestres terrestres y acuáticas en peligro de extinción, amenazadas, raras y las sujetas a protección especial y que establece especificaciones para su protección. Diario Oficial de la Federación, 16 mayo.

SEMARNAT. 2000. Programa de Manejo Complejo Insular del Espíritu Santo. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México: 194 p.

SEMARNAT. 2005. 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, de jurisdicción federal, así como a las demás superficies emergidas que se encuentran dentro de la misma, localizada en el Océano Pacífico, frente a la costa de la Península de Baja California, con una superficie total de 476,971-20-15.79 hectáreas. Diario Oficial de la Federación, 25 abril.

SEMARNAT. 2005b. 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 Área 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. Diario Oficial de la Federación, 3 junio.

Soto-Mardones, L., A. Páres-Sierra, J. García, R. Durazo y 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 p.

Stewart, B.S. 1984. Diurnal hauling patterns of harbor seals at San Miguel Island, California. The Journal of Wildlife Management. 48(4): 1459-1461 p.

Stewart, B.S., P. K. Yochem, R. L. DeLong y G. A. Antonelis. 1993. Trends in abundance and status of pinnipeds on the southern California Channel Islands. En: Hochberg, F.G. (ed.). Third California Islands Symposium: Recent Advances in Research on the California Islands. Santa Barbara Museum of Natural History, Santa Barbara, California.

Stewart, B.S., P. K. Yochem, H. R. Huber, R. L. DeLong, R. J. Jameson, W. J. Sydeman, S. G. Allen y B. J. Le Boeuf. 1994. History and present status of the northern elephant seal population. En B.J. Le Boeuf y R.M. Laws, eds. Elephant seals: population ecology, behavior, and physiology. California, E.E.U.U: University of California Press. 29-48 p.

Stewart, B.S. y R. L. DeLong. 1995. Double migrations of the northern elephant seal, *Mirounga angustirostris*. Journal of Mammalogy. 76(1): 196-205 p.

Sullivan, R.M. 1980. Seasonal occurrence and haul-out use in Pinnipeds along Humboldt County, California. Journal of Mammalogy. 61(4): 754-760 p.

Sydeman, W.J. y S. G. Allen. 1999. Pinniped population dynamics in central California: correlations with sea surface temperature and upwelling indices. Marine Mammal Science. 15(2): 446-461 p.

Szteren, D., D. Aurioles-Gamboa y R. L. Gerber. 2006. Population status and trends of the California sea lion (*Zalophus californianus* californianus) in the Gulf of California, Mexico. Sea Lions of the World. Alaska Sea Grant College Program. AK-SG-06-01. 1-16 p.

Tabaware Software. 2009. PTAssembler. Versión 5.0. Disponible en: http://www.tawbaware.com/ptasmblr.htm

Tanner, W.W. y B. H. Banta. 1962. Herpetologica. 18(1): 21-25 p.

Thompson, D. y T. Härkönen. 2009. *Phoca vitulina*. [En linea] (2009.1) Disponible en: "http://www.iucnredlist.org/details/17013/0%20" [Consultado 9 septiembre 2009].

Townsend, C.H. 1885. An account of recent captures of the California sea elephant, and statistics relating to the present abundance of the species. Proceedings of the United States National Museum. 8: 90-93 p.

Townsend, C.H. 1912. The northern elephant seal *Macrorhinus ongustirostris*. Zoologica. 1: 159-173 p.

Townsend, C.H. 1928. Reapearance of the lower California fur seal. Bulletin of New York Zoological Society. 31: 173–174 p.

Townsend, C.H. 1931. The fur seal of the California islands. Zoologica. 9: 443-457 p.

Trites, A.W. 1997. The role of pinnipeds in the ecosystem. En: G. Stone, J. Goebel y S. Webster (eds.). Pinniped populations, eastern north Pacific: status, trends and issues. American Fisheries Society. Monterey, California: 31-39 p.

Trites, A.W. y C. P. Donnelly. 2002. The decline of Steller sea lions *Eumetopias jubatus* in Alaska: a review of the nutritional stress hypothesis. Mammal Review. 33(1): 3-28 p.

Verts, B.J. y L. N. Carraway. 1998. Land Mammals of Oregon. California, USA: University of California Press. 668 p.

Weber, D.S., B. S. Stewart y N. Lehman. 2004. Genetic consequences of a severe population bottleneck in the Guadalupe fur seal (*Arctocephalus townsendi*). Journal of Heredity. 95(2): 144-153 p.

White, F.N. y D.K. Odell. 1971. Thermoregulatory behavior of the northern elephant seal, *Mirounga angustirostris*. Journal of Mammalogy. 52(4): 758-774 p.

Whittow, G.C., D. T. Matsuura y C. A. Ohata. 1975. Physiological and behavioral temperature regulation in the California sea lion (*Zalophus californianus*). Raports et Proces Verbaux des Reunions Conseil International pour l'Exploration de la Mer. 169: 479-480 p.

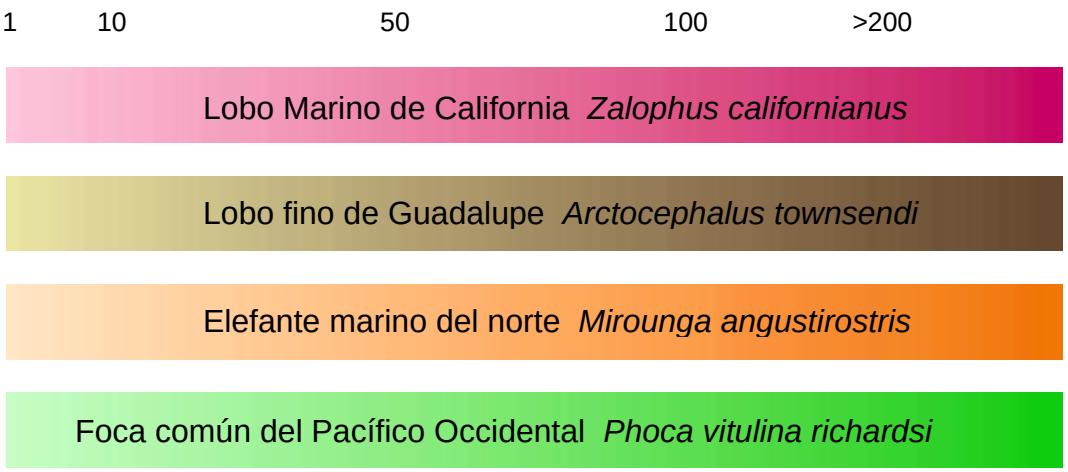
Wolf, J.B.W., G. Kauermann y F. Trillmich. 2005. Males in the shade: habitat use and sexual segregation in the Galápagos sea lion (*Zalophus californianus wollebaeki*). Behavioral Ecology and Sociobiology. 59: 293–302 p.

ANEXO 1: MAPAS DE DISTRIBUCIÓN

A continuación se presentan mapas de cada isla del área de estudio con información de tipo de hábitat en sus costas así como el conteo de pinnípedos por especie, durante la temporada de verano (julio y agosto) e invierno (enero, febrero y marzo) de 2009.

Simbología:

Las líneas paralelas y separadas de la costa representan el conteo de pinnípedos, expresado en número de individuos por segmento. Cada banda de color representa a una especie distinta y la oscuridad del tono hace referencia aproximada a la cantidad de individuos en el segmento correspondiente.



Las líneas dibujadas sobre la costa representan el tipo de hábitat, cada color representa uno distinto como se presenta a continuación:

Hábitat	*Sustrato*	*Poza*	*Batimetría*	*Exposición*	*Color*
1	Plataforma	No	Intermedia	Expuesta	
2	Arena	No	Somera	Expuesta	
3	Plataforma	Si	Somera	Expuesta	
4	Plataforma	Si	Somera	Protegida	
5	Plataforma	No	Somera	Protegida	
6	Arena	No	Somera	Protegida	
8	Arena	No	Intermedia	Protegida	
9	Plataforma	No	Somera	Expuesta	
10	Acantilado	No	Somera	Protegida	
11	Acantilado	No	Somera	Expuesta	
12	Acantilado	No	Intermedia	Expuesta	
13	Plataforma	Si	Intermedia	Expuesta	
14	Acantilado	No	Intermedia	Protegida	
15	Canto	No	Somera	Expuesta	
16	Canto	No	Somera	Protegida	
17	Acantilado	Si	Intermedia	Expuesta	
18	Canto	No	Intermedia	Expuesta	
19	Acantilado	Si	Intermedia	Protegida	
20	Plataforma	No	Intermedia	Protegida	
21	Canto	No	Intermedia	Protegida	
22	Plataforma	Si	Intermedia	Protegida	
23	Acantilado	Si	Somera	Protegida	
24	Plataforma	Si	Intermedia	Expuesta	
25	Plataforma	No	Intermedia	Expuesta	

