

Universidad Autónoma de Baja California  
Facultad de Ciencias Marinas  
Instituto de Investigaciones Oceanológicas



DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA DEL ELEFANTE MARINO DEL  
NORTE, *Mirounga angustirostris*, EN MÉXICO.

TESIS

QUE PARA CUBRIR PARCIALMENTE LOS REQUISITOS NECESARIOS  
PARA OBTENER EL GRADO DE

**MAESTRO EN CIENCIAS EN OCEANOGRAFÍA COSTERA**

PRESENTA

**MÓNICA FRANCO ORTIZ**

ENSENADA, BAJA CALIFORNIA, MÉXICO.

MARZO DE 2012

*A mis padres que, pese a los sacrificios,  
siempre me han apoyado en  
mi aventura con la ciencia.*

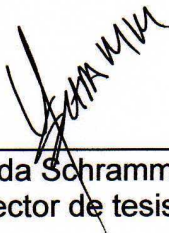
## RESUMEN

### **Distribución y abundancia del elefante marino del norte, *Mirounga angustirostris*, en México.**

El elefante marino del norte (EMN) se recuperó de un cuello de botella demográfico, pasando de menos de 100 individuos a finales del siglo IXX, a 171,000 en 2005. La baja variabilidad genética puede interpretarse como un mayor riesgo de vulnerabilidad a ciertos fenómenos como el cambio ambiental o las enfermedades, pero es necesario conocer el estado de la población para realizar acciones de manejo adecuadas. En 1991, se estimó una población en México de 31,000 individuos, pero el monitoreo no ha sido constante. Los objetivos fueron determinar la distribución de la especie en México y relacionarla con la temperatura superficial del mar (TSM); comparar los métodos de conteo que se pueden utilizar; estimar la abundancia en México y proponer un método de monitoreo. Durante 2009 se realizaron circunnavegaciones de las islas de la costa occidental de la Península de Baja California durante las 4 estaciones del año y se analizaron imágenes satelitales de TSM correspondientes a las fechas de las navegaciones del invierno (temporada reproductiva). Se contabilizaron todas las playas de las islas visitadas con 1 ó varios métodos de conteos simultáneos: desde una embarcación (directo-lancha), desde tierra (directo-tierra) y a través de fotografías tomadas desde la embarcación (foto-lancha) o desde aire (foto-aire). Se calculó el coeficiente de concordancia de Kendall entre los conteos de hembras realizados con los métodos foto-lancha, directo-tierra y foto-aire y pruebas de rangos asignados de Wilcoxon para cada combinación pareada. Para estimar la abundancia se aplicó un factor de corrección de 4.5 por cada cría producida (McCann, 1985). La producción de crías se calculó estimando el número de hembras presentes utilizando el modelo propuesto por Rothery y McCann (1987) y considerando una tasa de natalidad de 90%. Se reportan dos nuevos registros: Todos Santos y San Jerónimo. El análisis de las imágenes satelitales de TSM no muestra un patrón que relacione la distribución de la especie con la TSM. La prueba de concordancia de Kendall indicó una baja concordancia entre los 3 métodos de conteo comparados ( $W=0.157$ ,  $p=0.027$ ). De las 6 combinaciones pareadas posibles entre los 4 métodos de conteo, la prueba de Wilcoxon no mostró diferencias estadísticamente significativas entre las combinaciones directo-lancha vs. foto-lancha ( $z=-0.707$ ,  $p=0.479$ ), directo-lancha vs. foto-aire ( $z=-1.363$ ,  $p=0.173$ ) y foto-lancha vs. foto-aire ( $z=-0.891$ ,  $p=0.373$ ); mientras que sí hubo diferencias entre las combinaciones directo-lancha vs. directo-tierra ( $z=-2.226$ ,  $p=0.02$ ) (diferencia de 8.82%), foto-lancha vs. directo-tierra ( $z=-3.579$ ,  $p<0.001$ ) (7.59%) y directo-tierra vs. foto-aire ( $z=-2.954$ ,  $p=0.003$ ) (9.49%). Por el número de muestras consideradas y la sincronización entre los conteos, se concluye que la combinación foto-lancha subestima el número de animales comparado con el directo-lancha (5.06%). En México, bajo el escenario de una población en crecimiento, se estimaron 29,614

2,961 individuos, aunque el error es más grande del que se pudo calcular, por lo que se debe considerar con cautela. Este resultado parece indicar que la población no ha aumentado en los últimos 20 años. Se recomienda utilizar el método foto-aire pues permite cubrir gran área de distribución y acceder a sitios restringidos.

