

TESIS DEFENDIDA POR

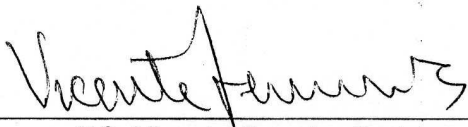
María Teresa Nuche Pascual

Y APROBADA POR EL SIGUIENTE COMITÉ



Dra. Gisela Heckel Dziendzielewski

Directora del Comité



MC. Vicente Ferreira Bartrina

Miembro del Comité



Dr. Víctor Ruiz Cortés

Miembro del Comité



Dra. Yolanda Schramm Urrutia

Miembro del Comité



Dra. Maria Lucila Lares Reyes

*Coordinador del programa de posgrado
en Ecología Marina*



Dr. David Hilario Covarrubias Rosales

Director de Estudios de Posgrado

14 de agosto de 2012

**CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA Y DE EDUCACIÓN SUPERIOR
DE ENSENADA**



**PROGRAMA DE POSGRADO EN CIENCIAS
EN ECOLOGÍA MARINA**

**Distribución de *Phoca vitulina richardsi* en las Islas al Occidente de la
Península de Baja California: su relación con las surgencias y los bosques
de macroalgas**

TESIS

que para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de
MAESTRA EN CIENCIAS

Presenta:

MARÍA TERESA NUCHE PASCUAL

Ensenada, Baja California, México, 2012.

RESUMEN de la tesis de María Teresa Nuche Pascual, presentada como requisito parcial para la obtención del grado de MAESTRA EN CIENCIAS en Ecología Marina. Ensenada, Baja California, México. Agosto 2012.

Distribución de *Phoca vitulina richardsi* en las Islas al Occidente de la Península de Baja California: su relación con las surgencias y los bosques de macroalgas

Resumen aprobado por:



Dra. Gisela Heckel Dziendzielewski

Directora de Tesis

La *Phoca vitulina richardsi* es una especie filopátrica, cuyo límite de distribución más sureño se localiza en aguas del Pacífico mexicano, y se alimenta de unas cuantas especies de presas dependiendo del lugar en el que habite. Con el objetivo de caracterizar la distribución de *P. v. richardsi* en las Islas del Pacífico mexicano con base en los conteos de foca común en los años 2009 y 2010 y en factores ambientales, se obtuvieron los conteos de focas mediante fotografías tomadas desde lancha para el año 2010, y junto con las fotografías tomadas de igual forma en 2009, se compararon los resultados. Asimismo se estimó la cobertura del dosel superficial de los bosques de macroalgas en la región, mediante imágenes satelitales y su procesamiento, para los años 2009 y 2010, y los perfiles de surgencias de la zona para 2008, 2009 y 2010. También se analizaron imágenes satelitales de cobertura de macroalgas de una única isla, desde 2004 a 2010, para realizar una comparación interanual de dicha cobertura. Se realizaron mapas donde se presentan las islas y la costa de la región en los que se superpone la cobertura de macroalgas y la posición de las colonias de focas. Los perfiles de surgencias mostraron una variabilidad estacional y local en el océano, lo que se refleja en la variación a través del tiempo de la cobertura de macroalgas. Esta variabilidad también se refleja en la distribución espacial y temporal del número de focas en la región; por lo que se podría afirmar que estas focas siguen un control de abajo hacia arriba en el ecosistema en el que viven.

Palabras clave: Foca común, *Phoca vitulina richardsi*, distribución, Pacífico mexicano, control “bottom-up”.

ABSTRACT of the thesis presented by María Teresa Nuche Pascual as partial requirement to obtain the MASTER OF SCIENCE degree in Marine Ecology. Ensenada, Baja California, México August 2012.

Distribution of *Phoca vitulina richardsi* on the West of the Peninsula of Baja California Islands: Its relationship with upwelling and kelp forests

Abstract approved by:



Dra. Gisela Heckel Dziendzielewski

Directora de Tesis

Phoca vitulina richardsi is a philopatric species, that lives in the Pacific of México that is part of its southern distribution boundary. This species has only a few local prey species. In order to characterize the distribution of *Phoca vitulina richardsi* on Mexican Islands based on counts of harbor seals in 2009 and 2010 and environmental factors, digital photographs were taken from a small boat along the coast during spring of 2009 and 2010, and individual harbor seals counts were made from the photographs. The counts were compared between years. Canopy covers of the kelp forests were estimated using satellite imagery during 2009 and 2010, and also upwelling profiles for three years (2008, 2009, and 2010). Canopy covers were estimated for one island and for seven years, from 2004 to 2010, in order to compare interannual canopy cover variation. Maps were made to display the canopy cover and location of harbour seal colonies. Upwelling profiles showed seasonal and local variability in the ocean, which is reflected in the coverage of kelp canopy over time. This also reflects spatial and temporal distribution of local seal colonies. Hence, these seals may follow a bottom-up control in the ecosystem where they live.

Keywords: Harbor seal, *Phoca vitulina richardsi*, distribution, Mexican Pacific, bottom-up.

Dedicatoria

A Erick, la alegría y la vida siempre se abren camino.

“La Educación es el arma más poderosa que puedes usar para cambiar el mundo”
(Nelson Mandela)

Agradecimientos

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 368213.

A la Dra. Gisela Heckel, por aceptarme como su estudiante y por su esfuerzo en la dedicación y desarrollo de este trabajo.

A los miembros del comité de tesis, por todos sus comentarios que me ayudaron a realizar un mejor trabajo.

Al MC Vicente Ferreira, por su apoyo técnico, académico y personal.

A Elena Solana, por su cariñosa atención y preocupación académica y personalmente.

A Nacho, por su inmenso apoyo y cariño.

A Horacio de la Cueva, por su constante preocupación y atención.

A Elizabeth Farias, sin ella todo sería más difícil.

A Ricardo Alamán, Ricardo Félix y Paula Pérez, por su apoyo técnico.

A mis amigos y compañeros de generación, Myriam, Erika, Eva, Constanza, Ricardo, Yunuen, y un largo etc., por todos los momentos compartidos. Así como a mis profesores de maestría, por compartir su conocimiento.

A mis padres, que de su ejemplo y educación surgió mi amor por la lectura y el conocimiento.

A mi hermana, por su apoyo y cariño.

A mis tíos, Ana Luz y Paco, por su inmenso cariño y preocupación.

A Javi y la Abuela, el principio de esta aventura.

A todos los que de una u otra forma han hecho posible y han compartido este trabajo.

A mi amor, Erick, sin él esto no habría sido posible.

CONTENIDO

| | |
|---|------------|
| Resumen | i |
| Abstract | iii |
| Dedicatoria | iv |
| Agradecimientos | v |
| Contenido | vii |
| Figuras | ix |
| Tablas | xii |
| I Introducción | 1 |
| I.1 Antecedentes | 3 |
| I.1.1 <i>Phoca vitulina richardsi</i> como depredador tope. | 3 |
| I.1.2 El Sistema de la Corriente de California como fuente de nutrientes. | 11 |
| I.1.3 Bosques de kelp gigante como ejemplo de productores primarios. | 12 |
| I.2 Justificación | 17 |
| I.3 Objetivos e hipótesis | 18 |
| I.3.1 Objetivo general | 18 |
| I.3.2 Objetivos específicos | 18 |
| I.3.3 Hipótesis | 19 |
| II Metodología | 19 |
| II.1 Área de estudio | 19 |
| II.1.1 Región 1: Islas de Cedros y Natividad. | 21 |
| II.1.2 Región 2: Islas San Benito. | 22 |
| II.1.3 Región 3: Isla San Martín. | 22 |
| II.1.4 Región 4: Islas Todos Santos. | 23 |
| II.1.5 Región 5: Islas Coronado. | 23 |
| II.1.6 Región 6: Islas San Roque y Asunción. | 24 |
| II.1.7 Región 7: Isla San Jerónimo. | 24 |
| II.2 Cuento de individuos de <i>Phoca vitulina richardsi</i> | 25 |
| II.2.1 Trabajo de campo | 25 |
| II.2.2 Análisis fotográfico | 25 |
| II.3 Obtención de la cobertura del dosel de macroalgas | 26 |
| II.4 Índices de surgencia | 31 |
| II.5 Análisis de los datos | 31 |
| III Resultados | 33 |

| | | |
|-----------|-----------------------------------|-----------|
| IV | Discusión | 60 |
| V | Conclusiones | 70 |
| VI | Referencias bibliográficas | 71 |

Figuras

- Figura 1. Área de estudio. 20**
- Figura 2. Imagen satelital de la Isla Cedros (Región 1), las bandas rojas en la periferia de la isla representa la presencia de macroalgas 34**
- Figura 3. Imagen satelital de la Isla de Natividad (Región 1), las bandas rojas en la periferia de la isla representa la presencia de macroalgas. 34**
- Figura 4. Mapa de la Isla de Cedros (Región 1). Representación de la presencia/ausencia de macroalgas, (con bandas rojas), alrededor de la Isla (primavera 2009), y distribución de las focas (primavera 2009). 35**
- Figura 5. Mapa de la Isla Natividad (Región 1). Representación de la presencia/ausencia de macroalgas (bandas rojas) alrededor de la Isla (primavera 2009) y distribución de las focas (primavera 2009). 36**
- Figura 6. Mapa de la Región 1 en conjunto. Representación de la presencia/ausencia de macroalgas (bandas rojas) (primavera 2009) alrededor de la Isla y distribución de las focas (primavera 2009). 37**
- Figura 7. Imagen satelital de las Islas San Benito (Región 2), las bandas rojas en la periferia de la isla representa la presencia de macroalgas. 38**
- Figura 8. Mapa de las Islas San Benito (Región 2). Representación de la presencia/ausencia de macroalgas (bandas rojas) alrededor de la Isla (primavera 2009) y distribución de las focas (primavera 2009). 39**
- Figura 9. Imagen satelital de la Isla San Martín (Región 3), las bandas rojas en la periferia de la isla representa la presencia de macroalgas. 40**

- Figura 10. Mapa de la Isla San Martín (Región 3). Representación de la presencia/ausencia de macroalgas (andas rojas) alrededor de la Isla (primavera 2009) y distribución de las focas (primavera 2009). 40**
- Figura 11. Imagen satelital de las Islas Todos Santos (Región 4), las bandas rojas en la periferia de la isla representa la presencia de macroalgas. 41**
- Figura 12. Mapa de las Islas Todos Santos (Región 4). Representación de la presencia/ausencia de macroalgas (bandas rojas) alrededor de la Isla (primavera 2009) y distribución de las focas (primavera 2009). 42**
- Figura 13. Imagen satelital de las Islas Coronado (Región 5), las bandas rojas en la periferia de la isla representa la presencia de macroalgas. 43**
- Figura 14. Mapa de las Islas Coronado (Región 5). Representación de la presencia/ausencia de macroalgas (bandas rojas) alrededor de la Isla (primavera 2009) y distribución de las focas (primavera 2009). 43**
- Figura 15. Imagen satelital de las Islas San Roque y Asunción (Región 6), las bandas rojas en la periferia de la isla representa la presencia de macroalgas. 44**
- Figura 16. Mapa de las Islas San Roque y Asunción (Región 6). Representación de la presencia/ausencia de macroalgas (bandas rojas) alrededor de las Islas (primavera 2009) y distribución de las focas (primavera 2009). 45**
- Figura 17. Imagen satelital de la Isla San Jerónimo (Región 7), las bandas rojas en la periferia de la isla representa la presencia de macroalgas. 46**
- Figura 18. Mapa de la Isla San Jerónimo (Región 7). Representación de la presencia/ausencia de macroalgas (bandas rojas) alrededor de**

| | |
|---|-----------|
| la Isla (primavera 2009) y distribución de las focas (primavera 2009). | 46 |
| Figura 19. Mapa de la costa de Baja California (sección norte). Representación de la presencia/ausencia de macroalgas (bandas rojas) (primavera 2009) y distribución de las focas (primavera 2009). El muestreo solo fue realizado hasta Ensenada como punto más al norte. | 48 |
| Figura 20. Mapa de la costa de Baja California (sección sur). Representación de la presencia/ausencia de macroalgas (primavera 2009) y distribución de las focas (primavera 2009). | 49 |
| Figura 21. Variación temporal de la cobertura de macroalgas en la Isla San Martín entre 2004 y 2010. | 52 |
| Figura 22. Variación mensual del Índice de surgencia en la latitud 33°N, en 2008, 2009 y 2010. | 53 |
| Figura 23. Variación mensual del Índice de surgencia en la latitud 30°N, en 2008, 2009 y 2010. | 54 |
| Figura 24. Variación mensual del Índice de surgencia en la latitud 27°N, en 2008, 2009 y 2010. | 55 |
| Figura 25. Variación espacial del índice de surgencias en los tres puntos de muestreo en 2008. | 56 |
| Figura 26. Variación espacial del índice de surgencias en los tres puntos de muestreo en 2009. | 57 |
| Figura 27. Variación espacial del índice de surgencias en los tres puntos de muestreo en 2010. | 58 |
| Figura 28. Índice multivariado de ENSO (Tomado de www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei/mei.html) | 65 |

Tablas

| | |
|--|-----------|
| Tabla I. Características de las bandas del sensor Landsat TM (Tomada de Puente, 2011). | 27 |
| Tabla II. Identificación de imágenes satelitales. | 28 |
| Tabla III. Error estimado en los datos de cobertura de kelp. | 31 |
| Tabla IV. Datos de conteo de número de focas y cobertura de macroalgas para 2009 y 2010 en las siete regiones de estudio. | 51 |
| Tabla V. Densidad de las focas por área (cobertura de macroalga en km²), y lineal (perímetro en km) de cada región de muestreo para los años 2009 y 2010 | 60 |

I INTRODUCCIÓN

La foca común o foca de puerto (*Phoca vitulina richardsi*) pertenece a una de las cuatro especies de pinnípedos que habitan en las aguas y costas del Pacífico mexicano. Su distribución es en latitudes medias y altas (27°N y 60°N), siendo esta subespecie particular del Pacífico este, desde Bahía Asunción (Maravilla y Lowry, 1996; Lubinsky, 2010), Baja California, hasta el norte de Alaska y sudeste del Mar de Bering (Burns, 2009).

Las hembras tienen una cría al año, a la que alimentan y cuidan incesantemente durante un periodo de entre tres y seis semanas, tras el cual destetan a la cría y entran en estro (Bigg, 1981). Los nacimientos de las crías están asociados a un gradiente latitudinal, de manera que en Baja California empiezan al final del invierno y en el Pacífico Norte pueden continuar hasta principios del verano. Antes de la finalización del periodo de cría, los juveniles comienzan la muda. Este proceso está asociado a un gradiente latitudinal y a las cohortes, aunque individualmente también influyen otros factores. Cuando finaliza el periodo de cría, son las hembras las que empiezan este proceso, seguidas de los machos (Burns, 2009).

La *P. v. richardsi* es una especie filopátrica, pudiendo encontrarse comúnmente dentro de los 20 km de distancia a su lugar de descanso (Stewart y Yochem, 1994; Tollit et al., 1998). Presenta una dieta con diferencias muy marcadas en diferentes estudios (NMFS, 1997), y según la estación (Bowen y Harrison, 1995; NMFS, 1997; Hall et al., 1998; Frost et al., 2001; Luxa, 2008), la región (Bowen y Harrison, 1995; NMFS, 1997; Frost et al., 2001; Luxa, 2008) e incluso la localidad (NMFS, 1997), como consecuencia de diferencias locales en los hábitats de alimentación y diferencias en el uso de dicho hábitat por parte de los individuos (Tollit et al., 1998). La foca común se especializa en determinadas presas (Tollit et al., 1997; Tollit et al., 1998), eligiendo como dieta principal sólo unas pocas presas en los diferentes momentos del año para cada sitio de distribución (Brown y Mate, 1983; Tollit et al., 1997; Hall et al., 1997).

Como consumidores, la *P. v. richardsi*, además de ejercer gran influencia en la estructura del ecosistema, también es indicadora de los cambios ambientales que se produzcan en su hábitat, tanto cambios en la abundancia, como en el comportamiento y estado de la población de sus presas (Trites, 1997).

En Baja California, el hábitat en el que vive la foca común se encuentra dentro del Sistema de la Corriente de California que, junto con los remolinos y meandros que se forman en este sistema, hacen que se cree una de las estructuras dinámicas más complejas que influyen enormemente la actividad y los procesos biológicos (Soto-Mardones et al., 2004), haciendo de esta región costera una de las más variables (Barton y Argote, 1980; Lluch-Belda, 2000; Soto-Mardones et al., 2004) y con mayor productividad (Lluch-Belda, 2000; Soto-Mardones et al., 2004). Esta variabilidad se une estrechamente a los eventos de surgencias costeras (Barton y Argote, 1980; Lluch-Belda, 2000). La alta productividad se refleja en cadenas tróficas más cortas, mayor abundancia de organismos y un control “bottom-up” (de abajo hacia arriba) de las cadenas tróficas que componen las especies de la región (Lalli y Parsons, 1993). Este tipo de control consiste en que son los productores, que forman la base de la cadena trófica los que controlan la estructura o la dinámica de población de la cadena trófica (Lalli y Parsons, 1993).

Como ejemplo de esta alta productividad están los bosques de macroalgas, (en inglés se las llama “kelp”). En California, estos bosques de macroalgas, tienen una gran complejidad estructural, altas tasas de productividad (Dayton, 1985; Graham, 2007), y están dominados por el alga gigante del género *Macrocystis pyrifera*. Esta especie de macroalga gigante se compone de un disco de fijación, un estípite donde se encuentran los frondes a media agua, y el dosel flotante en la superficie del océano. Crece en el intermareal rocoso, hasta una profundidad de 25 m (Graham, 2007), formando bosques densos en el Pacífico Norte hasta San Francisco que son hábitat de numerosas especies de peces, invertebrados, aves marinas y pinnípedos, así como lugar de reclutamiento de muchas de estas especies (Graham et al., 2007).

Este trabajo forma parte de un proyecto denominado “Lobos marinos y focas como centinelas del cambio global en ecosistemas vulnerables de la costa occidental e islas de la Península de Baja California”. El propósito del presente trabajo es, por un lado, mostrar la abundancia de *Phoca vitulina richardsi* en 2010, a partir de fotografías tomadas desde lancha; y por otro lado, estimar la cobertura de macroalgas mediante imágenes satelitales para las nueve islas del Pacífico mexicano donde hay foca común, para los años 2009 y 2010, y ver la relación de la foca común con las surgencias y con los bosques de macroalgas.

I.1 ANTECEDENTES

I.1.1 *Phoca vitulina richardsi* como depredador tope.

La *Phoca vitulina richardsi*, también llamada foca común o foca de puerto, es la subespecie objeto de este estudio. Las características conocidas de esta subespecie son numerosas, sin embargo, únicamente se hablará de las más importantes para este trabajo.

La foca común se distribuye en latitudes medias y altas (entre 27° N y 60° N, aproximadamente), en la región del Pacífico Norte, desde Bahía Asunción (Maravilla y Lowry, 1996; Lubinsky, 2010), cerca de las costas centrales de la Península de Baja California, hasta el Norte de Alaska y sudeste del Mar de Bering (Burns, 2009). Se considera que estos organismos no realizan grandes movimientos, que son relativamente sedentarios, aunque sus movimientos, tanto estacionales como anuales, dependen de los hábitats donde se encuentren, así como de los propios individuos, ya que algunos de éstos presentan mayor fidelidad al lugar que otros (Burns, 2009; Jefferson et al., 2008). Los individuos de esta especie tienden a ser organismos solitarios en el interior del océano, y a formar grupos cuando salen a descansar (Nowak, 2003). Se las ha visto descansando en diferentes sustratos, como playas rocosas y de arena, islas, isletas entre otras (Burns, 2009).

La muda es un proceso anual de gran importancia para estos organismos. Este proceso tiene como objetivo renovar por completo el pelaje de estos organismos, cambiando el antiguo por uno nuevo en un lapso relativamente corto de tiempo, ya que puede durar desde seis semanas hasta varios meses (Daniel, 2003). Durante el periodo de muda, los organismos pasan más tiempo fuera del agua que en cualquier otro periodo, por lo que es considerado el mejor momento para realizar los censos. El comienzo de la muda está asociado a un gradiente latitudinal y de las cohortes, de manera que los adultos empiezan con el fin de la época de cría, y tras el destete, primero las hembras, seguidas de los machos; mientras que los juveniles empiezan antes de terminar el periodo de cría (Burns, 2009).

La reproducción de esta especie es considerada monógama serial (Reeves et al., 2002) o poliginia de bajo nivel (Berta et al., 2006). La cópula se produce en el agua (Allen, 1985) y las hembras dan a luz en tierra, excepto en la región de Alaska que lo hacen sobre el hielo, una cría al año (Burns, 2009; Berta et al., 2006). El destete se produce entre tres y seis semanas después del alumbramiento (Burns, 2009). En este momento, las hembras entran en estro, (que en *P. vitulina richardsi* dura entre 1 y 9 semanas; Bigg, 1981). Los nacimientos de las crías se asocian a un gradiente latitudinal a lo largo de su distribución. Los nacimientos empiezan al final de febrero, en el caso de la Península de Baja California (Fernández, en elaboración), y pueden continuar hasta principios de verano a medida que aumenta la latitud. Los individuos recién nacidos de foca común, muestran un comportamiento precoz moviéndose en la arena (Knudtson, 1977) y entran al agua al poco tiempo de nacer, a menudo con la primera marea alta (Knudtson, 1977; Bekkby y Bjorge, 2000). El vínculo materno es altamente específico; la madre y la cría no se separan hasta el momento del destete (Knudtson, 1977; Burns, 2009). Durante la lactancia, las madres realizan cortos viajes de alimentación con la cría a partir del tercer día de ésta y aumenta su tiempo de nado y de buceo paulatinamente a lo largo de este periodo (Bowen et al., 1999). Tras el destete, el éxito de las crías para alimentarse, es decir, localizar, capturar y consumir presas dependerá de su habilidad para nadar y

bucear (Bekkby y Bjorge, 2000); así como de su condición corporal (Harding et al., 2005). Esta condición corporal la obtienen en la lactancia, mediante la transmisión de energía de la madre a la cría a través de la leche materna; que a su vez depende de la condición previa de la progenitora (Ellis et al., 2000).

La *P. v. richardsi* forma parte de los depredadores tope de la red trófica del ecosistema en el que habita, y en particular en Baja California, de los bosques de macroalgas gigantes (Graham et al., 2007).

La foca común juega un papel estructural, influyendo en la complejidad física del ecosistema (Trites et al., 1997). Presenta una dieta con diferencias muy marcadas en diferentes estudios (NMFS, 1997), y según la estación (Bowen y Harrison, 1996; NMFS, 1997; Hall et al., 1998; Frost et al., 2001; Luxa, 2008), la región (Bowen y Harrison, 1996; NMFS, 1997; Frost et al., 2001; Luxa, 2008) e incluso la localidad (NMFS, 1997), como consecuencia de diferencias locales en los hábitats de alimentación y diferencias en el uso de dicho hábitat por parte de los individuos (Tollit et al., 1998). Dichos cambios ocurren cada año, y podrían estar relacionados con varios factores como la disponibilidad de presas (Hall et al., 1998; Tollit et al., 1997) y la preferencia de algunas presas sobre otras por sus características nutricionales y/o energéticas (Hall et al., 1998; Andersen et al., 2004). Otros factores que podrían ser importantes son las variaciones en el tamaño de presa relacionadas con la edad de la foca, el comportamiento y la calidad de la presa (Tollit et al., 1997). Esto indica que la foca común se especializa en determinadas presas (Tollit et al., 1997; Tollit et al., 1998), eligiendo como dieta principal sólo unas pocas presas (Brown y Mate, 1983; Tollit et al., 1997; Hall et al., 1998). Sin embargo, las diferencias regionales en el buceo, también pueden reflejar una batimetría regional, debido a que estas profundidades quizá reflejen capas de presas migrando verticalmente, y/o focas migrando horizontalmente y alimentándose en áreas de diferente batimetría (Frost et al., 2001). Además, emplear un área determinada podría deberse a la experiencia previa de alimentación, en la que los individuos regresan a explotar zonas donde anteriormente encontraron alimento (Tollit et al., 1998). También se han

encontrado diferencias en la diversidad de la dieta de la foca común entre la época de cría y épocas previas, así como entre la época de cría entre dos lugares distintos (Luxa, 2008).