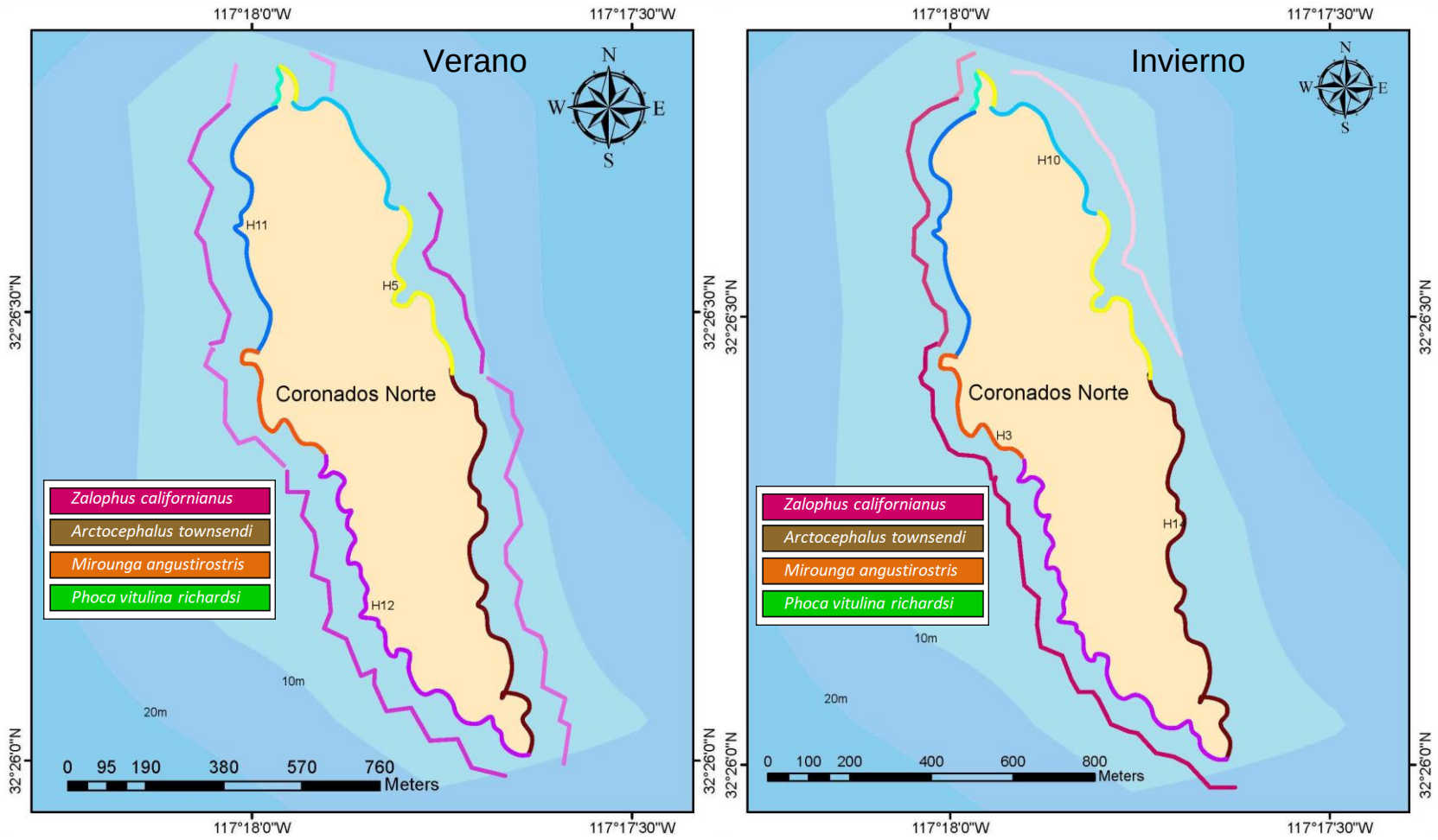


Figura 13. Mapa correspondiente a la isla Coronados Norte. Las líneas sobre la costa representan el tipo de hábitat. A la izquierda se presentan las abundancias de pinnípedos correspondientes a la temporada de verano (agosto) de 2009; a la derecha, invierno (enero) de 2009.

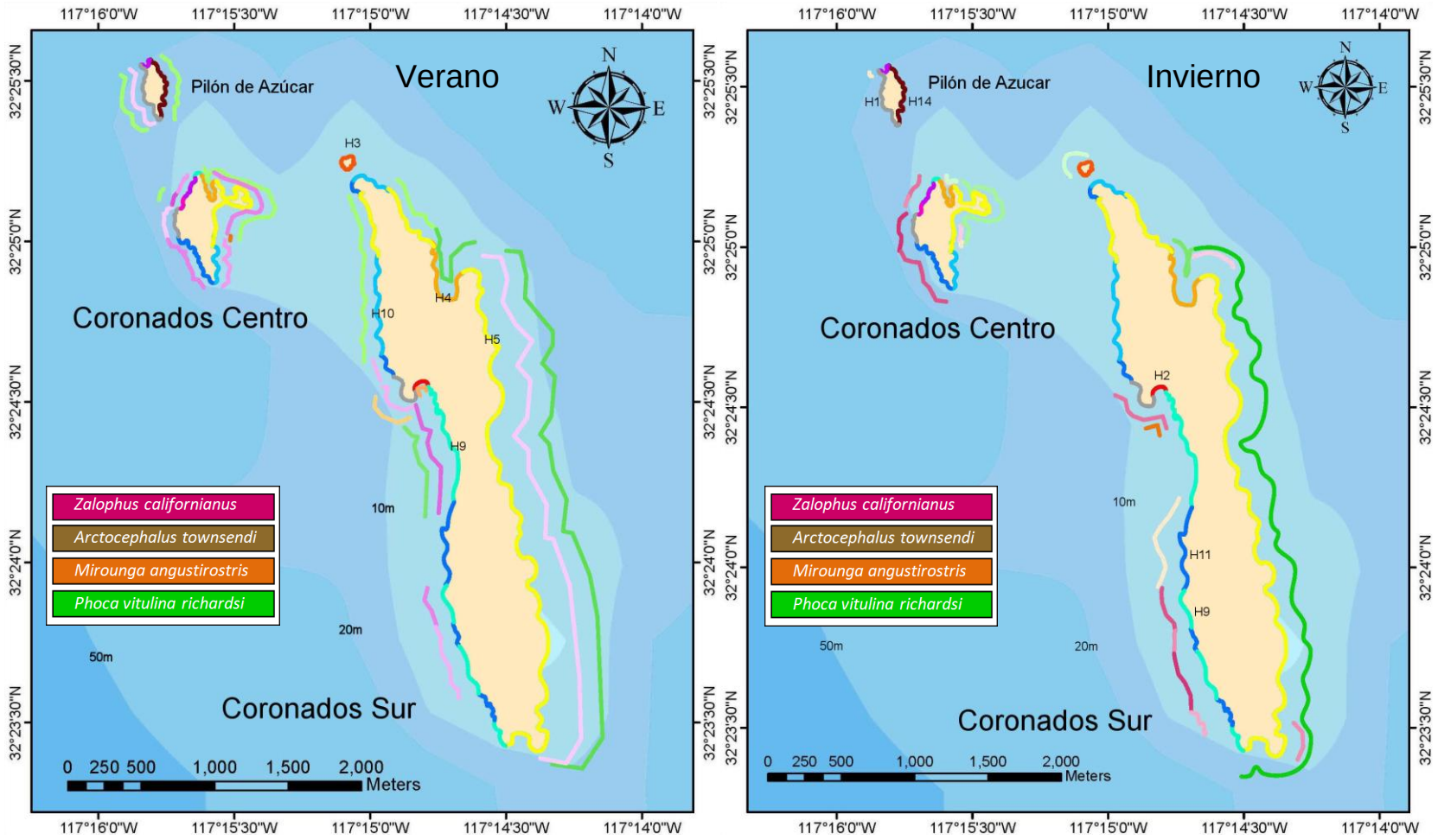


Figura 14. Mapa correspondiente a la porción sur del archipiélago Coronados. Las líneas sobre la costa representan el tipo de hábitat. A la izquierda se presentan las abundancias de pinnípedos correspondientes a la temporada de verano (agosto) de 2009; a la derecha, invierno (enero) de 2009.