Resumen aprobado por:



---

Dra. Yolanda Schramm Urrutia  
Director de tesis



---

Dr. Roberto Millán Núñez  
Sinodal



---

Dra. Gisela Heckel Dziendzielewski  
Sinodal

## ABSTRACT

### **Distribution and abundance of the northern elephant seal, *Mirounga angustirostris*, in Mexico.**

The northern elephant seal (NES) recovered from a demographic bottleneck and went from less than 100 individuals in the end of the IXX century, to 171,000 in 2005. The specie's low genetic variability can be interpreted as a condition of vulnerability when facing certain phenomena like environmental changes or diseases but it is necessary to know the actual state of the population in order to carry out appropriate management actions. En 1991, the population in Mexico was estimated in 31,000 individuals, however monitoring has not been consistent. The objectives were to determine the distribution of NES in Mexico and relate it with the sea surface temperature (SST); to compare the counting methods that can be used; to estimate the abundance in Mexico and to propose a monitoring method. During 2009, circunnavigations on the islands along the west coast of the Baja California Peninsula were made during the four seasons of the year. Several SST satellite images from the dates in which the winter navigations (reproductive season) took place were analyzed. All the visited islands's beaches were counted with 1 or more simultaneous counting methods: from a vessel (vessel-direct), from land (land-direct) and from pictures taken from the vessel (vessel-photo) or from air (air-photo). Kendall concordance coefficient was calculated for females counts that were made with the vessel-photo, land-direct and air-photo methods and Wilcoxon signed ranks tests were conducted in order to estimate which of the possible combinations of two methods were different. To estimate population abundance, a factor of 4.5 was applied for every pup (McCann, 1985). Pup production was calculated estimating the number of present females using the Rothery and McCann model (1987) and using a natality rate of 90%. I reported two new places where NES can be found: Todos Santos Island and San Jerónimo Island. The SST satellite images analysis does not show a pattern that can relate the distribution of the species with the SST. The Kendall concordance coefficient indicated a low concordance between the three compared methods ( $W=0.157$ ,  $p=0.027$ ). The Wilcoxon test showed that from the six possible paired combinations of the 4 counting methods used, no statistical differences were found between vessel-direct vs. vessel-photo ( $z=-0.707$ ,  $p=0.479$ ), vessel-direct vs. air-photo ( $z=-1.363$ ,  $p=0.173$ ) and vessel-photo vs. air-photo ( $z=-0.891$ ,  $p=0.373$ ). However, there were statistical differences between vessel-direct vs. land-direct ( $z=-2.226$ ,  $p=0.02$ ) (8.82% of difference), vessel-photo vs. land-direct ( $z=-3.579$ ,  $p<0.001$ ) (7.59%) and land-direct vs. air-photo ( $z=-2.954$ ,  $p=0.003$ ) (9.49%). Considering the number of samples used and the simultaneity between the countings, it is possible to conclude that the vessel-photo method underestimates the number of animals present when compared to the vessel-direct method by 5.06%. In Mexico, under a growing population scenario, the population of NES was estimated in  $29,614 \pm 2,961$  individuals, nevertheless the

error was bigger than it was possible to calculate so these results must be considered with caution. These results appear to indicate that the population in Mexico has not grown in the last 20 years. I recommend to use the air-photo method for NES counting because it allows to cover wider and restricted areas.