En la región suroeste del Mar del Norte (al norte de Europa, entre Noruega y Dinamarca), Hall y colaboradores (1998) encontraron que la dieta de la foca común está dominada principalmente por cuatro especies: *Merlangius merlangus*, *Solea solea*, *Callionymus lyra* y *Pomatoschistus minutus*; y otras aparecen en menor cantidad, como *Platyichthys flesus*, *Microstomus kitt* o *Pleuronectes platessa*. En Moray Firth, Escocia, la mayor parte de la dieta de *Phoca vitulina* está compuesta por especies pelágicas y bentónicas, en función de la abundancia de juveniles de dichas presas, ya que la talla promedio de los peces presa encontrados estaba entre 10 y 16 cm de largo (Tollit et al., 1997). Además, se encontraron cinco especies de presas clave, de las cuales dominaron entre una y tres al mismo tiempo, y coincidieron con las especies de presas más abundantes en la región en ese momento (Tollit et al., 1997), siendo los clupeidos los más depredados (Thompson et al., 1991), así como el salmón en las regiones rivereñas de Cromarty Firth (Escocia) en el periodo de regreso al río de estos organismos, cuando más abundancia presentan (Middlemas et al., 2006).

En la costa noreste de Nueva Escocia y la Bahía de Fundy (este de Canadá) existe una gran variación en la física del océano y diversidad en las especies que en ellas habitan; sin embargo, de los 23 taxa que se identificaron, la dieta principal de *P. vitulina* sólo estaba compuesta por cuatro especies: *Clupea harengus*, *Gadus morhua*, *Pollachius virens*, e *Illex illecebrosus* (Bowen y Harrison, 1996).

En Alaska (norte de Estados Unidos), Herreman y colaboradores (2009) encontraron que la dieta de *P. v. richardsi* se ve afectada por un incremento en la competencia y por el aumento del riesgo que les supone la caza, ya que podrían ser atacadas por depredadores. Las presas de peces de la foca común en este lugar comprenden al menos 27 especies de 13 familias, incluyendo Gadidae (*Theragra chalcogramma* y *Gadus macrocephalus*), Clupeidae (arenques), Cottidae, Pleuronectidae, Salmonidae, Osmeridae, Hexagrammidae, y

Trichodontidae; así como de la especie *Mallotus villosus*, *Octopus* spp., camarones y calamares de la familia Gonatidae (Sease, 1992). La especie de presa más importante en el área este es *Theragra chalcogramma*; mientras que para el área oeste del Golfo de Alaska, la presa más importante es el pulpo, *Octopus* spp. Las variaciones estacionales de las presas en esta región, incluyen en la dieta las especies: *Clupea harengus* (arenque del Pacífico), *Mallotus villosus*, *Thaleichthys pacificus* y *Oncorhynchus* spp. (salmón) (Sease, 1992).

En el Estrecho de Georgia (costa occidental de América del Norte), la dieta de *P. v. richardsi*, está dominada por *Merluccius productus* (merluza del Pacífico) y *Clupea pallasii* (arenque del Pacífico), seguidos por aquellos de la familia Salmonidae (salmón y trucha), y *Gadus* spp. (bacalao) en menor proporción (Olesiuk et al., 1990).

En el estado de Washington (noroeste de Estados Unidos), la mayor parte de presas son demersales y bentopelágicas. En Bahía Padilla (noroeste de Estados Unidos), las presas más comunes son aquellas que pertenecen a la familia Pholidae, así como *Lumpenus sagitta*, *Leptocottus armatus*, y *Cymatogaster aggregata* (Luxa, 2008). Mientras que en Puerto Drayton (noroeste de Estados Unidos) las presas más comunes no sólo son bentónicas sino también pelágicas, entre las que se encuentran *Gasterosteus aculeatus* y *Clupea pallasii* (el arenque del Pacífico) (Luxa, 2008). Y las especies *C. aggregata*, *L. sagitta*, *L. armatus*, y aquellos de la familia Pleuronectidae están presentes en buena parte de la dieta de las focas comunes en al menos una estación del año; además, cabe destacar que en Puerto Drayton se encontraron mamíferos como parte de la dieta de la *P. v. richardsi* (Luxa, 2008).

En las Bahías de Netarts y Tillamook, en Oregon, se encontró que en la dieta de *Phoca vitulina* son importantes tanto las especies bentónicas como las pelágicas. El segundo, en los meses de octubre y noviembre, como consecuencia de un aumento estacional en la abundancia de salmón, que es la especie dominante en su dieta durante estos meses (Brown y Mate, 1983). En el Río Rogue (noroeste de Estados Unidos), las focas comunes se alimentaron principalmente de lampreas

(Roffe y Mate, 1984). En el océano, según Graybill (1981), las focas comunes se suelen alimentar de peces de pequeño tamaño y que se mueven en cardúmenes. Esto también fue observado por Harvey (1987), quien encontró que las focas comunes se alimentan de peces bentónicos y de pequeño tamaño en primavera y verano, y de peces de mayor tamaño durante el otoño e invierno; así como los peces juveniles son consumidos dentro de los estuarios y los adultos fuera de los mismos. Las focas comunes se alimentan principalmente de peces de las familias Clupeidae, Embiotocidae, Gadidae, Pleuronectidae, Bothidae, Scorpaenidae, Osmeridae, Salmonidae, así como cefalópodos (*Octopus* spp. y *L. opalescens*), y crustáceos; entre los cuales los principales son cinco presas: *Leptocottus armatus*, *Clupea harengus*, *Cymatogaster aggregata*, *Parophrys vetulus*, y *Glyptocephalus zachirus* (Harvey, 1987).

La foca común se puede alimentar de presas que habitan a diferentes profundidades y que son de diferentes hábitats (Tollit et al., 1998). La elección de una profundidad óptima a la cual bucear para alimentarse está influida por la combinación de condiciones batimétricas locales (Tollit et al., 1998; Frost et al., 2001), los costos y beneficios de alimentarse de diferentes especies, la habilidad de maximizar la proporción de tiempo dedicado a la alimentación (Tollit et al., 1998) y la disponibilidad de la presa tanto geográficamente como a diferentes profundidades en la columna de agua (Tollit et al., 1998; Frost et al., 2001). Asimismo las variaciones en la conducta de buceo pueden ser resultado de ciclos estacionales de las presas, y eventos propios de su ciclo de vida, como la muda, la reproducción, o el sexo del organismo (Frost et al., 2001). Las focas se alimentan principalmente a profundidades entre 10 m (Stewart y Yochem, 1994; Tollit et al., 1998) y 100 m (Frost et al., 2001). Las focas tienden a centrar su esfuerzo de buceo dentro de uno o dos rangos de profundidades (Frost et al., 2001), siendo la preferencia entre los 20 y 50 m (Tollit et al., 1998; Frost et al., 2001), y entre los 50 y 100 m durante todos los meses del año y en casi todos los lugares estudiados (Frost et al.; 2001). Cabe mencionar también que no suelen

alimentarse en aguas por encima de 10 m, y la mayor parte de veces se las ha encontrado alimentándose a profundidades medias (Tollit et al., 1998).

A lo largo de la costa de California se ha visto a las focas comunes depredando diferentes especies de salmones adultos en migración en las bocas de ríos, estuarios y en mar abierto (NMFS, 1997). En esta región, las focas se alimentan de una amplia variedad de presas a lo largo de todo el año, entre las que se encuentran, organismos de la familia Pleuronectidae/Bothidae, pulpo (*Octopus* spp.), *Merluccius productus*, *Eptatretus* spp., *Porichthys notatus*; y otras cuya presencia es estacional, como los salmones (*Oncorhynchus tshawytscha*, *O. keta*, *O. kisutch*, *O. gorbuscha*, *O. nerka*), algunos peces de la familia Osmeridae, (*Thaleichthys pacificus*, *Spirinchus thaleichthys*, *Hypomesus pretiosus*, *Allosmerus elongatus*), algunas especies de lampreas (*Lampetra* spp., *L. tridentata*, *L. ayresi*), y peces de la familia Scorpaenidae (*Sebastes* spp., *S. aurora*, *S. rufus*, *S. goodei*, *S. semicinctus*, *S. umbrosus*, *S. jordani*, *S. diploproa*, *S. hopkinsi*) (NMFS, 1997). En la Bahía de San Francisco, California central, se encontró que la *P. v. richardsi* se alimenta de camarones, pulpo (*Octopus* spp.), anchoveta del norte (*Engraulis mordax*), *Porichthys notatus*, *Genyonemus lineatus*, *Leptocottus armatus* (NMFS, 1997). En el área de la Bahía de Monterey (California, Estados Unidos), la foca común consume organismos de la familia Scorpaenidae (*Sebastes* spp., *S. aurora*, *S. rufus*, *S. goodei*, *S. semicinctus*, *S. umbrosus*, *S. jordani*, *S. diploproa*, *S. hopkinsi*), *Chilara taylori*, *Genyonemus lineatus*, *Loligo opalescens*, peces de la familia Pleuronectidae/ Bothidae, *Leptocottus armatus*, y *Porichthys notatus*. Al sur de California, en las Islas Canal, las presas más comunes fueron de la familia Scorpaenidae (*Sebastes* spp., *S. aurora*, *S. rufus*, *S. goodei*, *S. semicinctus*, *S. umbrosus*, *S. jordani*, *S. diploproa*, *S. hopkinsi*), el pulpo (*Octopus* spp.), *Chilara taylori*, *Genyonemus lineatus*, *Loligo opalescens*, *Porichthys notatus*. En el sur de California, las focas consumieron principalmente pulpo (*Octopus* spp.) y *Porichthys notatus*. También consumieron *Loligo opalescens*, peces de la familia Scorpaenidae (*Sebastes* spp., *S. aurora*, *S. rufus*, *S. goodei*, *S. semicinctus*, *S.*

umbrosus, *S. jordani*, *S. diploproa*, *S. hopkinsi*), peces de la familia Pleuronectidae/ Bothidae, *Chilara taylori*, *Merluccius productus* (NMFS, 1997).

Las focas comunes no realizan grandes migraciones. Las áreas en las que suelen permanecer varían en los diferentes estudios y lugares. Se ha registrado que suelen permanecer dentro de los 30 km (Tollit et al., 1998) y hasta los 50 km alrededor de su lugar de descanso (NMFS, 1997; Frost et al., 2001), y comúnmente se las encuentra dentro de los 10-20 km de distancia (Stewart y Yochem, 1994; Tollit et al., 1998), e incluso se ha observado en focas comunes radio etiquetadas que más del 90% del tiempo lo pasan dentro de los 8 km alrededor de su lugar de descanso (Harvey, 1987); de manera que se produce una superposición de las áreas de alimentación empleadas por animales del mismo lugar, y poca superposición en áreas empleadas por focas de diferentes lugares (Tollit et al., 1998). En el caso de la Bahía de Monterey (California, Estados Unidos), la mayoría de las focas se quedan cerca de las islas a lo largo del año, usando consistentemente un mismo lugar de descanso, aunque los juveniles ocasionalmente pasean fuera de la Bahía Sur de California (Southern California Bight), hasta Punta Concepción y Monterey (California) (Stewart y Yochem, 1994). No se conocen migraciones estacionales de la foca común (Stewart y Yochem, 1994).

En California se ha observado que las focas se alimentan de peces de la familia Scorpaenidae, de *Porichthys notatus*, y *Chilara taylori* menos frecuentemente, y depredan pulpo más a menudo durante y justo después de un evento El Niño (ENSO) que antes o en años posteriores (Stewart y Yochem, 1994).

Las poblaciones de foca común, así como la comunidad de la que forman parte, están influidas por factores bióticos y abióticos, que configuran las características propias del ecosistema y la estructura de la comunidad (Hunter y Price, 1992). Como consumidores, la *P. v. richardsi*, además de ejercer gran influencia en la estructura del ecosistema, también es indicadora de los cambios ambientales que

se produzcan en su hábitat, tanto cambios en la abundancia, como en el comportamiento y estado de la población de sus presas (Trites, 1997).

I.1.2 El Sistema de la Corriente de California como fuente de nutrientes.

En Baja California, área de estudio del presente trabajo, el hábitat en el que se encuentra la subespecie *P. v. richardsi* está inmerso en el Sistema de la Corriente de California. Este sistema incluye la Corriente de California, que fluye en la superficie transportando agua polar hacia el Ecuador, la Subcorriente de California, que tiene un flujo subsuperficial hacia el norte, y la Contracorriente de California que también se dirige hacia el norte, a lo largo de la costa de Baja California y el sur de California (Soto-Mardones et al., 2004). A una escala mayor, este sistema de corrientes, forma parte de un gran giro anticiclónico en el hemisferio norte (Lluch-Belda, 2000; Soto-Mardones et al., 2004). Los remolinos y meandros que se forman en este sistema hacen que se creen estructuras dinámicas complejas que influyen enormemente en la actividad y en los procesos biológicos (Soto-Mardones et al., 2004), haciendo de esta región costera una de las más variables (Barton y Argote, 1980; Lluch-Belda, 2000; Soto-Mardones et al., 2004) y con mayor productividad (Lluch-Belda, 2000; Soto-Mardones et al., 2004). Esta variabilidad se une estrechamente a los eventos de surgencias costeras (Barton y Argote, 1980; Lluch-Belda, 2000), que son fenómenos de mesoescala de unos pocos cientos de metros de la zona superior del océano, generalmente considerados como una consecuencia del esfuerzo del viento paralelo a la costa sobre la superficie del océano (Barton y Argote, 1980). La actividad de surgencias es intensa a lo largo de toda la costa, y la estructura de la misma permite la formación de frentes y giros donde la estratificación es mayor (Morales-Zárate et al., 2000). Bassin y colaboradores (2005), observaron un incremento en los niveles de nitratos y nitritos cuando los remolinos están presentes, lo que hace que sean un importante mecanismo de transporte de nutrientes hacia la plataforma costera,

en donde son característicos, incluso en periodos de bajas concentraciones de nutrientes.

Por tanto, el efecto principal de estas surgencias es la inclusión de masas de agua en las capas superficiales con alto contenido en nutrientes desde niveles más profundos (Barton y Argote, 1980), lo que hace que estas aguas sean muy productivas. El transporte de nitrato parece ser el principal factor que regula la producción primaria (Eppley et al., 1979). Esta alta productividad se refleja en cadenas tróficas más cortas, y por tanto más energéticas. Es decir, dada una mayor cantidad de nutrientes, la biomasa de los productores primarios es mayor, y el tamaño y biomasa de los consumidores que se alimentan directamente de éstos también, de manera que la cadena trófica tiene menos eslabones que en aguas donde no hay eventos de surgencia y pierde menos energía; y el consumidor tope adquiere mayor energía (Lalli y Parsons, 1993).

Como ejemplo de productores primarios de gran volumen y biomasa en las regiones de surgencia, que están controlados de abajo hacia arriba, control “bottom-up”, son los bosques de macroalgas gigantes que habitan en este Sistema de la Corriente de California y en particular frente a las costas de Baja California, y que forman un gran ecosistema marino en el que habita una gran comunidad de organismos.

I.1.3 Bosques de macroalgas gigantes como ejemplo de productores primarios.

La especie *Macrocystis pyrifera* es la principal macroalga en estas aguas. Se distribuye en el este del Pacífico Norte hasta San Francisco (Dayton, 1985), crece en sustrato rocoso (Graham, 2007) y puede llegar a los 25-30 metros de profundidad (Casas-Valdez, 2000; Graham, 2007). Presenta un ciclo de vida que incluye alternancia de generaciones con un esporofito macroscópico que puede vivir varios años, cuyos frondes tienen un periodo de vida aproximado de seis meses, y un gametofito de tamaño microscópico que puede llegar a vivir varios

días. Una planta completa puede presentar un periodo de vida de meses hasta varios años (Casas-Valdez, 2000).

La gran complejidad estructural y las altas tasas de productividad (Dayton, 1985; Graham, 2007) tanto de los individuos como de las asociaciones que en estos bosques se dan, hacen que estas macroalgas sean muy importantes y la base de los ecosistemas que forman y las comunidades que albergan (Dayton, 1985).

Los bosques de macroalgas forman parches, constituidos por asociaciones de muchos individuos de macroalgas de la misma especie y/o de especies diferentes, en los que se albergan varias especies de invertebrados, peces y algas, así como otras especies que se alimentan de éstas (Dayton, 1985; Graham, 2004; Graham et al., 2007; Graham et al., 2007) y se adaptan a los diferentes estratos que forman el parche. Así, los parches se componen de varias capas o estratos: 1) un dosel flotante con frondes cerca o en la superficie, 2) un estípite erecto en el que los frondes están soportados sobre el sustrato, 3) un dosel postrado en el que los frondes reposan en el sustrato o inmediatamente por encima de él, 4) varias asociaciones en formación que suele estar compuesta de algas coralinas articuladas o foliosas y algas rojas filamentosas, y 5) alga coralina incrustante que a menudo se asocia con erizos de mar (Dayton, 1985). En el caso de *Macrocystis*, hay tres componentes principales para la provisión directa de hábitat por los esporofitos: el disco de adhesión al sustrato, los frondes a media agua, y el dosel superficial (Graham et al., 2007). Los discos de adhesión son estructuras complejas que comprenden numerosas ramificaciones dicotómicas que se entrelazan, y que son colonizadas por un conjunto muy diverso de algas, invertebrados y peces (Graham et al., 2007). Los discos de fijación grandes, a menudo son incrustaciones de briozoos y esponjas, y sirven como refugio para los crustáceos, moluscos, ofiuras y erizos de mar; sin embargo, los brotes ocasionales de herbívoros en los discos de fijación de *Macrocystis* pueden contribuir a la mortalidad de esporofitos (Graham et al., 2007). Los frondes a media agua y los doseles superficiales también alojan una variedad de peces, e invertebrados sésiles y móviles, aves y pinnípedos (Graham et al., 2007). Los briozoos

incrustantes, hidroides y ocasionalmente bivalvos pueden cubrir grandes porciones de frondes a media agua, que son inherentemente mayores que sus homólogos de las aguas superficiales. Sin embargo, la mayor parte de la biomasa de la fauna en media agua está encerrada en el pastoreo de los crustáceos, moluscos y los peces juveniles y adultos, que utilizan el hábitat como refugio, para alimentarse o como centro de agregaciones (Graham et al., 2007). Los doseles de *Macrocystis* son lugares de reclutamiento de muchas especies de peces cercanos a la costa y son el vínculo directo entre la biomasa del dosel, la densidad o la densidad del fronde del esporofito y la abundancia de peces (Graham et al., 2007). Los esporofitos de *Macrocystis* continúan proporcionando los recursos de hábitat después del desprendimiento del sustrato. Los discos de fijación, los frondes a media agua y los doseles pueden retener peces epifaunísticos e invertebrados sésiles y móviles incluso cuando los esporofitos que se han desprendido y van a la deriva y viajan largas distancias. En algunos casos, especies nuevas se añaden de las comunidades de plancton hasta las comunidades de *Macrocystis* a la deriva.

La estabilidad relativa de un parche está determinada por las relaciones biológicas como el pastoreo de herbívoros, y eventos físicos como las tormentas (Dayton, 1985). En el caso particular de California, se observó en tres bosques de macroalgas gigantes en el centro y sur de California, que las principales fuentes de mortalidad de los adultos fueron consecuencia de tormentas y/o pastoreo de erizos marinos. Los parches persistieron más de una generación; y su resistencia a la invasión resultó de la competencia del dosel por la luz, los límites de dispersión de esporas, supervivencia de gametofitos y pequeños esporofitos influidos por el régimen de luz y temperatura, erosión local y pastoreo (Dayton, 1985).

En general, dentro de un área particular, la composición del parche parece que se puede atribuir a diferencias físicas o a la presencia/ausencia de pastoreo efectivo de erizos marinos. Las adaptaciones morfológicas de los diferentes gremios del dosel, en los que la explotación de luz es más efectiva en los doseles más altos, y los gremios de doseles más cortos están mejor adaptados al estrés del oleaje. Las

tácticas adaptativas de las algas son diversas; en el caso particular de *Macrocystis*, que es una macroalga, poseen doseles flotantes como adaptación a la competitividad por la luz y/o nutrientes, aunque son sensibles al disturbio por estrés del oleaje y pastoreo (Dayton, 1985). Los disturbios catastróficos que tienen efectos de muy larga duración en los bosques de macroalgas, parecen estar asociados a tormentas inusualmente fuertes, o con el establecimiento de suelos desérticos estables consecuencia de la depredación de los erizos. El desarrollo de parches particulares está influido por la dispersión, usualmente mediante la deriva, del material reproductivo, y por gametogénesis, crecimiento juvenil y supervivencia, que parece influida por la luz, la temperatura, los nutrientes, el deslave y los microherbívoros (Dayton, 1985; Graham et al., 1997). El segundo factor, es el balance entre las poblaciones de erizos marinos y el suministro algal acumulado (Dayton, 1985). En el sur de California, el reclutamiento de esporofitos de *Macrocystis pyrifera* sólo se produce a temperaturas por debajo de 16.3° C; y hay mucha variabilidad entre los bosques que se encuentran en zonas protegidas del oleaje, aquellos localizados en una exposición media al oleaje, y los que se encuentran totalmente expuestos al oleaje (Graham et al., 1997).

Los bosques de macroalgas gigantes, *Macrocystis pyrifera*, sostienen uno de los ecosistemas más diversos, productivos y dinámicos del planeta (Dayton, 1985; Graham, 2004), debido a la gran cantidad de energía que produce, a la compleja estructura tridimensional proveedora de hábitat y a las considerables cantidades de carbono fijado retenido dentro del mismo kelp a la deriva o exportado de los bosques de macroalgas costeras (Graham, 2004); de hecho, la mayor parte del carbono fijado de estos bosques entra en la cadena trófica a través de detritus o es exportado del sistema (Graham et al., 2007). En algunas regiones, este hábitat y provisión de energía puede soportar desde 40 hasta más de 275 especies comunes (Graham et al., 2007), y en el sur de California se observan comúnmente unas 200 especies de algas, invertebrados, peces y mamíferos, y hasta un total de 275 especies comunes en el parque de las Islas Canal entre el año 1982 y el 2000 (Graham, 2004). Muchas de las especies que se unen al dosel dependen del

hábitat de la columna de agua, principalmente de *M. pyrifera* (Graham, 2004). La red trófica en los bosques de macroalgas es muy compleja. Las especies que forman el dosel y subdosel, junto con las especies postradas forman las capas sucesivas de los parches de macroalgas gigantes en California (Graham et al., 2007). A esto se le unen las algas no formadoras de dosel, que suelen ser tanto cafés, como verdes y rojas (Graham, 2004). El grupo de consumidores en los bosques de kelp de California se compone de cinco categorías tróficas: herbívoros, planctívoros, detritívoros, y carnívoros primarios y secundarios (Graham et al., 2007). En las Islas Canal, en California, los erizos tienen un papel fundamental en la modificación de estructura de bosques de kelp gigante, (Graham, 2004; Graham et al., 2007). Las especies de cangrejos decorador y ermitaño (*Pugettia* spp. y *Pagurus* sp.) y dos especies de peces herbívoros (*Girella nigricans* y *Medialuna californiensis*); así como numerosos moluscos herbívoros se alimentan directamente de algunas partes de la macroalga (estípites y frondes), y sus epibiontes asociados (por ejemplo *Tegula* spp. y *Norrisia norrisi*), también se alimentan de macroalgas gigantes y otras algas, u ocupan el bentos y se alimentan indiscriminadamente de etapas microscópicas y macroscópicas de pequeño tamaño de las macroalgas (Graham, 2004). También hay organismos que se alimentan del detritus algal, de los pedazos de macroalgas desprendidos y que van a la deriva. Estos pedazos son un recurso para pepinos marinos, estrellas de mar, zooplancton y diversos grupos de invertebrados filtradores sésiles (Graham, 2004; Graham et al., 2007). En este lugar, se observaron cinco grupos de consumidores secundarios, que se alimentan principalmente de invertebrados sésiles y de baja movilidad, como muchas estrellas marinas, langostas, cangrejos y moluscos carnívoros. Dos especies de pulpo, *Octopus bimaculatus* y *O. rubescens*, se alimentan de algunos herbívoros, y sobre todo de otros depredadores como decápodos, gasterópodos y peces carnívoros. Éstos últimos, como *Semicossyphus pulcher*, se alimentan de erizos marinos, abulones, otros gasterópodos, bivalvos, cangrejos e invertebrados sésiles (Graham, 2004). Las especies de peces *Oxyjulis californica*, *Gibbonsia elegans*, *Heterostichus rostratus*,

Brachyistius frenatus y *Sebastes* spp. se alimentan de anfípodos, isópodos y epibiontes de kelp que habitan en el dosel del kelp gigante. Otros peces carnívoros, como *Paralabrax clathratus*, *Chromis punctipinnis*, *Hypsypops rubicundus*, *Ophiodon elongatus*, *Scopaenichthyes marmoratus*, *Oxylebius pictus*, y *Sebastes* spp., se alimentan de una gran variedad de presas de la columna de agua y epibénticos (Graham, 2004). Los depredadores tope de este ecosistema en las aguas de la costa de Baja California son las focas comunes (*Phoca vitulina richardsi*), donde se alimentan vorazmente de peces (Graham et al., 2007). Varias especies de aves marinas se alimentan del zooplancton, crustáceos, y peces dentro del bosque de macroalgas (Graham, 2004; Graham et al., 2007).