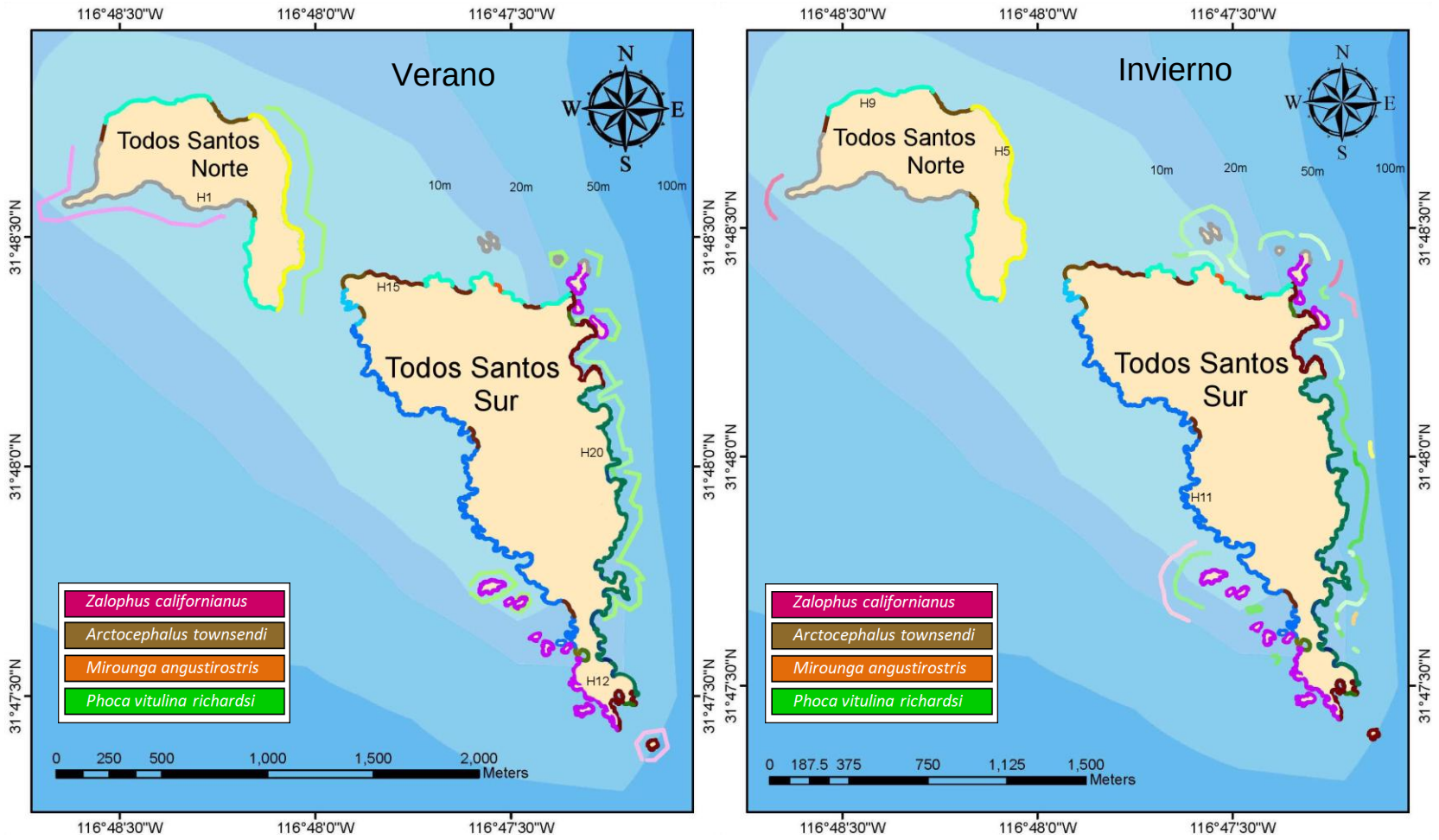


Figura 15. Mapa correspondiente al archipiélago Todos Santos. Las líneas sobre la costa representan el tipo de hábitat. A la izquierda se presentan las abundancias de pinnípedos correspondientes a la temporada de verano (agosto) de 2009; a la derecha, invierno (marzo) de 2009.

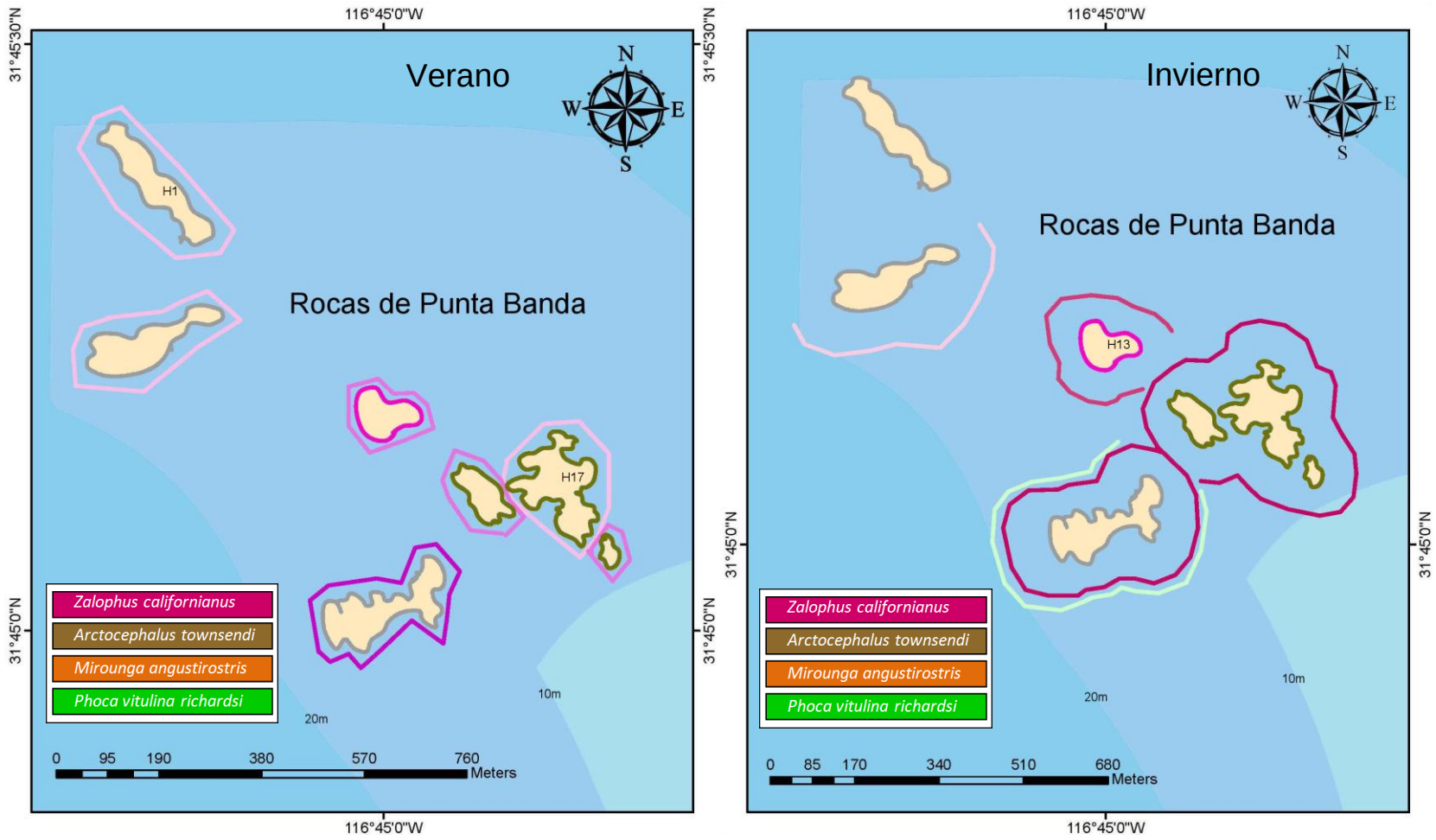


Figura 16. Mapa correspondiente a los islotes denominados Rocas de Punta Banda, ubicadas 5 km al sur de la Isla Todos Santos Sur. Las líneas sobre la costa representan el tipo de hábitat. A la izquierda se presentan las abundancias de pinnípedos correspondientes a la temporada de verano (agosto) de 2009; a la derecha, invierno (marzo) de 2009.