**Facultad de Ciencias Marinas**  
**INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS**  
**POSGRADO EN OCEANOGRAFIA COSTERA**

**DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA DEL ELEFANTE MARINO DEL**  
**NORTE, *Mirounga angustirostris*, en México.**

**T E S I S**

**QUE PARA CUBRIR PARCIALMENTE LOS REQUISITOS NECESARIOS**  
**PARA OBTENER EL GRADO DE**

**MAESTRO EN CIENCIAS**

**PRESENTA**

**MÓNICA FRANCO ORTIZ**

Aprobada por:



---

**Dra. Yolanda Schramm Urrutia**  
**Director de tesis**



---

**Dr. Roberto Millán Núñez**



---

**Dra. Gisela Heckel Dziendzielewski**

## AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quiero agradecer a la Dra. Yolanda Schramm Urrutia, mi directora de tesis. Cuando me invitó a participar en el proyecto “Lobos marinos y focas como centinelas del cambio global en ecosistemas vulnerables de la costa occidental e islas de la Península de Baja California”, hizo algo más que darme la oportunidad de hacer la maestría con un tema de tesis de mi área de interés: también renovó la confianza en mí misma al creer en mi capacidad no sólo como estudiante, sino también como futura investigadora. Muchas gracias por todo Yoli (la invitación a participar, la coordinación de las salidas de campo y tu participación en ellas, las comidas en tu casa, la orientación para las clases y la tesis, la oportunidad de ir al congreso en Brasil, etc.) pero muy especialmente por tu dedicación y compromiso que siempre me han inspirado a dar lo mejor de mí.

Mil gracias también a mis sinodales Dr. Filippo Galimberti y Dra. Simona Sanvito. Todas las sesiones de asesorías y el tiempo dedicado a las diferentes reuniones y revisiones de los borradores, el apoyo recibido en campo, compartir datos de su proyecto de investigación para esta tesis e información producto de años de experiencia trabajando con elefante marino, todo fue invaluable para este trabajo y me siento muy agradecida. Por cuestiones de protocolo no aparecen como parte de mi comité en el escrito, por lo que quiero reconocer en este espacio, aunque sea de manera sencilla, el crédito que ustedes tienen en esta tesis. Mi mayor admiración y los mejores deseos y bendiciones para ustedes, especialmente en estos momentos de su vida.

También quisiera agradecer a mi sinodal, Dr. Roberto Millán Nuñez. Su asesoría y experiencia me permitieron trabajar con ese tema al que me negaba a renunciar. Muchas gracias por su paciencia y comprensión a lo largo de más de 3 años.

Muchas gracias Dra. Gisela Heckel, no sólo por aceptar estar en mi comité para la defensa cuando se lo pedí casi en el último minuto, sino también por su participación entusiasta en las salidas de campo. Desde tu historia de éxito en el barco durante la primera salida, con los juegos de cartas y las verduras enlatadas *a la mantequilla* de Isla Guadalupe, hasta las fotos turísticas de Asunción, muchas gracias.

Agradezco a las diferentes instituciones y organizaciones que de alguna manera apoyaron este proyecto de investigación, especialmente a CONACyt por el apoyo económico que me brindó a través de la beca de maestría y al fondo SEMARNAT-CONACyT por el financiamiento para la realización de este proyecto dentro de la convocatoria S0010-2006-1.

A la Facultad de Ciencias Marinas por aceptarme en el programa de posgrado en cual realicé la maestría.

A la Secretaría de Marina y Armada de México, 2da. Región Naval en Ensenada, B.C. y a los marinos con los que convivimos, por el apoyo en los traslados a diferentes islas y las facilidades brindadas en la base naval de Isla Guadalupe.

A la Secretaría de Gobernación, Dirección General de Vida Silvestre y la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, especialmente a la Reserva de la Biósfera Isla Guadalupe por los permisos otorgados.

A las cooperativas y grupos de pescadores en los sitios donde navegamos: Isla de Cedros y San Benito, Guadalupe, San Jerónimo, San Martín y Asunción incluyendo a la compañía Exportadora de Sal, S.A. de C.V.

A todo el personal de Grupo de Ecología y Conservación de Islas A.C. en Isla Guadalupe, especialmente al M.C. Julio Montoya por su entusiasmo contagioso y toda la ayuda brindada en esta hermosa isla. También al Biól. Eduardo Prieto (CONANP) por su apoyo y compañía durante nuestras visitas a la isla.