I.2 JUSTIFICACIÓN

El conocimiento que existe sobre la foca común en México está limitado. La mayor parte de estudios se han enfocado en su abundancia, distribución y, en última instancia, el uso de hábitat terrestre que ésta realiza. Sin embargo, pese a que se han realizado numerosos esfuerzos con radioetiquetas y marcajes para conocer su comportamiento bajo el agua, sólo se conocen las profundidades de buceo y poco o casi nada sobre sus hábitos y hábitat acuáticos del que son depredadores tope (Graham, 2007), los bosques de macroalgas.

Estos bosques de macroalgas, y particularmente aquellos en los que domina la especie *Macrocystis pyrifera*, tienen su límite más sureño en Bahía Tortugas (Ladah et al., 1999), coincidiendo con el lugar donde se registró la presencia de foca común por primera vez (Gallo-Reynoso y Aurióles-Gamboa, 1984) y hasta el norte del Pacífico. Estos bosques se encuentran agrupados en parches, lo que les confiere una gran complejidad estructural y son base de la red trófica en el hábitat que constituyen como consecuencia de su alta productividad. Esta complejidad y alta productividad, hace que sea refugio y lugar de reclutamiento de numerosas especies de peces e invertebrados, que a su vez son alimento de las aves y los pinnípedos, en particular de la *Phoca vitulina richardsi* (Graham et al., 2007).

Es necesario llevar a cabo una investigación de la foca común en su hábitat acuático, para conocer cuáles son los posibles factores que controlan su distribución. En el caso particular de los bosques de macroalgas, éstos les proporcionan alimento, por las especies de peces que en ellos habitan, les proporcionan refugio de depredadores, y lugar de crianza para las crías, pues en ellos se encuentran a salvo de depredadores, lo que podrían ser factores determinantes que se deben estudiar.

I.3 OBJETIVOS E HIPÓTESIS

I.3.1 Objetivo general

Caracterizar la distribución de *P. v. richardsi* en las Islas del Pacífico mexicano con base en los conteos de foca común en los años 2009 y 2010 y en factores ambientales.

I.3.2 Objetivos específicos

1. Obtener los conteos de *P. v. richardsi* en las Islas de la Península de Baja California en 2009 y 2010.
2. Estimar la cobertura de macroalgas alrededor de las Islas de la Península de Baja California en 2009 y 2010.
3. Obtener los datos de surgencias en 2008, 2009, y 2010, y su variabilidad interanual.
4. Determinar la relación entre el número de individuos de *P. v. richardsi* en las Islas de Baja California y las surgencias en la región.
5. Determinar la relación entre la cobertura de macroalgas y el número de individuos de *P. v. richardsi* en las Islas de Baja California, a partir de los datos obtenidos en 2009 y 2010.

I.3.3 Hipótesis

1. La *P. v. richardsi* se distribuye siguiendo un control “bottom-up” en las Islas del Pacífico mexicano.
2. Existe relación entre la *P. v. richardsi* y las macroalgas gigantes *Macrocystis pyrifera*.

II METODOLOGÍA

Las fotografías que se emplearon en esta tesis fueron tomadas en 2009 y 2010 por el grupo de trabajo del proyecto en el que se encuentra esta tesis, y el primer año de conteos también fue obtenido por el mismo grupo. De manera que la aportación de esta tesis a la metodología fue finalizar el conteo de focas a partir de fotografías tomadas en 2010, realizar una estimación de la cobertura de macroalgas para las Islas del Pacífico mexicano donde hay foca común, y realizar mapas de distribución de las focas en conjunto con la cobertura de los doseles superficiales de macroalgas en las nueve islas y la costa continental de la Península de Baja California, para los años 2009 y 2010. Además, se obtuvieron los datos de surgencias para los años 2008, 2009, y 2010, en los puntos latitudinales donde se encuentra la región de estudio del presente trabajo.

II.1 ÁREA DE ESTUDIO

La zona de estudio comprende las Islas del Pacífico mexicano al occidente de la Península de Baja California, de la latitud 32° 26' N a los 27° 05' N (Figura 1). Abarca un total de nueve islas o grupos insulares: Coronados (32° 24' N, 117° 14' W), Todos Santos (31° 48' N, 116° 47' W), San Martín (30° 29' N, 116° 06' W), San Jerónimo (29° 47' N, 115° 47' W), San Benito (28° 18' N, 115° 34' W), Cedros (28° 10' N, 115° 15' W), Natividad (27° 52' N, 115° 11' W), Asunción (27° 06' N, 114° 17' W) y San Roque (27° 08' N, 114° 22' W) (Arias del Razo, 2011). Además, se tomó en cuenta el margen continental de la Península de Baja California frente a las islas de interés, desde la costa peninsular frente a las Islas Todos Santos

hasta Bahía Asunción, para realizar los mapas de cobertura de macroalgas y número de focas.



Figura 1. Área de estudio.

La *P. v. richardsi* puede ser encontrada comúnmente dentro de los 10-20 km de distancia de su lugar de descanso (Stewart y Yochem, 1994; Tollit et al., 1998), como ya se mencionó en el apartado de Antecedentes. Por este motivo, y con el propósito de conocer en qué área alrededor de las islas pueden encontrarse más asiduamente las focas comunes, se crearon mapas de las islas en los que se sombreó el área externa a las mismas. Dicha sombra se extendió hasta los 10 km hacia el exterior del perímetro de la isla y de la costa peninsular (que es la zona de descanso de las focas en tierra). A partir de estos mapas, se determinó que las islas cuyas áreas externas de 10 km se solapan serán tomadas como una misma región, por lo que hay dos pares de islas que se solapan. Para lo sucesivo, las regiones serán ordenadas de manera descendente por su extensión, como se describen a continuación.

II.1.1 Región 1: Islas de Cedros y Natividad.

La Isla de Cedros (28°10'N, 115°15'W) es de origen continental (34 827 ha, y 130 970 m de perímetro), y se localiza dentro de la Bahía de Sebastián Vizcaíno. En ella se encuentra la población humana insular más grande e importante de la región (Samaniego-Herrera et al., 2007). Esta Isla presenta gran diversidad de reptiles (14 especies), aves (17 especies), mamíferos terrestres (5 especies) y un anfibio. Se pueden observar tres especies de pinnípedos: lobo marino de California, elefante marino del norte y la foca común (Samaniego-Herrera et al., 2007). La actividad económica de la Isla está basada en la exportación de sal y pesquerías, pues en la Isla se encuentran la Exportadora de Sal y la cooperativa pesquera del lugar. Además, hay un destacamento de la Secretaría de Marina (SEMAR) y personal de la Secretaría de Comunicaciones y Transportes (SCT; Samaniego-Herrera et al., 2007).

La Isla Natividad (27°52'N, 115°11'W) es de origen continental (728 ha y 19 432 m de perímetro), y se localiza a 5 km al norte de Punta Eugenia. En ella se pueden

observar lobo marino de California, elefante marino del norte y foca común (Samaniego-Herrera et al., 2007). Además, se encuentra la Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera “Buzos y Pescadores de Isla Natividad” (Donlan et al., 2000).

II.1.2 Región 2: Islas San Benito.

Las Islas San Benito (28°18´N, 115°34´W) son de origen continental, y se localizan a unos 65 km de Punta Eugenia, aproximadamente, en la zona centro de Baja California y al oeste de la Isla de Cedros. Este grupo insular se compone de tres Islas: San Benito Este (142 ha y 6 538 m de perímetro), San Benito Centro (45 ha) y San Benito Oeste (386 ha y 9 976 m de perímetro) (Donlan et al., 2000; Samaniego-Herrera et al., 2007). En este grupo insular se pueden observar las cuatro especies de pinnípedos (lobo marino de California, lobo fino de Guadalupe, foca elefante del norte y foca común) (Arias del Razo, 2011). También hay una población de unas 60 personas en un campamento pesquero en la isla oeste (Samaniego-Herrera et al., 2007).

II.1.3 Región 3: Isla San Martín.

La Isla de San Martín (30°29´N, 116°06´W) es una Isla de origen volcánico (256 ha y 7 211 m de perímetro), en su interior se encuentra un volcán cuyo cráter es de 106 m de diámetro (Samaniego-Herrera et al., 2007). Se localiza a 5.1 km de la costa oeste de Baja California, cerca de San Quintín. La mayor parte de su superficie es lava con grandes parches de matorral costero denso. Hay una infraestructura compuesta de dos balizas y un campamento pesquero. Se pueden observar tres especies de mamíferos marinos: lobo marino de California, elefante marino del norte y foca común (Samaniego-Herrera et al., 2007).

II.1.4 Región 4: Islas Todos Santos.

Las Islas Todos Santos (31°48'N, 116°47'W) son dos Islas de origen continental, que se sitúan a 18 km de la ciudad de Ensenada, en el interior de la Bahía de Todos Santos. Todos Santos Norte (30.71 ha y 3 332 m de perímetro) es la Isla menor y está habitada por personal de la SCT. Todos Santos Sur (87.21 ha; Donlan et al., 2000; Samaniego-Herrera et al., 2007, y 8 734 m de perímetro, Samaniego-Herrera et al., 2007) es la Isla mayor. En ésta han habitado cinco especies endémicas de vertebrados, de las que dos se extinguieron (*Neotoma anthonyi* y *Aimophila ruficeps sanctórum*) como consecuencia de la introducción de especies exóticas como gatos (Donlan et al., 2000). También se pueden encontrar una colonia de foca común e individuos de lobo marino de California (Maravilla-Chávez y Lowry, 1996; Arias del Razo, 2011), así como foca elefante (Franco Ortiz, 2012). Además, en la zona este de esta Isla se desarrollan actividades de maricultura, y en la zona sur se encuentran pescadores de langosta (Donlan et al., 2000).

II.1.5 Región 5: Islas Coronado.

Las Islas Coronado (32°24'N, 117°14'W) están formadas por cuatro Islas de origen continental: Coronado Norte (39.15 ha y 3 346 m de perímetro), Coronado Sur (122.2 ha y 7 947 m de perímetro), Coronado Centro (11.76 ha y 1 963 m de perímetro) y el Islote Pílon de Azúcar (Samaniego-Herrera et al., 2007). Este conjunto de Islas está situado cerca de la frontera de México y Estados Unidos de América, a 13 km de Tijuana (Samaniego-Herrera et al., 2007). En estas Islas habitan dos reptiles (*Cnemidophorus tigris vividus* y *Elgaria multicaerinata nana*), dos especies endémicas de aves (*Melospiza melodia coronatum* y *Carpodacus mexicanus clementes*) y un mamífero (*Peromyscus maniculatus assimilis*; Donlan et al., 2000). En cuanto a mamíferos marinos, en la Isla se pueden observar lobo marino de California, foca elefante del norte y foca común (Samaniego-Herrera et al., 2007). En Coronados Sur hay dos faros y destacamentos de la SEMAR y de la

SCT. Además, se desarrollan actividades de pesca y cultivo de peces en los alrededores de las islas (Samaniego-Herrera et al., 2007).

II.1.6 Región 6: Islas San Roque y Asunción.

Las Islas San Roque (27°8'N, 114°22'W) (37 ha y 4 856 m de perímetro) y Asunción (27°6'N, 114°17'W) (43 ha y 3 967 m de perímetro), son de origen continental y se localizan dentro de la Bahía Asunción, al sur de Punta Eugenia (Donlan et al., 2000; Samaniego-Herrera et al., 2007). En ellas se encuentran unas 9-10 especies de aves. Además, hay actividades pesqueras, por eso hay una baliza y una caseta de vigilancia, mientras que en Asunción sólo hay una baliza (Samaniego-Herrera et al., 2007). En la Isla de Asunción, se pueden observar lobo marino de California, algunos individuos de foca elefante del norte (Samaniego-Herrera et al., 2007). En ambas Islas hay colonias de foca común, aunque la población más importante se encuentra en la Isla San Roque (Lubinsky, 2010).

II.1.7 Región 7: Isla San Jerónimo.

La Isla de San Jerónimo (29°47'N, 115°47'W) es de origen continental (48.3 ha), y está situada en la Bahía del Rosario, en la región central de Baja California. En esta Isla se pueden observar tres especies de pinnípedos: lobo marino de California, foca común (Samaniego-Herrera et al., 2007), y foca elefante (Franco Ortiz, 2012).

Las características oceanográficas del área de estudio del presente trabajo fueron descritas en el apartado **I.1.2**.

II.2 CONTEO DE INDIVIDUOS DE *Phoca vitulina richardsi*

II.2.1 Trabajo de campo

Se realizaron navegaciones rodeando las islas del área de estudio durante la primavera (abril, mayo y junio) de 2009 y 2010. En invierno sólo se realizaron los conteos de individuos de foca común en la costa desde una avioneta, en las fechas del 5 de marzo de 2009 (recorrido desde Bahía Asunción hasta El Rosario), y el 20 de marzo de 2009 (recorrido desde El Rosario hasta Ensenada). 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 de 3504 x 2336 pixeles, lo que equivale a 8.1 megapixeles. Simultáneamente se registró la posición de la embarcación mediante un GPS (Global Position System, por sus siglas en inglés) Garmin GSMAP, mediante 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 de 2009 no fue posible cubrir la costa oeste de San Jerónimo y San Benito Oeste. Durante el invierno no se incluyó la laguna interior de San Martín. Los segmentos que no fueron contabilizados se eliminaron del análisis.

II.2.2 Análisis fotográfico

Se realizaron conteos de focas 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 computacional RoboGEO (Pretek Inc., 2009) que permite exportar los resultados en formato Shape de ArcGis (Esri Inc., 2011).

Todas las fotografías fueron revisadas individualmente (70,000 imágenes aproximadamente del primer año), 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).

Las imágenes resultantes (8,300 aproximadamente) se usaron para contar la *P. v. richardsi*, especie objeto de este trabajo 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).

Se realizó un único conteo de cada fotografía por contadores voluntarios que fueron entrenados para ello.

II.3 OBTENCIÓN DE LA COBERTURA DEL DOSEL DE MACROALGAS

Las imágenes satelitales utilizadas para estimar la cobertura de macroalgas fueron imágenes tomadas por el satélite Landsat 5. Este satélite fue la quinta misión que formó parte del *programa Landsat*, lanzado el 1 de marzo de 1984 con el objetivo de observar la Tierra. Este programa es llevado a cabo por la Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio de Estados Unidos de América (del inglés,

National Aeronautics and Space Administration, NASA) y el Servicio Geológico de Estados Unidos de América (del inglés, United States Geological Survey, USGS). Landsat 5 se sitúa a 705.3 km de altura sobre el nivel medio del mar, y tarda aproximadamente 16 días en escanear la Tierra completa. Esto lo realiza mediante dos instrumentos: el escáner multiespectral (en inglés, Multi-Spectral Scanner, MSS), y el Cartógrafo Temático (en inglés, Thematic Mapper, TM). El primero de éstos dejó de funcionar en 1995, de manera que en la actualidad sólo se obtienen imágenes del TM. Cada imagen Landsat TM cubre 185 km por lado, aproximadamente, y se compone de siete bandas espectrales; seis de las cuales cubren la parte visible/infrarrojo cercano de espectro electromagnético y poseen una resolución espacial de 30 x 30 m por pixel. La séptima banda cubre la parte del infrarrojo termal y tiene una resolución de 60 x 60 m por pixel. (Tabla 1) (Puente, 2011).

Tabla I. Características de las bandas del sensor Landsat TM (Tomada de Puente, 2011).

| Número | Rango espectral (μm) | Región espectral | Utilidad principal |
|--------|-----------------------------------|----------------------------------|---|
| 1 | 0.45 – 0.52 | Visible Azul (B) | Penetración de cuerpos de agua |
| 2 | 0.52 – 0.60 | Visible Verde (G) | Evaluar vigor de la vegetación sana |
| 3 | 0.63 – 0.69 | Visible Rojo (R) | Detectar absorción de clorofila |
| 4 | 0.76 – 0.90 | Infra-rojo cercano (NIR) | Determinar el contenido de biomasa |
| 5 | 1.55 – 1.75 | Térmico lejano (TIR) | Análisis del estrés de la vegetación |
| 6 | 10.4 – 12.5 | Infrarrojo de onda corta (SWIR1) | Discriminación de rocas |
| 7 | 2.08 – 2.35 | Infrarrojo de onda corta (SWIR2) | Medir la absorción de agua y cantidad de hidroxilos |

Para este trabajo se obtuvieron cinco imágenes cuando Landsat 5-TM sobrevuela de las nueve islas de este estudio, y cuya identificación corresponde con un número de “path” y otro de “row” para cada imagen (Tabla II). Estas imágenes fueron obtenidas del sitio web del USGS (Global Visualization Viewer, <http://glovis.usgs.gov>), para la fecha más cercana a las fechas en las que se tomaron las fotografías de foca común, tratando de que fuera en primavera, aunque no siempre fue posible obtenerlas en el mismo mes de muestreo, debido a que presentaban una gran cantidad de nubes para esas fechas que imposibilitaban la observación de la vegetación. Para obtener las imágenes de la costa peninsular, se emplearon las mismas imágenes que para las islas y se completó con otras dos imágenes no usadas para las islas, y cuyos “Path” y “Row” corresponden con 39 y 38 para una imagen, y 37 y 40 para la otra imagen.

Tabla II. Identificación de imágenes satelitales.

| “Path” | “Row” | Isla/s dentro de la imagen | Fecha imagen (2009) | Fecha imagen (2010) | Fecha muestreo de focas 2009 | Fecha muestreo de focas 2010 |
|--------|-------|----------------------------|---------------------|---------------------|------------------------------|------------------------------|
| 37 | 41 | San Roque, Asunción | 23-junio | 7-abril | 17 y 18 mayo | 3 junio |
| 38 | 40 | San Benito, Cedros | 14-junio | 29-marzo | 21-22 mayo y 25-26 mayo | - |
| 38 | 41 | Cedros, Natividad | 13-mayo | 29-marzo | 25-26 mayo y 24 mayo | - |
| 39 | 39 | San Martín, San Jerónimo | 5-junio | 5-abril | 19 junio y 18 junio | 2 junio y 1 junio |
| 40 | 38 | Coronados, Todos Santos | 24-marzo | 30-mayo | 17 junio y 22 junio | 17 junio y 22 junio |

Para una posterior aplicación de un índice de vegetación a las imágenes, se debe realizar un pre-procesamiento, para eliminar distorsiones atmosféricas, radiométricas y geométricas que puedan tener como consecuencia de la antigüedad del satélite (Puente, 2011). A continuación se explican brevemente estas distorsiones:

Corrección atmosférica: elimina la distorsión causada por la humedad, los gases y los aerosoles que pueda haber en la atmósfera. Para llevar a cabo la corrección a esta distorsión, se realizó el método del pixel más oscuro descrito por Vincent (1997). Este método se basa en que el objeto más oscuro registrado por los pixeles de una imagen satelital deberá tener un valor de cero. Se debe encontrar el pixel más oscuro de la imagen y si éste no es cero, significa que la diferencia entre este pixel y cero corresponde con la distorsión atmosférica, de manera que se le debe restar a todos los pixeles el valor del pixel más oscuro.

Corrección radiométrica: disminuye los efectos de desgaste del sensor y la posición del satélite que puedan distorsionar la información de la imagen satelital. Para corregir estos efectos, la NASA publica parámetros de calibración de sus instrumentos periódicamente. Lo primero es convertir la magnitud de cada pixel, que para Landsat-TM varía de 0 a 255, a una unidad física conocida como *radianza espectral*, que es la cantidad de luz que el sensor captura, y es medida en $Watts/(radianes \cdot cm^2 \cdot \mu m)$. La recalibración de la radianza $L(\lambda)$ se obtiene mediante la aplicación de la ecuación que se muestra a continuación a cada pixel (DN) de cada banda (Puente, 2011).

$$\lambda: L(\lambda) = G_{\lambda} \times DN + B \dots\dots\dots(1)$$

donde G representa la ganancia en cada banda λ , pues es la “pendiente de calibración”; y B representa el “desplazamiento del cero” que el sensor ha acumulado con el tiempo (Puente, 2011).

Para la corrección por la posición del satélite, hay que tomar en cuenta que la calidad de la información que el sensor captura sólo depende del ángulo en que el

sol ilumina la escena. Para eliminar estas variaciones en la iluminación se convierten los valores de radianza del proceso anterior, en valores de *reflectancia*. Ésta es el cociente entre la energía que refleja una superficie y el total de energía que incide en ella. A continuación se presenta la ecuación para obtener la reflectancia por cada pixel i de cada banda λ , ρ_i (Puente, 2011):

$$\rho_i = (\pi * L(\lambda) * d^2) / (ESUN_{\lambda} * \cos(\theta_s)) \dots\dots\dots(2)$$

donde $L(\lambda)$ representa la radianza obtenida del proceso anterior; d es la distancia de la Tierra al Sol, en unidades astronómicas (que es la distancia media entre la Tierra y el Sol); $ESUN_{\lambda}$ es la radiación solar media a la que es sensible cada banda; y θ_s representa el ángulo que se forma entre la normal de la superficie terrestre y la posición del sol, se mide en grados (Puente, 2011). Para Landsat-5, el valor para todos estos parámetros se pueden consultar en Chander y Markham (2003).

Tras la obtención de las imágenes que contienen las nueve islas objeto de estudio y eliminar las distorsiones que puedan tener, se procedió a la estimación del área cubierta por macroalgas en cada isla. Para esto, se hizo un conteo de la presencia (abundancia) de macroalgas mediante el análisis de imágenes satelitales de la zona de estudio. Dichas imágenes fueron sometidas a un tratamiento mediante el cual, las regiones en la zona con presencia de macroalgas estuvieron denotadas por pixeles de un color en específico, el número 85, cuya intensidad es la que mejor representa la vegetación, tanto terrestre como marina (aunque en este trabajo sólo se tomará en cuenta la vegetación marina). Para la determinación de la cobertura del dosel de macroalgas por kilómetro cuadrado, se realizó un conteo de los pixeles del color específico buscado presentes en la imagen.

Se obtuvieron conteos de pixeles para cada una de las fechas del análisis, con lo que se pudo contabilizar el área con cobertura de macroalgas en kilómetros cuadrados. Con el trabajo de medición de pixeles también se pudo determinar el error asociado a dicho conteo. Se obtuvo entonces un intervalo de error de 0.5 a 4

pixeles de error, los cuales correspondieron con un intervalo de error en área de 0.000450 a 0.003600 kilómetros cuadrados y un intervalo de error en porcentaje de medición de 0.23 a 3.7%, por lo que podemos decir que estos resultados son confiables puesto que son menores al 5%. A continuación se muestra una tabla con los errores encontrados para el conteo de pixeles.