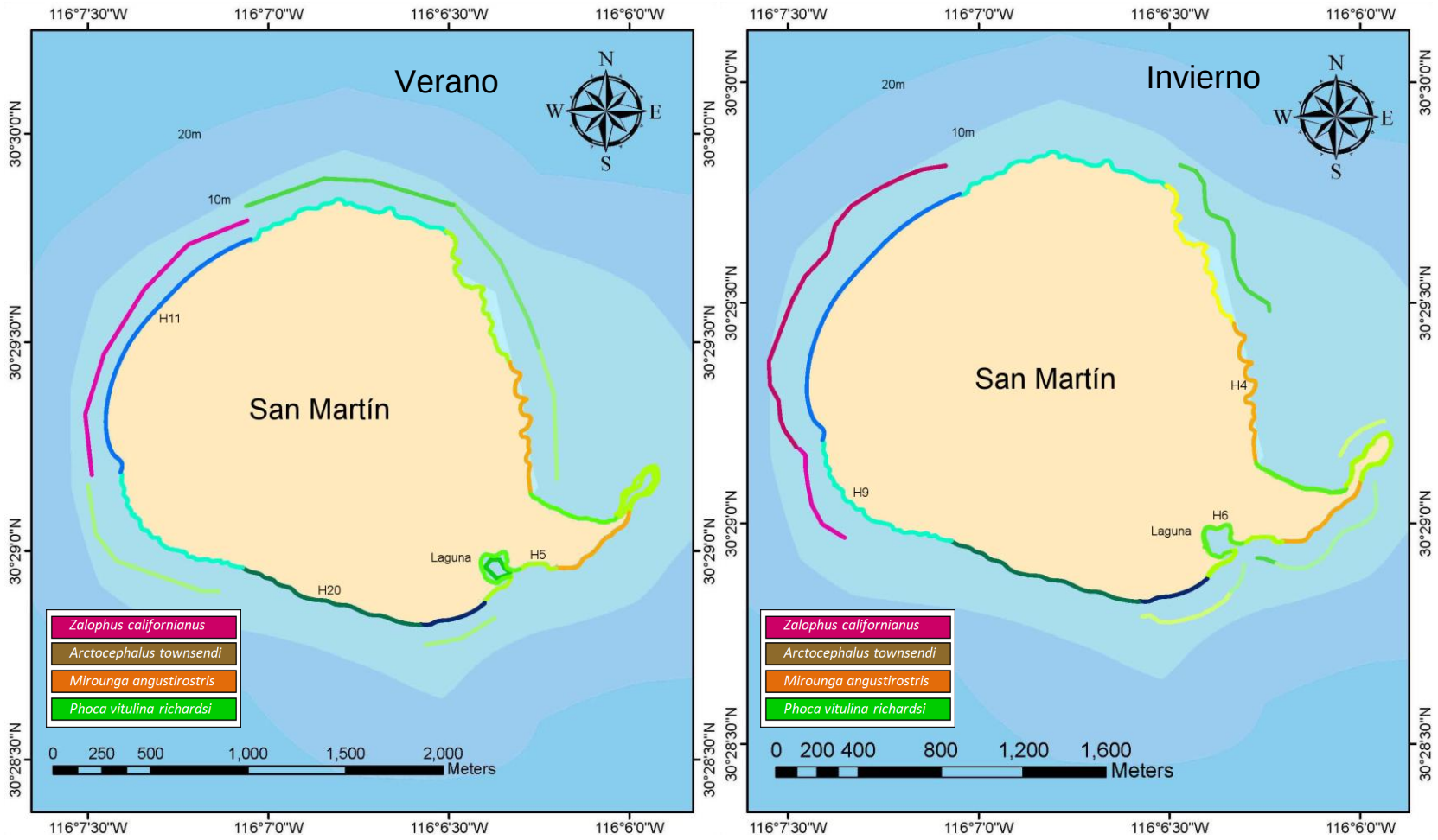


Figura 17. Mapa correspondiente a la Isla San Martín. Las líneas sobre la costa representan el tipo de hábitat. A la izquierda se presentan las abundancias de pinnípedos correspondientes a la temporada de verano (julio) de 2009; a la derecha, invierno (febrero) de 2009.

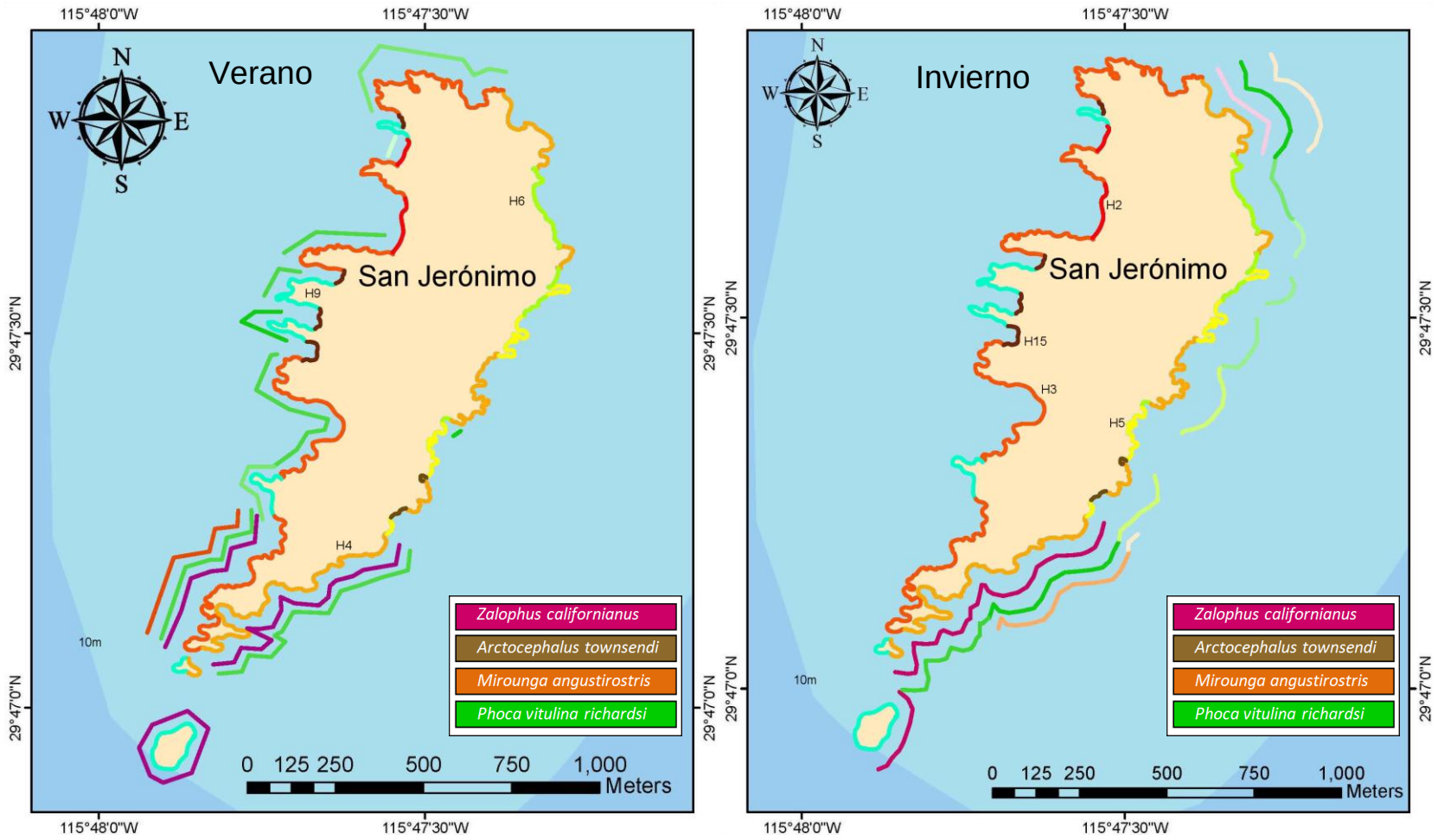


Figura 18. Mapa correspondiente a la Isla San Jerónimo. Las líneas sobre la costa representan el tipo de hábitat. A la izquierda se presentan las abundancias de pinnípedos correspondientes a la temporada de verano (julio) de 2009; a la derecha, invierno (febrero) de 2009.

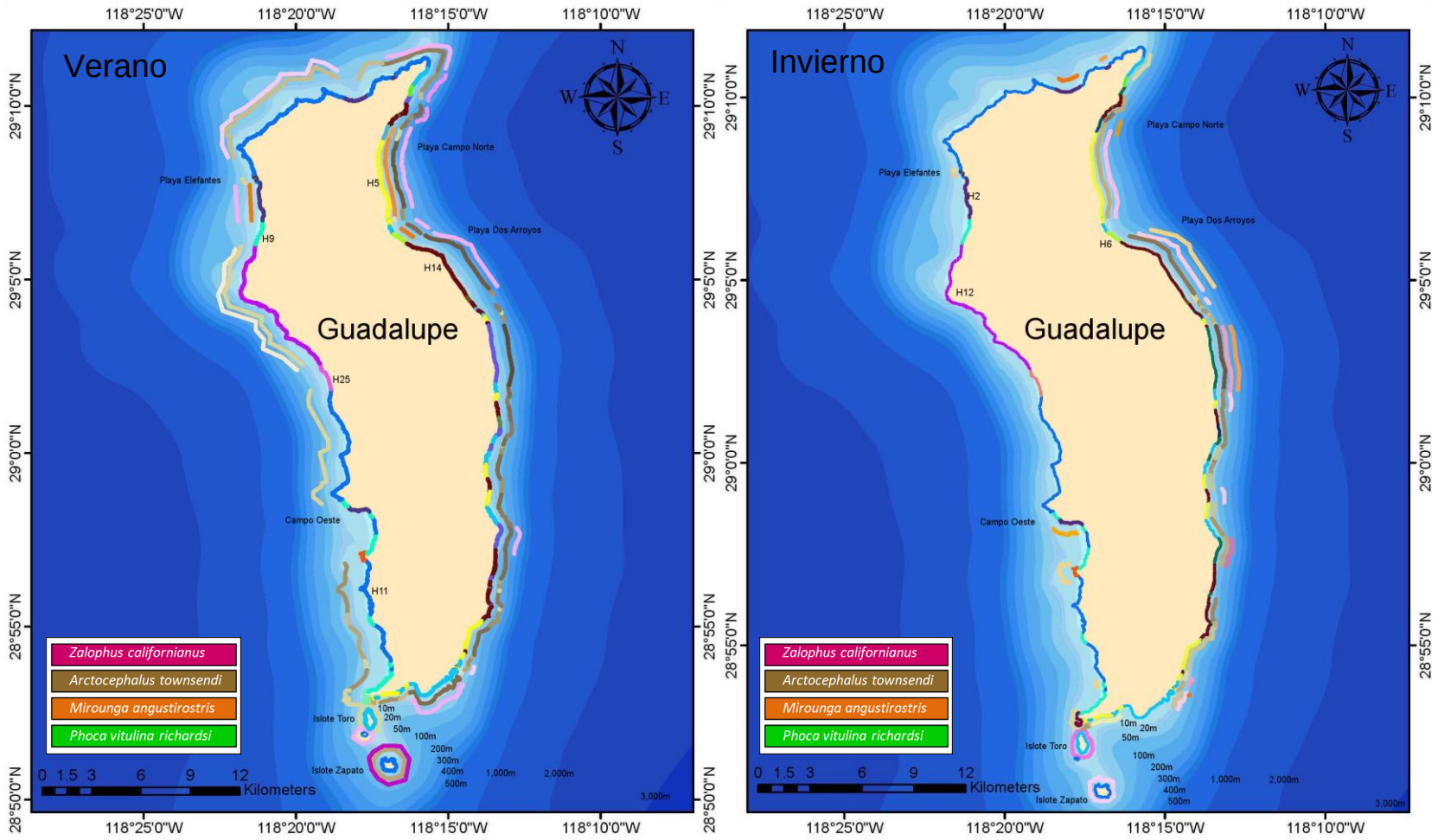


Figura 19. Mapa correspondiente a la Isla Guadalupe. Las líneas sobre la costa representan el tipo de hábitat. A la izquierda se presentan las abundancias de pinnípedos correspondientes a la temporada de verano (julio) de 2009; a la derecha, invierno (enero) de 2009.