Tabla III. Error estimado en los datos de cobertura de kelp.

| Pixel | | Área m ² | | Medición % | |
|-------------|-------------|---------------------|-------------|-------------|-------------|
| Error menor | Error mayor | Error menor | Error mayor | Error menor | Error mayor |
| ± 0.5 | ± 4.0 | ± 450 | ± 3600 | ± 0.2392 | ± 3.7037 |

II.4 ÍNDICES DE SURGENCIA

Para este trabajo, se obtuvieron índices de surgencia mensuales para el área de estudio, del portal de la NOAA (PFEL, 2008), para los años 2008, 2009 y 2010, con el fin de poder relacionar estos índices con la cobertura de kelp y con el número de focas. Un índice de surgencia muestra la cantidad de agua que es desplazada desde capas más profundas (desde la base de la capa de Ekman) a la zona superficial del océano. Cada valor del índice es resultado del promedio mensual cada 3° de latitud (PFEL, 2008).

II.5 ANÁLISIS DE LOS DATOS

Como consecuencia de que en el segundo año de muestreo (2010) no se visitaron tres de las islas del área de estudio (las Islas de Benitos, Cedros y Natividad), hay una falta de datos de número de focas para dos de las regiones (las regiones 1 y 2). Por este motivo, para el análisis de datos de 2010 sólo se tomaron en cuenta las regiones de las que sí se obtuvieron datos, pasando de 7 regiones en 2009 a 5 regiones en 2010.

Con objeto de conocer la variabilidad temporal en la cobertura de macroalgas en la región, y tomando como ejemplo la Isla de San Martín, se obtuvo la cobertura de macroalgas de dicha Isla a partir de imágenes satelitales de 2004 a 2010. Se escogió San Martín porque representa claramente cómo se comportan los demás sitios y porque las imágenes satelitales que de ella se analizaron fueron las más descubiertas de nubes, por lo que permitió una mejor observación de los doseles de macroalgas y por tanto más precisión y menor error en la estimación de la cobertura de macroalgas. Cabe destacar también que la posición en la que se encuentran las macroalgas está muy bien definida alrededor de la Isla, hecho que se une a aumentar la precisión y disminuir el error asociado a la estimación de la cobertura. Los datos de la variabilidad temporal en la cobertura de macroalgas se obtuvieron de la misma forma que se obtuvo la cobertura de macroalgas de las demás regiones, como se describió en el apartado II.3. Posteriormente se realizó una gráfica de barras mediante el programa SigmaPlot.

Con objeto de ver si existe una relación entre el número de focas y la cobertura de macroalgas, se realizó una regresión lineal, y posteriormente se transformaron los datos a logaritmos, para hacer una regresión nuevamente.

Para establecer si existen diferencias en las regiones de estudio por abundancia de focas y cobertura de macroalgas, se realizaron pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis. Estas pruebas se realizaron con todas las regiones descritas para la cobertura de macroalgas, y sólo con las regiones de las que se obtuvieron los datos en 2009 y 2010 para la abundancia de focas.

Asimismo se realizó una tabla, en la que aparecen el número de focas por superficie terrestre y el número de focas por el perímetro, para cada región y cada año de muestreo. Los análisis se realizaron mediante los programas STATISTICA y SigmaPlot.

De igual manera se realizaron una serie de mapas, en los que se muestran la cobertura de macroalgas y el número de focas en cada región, para lo que se usó el programa ArcGis Versión 10.

III RESULTADOS

A continuación se presentan las imágenes satelitales obtenidas para las diferentes islas, acompañadas de un mapa en el que se muestra la presencia/ausencia de la cobertura de macroalgas junto con la distribución de las focas para cada una de las regiones y el margen continental, correspondientes con el año 2009. En las imágenes satelitales, a las que se les ha realizado el tratamiento previo, se observan los doseles de macroalgas que rodean las islas y la costa continental en color rojo.

La región 1 se compone de las Islas de Cedros y Natividad (Figura 6), como ya se mencionó anteriormente. A pesar de que la imagen satelital de la primera Isla que conforma la región (Cedros) (Figura 2) presenta gran cantidad de nubes, se observan bosques de macroalgas en la zona norte, noroeste, y suroeste y manchas más pequeñas de doseles superficiales de macroalgas en el sur de la Isla (Figuras 2, 4 y 6). En esta Isla, las focas se localizan en la zona norte, en la suroeste, y algunas colonias en el sur (Figuras 4 y 6).

En la Isla Natividad, los parches de macroalgas son de menor tamaño que en Cedros, y se localizan en la zona sur de la Isla y en la zona costera de Punta Eugenia (Figuras 3, 5 y 6). Las colonias de focas se localizan tanto en la zona norte como en la sur, y algunas colonias en la zona sureste (Figuras 5 y 6).

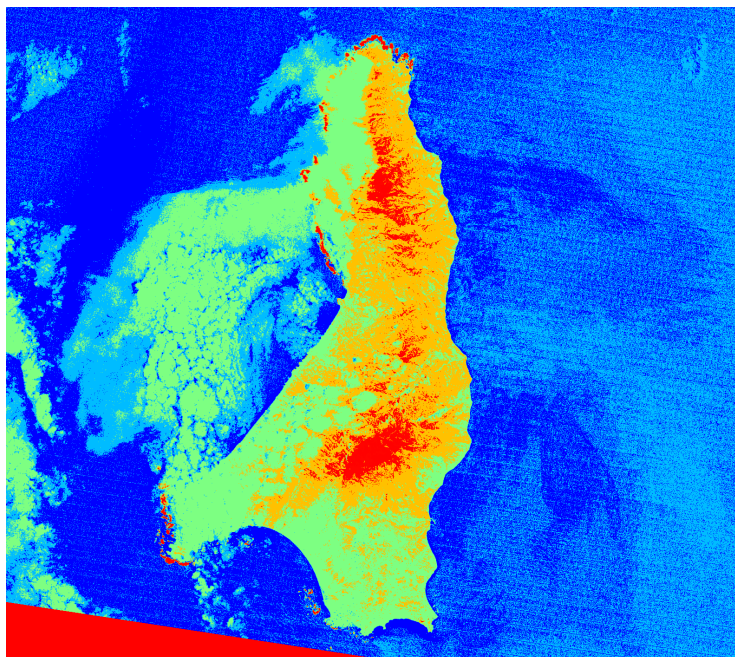


Figura 2. Imagen satelital de la Isla Cedros (Región 1), las bandas rojas en la periferia de la isla representa la presencia de macroalgas

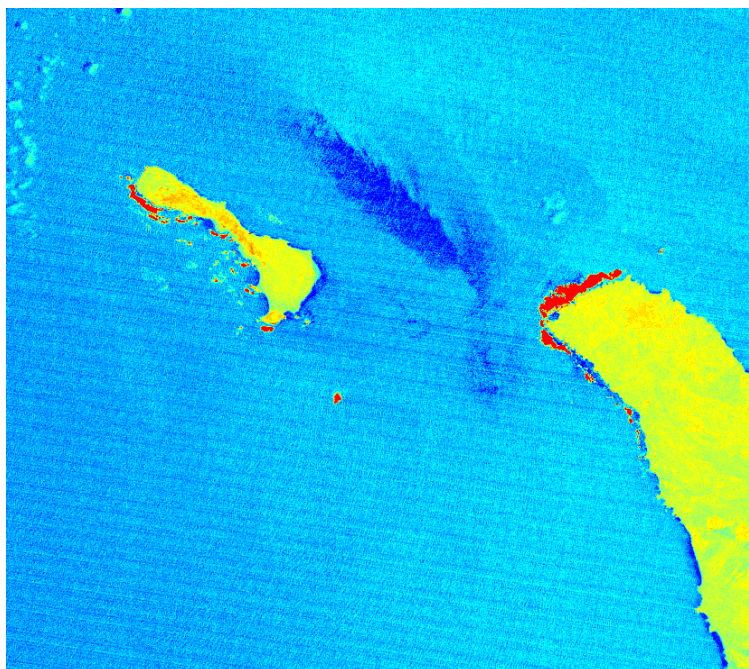


Figura 3. Imagen satelital de la Isla de Navidad (Región 1), las bandas rojas en la periferia de la isla representa la presencia de macroalgas.

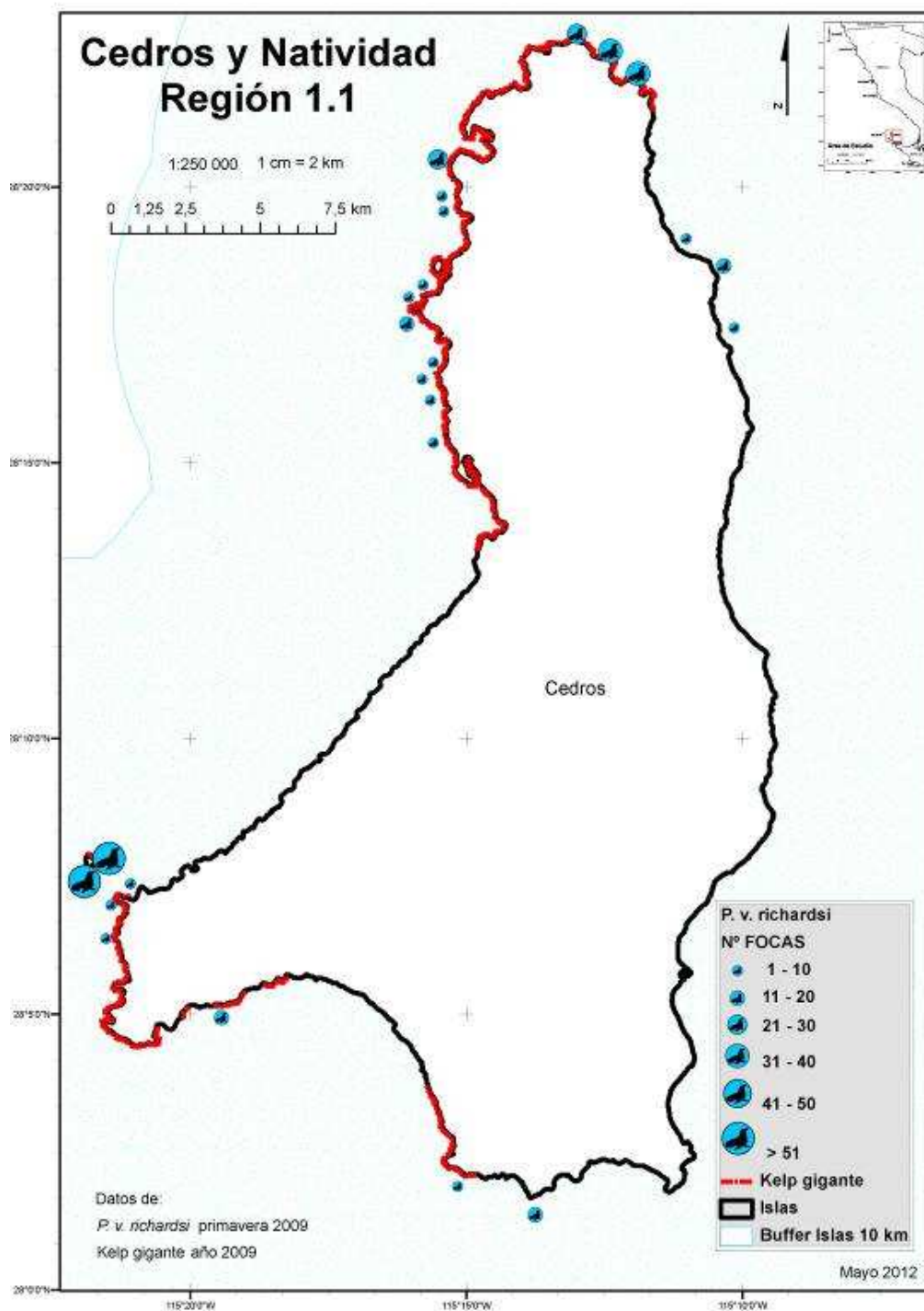


Figura 4. Mapa de la Isla de Cedros (Región 1). Representación de la presencia/ausencia de macroalgas, (con bandas rojas), alrededor de la Isla (primavera 2009), y distribución de las focas (primavera 2009).

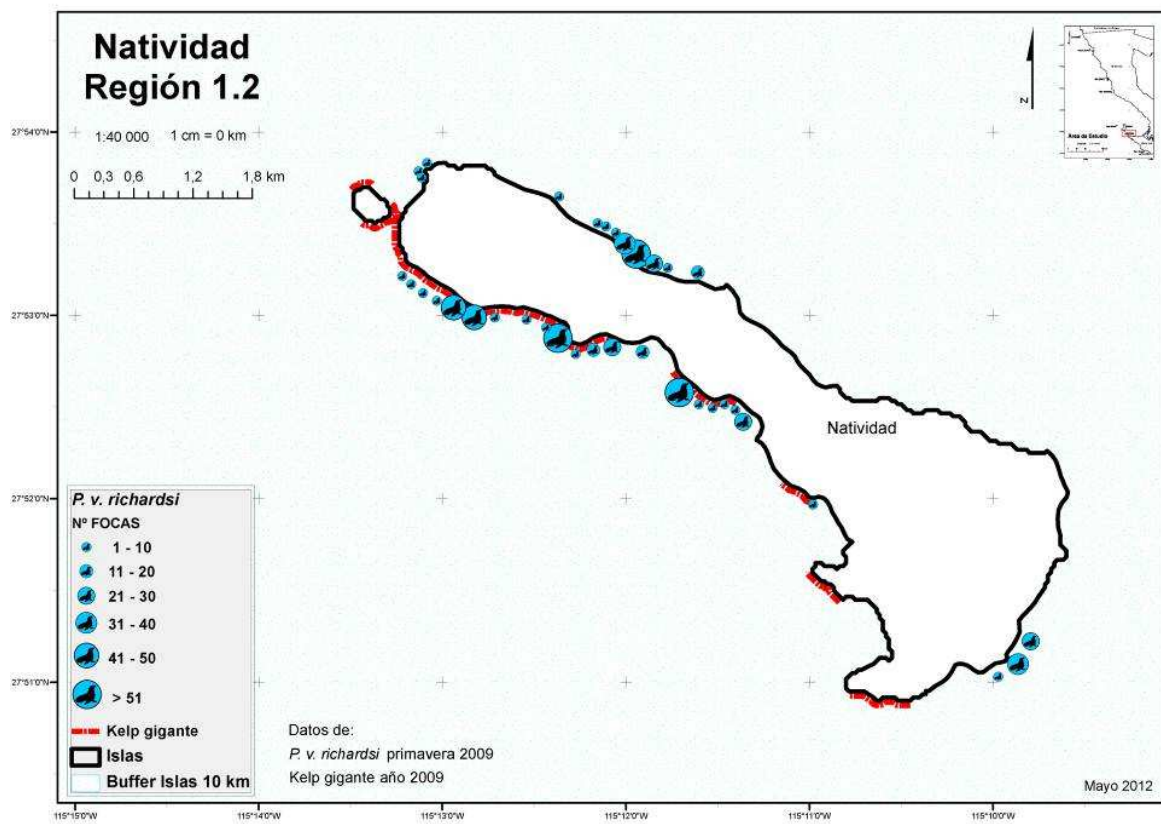


Figura 5. Mapa de la Isla Natividad (Región 1). Representación de la presencia/ausencia de macroalgas (bandas rojas) alrededor de la Isla (primavera 2009) y distribución de las focas (primavera 2009).

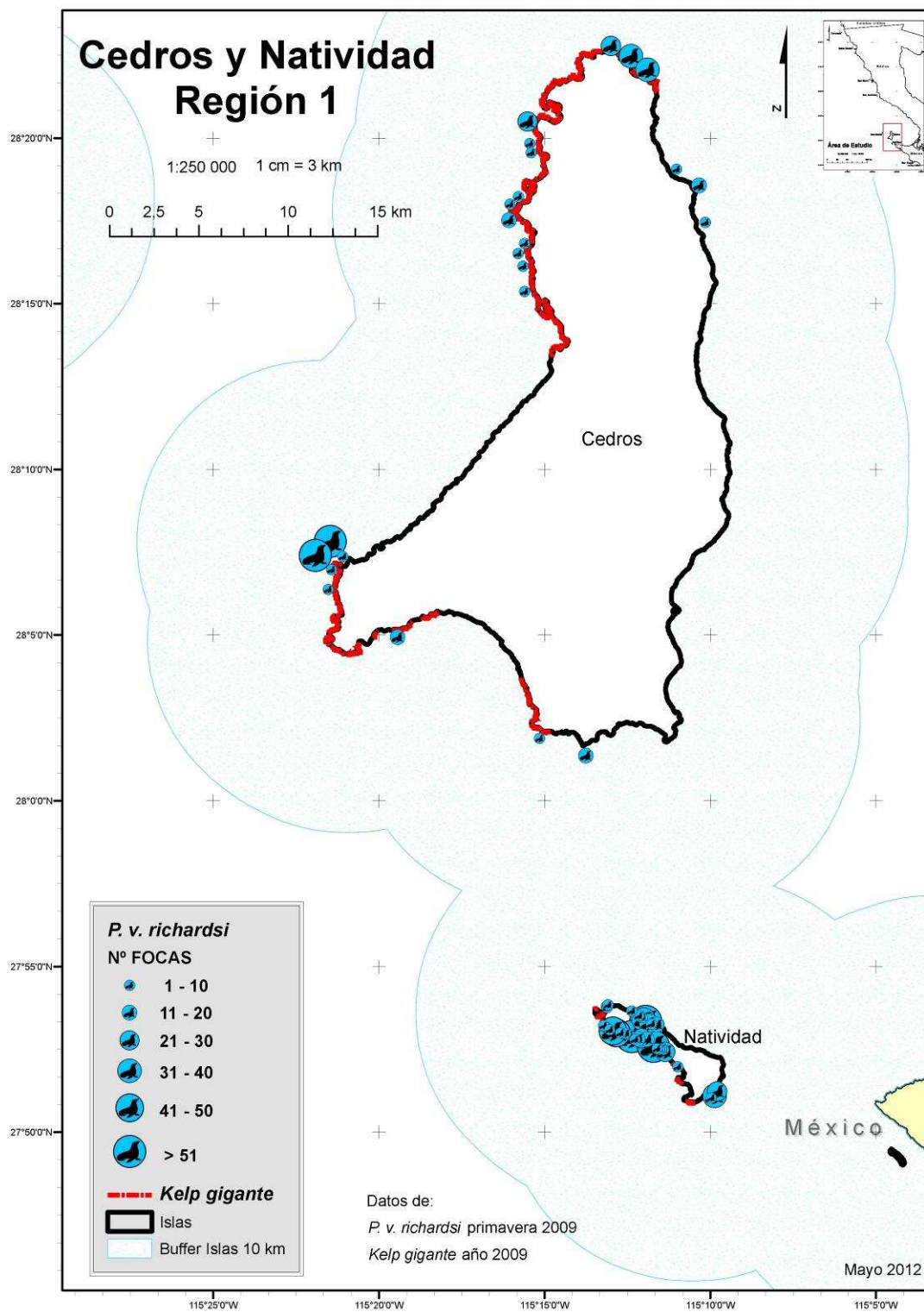


Figura 6. Mapa de la Región 1 en conjunto. Representación de la presencia/ausencia de macroalgas (bandas rojas) (primavera 2009) alrededor de la Isla y distribución de las focas (primavera 2009).

La región 2 tiene gran presencia de cobertura de macroalgas en las tres Islas que la conforma (Figuras 7 y 8). La presencia de focas en esta región es muy escasa (Figura 8).

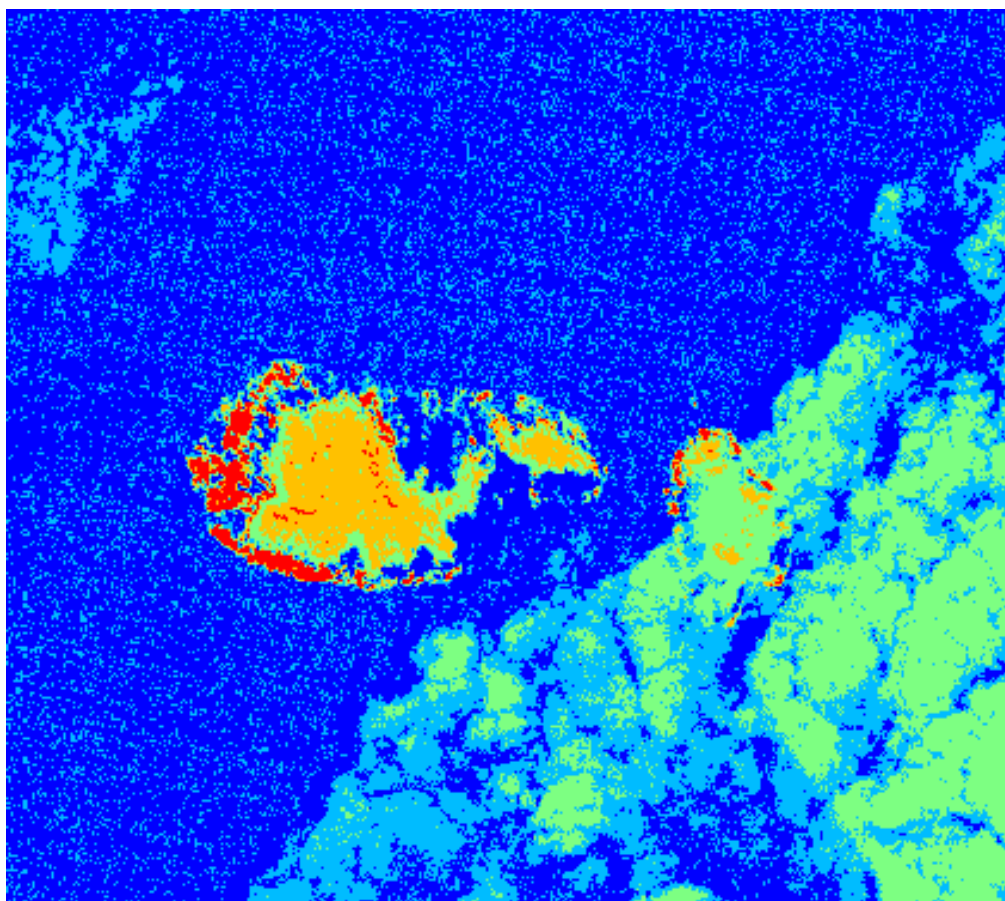


Figura 7. Imagen satelital de las Islas San Benito (Región 2), las bandas rojas en la periferia de la isla representa la presencia de macroalgas.

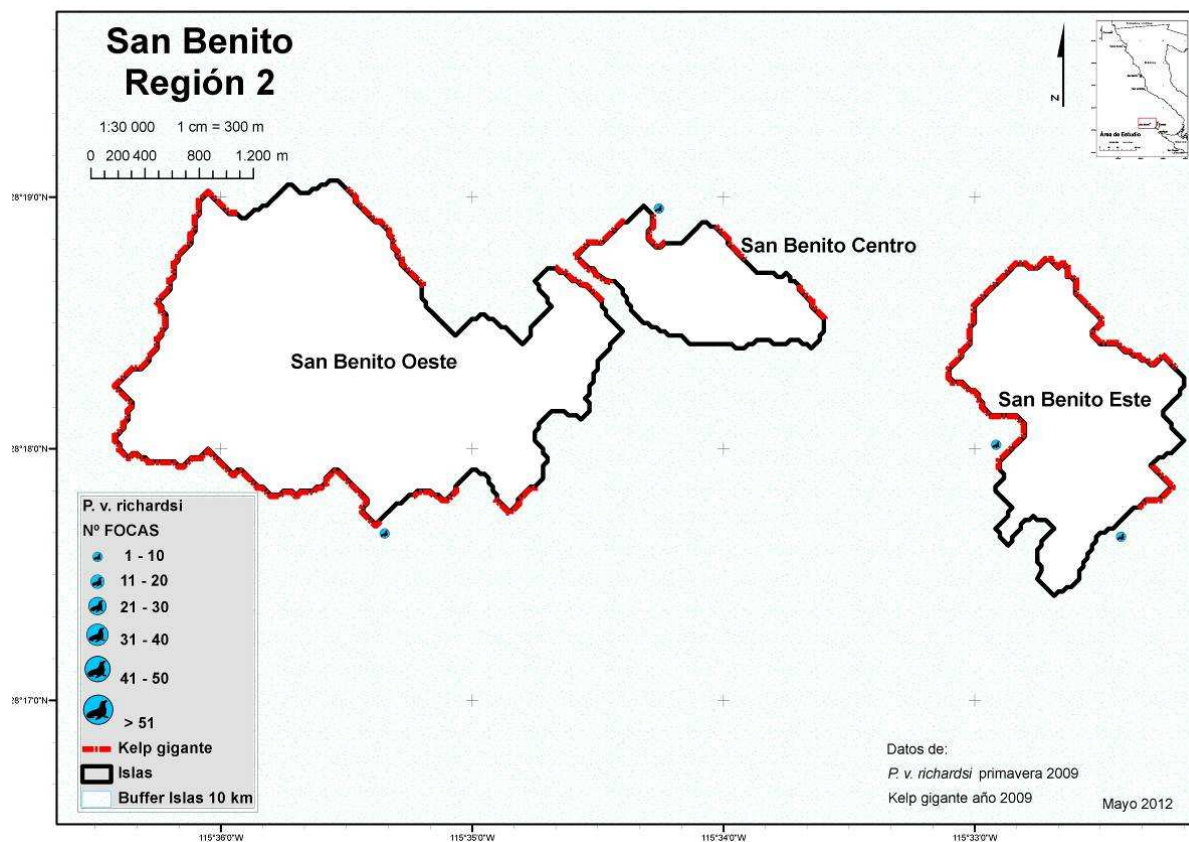


Figura 8. Mapa de las Islas San Benito (Región 2). Representación de la presencia/ausencia de macroalgas (bandas rojas) alrededor de la Isla (primavera 2009) y distribución de las focas (primavera 2009).