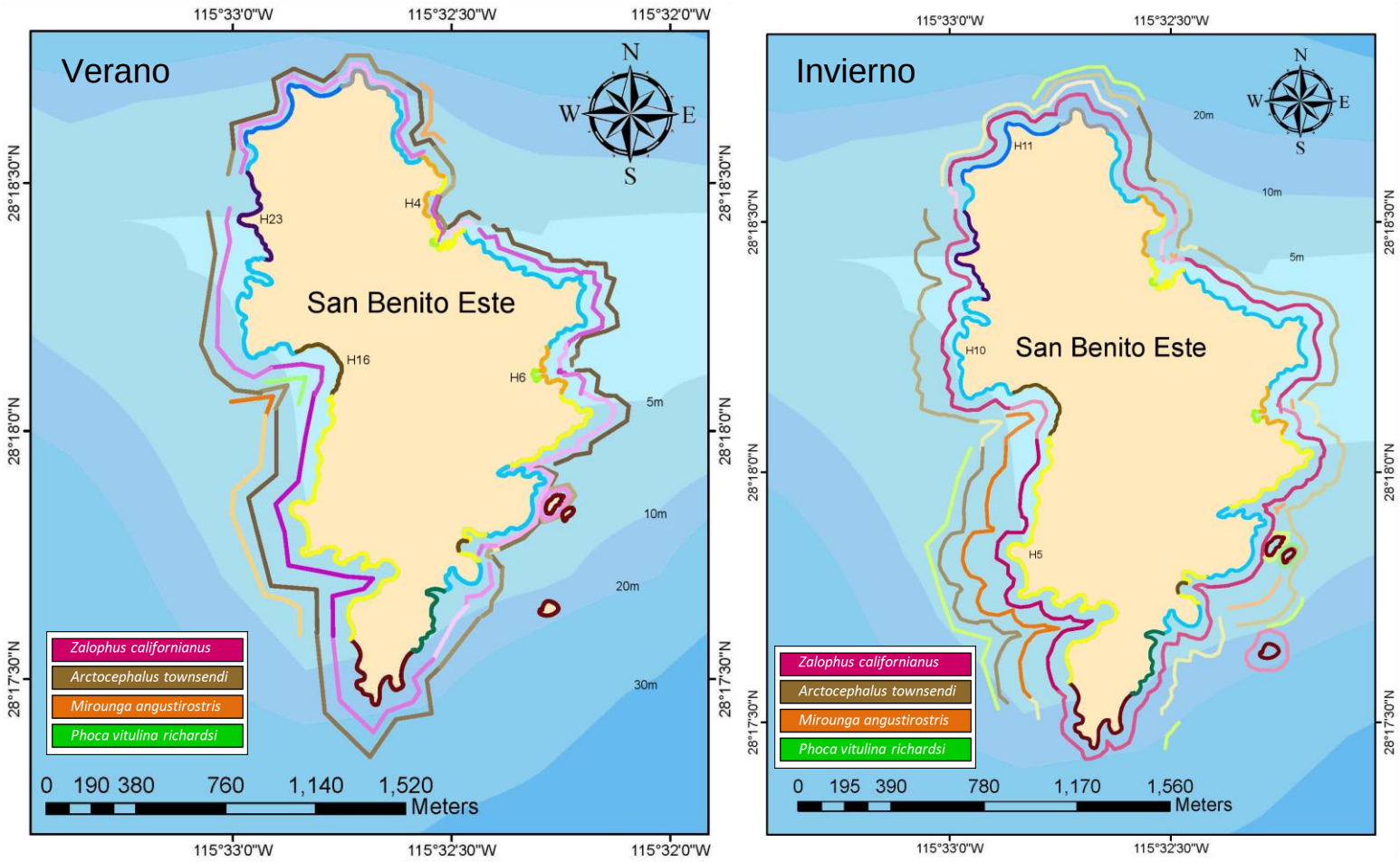


Figura 20. Mapa correspondiente a la Isla San Benito Este. Las líneas sobre la costa representan el tipo de hábitat. A la izquierda se presentan las abundancias de pinnípedos correspondientes a la temporada de verano (agosto) de 2009; a la derecha, invierno (enero) de 2009.

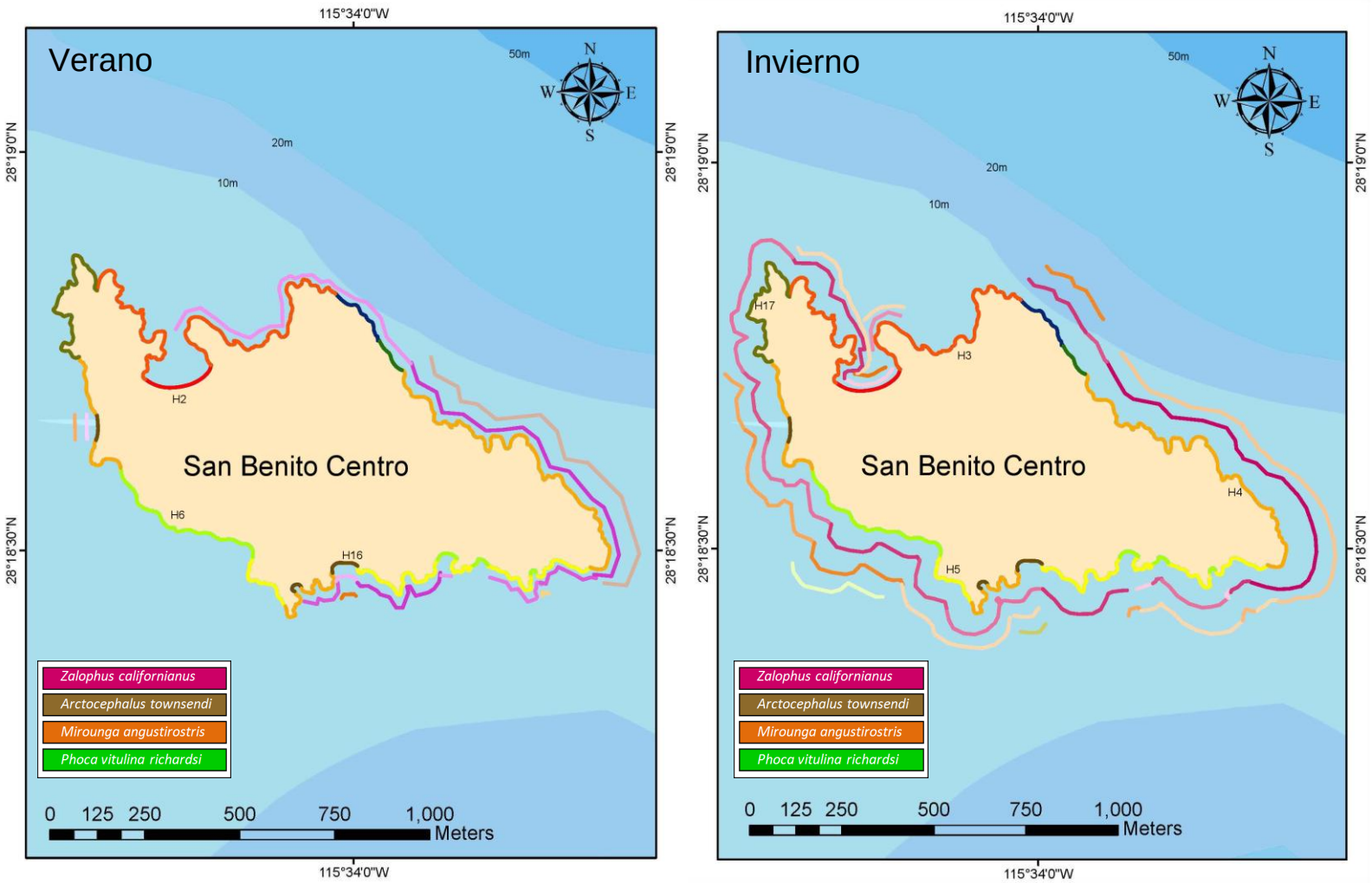


Figura 21. Mapa correspondiente a la Isla San Benito Centro. Las líneas sobre la costa representan el tipo de hábitat. A la izquierda se presentan las abundancias de pinnípedos correspondientes a la temporada de verano (agosto) de 2009; a la derecha, invierno (enero) de 2009.

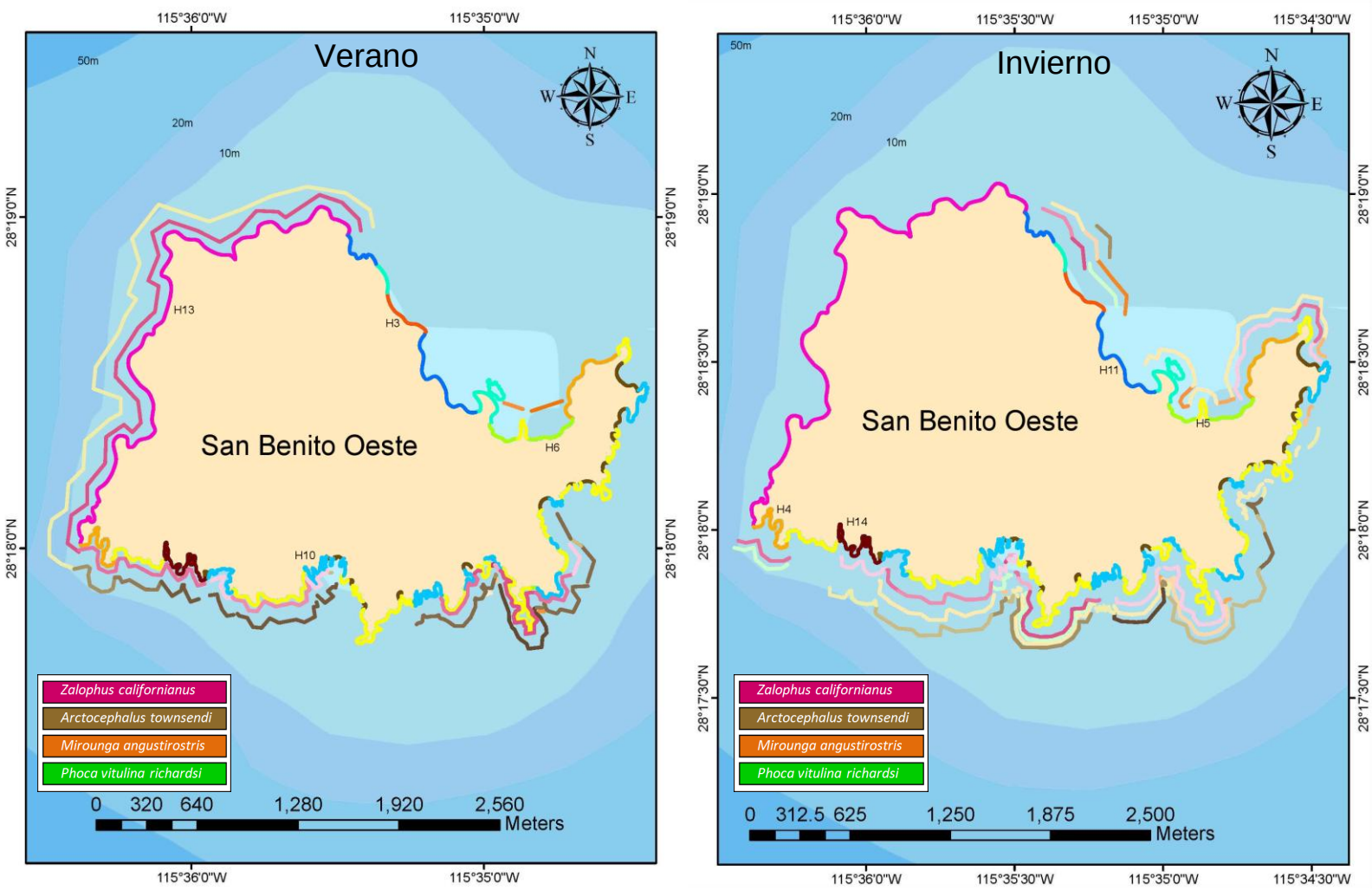


Figura 22. Mapa correspondiente a la Isla San Benito Oeste. Las líneas sobre la costa representan el tipo de hábitat. A la izquierda se presentan las abundancias de pinnípedos correspondientes a la temporada de verano (agosto) de 2009; a la derecha, invierno (enero) de 2009.

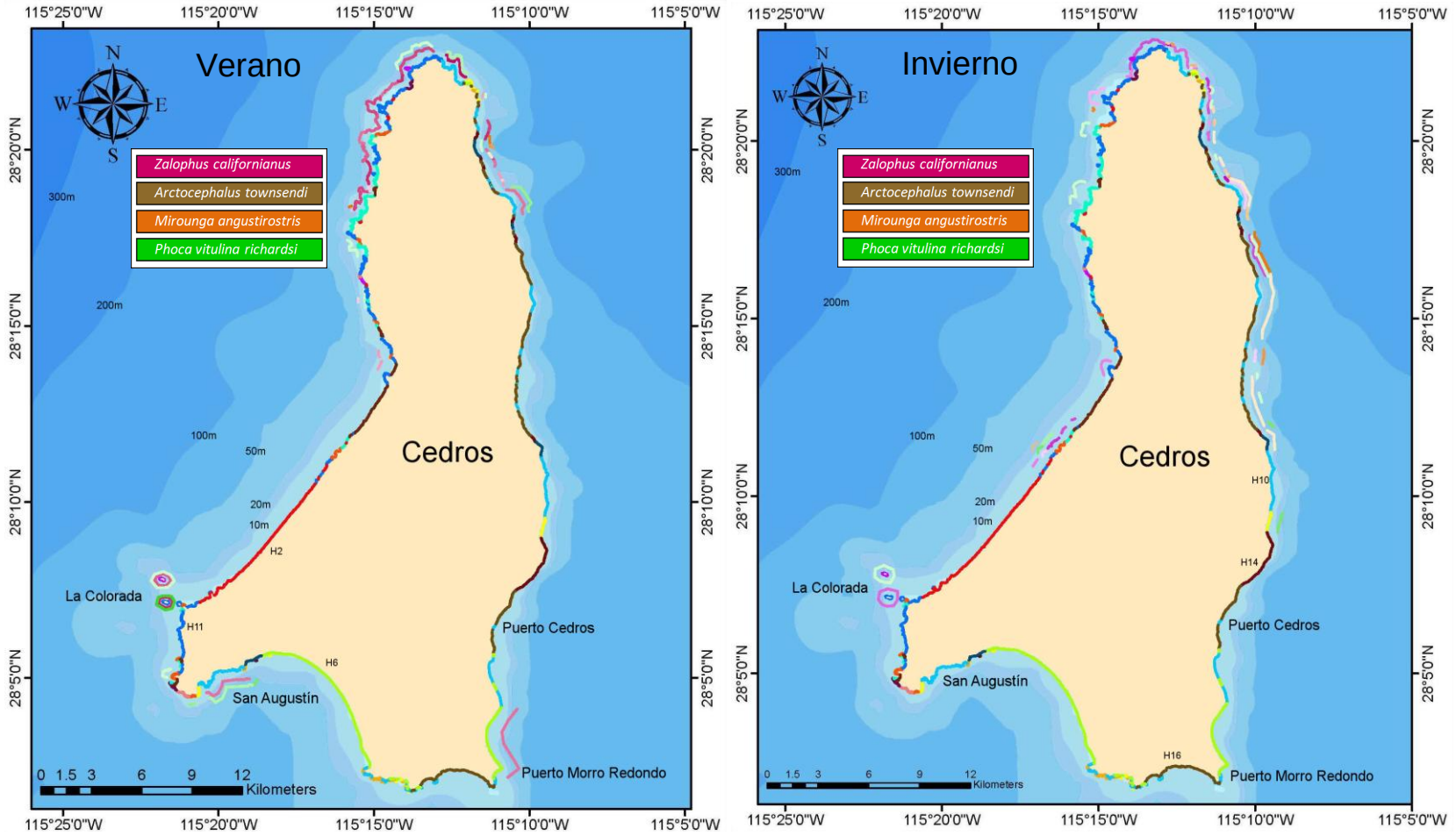


Figura 23. Mapa correspondiente a la Isla Cedros. Las líneas sobre la costa representan el tipo de hábitat. A la izquierda se presentan las abundancias de pinnípedos correspondientes a la temporada de verano (agosto) de 2009; a la derecha, invierno (enero) de 2009.