La región 3 tiene presencia de macroalgas alrededor de casi toda la Isla, excepto en la zona este, que sólo presenta algunos parches (Figuras 9 y 10). Esta Isla sólo presenta unas cuantas colonias de focas en la región este de la misma (Figura 10).

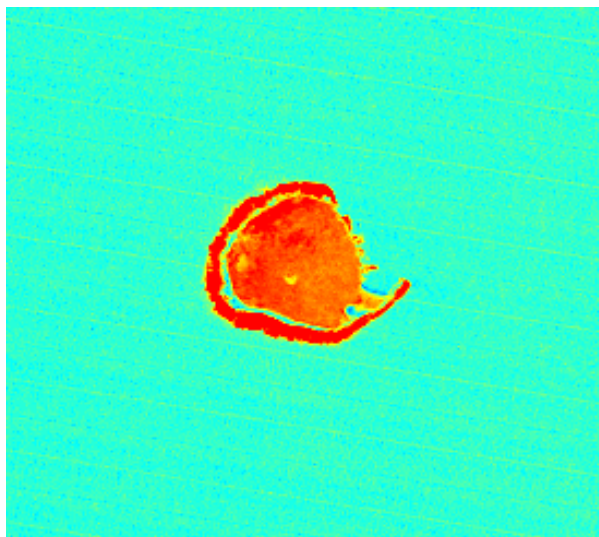


Figura 9. Imagen satelital de la Isla San Martín (Región 3), las bandas rojas en la periferia de la isla representa la presencia de macroalgas.

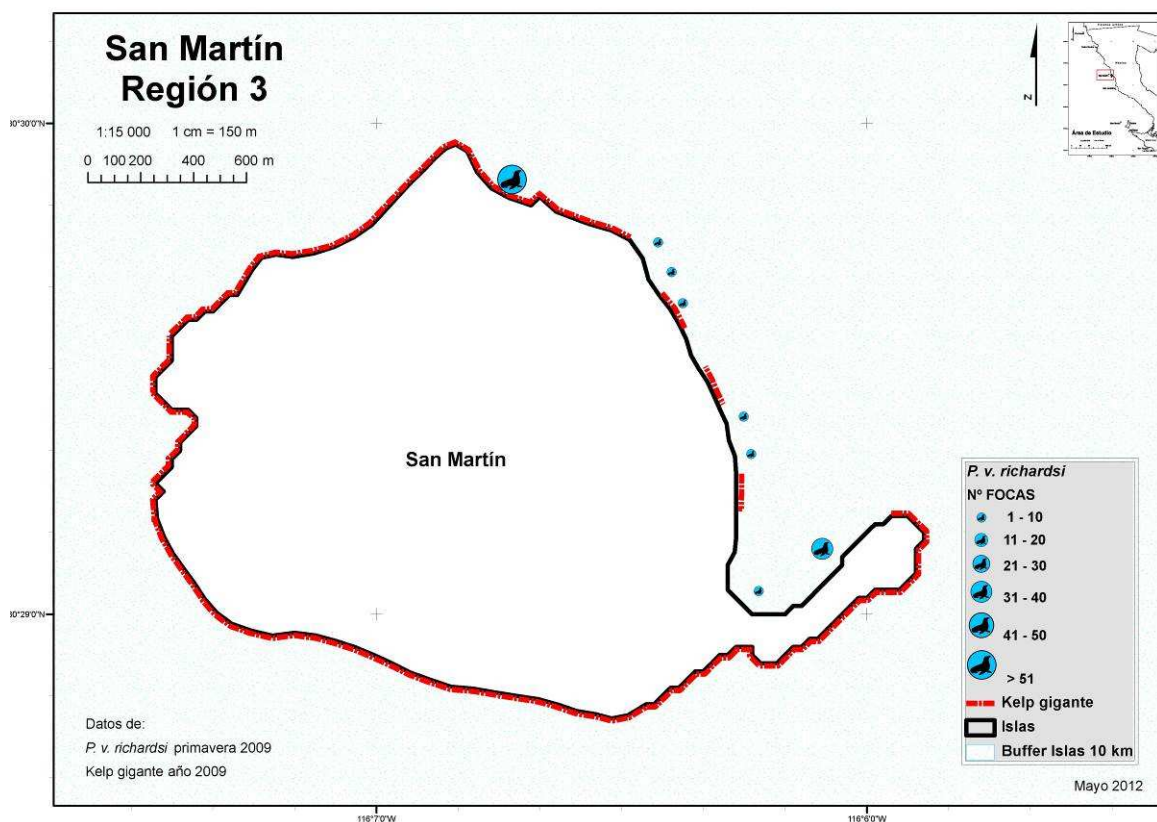


Figura 10. Mapa de la Isla San Martín (Región 3). Representación de la presencia/ausencia de macroalgas (andas rojas) alrededor de la Isla (primavera 2009) y distribución de las focas (primavera 2009).

La región 4 presenta parches de macroalgas tanto en el este como en el oeste de las dos Islas que la componen. La mayor parte de las colonias localizadas en esta región se encuentran en la zona este de la Isla sur, aunque algunas también se encuentran en la zona oeste (Figura 12).

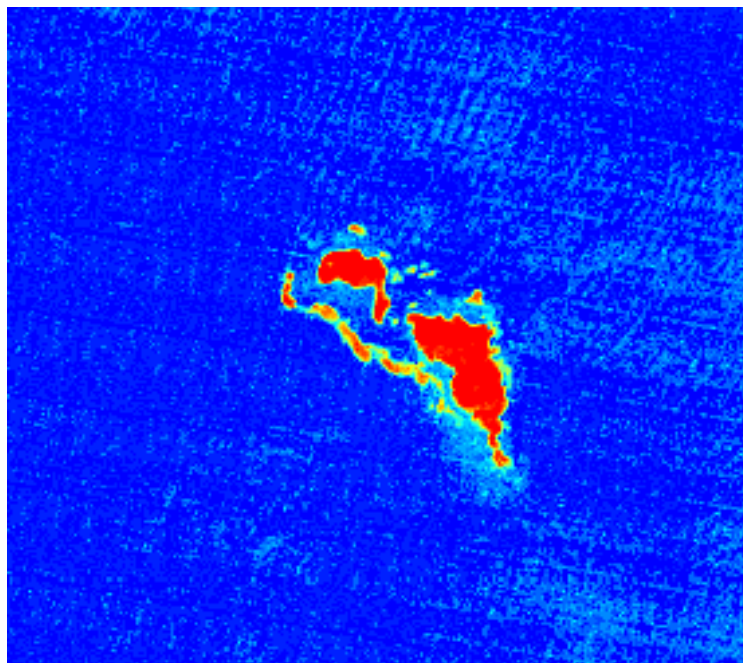


Figura 11. Imagen satelital de las Islas Todos Santos (Región 4), las bandas rojas en la periferia de la isla representa la presencia de macroalgas.

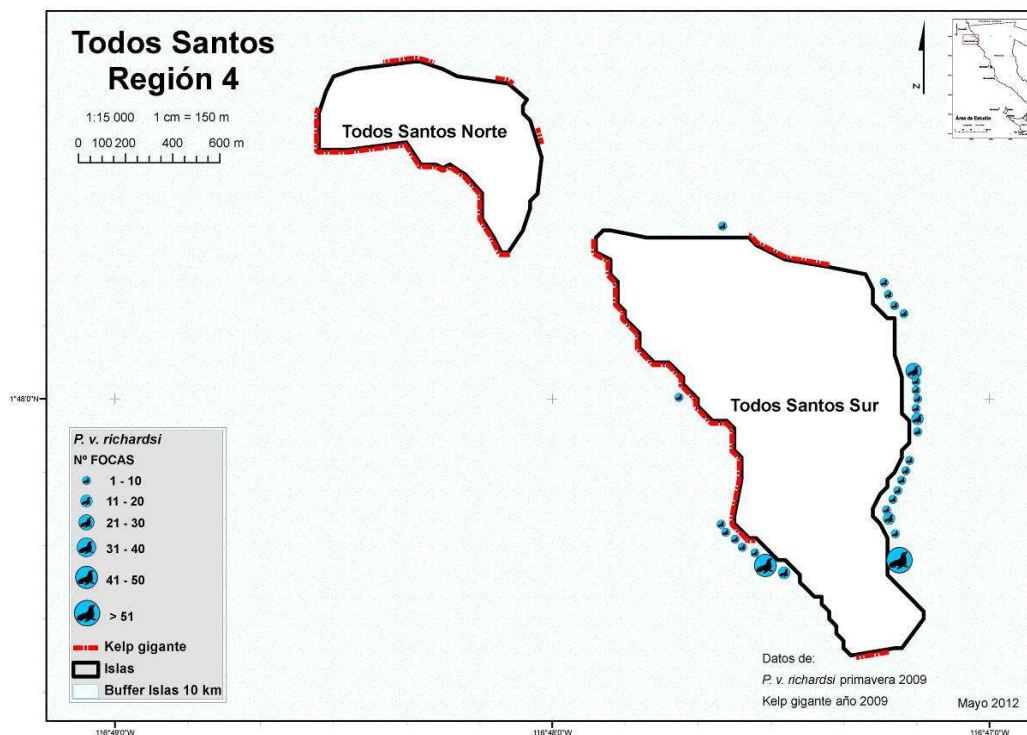


Figura 12. Mapa de las Islas Todos Santos (Región 4). Representación de la presencia/ausencia de macroalgas (bandas rojas) alrededor de la Isla (primavera 2009) y distribución de las focas (primavera 2009).

La región 5 apenas presenta macroalgas (Figuras 13 y 14). Mientras que existen numerosas colonias de focas, localizadas en tres de las cuatro Islas que conforman la región (Figura 14). La mayor cantidad de colonias se localiza en la Isla sur, tanto en el este como en el oeste de la misma.

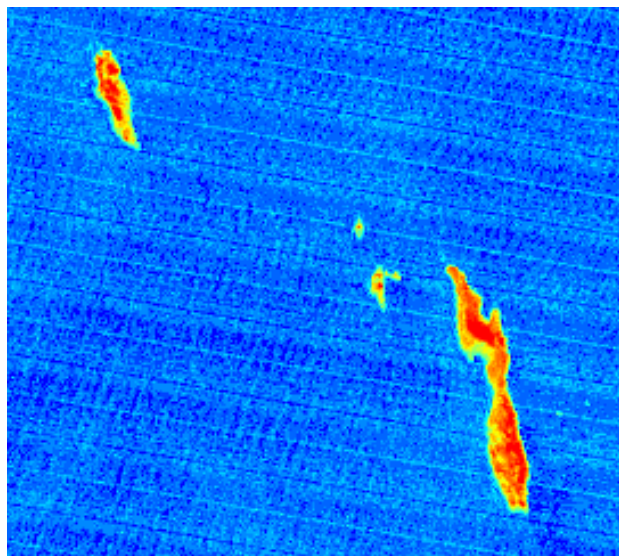


Figura 13. Imagen satelital de las Islas Coronado (Región 5), las bandas rojas en la periferia de la isla representa la presencia de macroalgas.

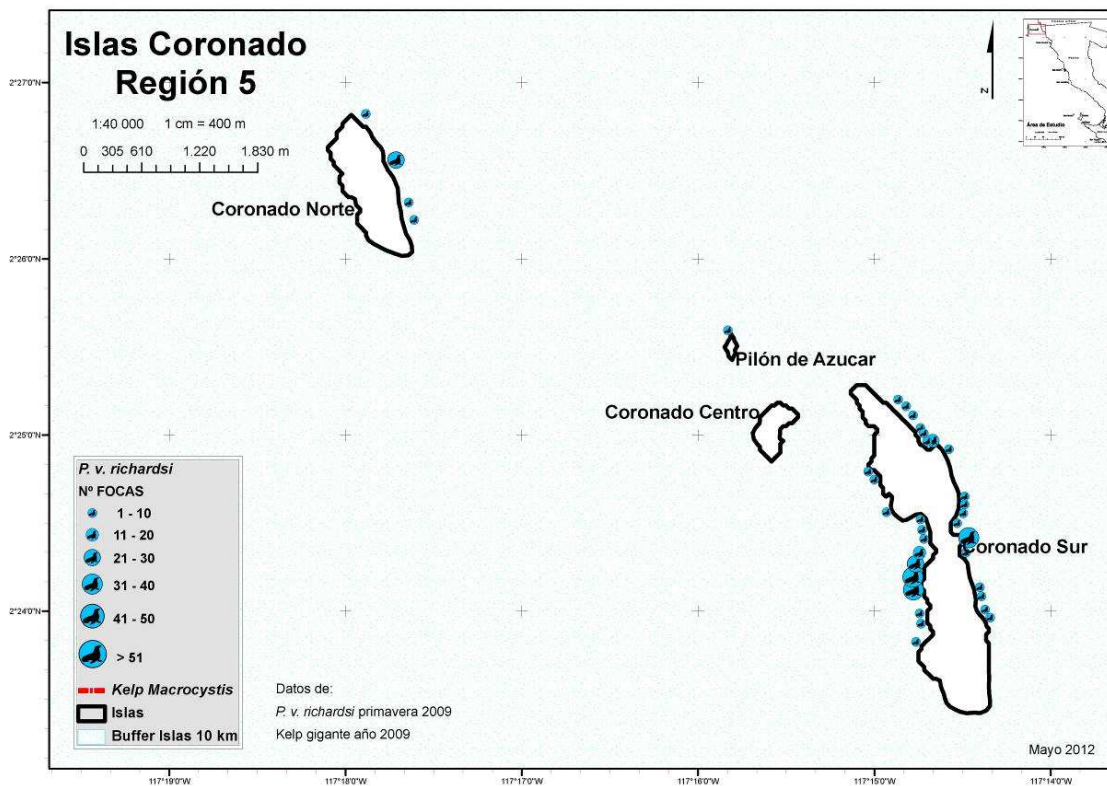


Figura 14. Mapa de las Islas Coronado (Región 5). Representación de la presencia/ausencia de macroalgas (bandas rojas) alrededor de la Isla (primavera 2009) y distribución de las focas (primavera 2009).

La región 6 presenta dos Islas (San Roque y Asunción) muy cerca de la costa, donde se localizan los mayores parches de macroalgas (Figuras 15 y 16); a diferencia de las costas de las Islas, que presentan poca cantidad de macroalgas (Figuras 15 y 16). En esta región hay una gran cantidad de focas, particularmente en la Isla de San Roque, que están presentes a lo largo de toda la Isla (Figura 16); y también en la Isla Asunción, donde las colonias presentes se localizan principalmente en el norte de la Isla (Figura 16).

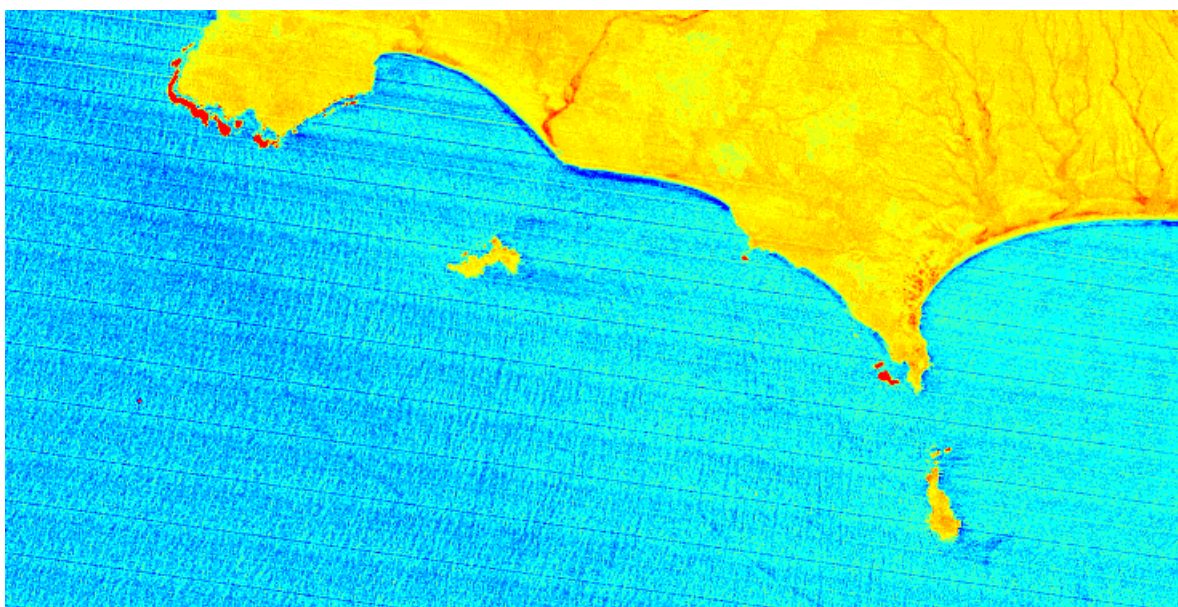


Figura 15. Imagen satelital de las Islas San Roque y Asunción (Región 6), las bandas rojas en la periferia de la isla representa la presencia de macroalgas.

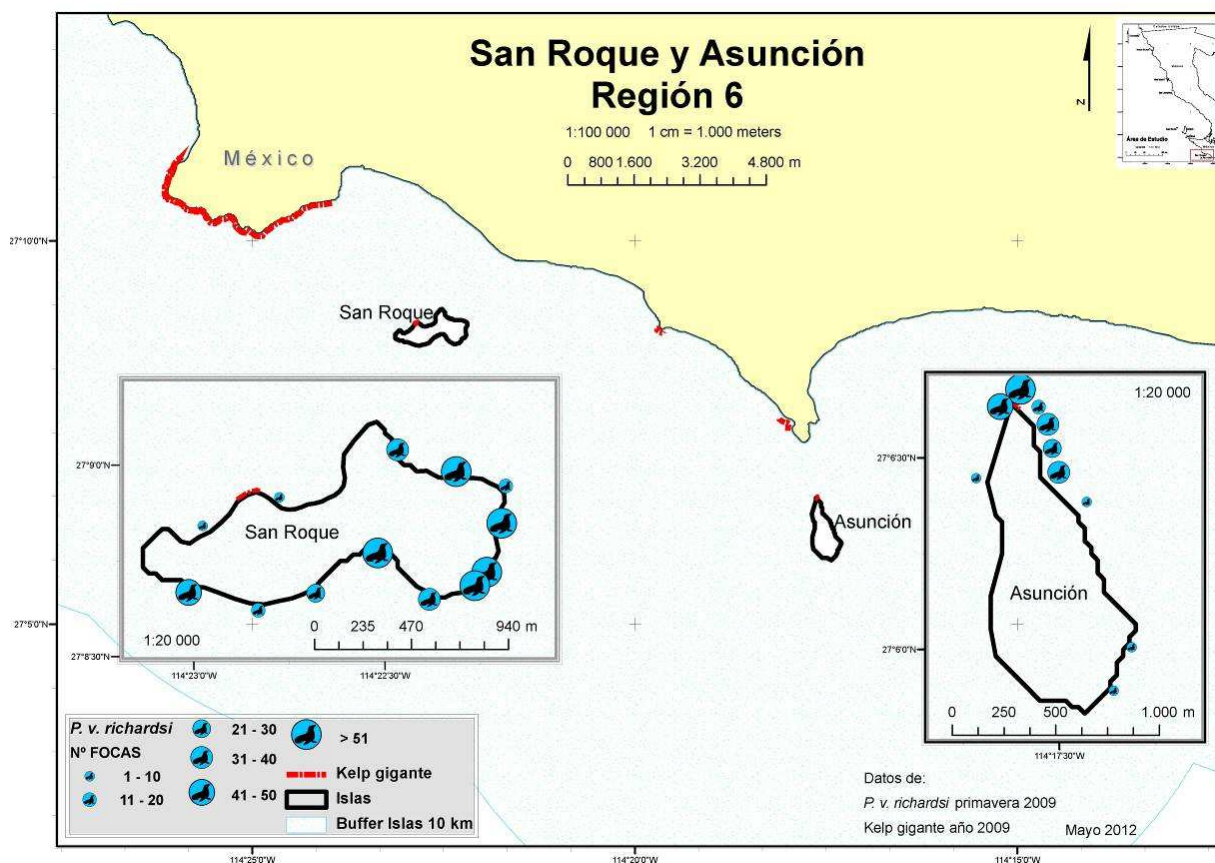


Figura 16. Mapa de las Islas San Roque y Asunción (Región 6). Representación de la presencia/ausencia de macroalgas (bandas rojas) alrededor de las Islas (primavera 2009) y distribución de las focas (primavera 2009).

La séptima región presenta gran cantidad de parches de macroalgas, tanto en las costas de la Isla (Figuras 17 y 18) como en la bahía en la que se encuentra (Figura 17). Hay presencia de grandes colonias de foca común alrededor de toda la Isla (Figura 18).

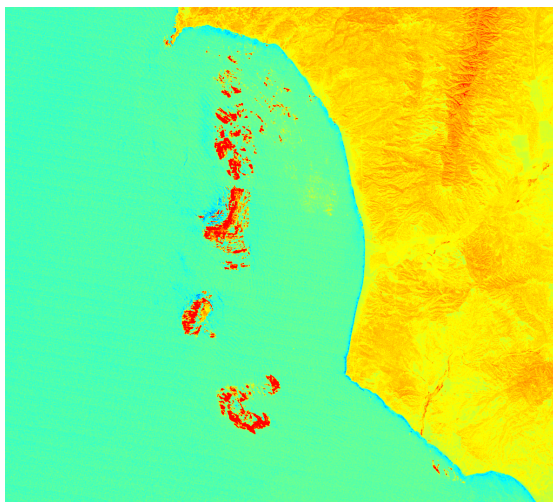


Figura 17. Imagen satelital de la Isla San Jerónimo (Región 7), las bandas rojas en la periferia de la isla representa la presencia de macroalgas.