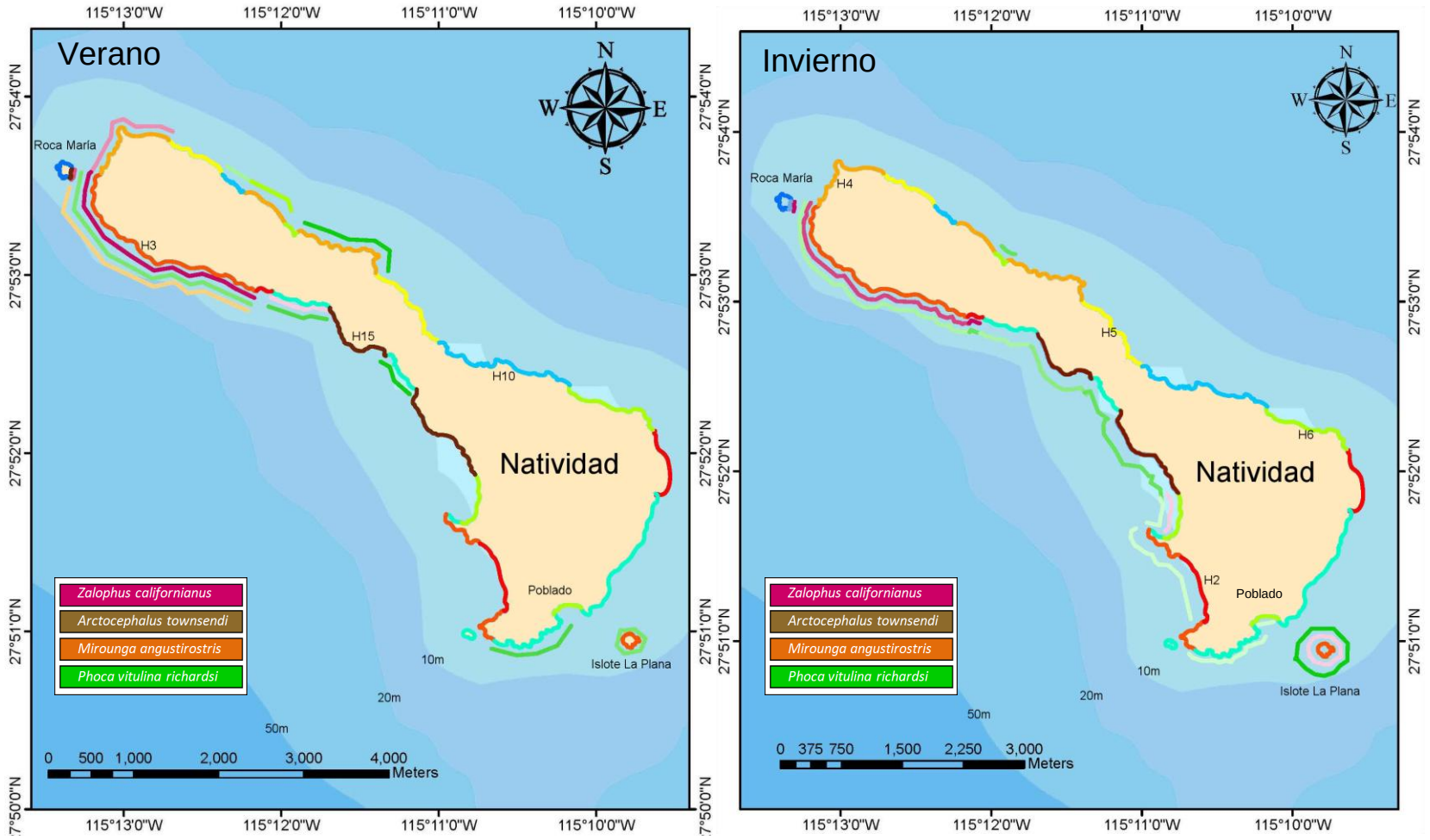


Figura 24. Mapa correspondiente a la Isla Natividad. Las líneas sobre la costa representan el tipo de hábitat. A la izquierda se presentan las abundancias de pinnípedos correspondientes a la temporada de verano (agosto) de 2009; a la derecha, invierno (enero) de 2009.

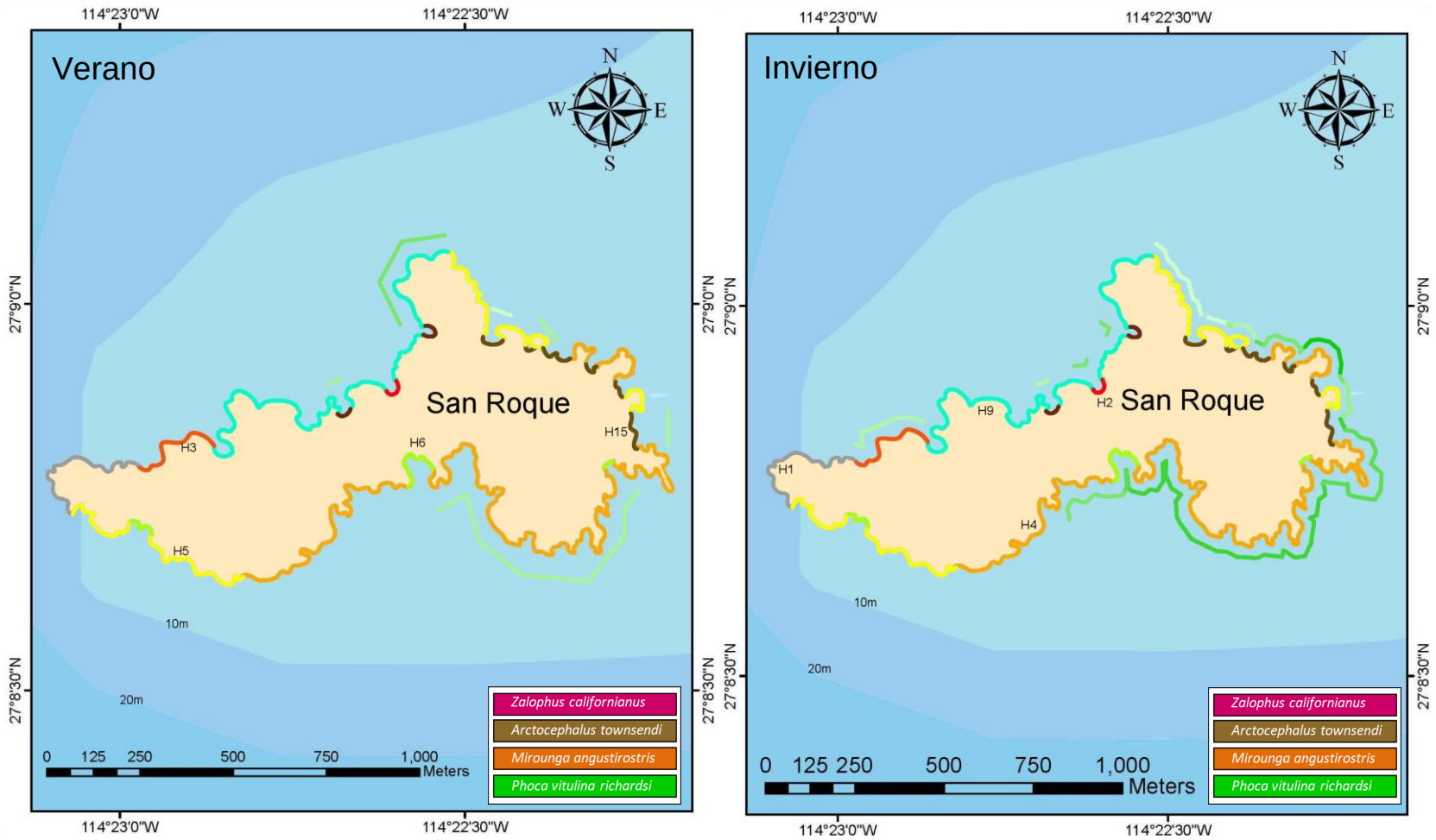


Figura 25. Mapa correspondiente a la Isla San Roque. Las líneas sobre la costa representan el tipo de hábitat. A la izquierda se presentan las abundancias de pinnípedos correspondientes a la temporada de verano (julio) de 2009; a la derecha, invierno (febrero) de 2009.

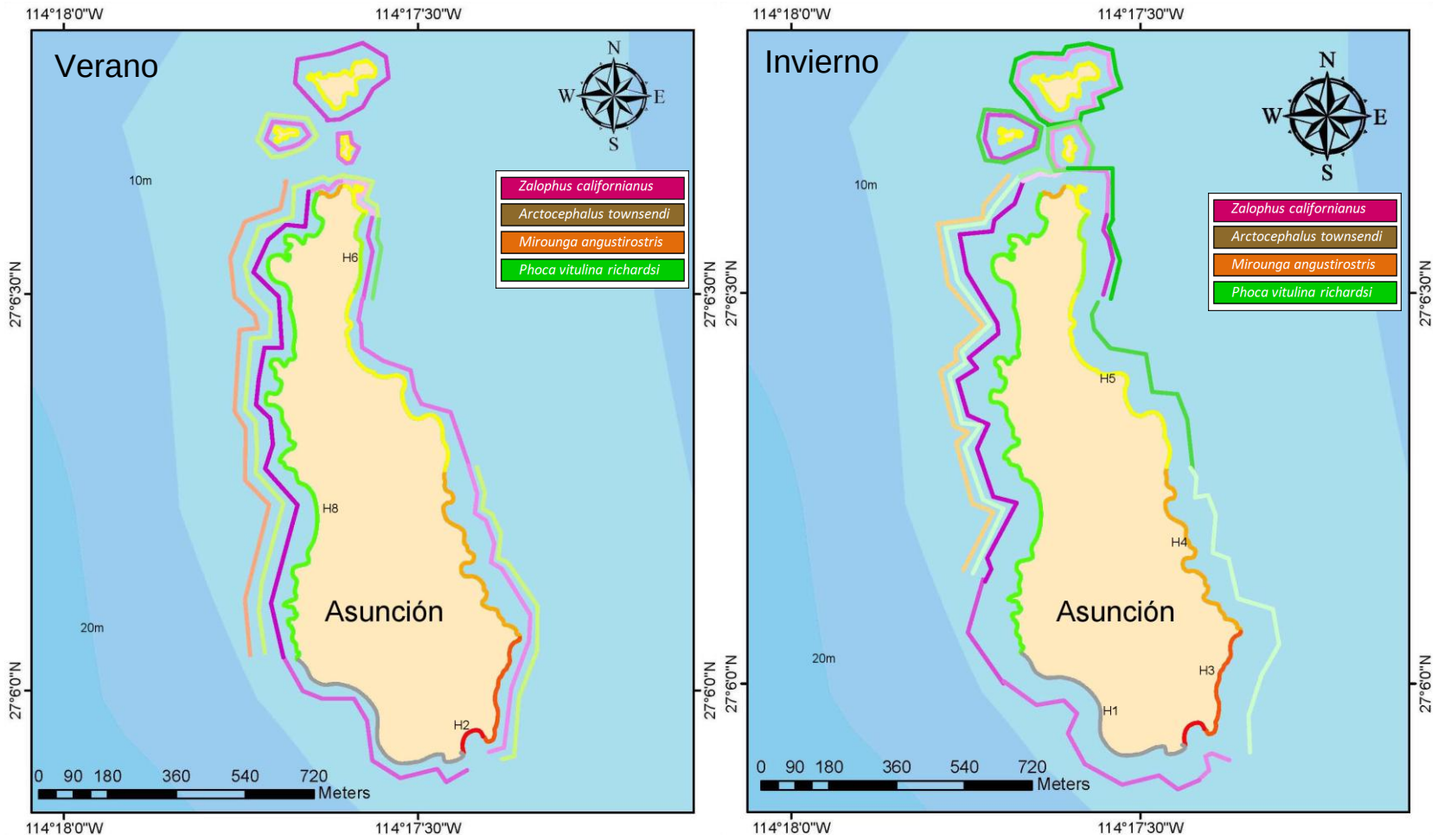


Figura 26. Mapa correspondiente a la Isla Asunción. Las líneas sobre la costa representan el tipo de hábitat. A la izquierda se presentan las abundancias de pinnípedos correspondientes a la temporada de verano (julio) de 2009; a la derecha, invierno (febrero) de 2009.

ANEXO 2: PRUEBAS *A POSTERIORI*

Tabla XIII. Pruebas pareadas de U de Mann-Whitney entre la abundancia relativa de hábitats utilizados por *Zalophus californianus* durante la temporada de invierno (enero, febrero y marzo) 2009. En la parte superior de la diagonal se muestran los valores de U de cada prueba, mientras que en la parte inferior se presentan valores de p, valores significativos (p<0.05) están marcados en negritas cursivas.

H	1	2	3	4	5	6	9	10	11	12	14	15	16	20
1	1	105	123	271	521	199	236	367	286	96	154	112	371	84
2	0.22	1	221	364	777	390	461	759	525	172	328	220	582	177
3	0.23	0.77	1	431	929	430	507	830	626	205	362	239	694	192
4	0.57	0.24	0.30	1	1825	703	833	1338	1032	336	577	398	1281	309
5	0.33	0.29	0.42	0.62	1	1509	1781	2887	2230	737	1248	836	2757	661
6	0.13	1.00	0.71	0.12	0.15	1	902.0	1472.0	1017.0	332.5	638.5	425.0	1132.5	347.0
9	0.08	0.55	0.31	***0.02***	***0.03***	0.49	1	1746	1209	396	755	561	1345	464
10	0.07	0.99	0.63	***0.04***	***0.05***	0.94	0.40	1	1980	641	1246	808	2194	663
11	0.14	0.70	0.93	0.19	0.28	0.57	0.21	0.50	1	494	858	565	1667	457
12	0.25	0.75	0.93	0.34	0.53	0.67	0.34	0.58	0.99	1	280	184	545	148
14	0.07	0.96	0.69	0.09	0.13	0.94	0.45	0.94	0.58	0.73	1	349	951	290
15	0.12	0.70	0.42	0.10	0.10	0.61	0.96	0.44	0.32	0.55	0.46	1	639	217
16	0.31	0.44	0.61	0.47	0.69	0.31	0.08	0.20	0.53	0.72	0.31	0.22	1	508
20	0.07	0.59	0.35	0.06	0.07	0.57	0.97	0.45	0.28	0.48	0.53	0.95	0.28	1

Tabla XIV. Pruebas pareadas de U de Mann-Whitney entre la abundancia relativa de hábitats utilizados por *Arctocephalus townsendi* durante la temporada de verano (julio y agosto) 2009. En la parte superior de la diagonal se muestran los valores de U de cada prueba, mientras que en la parte inferior se presentan valores de p, valores significativos (p<0.05) están marcados en negritas cursivas.

Hábitat	4	5	6	10	11	14	16	20
4	1	257	43	148	76	95	111	39
5	0.98	1	156	560	246	366	399	151
6	0.15	0.08	1	78	48	53	125	21
10	0.46	0.46	***0.01***	1	104	259	211	109
11	0.49	0.17	0.07	***0.00***	1	61	151	19
14	0.58	0.74	***0.04***	0.97	***0.01***	1	139	71
16	0.20	0.06	0.66	***0.01***	0.31	***0.03***	1	55
20	0.46	0.59	0.05	0.80	***0.01***	0.96	0.06	1

Tabla XV. Pruebas pareadas de U de Mann-Whitney entre la abundancia relativa de hábitats utilizados por *Arctocephalus townsendi* durante la temporada de invierno (enero, febrero y marzo) 2009. En la parte superior de la diagonal se muestran los valores de U de cada prueba, mientras que en la parte inferior se presentan valores de p, valores significativos (p<0.05) están marcados en negritas cursivas.

Hábitat	4	5	10	14	20
4	1	223	114	81	25
5	0.55	1	435	318	103
10	0.09	***0.04***	1	256	89
14	0.25	0.33	0.91	1	49
20	0.08	0.09	0.32	0.20	1

Tabla XVI. Pruebas pareadas de U de Mann-Whitney entre la abundancia relativa de hábitats utilizados por *Phoca vitulina richardsi* durante la temporada de invierno (enero, febrero y marzo) 2009. En la parte superior de la diagonal se muestran los valores de U de cada prueba, mientras que en la parte inferior se presentan valores de p, valores significativos (p<0.05) están marcados en negritas cursivas.

Hábitat	1	2	3	4	5	6	15	16	20	21
1	1	97	150	275	491	229	147	330	64	57
2	0.41	1	143	273	572	290	150	452	69	60
3	0.87	0.23	1	445	740	340	221	489	99	95
4	0.68	0.19	0.78	1	1382	651	410	949	224	192
5	0.56	0.63	0.31	0.14	1	1357	747	1985	335	293
6	0.40	0.86	0.19	0.13	0.69	1	356	1010	163	145
15	0.98	0.45	0.76	0.60	0.57	0.48	1	533	105	90
16	0.05	0.54	***0.01***	***0.00***	0.06	0.24	0.10	1	234	223
20	0.25	0.13	0.19	0.51	0.07	0.09	0.36	***0.00***	1	54
21	0.12	***0.04***	0.14	0.16	***0.01***	***0.02***	0.12	***0.00***	0.27	1

Tabla XVII. Pruebas pareadas de U de Mann-Whitney entre la abundancia relativa de hábitats utilizados por *Phoca vitulina richardsi* durante la temporada de verano (julio y agosto) 2009. En la parte superior de la diagonal se muestran los valores de U de cada prueba, mientras que en la parte inferior se presentan valores de p, valores significativos (p<0.05) están marcados en negritas cursivas.

Hábitat	3	6	9	21
3	1	365	549	122
6	***0.03***	1	758	211
9	0.38	0.14	1	258
21	0.29	0.80	0.65	1

Tabla XVIII. Pruebas pareadas de U de Mann-Whitney entre la abundancia relativa de hábitats utilizados por *Mirounga angustirostris* durante la temporada de invierno (enero, febrero y marzo) 2009. En la parte superior de la diagonal se muestran los valores de U de cada prueba, mientras que en la parte inferior se presentan valores de p, valores significativos (p<0.05) están marcados en negritas cursivas.

Hábitat	2	6	15	16	21
2	1	381	200	587	158
6	0.85	1	395	1133	304
15	0.32	0.29	1	549	150
16	0.53	0.37	***0.03***	1	470
21	0.93	0.85	0.20	0.57	1

Tabla XIX. Pruebas pareadas de U de Mann-Whitney entre la abundancia relativa de hábitats utilizados por *Mirounga angustirostris* durante la temporada de verano (julio y agosto) 2009. En la parte superior de la diagonal se muestran los valores de U de cada prueba, mientras que en la parte inferior se presentan valores de p, valores significativos (p<0.05) están marcados en negritas cursivas.

Hábitat	2	6	16	21
2	1	405	714	168
6	0.58	1	1199	308
16	0.69	0.23	1	495
21	0.80	0.94	0.64	1