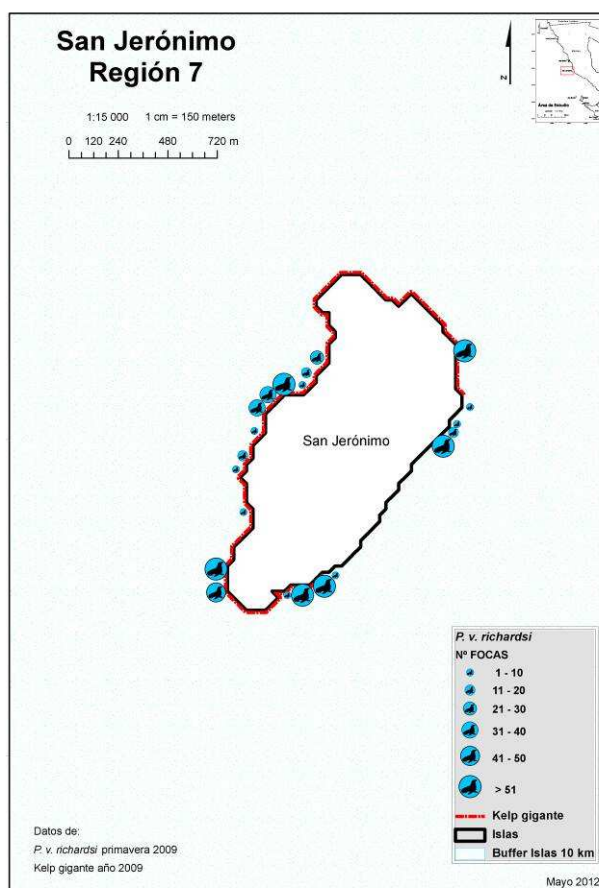


Figura 18. Mapa de la Isla San Jerónimo (Región 7). Representación de la presencia/ausencia de macroalgas (bandas rojas) alrededor de la Isla (primavera 2009) y distribución de las focas (primavera 2009).

En las costas de la Península de Baja California, hay presencia de pequeños parches de macroalgas entre las Islas de Coronado y Todos Santos hasta el sur de Punta Banda, un parche mayor al norte de la Bahía en que se encuentra la Isla de San Martín (Figura 19). En la Bahía al sur de Punta Baja se localizan gran cantidad de parches de macroalgas, y salvo dos parches a no mucha distancia al sur de dicha bahía, no se encuentran más hasta Punta Eugenia, y al sur de ésta (Figura 20). En cuanto a las colonias de focas, estos mapas son resultado de un vuelo sobre la costa Figuras 19 y 20, que comenzó en la ciudad de Ensenada, debido a lo cual no se observan colonias de foca común al norte de esta ciudad. La primera colonia se encuentra en el Estero de Punta Banda (Figura 19). En la Bahía de San Quintín hay numerosas colonias, así como al sur de la misma, en la Bahía donde se localiza la Isla de San Jerónimo (Figura 20). Existe otra colonia en las costas de Bahía Vizcaíno, frente a la Isla de Cedros (Figura 20). Y las últimas colonias están alrededor de Punta Eugenia (Figura 20).

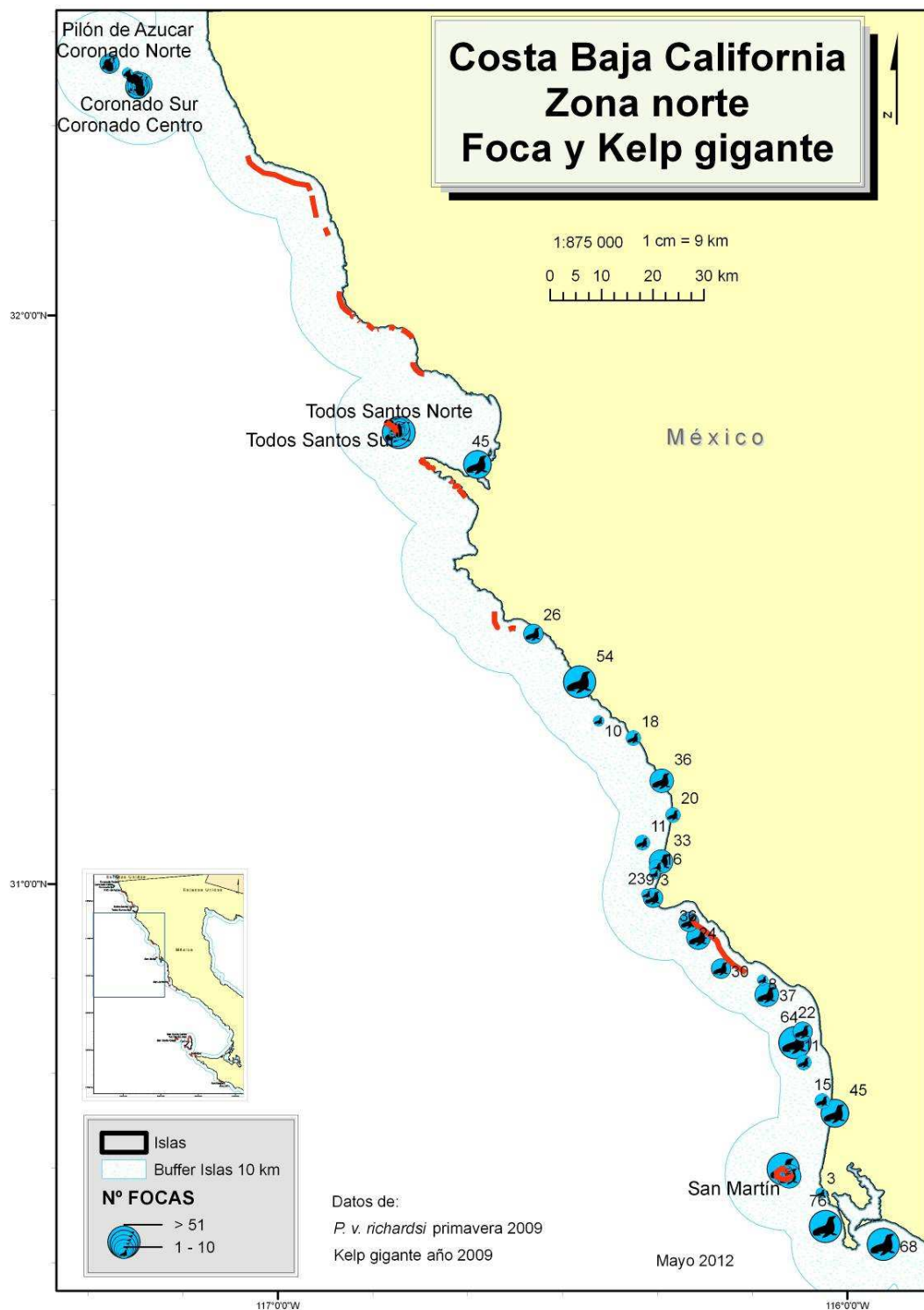


Figura 19. Mapa de la costa de Baja California (sección norte). Representación de la presencia/ausencia de macroalgas (bandas rojas) (primavera 2009) y distribución de las focas (primavera 2009). El muestreo sólo fue realizado hasta Ensenada como punto más al norte.

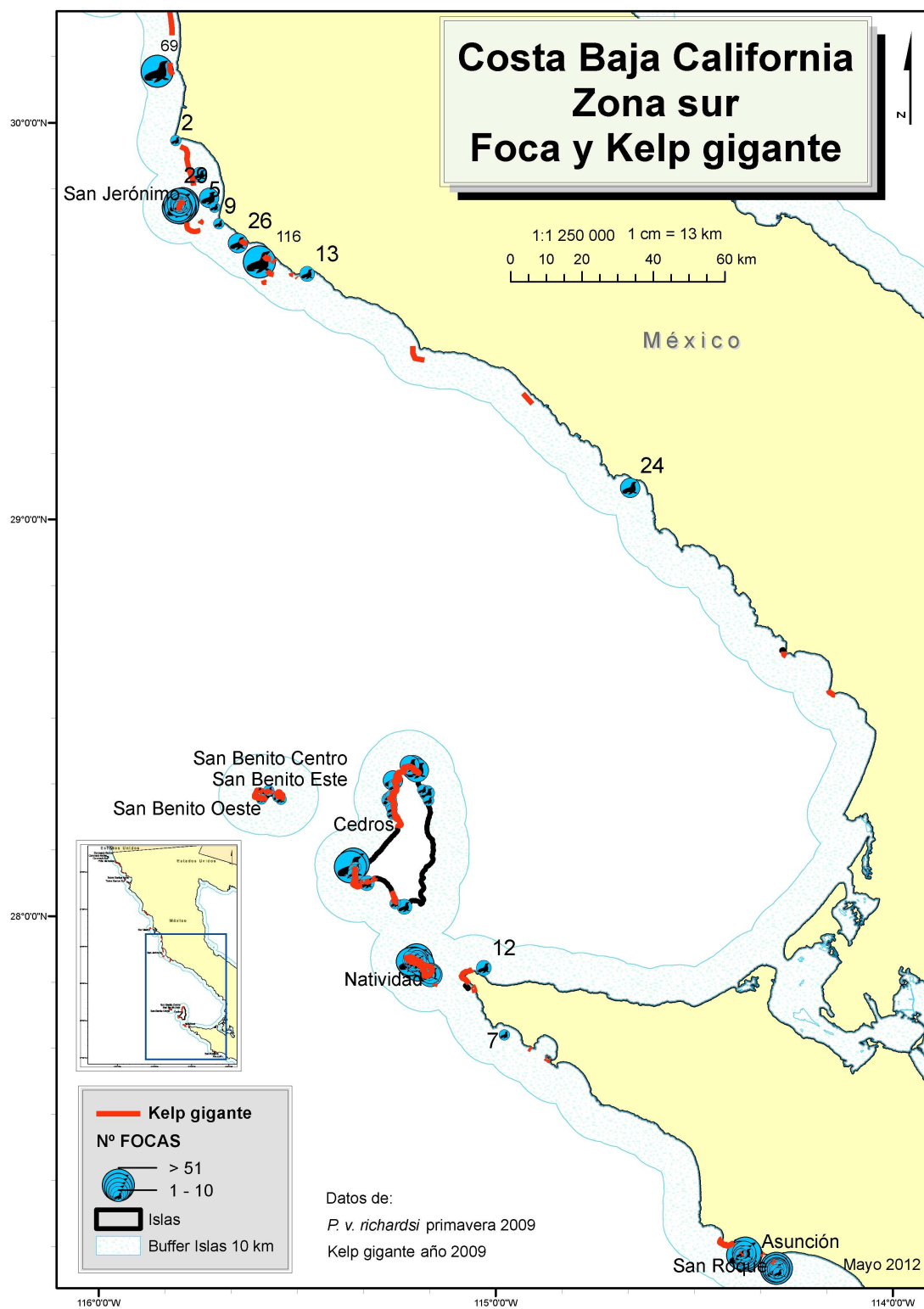


Figura 20. Mapa de la costa de Baja California (sección sur). Representación de la presencia/ausencia de macroalgas (primavera 2009) y distribución de las focas (primavera 2009).

Con respecto a la cobertura de macroalgas entre años, se observa gran diferencia en la cobertura de las mismas entre 2009 y 2010 en la mayoría de regiones (Tabla IV). En todas las regiones 2009 presenta mayor cobertura de macroalgas que en 2010, excepto en la región 3 (Isla de San Martín) donde la cobertura de macroalgas es mayor en 2010 (Tabla IV). El mayor contraste se produce en las regiones 1 (Islas de Cedros y Natividad) (Tabla IV) y 7 (San Jerónimo) (Tabla IV), donde la cobertura de macroalgas destaca notablemente en 2009 respecto a 2010 (Tabla IV).

En el número de focas también se observan diferencias entre 2009 y 2010, aunque no tan acusadas como con la cobertura de macroalgas. En las regiones 4 (conjunto insular de Todos Santos), 5 (conjunto insular de Coronado) y 6 (Islas de San Roque y Asunción), se registraron poblaciones mayores de focas en 2009 (Tabla IV); mientras que en las regiones 3 (Isla San Martín) y 7 (Isla San Jerónimo), las poblaciones más abundantes se registraron en 2010 (Tabla IV). Como ya se mencionó anteriormente, el mayor número de focas en 2009 se registró en la región 6 (Islas San Roque y Asunción), mientras que en 2010 fue en la región 7 (Isla San Jerónimo).

Tabla IV. Datos de conteo de número de focas y cobertura de macroalgas para 2009 y 2010 en las siete regiones de estudio.

| Región | Conteos focas 2009 (ind.) | Conteos focas 2010 (ind.) | Cobertura kelp 2009 (km²) | Cobertura kelp 2010 (km²) |
|------------------------|----------------------------------|----------------------------------|---|---|
| 1-Cedros y Natividad | 1189 | - | 63.11 | 5.45 |
| 2-Benito | 29 | - | 2.69 | 0.10 |
| 3-San Martín | 151 | 294 | 0.73 | 0.82 |
| 4-Todos Santos | 229 | 185 | 1.60 | 0.21 |
| 5-Coronado | 312 | 225 | 0.25 | 0 |
| 6-San Roque y Asunción | 1053 | 768 | 0.31 | 0.04 |
| 7-San Jerónimo | 664 | 934 | 8.57 | 0.22 |

Se muestra la variabilidad temporal en la cobertura de macroalgas en la Isla San Martín entre 2004 y 2010 (Figura 21), como muestra de dicha variabilidad en la región de estudio.

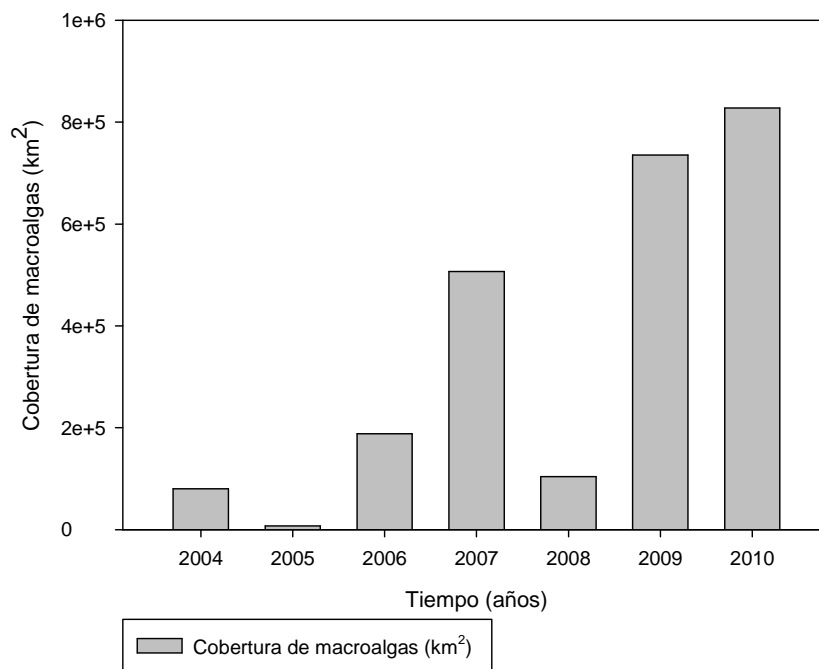


Figura 21. Variación temporal de la cobertura de macroalgas en la Isla San Martín entre 2004 y 2010.

Se observa que existen cuatro años de menor cobertura de macroalgas, en 2004, 2005, 2006 y 2008, y tres de mayor cobertura correspondientes con los años 2007, 2009 y 2010 (Figura 21).

Se muestra la variación temporal y espacial del índice de surgencias (Figura 22). En la latitud 33° N, hubo un único pico en abril de 2008, aunque la condición de altos valores en los índices de surgencia se mantuvo de marzo a junio (Figura 22). En 2009, los valores máximos estuvieron por debajo de los de 2008, con un pico en el mes de mayo, y otro más bajo en julio (Figura 22). 2010 fue el año en el que se produjo una intensidad de surgencia mayor, con un único pico en el mes de junio (Figura 22). En la región 5 de este estudio (Islas Coronado), que son las más cercanas a esta latitud, no se aprecia una variación notable en el área cubierta por macroalgas (Tabla IV, Figuras 13 y 14).

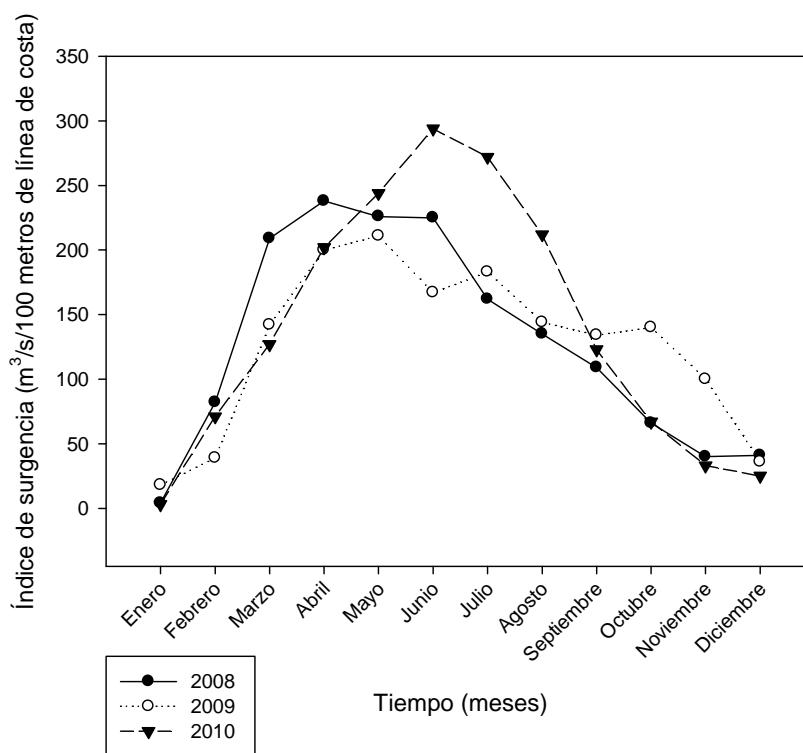


Figura 22. Variación mensual del Índice de surgencia en la latitud 33°N, en 2008, 2009 y 2010.

En la latitud 30° N, las mayores intensidades en las surgencias se registraron en 2008 (Figura 23), año en el cual hubo un pico en los meses de marzo y abril, y otro pico en septiembre, menor que el primero. En 2009, se registraron dos picos bastante parecidos en intensidad a lo largo del año, el primero en los meses de abril y mayo, y el segundo en octubre (Figura 23). Los meses de enero y febrero de 2009, hubo valores de surgencia por encima de los valores correspondientes a los mismos meses de los años anterior y posterior (Figura 23). Durante el año 2010, se registró un primer pico (marzo), cuyo valor y por tanto intensidad es mucho menor que en los años anteriores y que el pico máximo registrado para el mes de junio del mismo año (Figura 23). Las regiones de estudio más cercanas a este punto corresponden con la 3 (San Martín) y la 7 (San Jerónimo). Mientras que en San Martín no hay diferencias muy notables en la cobertura de macroalgas entre 2009 y 2010 (Tabla IV), en San Jerónimo estas diferencias sí son muy notorias (Tabla IV). Y lo mismo sucede con el número y distribución de las focas,

ya que en San Jerónimo se aprecia una cantidad de focas mucho mayor que en San Martín, y mayor diferencias entre ambos años (Tabla IV). Sin embargo, cabe destacar que estas dos regiones son las únicas en las que la cantidad de focas en 2010 es mayor que la de 2009 (Tabla IV),

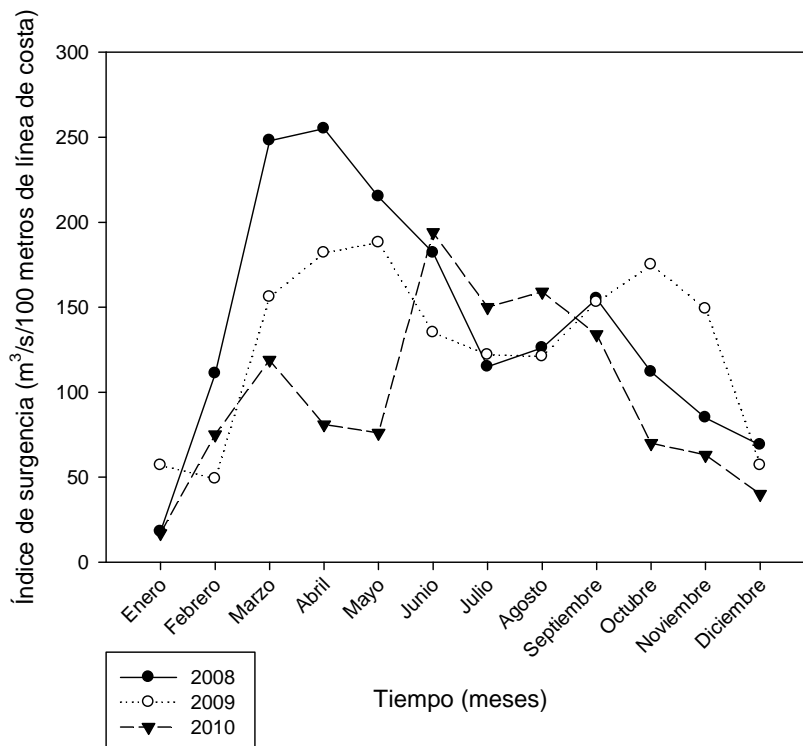


Figura 23. Variación mensual del Índice de surgencia en la latitud 30°N, en 2008, 2009 y 2010.

En la latitud 27° N, se puede observar un primer pico en abril de 2008, y un segundo pico, de menor intensidad de surgencias, en septiembre del mismo año (Figura 24). En 2009, se aprecia un primer pico entre los meses de abril y junio y un segundo pico en agosto (Figura 24). Por último, en 2010, se aprecia un primer pico de poca intensidad en marzo, y otro de gran intensidad en junio (Figura 24).

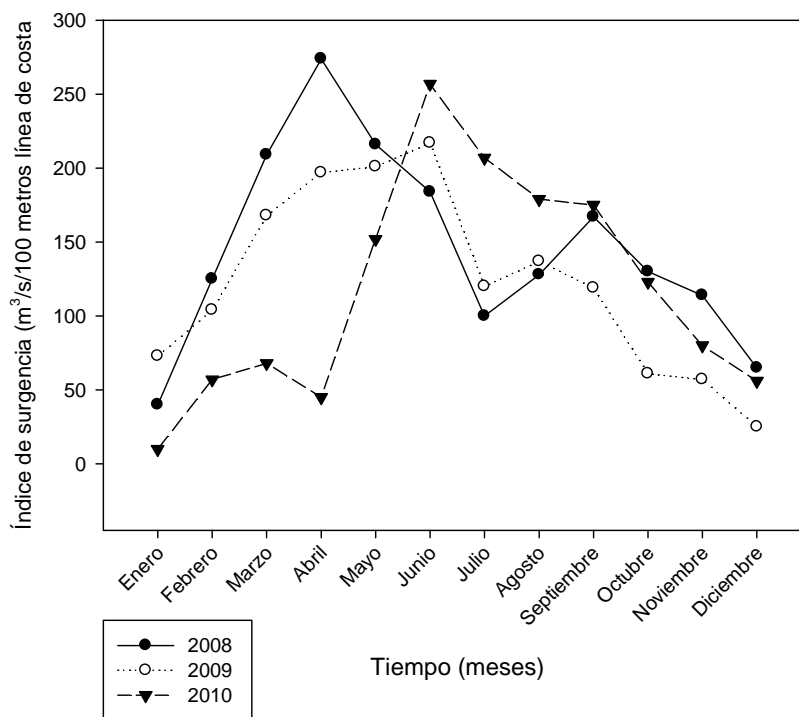


Figura 24. Variación mensual del Índice de surgencia en la latitud 27°N, en 2008, 2009 y 2010.

En la latitud 33°N se observó el pico más alto de surgencia en el año 2010 (Figura 22), a diferencia de las latitudes 30° N y 27° N, cuyos picos con los valores más altos en el índice de surgencias se encontraron en el año 2008 (Figuras 22 y 23, respectivamente), lo que podría explicar una mayor cantidad de macroalgas en el año 2009 (Tabla IV) en las islas localizadas en dichas latitudes (Figuras 3-10, 15-18).

El pico con mayor intensidad en las surgencias pero menos intenso que el anterior en la latitud 33° N se encontró en el año 2008 (Tabla IV), mientras que en los puntos de latitud 30° N y 27° N este pico correspondió con los valores del año 2010 (Tabla IV, Figura 22, respectivamente). Y el pico con mayor intensidad en las surgencias de menor intensidad que los otros dos en la latitud 33° N correspondió con el año 2009 (Tabla IV), al igual que en los otros dos puntos latitudinales (Tabla IV, Figura 22, respectivamente).

En 2008 (Figura 25) se observan dos picos de surgencias para las latitudes 27° N y 30° N; el primero de los cuales, de mayor intensidad, se produce entre marzo y abril, y el segundo, de menor intensidad, en septiembre. En la latitud 33° N sólo se observa un único pico (Figura 25), cuya intensidad abarcó los meses entre marzo y junio. La mayor intensidad registrada para este año fue la de la latitud 27° N, seguida por la de 30°N y 33° N (Figura 25).

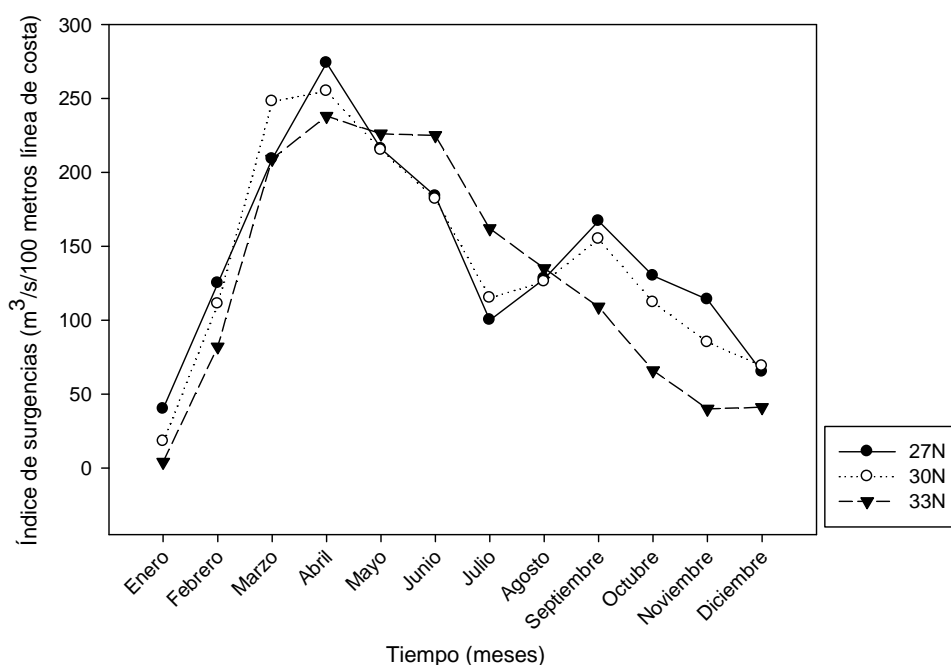


Figura 25. Variación espacial del índice de surgencias en los tres puntos de muestreo en 2008.

2009 presenta mucha variabilidad en los tres puntos latitudinales (Figura 26). Las latitudes 30° N y 33° N presentan un pico de mayor intensidad en los meses de abril y mayo, y en la latitud 27° N la intensidad de este pico aumenta en el mes de junio. En la latitud 33° N se observa un segundo pico en el mes de julio, momento en el que en los otros dos puntos latitudinales decae la intensidad de la surgencia, para aumentar de nuevo en agosto, en la latitud 27° N, y en octubre en la latitud 30° N, cuando se produce el segundo pico, de menor intensidad que el primero.

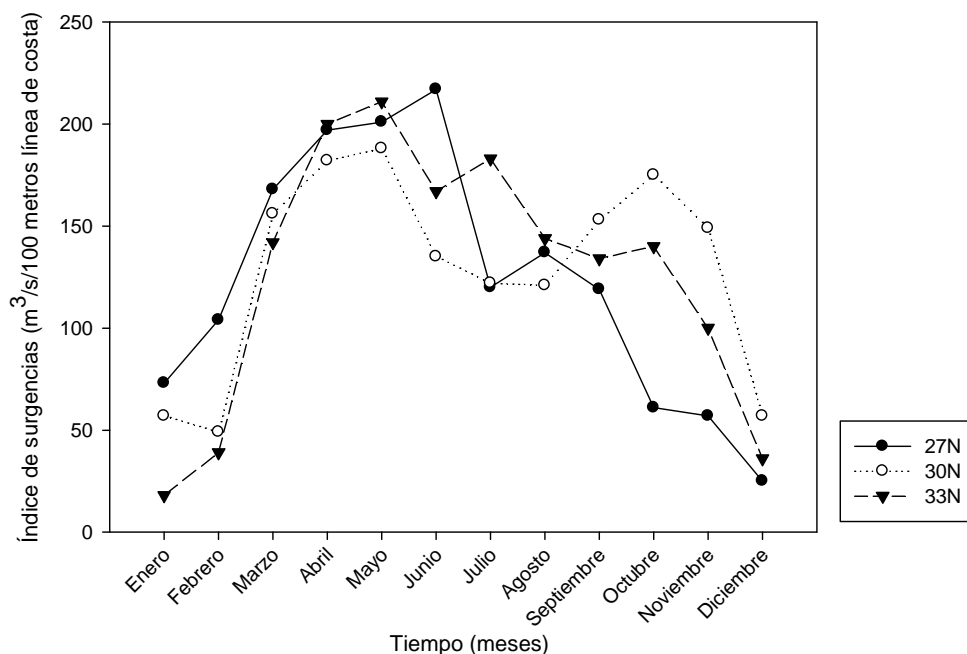


Figura 26. Variación espacial del índice de surgencias en los tres puntos de muestreo en 2009.

A diferencia de los años anteriores, los picos de mayor intensidad en 2010, se produjeron en segundo lugar en las latitudes 27° N y 30° N, en el mes de junio (Figura 27); mientras que el primer pico, de menor intensidad, se produjo en el mes de marzo. En la latitud 33° N, hubo un único pico en el año, cuya intensidad fue mayor y abarcó más tiempo (Figura 27). Este año es el que registra los patrones de intensidad mayor en las surgencias, lo que podría indicar que siguiendo este patrón, 2011 presentaría coberturas más abundantes de macroalgas.

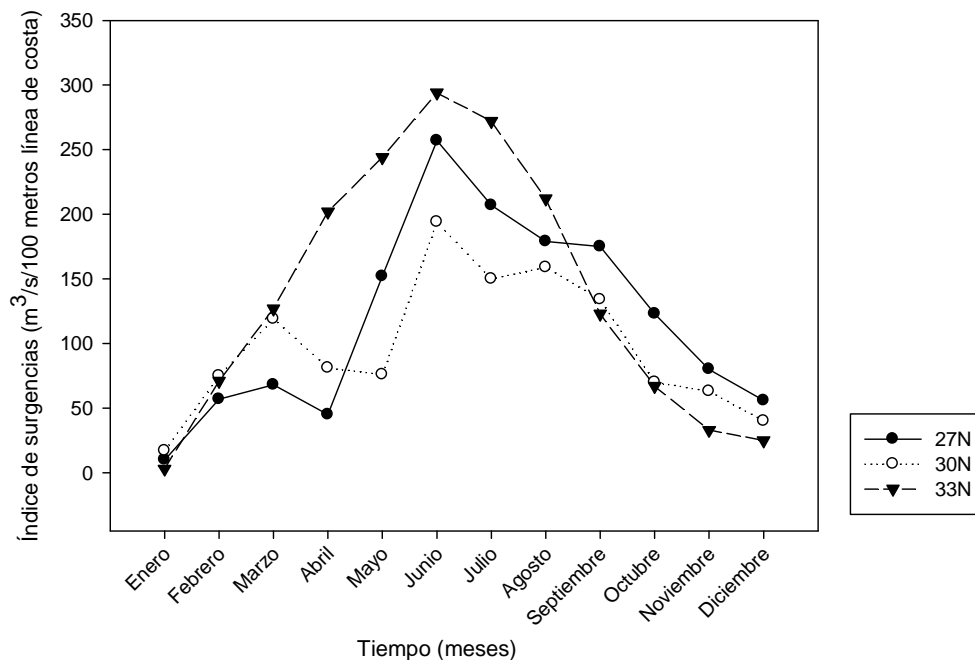


Figura 27. Variación espacial del índice de surgencias en los tres puntos de muestreo en 2010.

Se trató de ver directamente la relación estadística entre la cobertura de macroalgas y el número de focas mediante una regresión lineal, y una logarítmica, con $p < 0.05$ para 2009 y 2010. Para la regresión lineal, en 2009 el resultado fue de $R^2 = 0.03$ ($p < 0.05$) y en 2010 el resultado fue $R^2 = 0.05$ ($p < 0.05$). Para la regresión logarítmica, en 2009 el resultado fue de $R^2 = 0.04$ ($p < 0.05$) y en 2010 el resultado fue $R^2 = 0.02$ ($p < 0.05$). Por lo que en ningún caso se obtuvieron resultados estadísticamente significativos.

Se vio si existían diferencias en las regiones de estudio mediante pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis ($p < 0.05$), por abundancia de focas ($H(4, N=10) = 6.98, p = 0.13$) y cobertura de macroalgas ($H(6, N=14) = 6.74, p = 0.34$). Estos resultados muestran que no existen diferencias estadísticamente significativas entre las regiones, ni por abundancia de focas, ni por cobertura de macroalgas.

Se obtuvo la densidad de focas en el área de bosques de macroalgas (Número de focas/ km^2 de cobertura de macroalgas) y la densidad lineal de focas (Número de

focas/ km de perímetro). En 2009, la región que mayor densidad de focas presenta por área de macroalgas es la región 6 (Islas de San Roque y Asunción), seguida de la región 5 (Islas Coronado) (Tabla V). La región 2 (Islas San Benito) es la que menor densidad de focas presentó por área de dosel de macroalgas. En 2010, también fue la región 6 la que mayor densidad de focas por área de macroalgas presentó, seguida de la región 7 (Isla de San Jerónimo). En este mismo año, la región 5 (Islas Coronado) no presentó densidad, y la 3 (Isla San Martín) es la de menor densidad presentó por área de dosel de macroalgas (Tabla V). En cuanto a la densidad lineal de focas por perímetro de isla, en 2009, fue la región 7 (Isla San Jerónimo) la que presentó la mayor densidad de focas, seguida de la región 6 (Islas San Roque y Asunción). Y la región 2 fue la de menor densidad de focas (Tabla V). En cuanto a la densidad lineal de focas en 2010, la región 7 (Isla San Jerónimo) fue la de mayor densidad, y la 4 (Islas Todos Santos) fue la de menor densidad (Tabla V).

Tabla V. Densidad de las focas por área (cobertura de macroalga en km²), y lineal (perímetro en km) de cada región de muestreo para los años 2009 y 2010

| Regiones | Número focas/km ² cobertura macroalga 2009 | Número focas/km ² cobertura macroalga 2010 | Número focas/km perímetro 2009 | Número focas/km perímetro 2010 |
|------------------------|---|---|--------------------------------|--------------------------------|
| 1-Cedros y Natividad | 18.83 | - | 7.90 | - |
| 2-Benito | 10.76 | - | 1.75 | - |
| 3-San Martín | 205.35 | 355.07 | 20.94 | 40.77 |
| 4-Todos Santos | 142.46 | 867.32 | 18.97 | 15.33 |
| 5-Coronados | 1224.97 | | 23.53 | 16.97 |
| 6-San Roque y Asunción | 3391.30 | 18550.7 | 119.34 | 87.04 |
| 7-San Jerónimo | 77.39 | 4201.52 | 157.04 | 220.90 |

IV DISCUSIÓN

La obtención de cobertura de macroalgas hace referencia al dosel superficial de los bosques, ya que es la parte más representativa del bosque y visible mediante imágenes satelitales. Los individuos de *Macrocystis pyrifera* presentan frondes a media agua, que también sirven de hábitat para diversos organismos (Dayton, 1985) y que no se ven en las imágenes satelitales; sin embargo, los frondes superficiales son los que mejor representan el bosque de macroalgas porque son el reclutamiento de muchas especies de peces y el vínculo directo entre la biomasa y densidad del dosel y la abundancia de peces (Graham et al., 2007), que forman la dieta principal de la foca común. La obtención de las imágenes satelitales para este trabajo dependió de la cobertura de nubes que permitiera

observar el área requerida para el estudio. Debido a lo cual, no fue posible obtener todas las imágenes para la misma fecha. A esto se le añade que el satélite del que fueron obtenidas no pasa en la misma fecha por el mismo punto cada mes, por lo que no coinciden exactamente en las mismas fechas cada año y en cada área tomada, aunque sí se tomaron en primavera y lo más cerca posible unas imágenes de otras. Este tipo de trabajo ya se había realizado empleando el mismo satélite para obtener la cobertura del dosel de macroalgas gigantes a escala regional en el Canal de Santa Bárbara, California, y en el que concluyeron que existe una alta correlación entre la cobertura de macroalgas obtenida a partir de imágenes satelitales y la obtenida mediante mediciones *in situ* del dosel (Cavanaugh et al., 2010; Cavanaugh et al., 2011). En el caso del presente trabajo, la única lectura tomada de cada isla puede ser considerada como la máxima cobertura de macroalgas. Esto se debe a que el máximo crecimiento de las macroalgas se produce durante el invierno y la primavera (Graham et al., 2007), y las lecturas fueron tomadas en primavera. A esto hay que agregarle que el intervalo de porcentaje de error cometido en la medición de la cobertura de macroalgas fue de 0.23 a 3.7%. Debido a la alta correlación que Cavanaugh et al. (2010) encontraron entre la cobertura de macroalgas obtenida a partir de imágenes satelitales y la obtenida mediante mediciones *in situ* del dosel, y a que el error es menor al 5%, los datos presentados de cobertura de macroalgas como resultado de esta metodología son confiables.

En 2009, todas las regiones de este estudio presentaron doseles de macroalgas en las aguas que rodean sus costas (Figuras 2-20, Tabla IV); mientras que en 2010 la región 5 (Islas Coronado) fue la única que no presentó cobertura de macroalgas. La presencia de macroalgas está asociada a la presencia de sustrato rocoso (Graham, 2007) a profundidades de hasta los 25-30 metros de profundidad (Casas-Valdez, 2000; Graham, 2007), y la presencia de nutrientes y luz, entre otros factores (Dayton, 1985). Para este trabajo, la presencia e intensidad de luz en la región de estudio es similar en toda la región, por lo que las diferencias en la

presencia de macroalgas gigantes dependen principalmente del aporte de nutrientes y de la batimetría de la región.

De todas las regiones las más destacables por su gran extensión en la cobertura de macroalgas son las regiones 1 y 7. La región 1 (Islas Cedros y Natividad) es la que presenta la mayor cobertura de macroalgas en sus costas tanto en 2009 como en 2010 (Tabla IV), debido, probablemente, a que es la región de mayor área y más extensión de costa (Samaniego-Herrera et al., 2007), a que presenta una batimetría somera en las aguas circundantes a las Islas y a que se encuentra en una zona muy productiva dentro del Sistema de la Corriente de California (Bjorkstedt et al., 2004). La región 7 (Isla San Jerónimo), le sigue en extensión de cobertura de macroalgas. Esta gran extensión de la cobertura de macroalgas quizá sea debida a que las aguas circundantes a la Isla son bastante someras e incluso sobresalen algunas rocas de gran tamaño en la misma bahía (Figura 17), lo que facilita el asentamiento y fijación de individuos de *Macrocystis pyrifera* (Casas-Valdez, 2000; Graham, 2007) y forme grandes extensiones si las condiciones ambientales son adecuadas. Cabe añadir que al igual que la región 1, la región 7 (Isla San Jerónimo) se encuentra en una zona de alta productividad de la región (Bjorkstedt et al., 2004). Cabe destacar también la región 5 (Islas Coronado), que es la que presenta menor cobertura de macroalgas en 2009 y 2010; de hecho, en 2010 no presentó cobertura alguna de macroalgas (Tabla IV). Esto quizá pueda deberse a la abrupta geomorfología de las islas que forman el grupo insular (NOAA, 2012), que podría dificultar el asentamiento y fijación que las macroalgas.

Se observa gran contraste entre 2009 y 2010 en la cobertura de macroalgas de las regiones 1 (Islas de Cedros y Natividad) y 7 (Isla San Jerónimo) (Tabla IV). Esto quizá sea debido a la alta intensidad de las surgencias en la zona en el año 2008 (Figuras 23 y 25), año previo a la presencia de una gran extensión de cobertura de macroalgas, que favorecieron el aporte de nutrientes a las macroalgas, y por tanto su alto crecimiento. La gran complejidad en la estructura de los bosques de macroalgas, hace de estos bosques un lugar idóneo para albergar muchas

especies de presas alimento de la foca común (Graham et al., 2007), y para el refugio de adultos y crías de esta foca.

Los conteos de las focas se hicieron en periodo de lactancia, de manera que la mayor parte de la presencia de focas en las Islas corresponde con lugares más protegidos, ya sean playas, o bahías, o con lugares de fácil acceso a la salida del agua para las crías (Lubinsky, 2010). Así, a diferencia de la cobertura de macroalgas, el segundo pico de abundancia de focas se registró en la región 6 (Islas San Roque y Asunción), seguida de la región 7 (Isla San Jerónimo). Esto quizá se deba, en primer lugar, a que la región 6 (particularmente la Isla de San Roque) sólo se encuentra habitada por la *Phoca vitulina richardsi*, sin que exista competencia interespecífica alguna (Lubinsky, 2010); en segundo lugar, a que las Islas se encuentran en una región somera (Figuras 15-17), zona que podría estar más protegida de los depredadores terrestres y facilitar el acceso de las crías (Lubinsky, 2010). Además, en estas regiones los doseles de macroalgas se encuentran muy cerca de la costa peninsular, a poca distancia de las Islas (Figuras 15 y 17), lo que les facilitaría el acceso al alimento en dichos doseles y el descanso en las islas resguardadas de otros depredadores terrestres. En otras regiones, como la 5, que a pesar de haber presencia muy baja de doseles de macroalgas hay presencia de colonias de focas (Figura 14), éstas se localizan en las zonas más protegidas del oleaje y del viento de la región (Arias del Razo, 2011). Esto podría indicarnos que a nivel regional la presencia de focas sí coincide con la presencia de macroalgas, mientras que a nivel local influyen otros factores además de la presencia de macroalgas

Para comparar si hay un mismo patrón entre las focas y los doseles de macroalgas en las Islas y en la costa peninsular se realizaron mapas con el margen continental frente a las islas de interés, en los que se representan los doseles de macroalgas desde el norte de la Península de Baja California hasta Bahía Asunción, y las colonias de focas desde Ensenada hasta Bahía Asunción. Se puede observar que la mayoría de colonias de focas se encuentran en la zona norte de la Península de Baja California. Esto quizá se deba a que las playas en

las que se encuentran son principalmente de canto rodado, en zonas de cuevas que están protegidas del oleaje y del viento, de los depredadores terrestres y del disturbio humano. A diferencia de la zona sur, donde las playas son de arena, más accesibles a depredadores (Lubinsky, 2010). A diferencia de los bosques de macroalgas, que se localizan en lugares más expuestos al oleaje, donde hay aguas más frías. En la zona sur del área de estudio, que corresponde con el margen continental de la Península de Baja California, las macroalgas gigantes presentan mayor zona de traslape con las colonias de *P. v. richardsi* que la zona norte (Figuras 19 y 20).

Los años de muestreo de *Phoca vitulina richardsi* son los de mayor cobertura de macroalgas en la zona estudiada (Figura 21). Los bosques de macroalgas presentan mucha variabilidad interanual (Figura 21). La diferencia entre años puede ser muy marcada, y según los datos obtenidos en este trabajo, las diferencias entre años podrían ser consecuencia de las condiciones físicas y químicas de la región y del aporte de nutrientes, resultado de las intensidades en las surgencias en los años de estudio (Figuras 22-27). La variación en la cobertura de macroalgas entre año y año es tan grande que lo que mejor podría explicar dicha variación es la variación en las surgencias del año previo. Las diferencias en las surgencias en distintos años puede conducir a una mayor cobertura de macroalgas como consecuencia de un mejor y mayor reclutamiento y/o crecimiento de las macroalgas formadoras de doseles, como resultado de condiciones favorables para que esto ocurra. Así, los años en los que la cobertura de macroalgas fue mayor podrían ser resultado de un cambio en el reclutamiento y/o crecimiento de las macroalgas que permitiera obtener mayor cantidad de biomasa, y por tanto cobertura del dosel visible. Cabe destacar que el reclutamiento en los gametofitos se puede producir en condiciones ambientales adecuadas, independientemente del mes del año, a diferencia del crecimiento de los frondes del dosel, cuyo máximo crecimiento se produce durante el invierno y la primavera como consecuencia de las condiciones ambientales (Graham et al., 2007). La variabilidad de las surgencias muestra que no hay dos años iguales. En

el caso de los bosques de macroalgas, al ser organismos vivos, la cobertura no incrementa súbitamente. De manera que un año que presente valores bajos en la cobertura de macroalgas en su inicio no se espera la presencia de valores altos de la misma al final del año, puesto que su mayor crecimiento se produce en invierno y primavera (Graham et al., 2007).

El Índice multivariado de ENSO (Figura 28) se basa en seis variables: presión del nivel del mar, dos componentes (zonal y meridional) del esfuerzo superficial del viento, la temperatura superficial del agua, temperatura del aire superficial y nubosidad (NOAA, 2012).

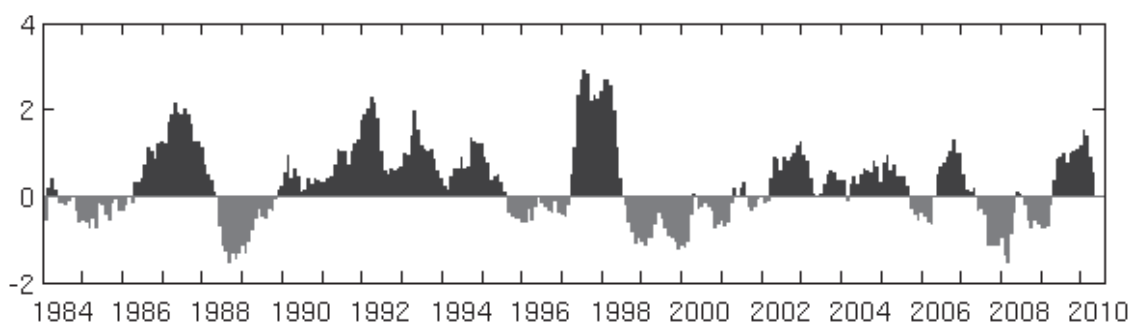


Figura 28. Índice multivariado de ENSO en el Pacífico, que muestra las anomalías en la temperatura superficial del océano a las que se asocia el crecimiento de macroalgas (Tomado de www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei/mei.html)

Si comparamos este índice con el presente estudio, el índice muestra valores altos o positivos durante 2004 y 2005, así como en la primera mitad de 2007 y 2010 (Figura 28), bajos o negativos en la primera mitad del año de 2006, 2008 y 2009 (Figura 28), lo que podría indicar que valores negativos corresponden con valores más cercanos a un evento de aguas frías, más cercanos a un evento La Niña, y los valores positivos más cercanos a un evento de aguas cálidas, más cercanos a un evento EL Niño. Esto parece coincidir con la presencia de altas coberturas de macroalgas, pero con un desfase, es decir, parece que cuando en la primera mitad del año se dan anomalías con valores negativos en el índice multivariado ENSO, el año siguiente hay mayor presencia de macroalgas. Por tanto, las macroalgas podrían estar aprovechando estas condiciones favorables del océano tanto para

aumentar su reclutamiento de gametofitos como para aumentar enormemente la biomasa y cobertura del dosel de las mismas. Esto también coincide con los patrones de surgencia que se producen en esta región, y particularmente los que muestran los resultados (Figuras 22-27). Un incremento en la intensidad de las surgencias resulta en mayor aporte de aguas frías y altas concentraciones de nutrientes en las regiones someras del océano, de forma que aumenta su disponibilidad para los organismos de las regiones en las que se producen. De manera que esto permite un gran crecimiento de los frondes y un aumento en la cobertura de las macroalgas que le da mayor complejidad estructural y funcional al hábitat que forma, y a las especies de la comunidad que en él habita, así como alimento y fuente de carbono (Dayton, 1985; Graham, 2007). Esto se ve reflejado en los valores altos en la cobertura de macroalgas en 2009 y 2010 (Figura 21).

A pesar de la gran variabilidad descrita, en la abundancia de foca común no se aprecian tales diferencias entre años (Tabla IV), debido quizás, a la resistencia de la especie a periodos cortos de estrés ambiental como consecuencia de malas condiciones oceánicas para una buena obtención de alimento en la región en la que habitan, ya que se han descrito cambios notables de abundancia de *P. v. richardsi* en periodos largos, de varios años, de estrés ambiental (Hoover-Miller et al., 2011). En los tres años de datos de surgencias (2008, 2009 y 2010), los picos en la intensidad de las surgencias son similares en toda la región de estudio y se producen entre marzo y junio (Figuras 25-27). Esto parece coincidir con el periodo de cría de la foca común, que en esta región es entre finales de febrero (Fernández, en elaboración) y abril (Burns, 2009). Una alta intensidad en las surgencias en la región donde habita la foca común hace que esas aguas tengan más aporte de nutrientes, y por tanto sean más productivas. Las aguas más productivas, por un lado permiten a las macroalgas un mayor crecimiento, como se explicó anteriormente. Si el periodo de cría de foca común coincide con el periodo de mayores intensidades en las surgencias, podría facilitar el refugio de crías y adultos de foca común en los bosques de macroalgas, en especial de las madres cuando salen a pescar cerca de los lugares de descanso, así como una

mayor abundancia y disponibilidad de presas cerca de dichos lugares dentro de los bosques. Por tanto, el cuidado de crías y su supervivencia podría ser mejor y mayor en temporada de altas surgencias.

Se quiso ver la relación directa entre los productores primarios, los bosques de macroalgas gigantes, y la abundancia de focas en las regiones de estudio. Los resultados mostraron que no hay diferencias entre ellas; lo que indica que aparentemente no hay relación directa (con $p < 0.05$, el resultado de la regresión lineal en 2009 fue $R^2 = 0.03$ y en 2010 $R^2 = 0.05$, y el resultado de la regresión logarítmica en 2009 el resultado fue $R^2 = 0.04$ y en 2010 $R^2 = 0.02$) entre la cobertura de macroalgas y la abundancia de foca común. Uno de los motivos de este resultado quizá sea el bajo número de muestras. El otro motivo es que quizá, la posible relación entre ambos organismos es complicada de observar a simple vista, ya que las respuestas a la variabilidad climática de los niveles tróficos altos son complicadas de conectar, pero proveen un indicativo del efecto en los ecosistemas a lo que sucede en determinadas condiciones ambientales (Bjorkstedt et al., 2010).

Las pruebas estadísticas para ver si había diferencias entre regiones de estudio mostraron que no existen diferencias entre regiones, ni para la cobertura de macroalgas, ni para la abundancia de focas. Por tanto, el área de estudio se puede considerar como un único conjunto, una sola región, oceanográfica y biológicamente; hecho que quizá explique que la distribución de *P. v. richardsi* coincida con la de *Macrocystis pyrifera*, pues se encuentran dentro de las mismas condiciones oceanográficas. Además, esto podría explicar que los individuos de foca común se encuentren en un área en el que haya bosques de macroalgas a nivel regional, no a nivel local.

Las diferencias en número de focas por kilómetros cuadrados de cobertura de macroalgas y por kilómetros lineales de perímetro, determinan las diferencias en densidades que muestra la Tabla V. Así, las regiones 6 (Islas San Roque y Asunción) y 7 (Isla San Jerónimo) presentan mayores densidades por área de cobertura de macroalgas y por kilómetro de perímetro de la Isla, como

consecuencia de la gran abundancia de focas en estas regiones y la menor cobertura de macroalgas y distancia lineal del perímetro de las regiones. Las bajas densidades de focas se deben a una baja o menor abundancia de focas en la región 2 (Islas San Benito), la región 3 (Isla San Martín), y la región 4 (Islas Todos Santos). La región 5 (Islas Coronado) no tuvo presencia de macroalgas en 2010, por lo que no se pudo calcular la densidad para dicha área y año.

Las comunidades ecológicas y los procesos que conforman la estructura de las mismas tienen variaciones espaciales y temporales (Wiens, 1989). En el caso del presente estudio, la foca común y las macroalgas formadoras de bosques tienen diferentes escalas espaciales y temporales en los procesos de los que dependen para su distribución, lo que dificulta la observación de una relación directa entre ambas. Mientras los bosques de macroalgas están dominados por procesos físicos y químicos de media escala, que permiten el aporte de nutrientes al sistema y por otros procesos biológicos como el pastoreo de erizos a una escala menor, la foca común está dominada principalmente por procesos biológicos y ecológicos, de abajo hacia arriba o “bottom-up”. El conjunto de procesos ecológicos de los que dependen y en los que están inmersos, hacen que estas dos especies coexistan, y que habiten en zonas templadas y frías del globo, y en particular en el este del Pacífico Norte, donde también coinciden en su distribución más sureña.

El principal factor que regula la productividad primaria es el transporte de nitrato (Eppley et al., 1979) y particularmente en la macroalga gigante *M. pyrifera*. La variabilidad de los parámetros físicos y químicos que juegan un papel fundamental en el aporte de nutrientes en la región, viene dada, principalmente, por las intensidades de las surgencias que se producen en la zona, y aunque hay otros factores implicados en el aporte de nutrientes (Ladah, 2003), éste es el que se toma en cuenta en este trabajo por su gran importancia y accesibilidad en la obtención de los datos.

Las surgencias costeras que se producen a lo largo de la costa de Norte América (Morales-Zárate et al., 2000; Pérez-Brunius et al., 2007) permiten explicar la gran productividad de la región y su gran variabilidad afecta a la de las comunidades y ecosistemas que en ella habitan (Pérez-Brunius et al., 2007). El área de estudio del presente trabajo funciona como una unidad, en el que el inicio de las surgencias en el año es muy importante para la productividad anual biológica y el éxito de cría de muchas especies (Schwing et al., 2006), así como para el reclutamiento y crecimiento de *Macrocystis pyrifera*. Como se aprecia en los resultados encontrados, las surgencias del Sistema de la Corriente de California siguen un patrón estacional (figuras de la 27-29), aunque puedan presentar variaciones locales (Bjorkstedt et al., 2010), como documentan otros autores (Schwing et al., 2010; Soto-Mardones et al., 2004).

Por tanto, se puede afirmar que la *P. v. richardsi*, en su distribución espacial y temporal a gran escala, sigue un control “bottom-up”, pudiendo ejercer cambios sobre el ecosistema. Y aunque a nivel local, su distribución también depende de otros factores como la competencia interespecífica por el espacio y el alimento, o la protección que le quiera dar a las crías durante el periodo de lactancia (Lubinsky, 2010), con los datos obtenidos en este trabajo, se podría decir que los bosques de macroalgas juegan un papel muy importante en la vida de la foca común. Esta especie depende de estos bosques para su alimentación y refugio, y son depredadores tope de los mismos.

La principal aportación de este trabajo es el estudio de la relación entre las macroalgas y la foca común, que según la información que se tiene, no ha sido documentada hasta ahora. En cambio, otros autores han observado que en Alaska, la *P. v. richardsi* también emplea el hielo, no sólo como sustrato para dar a luz, sino también como refugio de depredadores, tanto para los adultos como para las crías (Womble et al., 2010), y que el adelgazamiento de estas capas hacen que las focas cambien su distribución (Hoover-Miller et al., 2011; Mathews y Pendleton, 2006).

V CONCLUSIONES

Las imágenes satelitales son un buen método para la obtención de cobertura del dosel de macroalgas, dada la disponibilidad y fácil accesibilidad de las mismas y la fiabilidad de los datos resultantes.

El área de estudio funciona como una única región oceanográfica y biológica. Este área es el hábitat más sureño de *P. v. richardsi* y de *Macrocystis pyrifera*.

El fuerte crecimiento de macroalgas podría estar asociado a fuertes intensidades de surgencias de la primera mitad del año previo.

Con base en los datos obtenidos en este trabajo algunas etapas del ciclo de vida de la *P. v. richardsi* se acoplan a periodos de alta productividad en el océano, como los eventos de alta intensidad de las surgencias en primavera. En particular, la etapa de lactancia y destete parece estar acoplado a altas intensidades de surgencia, alta productividad en el océano y altas biomásas y coberturas del dosel de macroalgas.

En los próximos estudios, es necesario realizar una investigación sobre la dieta de la foca común en Baja California, como guía de lo que puede estar consumiendo esta especie, y podría ayudar en la explicación de su distribución en esta zona. Además, habría que realizar estudios más detallados en donde se relacione a la foca con el hábitat acuático en el que viven, y la profundidad de buceo para esta región. También es recomendable hacer mediciones de biomasa *in situ* de los bosques de macroalgas y realizar un monitoreo continuo durante un periodo de tiempo largo, para ver el efecto de su variabilidad en el ecosistema y en particular en la foca común. Todo esto ayudará a una mejor comprensión del hábitat acuático en el que desarrollan su ciclo de vida.

VI REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Allen, S. G. 1985. Mating behaviour in the Harbor seal. *Marine Mammal Science* 1(1): 84-87

Andersen, S. M., C. Lydersen, O. Grahl-Nielsen, K. M. Kovacs. 2004. Autumn diet of harbour seals (*Phoca vitulina*) at Prins Karls Forland, Svalbard, assessed via scat and fatty-acid analyses. *Canadian Journal of Zoology* 82: 1230-1245

Arias del Razo, A. 2011. Uso de hábitat por cuatro especies de pinnípedos en las Islas al occidente de Baja California. Tesis de Maestría. CICESE, Ensenada, 126p.

Barton, E. D. y M. L. Argote. 1980. Hydrographic variability in an upwelling area off Northern Baja California in June 1976. *Journal of Marine Research* 38 (4): 631-650

Bassin, C. J., L. Washburn, M. Brzezinski, E. McPhee-Shaw. 2005. Sub-mesoscale coastal eddies observed by high frequency radar: A new mechanism for delivering nutrients to kelp forests in the Southern California Bight. *Geophysical Research Letters* 32: 1-4

Bekkby, T. y A. Bjorge, 2000. Diving behaviour of harbour seal *Phoca vitulina* pups from nursing to independent feeding. *Journal of Sea Research* 44: 267-275

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

Bigg, M. A. 1981. Harbour Seal *Phoca vitulina* Linnaeus, 1758 and *Phoca largha* Pallas, 1811. Ridgway, S. H, R. J. Harrison (eds.). *Handbook of Marine Mammals volume 2 Seals*. Academic Press. London. 27 p.

Bjorkstedt, E. P., R. Goericke, S. McClatchie, E. Weber, W. Watson, N. Lo, B. Peterson, B. Emmett, J. Peterson, R. Durazo, G. Gaxiola-Castro, F. Chavez, J. T. Pennington, C. A. Collins, J. Field, S. Ralston, K. Sakuma, S. J. Bograd, F. B. Schwing, Y. Xue, W. J. Sydeman, S. Thompson, J. A. Santora, J. Largier, C. Halle, S. Morgan, S. Kim, K. P. B. Merckens, J. A. Hildebrand, L. M. Munger. 2010. State of the California Current 2009-2010: Regional variation persists through transition from La Niña to El Niño (and back?). CalCOFI Report 51: 39-69

Bowen, W. D., D. J. Boness y S. J. Iverson. 1999. Diving behaviour of lactating harbour seals and their pups during maternal foraging trips. Canadian Journal of Zoology 77: 978-988

Bowen, W. D. y G. D. Harrison. 1996. Comparison of harbour seal diets in two inshore habitats of Canada. Canadian Journal of Zoology. 74: 125-135

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. Academic Press. Segunda edición. Canada: 533-542 p.

Brown, R. F. y B. R. Mate. 1983. Abundance, movements, and feeding habits of harbor seals, *Phoca vitulina*, at Netarts and Tillamook Bays, Oregon. Fishery Bulletin 81 (2): 291-301

Casas-Valdez, M. 2000. Flora ficológica del BAC de Punta Eugenia. En: D. Lluch-Belda, J. Elourduy-Garay, S. E. Lluch-Costa y G. Ponce-Díaz (eds.). BAC Centros de actividad biológica del Pacífico mexicano. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas y Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, México, 157-164 p.

Cavanaugh, K. C., D. A. Siegel, B. P. Kinlan, D. C. Reed. 2010. Scaling giant kelp field measurements to regional scales using satellite observations. *Marine Ecology Progress Series* 403: 13-27

Cavanaugh, K. C., D. A. Siegel, D. C. Reed, P. E. Dennison. 2011. Environmental controls of giant-kelp biomass in the Santa Barbara Channel, California. *Marine Ecology Progress Series* 429: 1-17

Chander, G. y B. Markham. 2003. Revised Landsat-5 TM radiometric calibration procedures and postcalibration dynamic ranges. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 41 (3): 2674-2677

Daniel, R. G., L. A. Jemison, G. W. Pendleton, y S. M. Crowley. 2003. Molting phenology of Harbor Seals on Tugidak Island, Alaska. *Marine Mammal Science*. 19 (1): 128-140

Dayton, P. K. 1985. Ecology of kelp communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 16: 215-245

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. USA. 330-338

Ellis, Sara, W. Don Bowen, D. J. Boness, S. J. Iverson. 2000. Maternal effects on offspring mass and stage of development at birth in the harbor seal, *Phoca vitulina*. *Journal of Mammalogy* 81 (4): 1143-1156

Eppley, R. W., E. H. Renger y W. G. Harrison. 1979. Nitrate and phytoplankton production in Southern California coastal waters. *Limnology and oceanography* 24 (3): 483-494

ESRI Inc. 2011. ArcGis. Versión 10. Disponible en: <http://www.esri.com>

Frost, K. J., M. A. Simpkins, L. F. Lowry. 2001. Diving behaviour of subadult and adult harbor seals in Prince William Sound, Alaska. *Marine Mammal Science* 17 (4): 813-834

Fernández Martín, E. En elaboración. Fenología de los nacimientos y de la muda de *Phoca vitulina richardsi* (Gray, 1864) en el Estero de Punta Banda. Tesis de maestría. CICESE, Ensenada.

Franco Ortiz, M. 2012. Distribución y abundancia del elefante marino del norte, *Mirounga angustirostris*, en México. Tesis de maestría. UABC e IIO, Ensenada, 209 p.

Global Visualization Viewer. 2012. Disponible en: <http://www.glovis.usgs.gov>

Graham, M. H., C. Harrold, S. Lisin, K. Light, J. M. Watanabe y M. S. Foster. 1997. Population dynamics of giant kelp *Macrocystis pyrifera* along a wave exposure gradient. *Marine Ecology Progress Series* 148: 269-279

Graham, M. H. 2004. Effects of local deforestation on the diversity and structure of southern California giant kelp forest food webs. *Ecosystems* 7: 341-357

Graham, M., B. Halpern y M. Carr. 2007. Diversity and dynamics of Californian subtidal kelp forests. En: McClanahan, T. R. y G. M. Branch (eds.). *Food webs and the dynamics of marine reefs*, Oxford University Press, USA 238 p.

Graham, M. H., J. A. Vásquez y A. H. Buschmann. 2007. Global ecology of the giant kelp *Macrocystis*: from ecotypes to ecosystems. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 45: 39-88

Graybill, M. R. 1981. Haul out patterns and diet of Harbor seals, *Phoca vitulina*, in Coos County, Oregon. Tesis. University of Oregon 62 p.

Hall, A. J., J. Watkins, P. S. Hammond. 1998. Seasonal variation in the diet of harbour seals in the south-western North Sea. *Marine Ecology Progress Series*. 170: 269-281

Harding, K. C., M. Fujiwara, Y. Axberg, T. Härkönen. 2005. Mass-dependent energetics and survival in harbour seal pups. *Functional Ecology* 19: 129-135

Harvey, J. T. 1987. Population dynamics, annual food consumption, movements, and dive behaviors of harbor seals, *Phoca vitulina richardsi*, in Oregon. Tesis de Doctorado, Oregon State University. Oregon, USA: 177

Hernández-Rivas, M. E., S. P. Jiménez-Rosenberg, R. Funes-Rodríguez, R. J. Saldierna-Martínez. 2000. El centro de actividad biológica de la Bahía de Sebastián Vizcaíno, una primera aproximación. En: D. Lluch-Belda, J. Elourduy-Garay, S. E. Lluch-Costa y G. Ponce-Díaz (eds.). *BAC Centros de actividad biológica del Pacífico mexicano*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.; Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas y Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, México, 65-85 p.

Herreman, J. K., G. M. Blundell, M. Ben-David. 2009. Evidence of bottom-up control of diet driven by top-down processes in a declining harbor seal *Phoca vitulina richardsi* population. *Marine Ecology Progress Series* 374: 287-300

Hoover-Miller, A., S. Atkinson, S. Conlon, J. Prewitt, P. Armato. 2011. Persistent decline in abundance of harbour seals *Phoca vitulina richardsi* over three decades in Ailik Bay, an Alaskan tidewater glacial fjord. *Marine Ecology Progress Series* 424: 259-271

Hunter, M. D. y P. W. Price. 1992. Playing chutes and ladders: Heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. *Ecology* 73 (3): 724-732

Jefferson, T. A., M. A. Webber, y R. L. Pitman. 2008. *Marine Mammals of the world. A comprehensive guide to their identification.* Academic Press. London. 573p.

Knudtson, P. M. 1977. Observations on the breeding behaviour of the harbour seal in Humboldt Bay, California. *Californian Fish of Game* 63: 66-70

Lalli, C. M. y T. R. Parsons. 1993. *Biological Oceanography: An introduction.* Pergamon. Primera edición. Oxford. 301 p.

Ladah, L. B. 2003: The shoaling of nutrient-enriched subsurface Waters as a mechanism to sustain primary productivity off Central Baja California Turing El Niño Winters. *Journal of Marine Systems* 42: 145-152

Lluch-Belda, D. 2000. Centros de actividad biológica en la costa occidental de Baja California. En: D. Lluch-Belda, J. Elourduy-Garay, S. E. Lluch-Costa y G. Ponce-Díaz (eds.). *BAC Centros de actividad biológica del Pacífico mexicano.* Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.; Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas y Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, México, 49-64 p.

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.

Luxa, K. 2008. Food habits of Harbor seals (*Phoca vitulina*) in two estuaries in Northern Puget Sound, Washington. Tesis. Western Washington University 99 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

Mathews, E. A. y G. W. Pendleton. 2006. Declines in Harbor seal (*Phoca vitulina*) numbers in Glacier Bay National Park, Alaska, 1992-2002. *Marine Mammal Science* 22 (1): 167-189

Media Cybernetics Inc. 2006. Image-Pro Plus. Versión 6.0.0.260. Disponible en: <http://www.mediacy.com/index.aspx?page=IPP> (junio 2012)

Microsoft Corp. 2007. Microsoft Office. Versión 2007. Disponible en: <http://www.microsoft.com/latam/office> (junio 2012)

Middlemas, S. J., T. R. Barton, J. D. Armstrong, P. M. Thompson. 2006. Function and aggregative responses of harbour seals to changes in salmonid abundance. *Proceedings of the Royal Society* 273: 193-198

Morales-Zárate, M. V., S. E. Lluch-Cota, D. Voltolina, E. M. Muñoz-Mejía. 2000. Comparación entre zonas de alta actividad biológica en la costa occidental de Baja California: Punta Eugenia y Punta Baja. En: D. Lluch-Belda, J. Elourduy-Garay, S. E. Lluch-Costa y G. Ponce-Díaz (eds.). *BAC Centros de actividad biológica del Pacífico mexicano*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.; Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas y Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, México, 99-110 p.

National Marine Fisheries Service (NMFS). 1997. Investigation of Scientific Information on the Impacts of California Sea Lions and Pacific Harbor Seals on Salmonids and on the Coastal Ecosystems of Washington, Oregon, and California. U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-NWFSC-28, 172

New House Internet Services B.V. 2009. PTGui Pro. Versión 8.1.2. Disponible en: <http://www.ptgui.com> (junio 2012)

NOAA. 2012. Earth System Research Laboratory. [En línea] Disponible en: "<http://www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei/mei.html>" (13 junio 2012)

NOAA. 2012. Satellite Oceanography & Climatology Division. [En línea] Disponible en: "www.coastwatch.noaa.gov" (6 junio 2012)

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

Olesiuk, P. F., M. A. Bigg, G. M. Ellis, S. J. Crockford, R. J. Wigen. 1990. An assessment of the feeding habits of harbour seals (*Phoca vitulina*) in the Strait of Georgia, British Columbia, based on scat analysis. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 144

Pacific Fisheries Environmental Laboratory (PFEL). 2007. Upwelling Indices. Disponible en: "<http://www.pfeg.noaa.gov/productsdeled/indices/upwelling/upwelling.html>" (19 marzo 2012)

Pérez-Brunius, P., M. López, A. Parés-Sierra, J. Pineda. 2007. Comparison of upwelling indices off Baja California derived from three different wind data sources. CalCOFI Report 48: 204-214

Pretek Inc. 2009. RoboGEO. Versión 5.7. Disponible en: <http://www.robogeo.com> (junio 2012)

Puente-Montejano, C. A. 2011. Tesis. Estimación de la erosión de suelos a escala regional utilizando sensores remotos y técnicas de inteligencia artificial. CICESE, Ensenada, Baja California, México 179 p.

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., USA: 525 p.

Riedman, M. 1990. The Pinnipeds. Seals, Sea Lions, and Walruses. University of California Press. USA. 439 p.

Roffe, T. J. y B. R. Mate. 1984. Abundances and feeding habits of pinnipeds in the Rogue River, Oregon. *The Journal of Wildlife Management* 48 (4): 1262-1274

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

Sease, J. 1992. Status review, harbor seals in Alaska. Report No. 92-15 for the National Marine Mammal Lab, NMFS, Seattle, WA. 74

Schwing, F. B., N. A. Bond, S. J. Bograd, T. Mitchell, M. A. Alexander, N. Mantua. 2006. Delayed coastal upwelling along the U.S. West Coast in 2005: A historical perspective. *Geophysical Research Letters* 33: 1-5

Schwing, F. B., R. Mendelsohn, S. J. Bograd, J. E. Overland. 2010. Climate change, teleconnection patterns, and regional processes forcing marine populations in the Pacific. *Journal of Marine Systems* 79: 245-257

Soto-Mardones, L., A. Parés-Sierra, J. Garcia, R. Durazo y S. Hormazabal. 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., y Yochem, P. K. 1994. Ecology of Harbor seals in the Southern California Bight. Halvorson, W. L. y Maender, G. J. (eds.). *The Fourth California Islands symposium*. Santa Barbara Museum of Natural History, USA 123-134

Tabaware Software. 2009. PTAssembler. Versión 5.0. Disponible en: <http://www.tabaware.com/ptasmlr.htm> (junio 2012)

Thompson, P. M., G. J. Pierce, J. R. G. Hislop, D. Miller, J. S. W. Diack. 1991. Winter foraging by common seals (*Phoca vitulina*) in relation to food availability in the Inner Moray Firth, N. E. Scotland. *Journal of Animal Ecology* 60 (1): 283-294

Tollit, D. J., S. P. R. Greenstreet, and P. M. Thompson. 1997. Prey selection by harbour seals, *Phoca vitulina*, in relation to variations in prey abundance. *Canadian Journal of Zoology* 75: 1508-1518

Tollit, D. J., A. D. Black, P. M. Thompson, A. Mackay, H. M. Corpe, B. Wilson, S. M. Van Parijs, K. Grellier, S. Parlane. 1998. Variations in harbour seal *Phoca vitulina* diet and dive-depths in relation to foraging habitat. *Journal of Zoology of London* 244: 209-222

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*. A symposium of the 127th Annual Meeting of the American Fisheries

Society. New England Aquarium, Conservation Department, Central Wharf, Boston, MA, 31-39

Vincent, R. K. 1997. Fundamentals of Geological and Environmental Remote Sensing. Prentice Hall, Upper Sadle River, New Jersey 366 p.

White, W. y J. E. Caselle. 2008. Scale-dependent changes in the importance of larval supply and habitat to abundance of a reef fish. Ecology 89 (5): 1323-1333

Wiens, J. A. 1989. Spatial scaling in ecology. Functional ecology 3 (4): 385-397

Womble, J. N., G. W. Pendleton, E. A. Mathews, G. M. Blundell, N. M. Bool. 2010. Harbor seal (*Phoca vitulina richardii*) decline continues in the rapidly changing landscape of the Glacier Bay National Park, Alaska 1992-2008. Marine Mammal Science 26 (3): 686-697