Agradezco también las asesorías brindadas y las imágenes de satélites facilitadas por el Dr. Eduardo Santamaría, quien fue mi profesor durante la maestría. Su dedicación y paciencia cuando le solicité ayuda me permitieron entender mejor mis datos y renovó la confianza en mis pocos, pero seguros, conocimientos de estadística.

Un agradecimiento especial a la Dra. María Concepción Aguilar, quien no sólo brindó apoyo durante las primeras salidas de campo, sino también me facilitó datos no publicados de su trabajo doctoral, los cuales fueron de gran relevancia para esta tesis. Tu amabilidad y disponibilidad a compartir información tan valiosa conmigo fue muy importante, gracias.

Gracias a la M.C. Esther Jiménez y al M.C. Alejandro Arias del Razo por el trabajo técnico en la elaboración de parte del sistema de información geográfica que se utilizó para los mapas de esta tesis.

También un agradecimiento a los voluntarios que participaron en las salidas de campo, especialmente a Diana López y a Paula, con quienes me divertí mucho.

No existe una palabra adecuada que reconozca o describa satisfactoriamente la labor que el equipo de investigación con quienes trabajé por más de 2 años llevó a cabo durante este proyecto. Desde la preparación del equipo y la compra de víveres, pasando por las cientos de horas de navegación, hasta el tiempo invertido descifrando libretas para la captura de datos, compensado con

las veces que dormimos en hotel y todas las comidas súper ricas de restaurante, todo perfectamente coordinado por Yoli. No importan los contratiempos, yo creo que sí éramos un sistema de engranajes bien aceitado. Muchísimas gracias a la Dra. Gisela Heckel, Oc. Alejandra Báez, M.C. Bertha García Capitanachi, Biól. María de los Ángeles Milanés Salinas, M.C. Denise Lubinsky, Oc. Eulogio López y M.C. Alejandro Arias del Razo, mis compañeros de aventuras por cielo, mar y tierra.

Un gran gracias a mis hermanos, Francisco Alonso Franco y Ana Cristina Franco, porque siempre se alegraron por mí y me permitieron compartirles los buenos y malos momentos que he pasado ¡Los quiero manos!

Gracias también a mi madrina Rosa María Novela, por siempre estar al tanto de mí y de mis avances, pero también por todo su apoyo durante estos 8 años que he vivido en Ensenada. Te quiero mucho.

Muchas gracias a mis amigos de ¡Mexicali! Sus visitas o mis visitas, no importaba, siempre pasamos buenos momentos. Les agradezco todas las risas para despejar mi mente durante los momentos estresantes y también sus palabras de aliento para continuar adelante. Los quiero mucho.

Me gustaría hacer aquí una mención especial de mi novio, Roberto Valentín Romero Guluarte. Su cariño y paciencia a lo largo de la maestría me brindaron apoyo en los momentos de mayor estrés y frustración. Tu compañía me hace ver que el amor no sólo se alimenta de la felicidad que sentimos en la compañía del otro, sino que se nutre durante los momentos difíciles. Te amo, niño.

Finalmente, pero no menos importante, quiero agradecer a mis padres. Ni siquiera intentaré describir lo que para mí significa toda una vida de apoyo. Algo que se acentuó cuando me vine a estudiar a Ensenada y que creció cuando inicié la maestría. Me conmueve la fe que depositaron en mí desde el día en que les comenté la posibilidad de hacer una maestría pues no creo que hayan dudado de mi capacidad ni un minuto. Muchas gracias por todo el amor y comprensión que siempre he recibido de ustedes. Como alguna vez les dije: todos mis logros se los deberé a ustedes. Los amo.

## ÍNDICE

	Página
1. ANTECEDENTES.....	1
1.1. Generalidades.....	1
1.2. Distribución y movimientos.....	4
1.3. Hábitat.....	8
1.4. Ciclo anual.....	8
1.5. Explotación y recuperación demográfica.....	12
1.6. Abundancia.....	14
1.7. Métodos de estimación de abundancia.....	16
1.8. Factores ambientales que afectan la distribución.....	23
1.9. Estatus de protección.....	28
2. JUSTIFICACIÓN.....	29
3. HIPÓTESIS.....	31
4. OBJETIVOS.....	32
5. MÉTODOS.....	32
5.1. Área de trabajo.....	32
5.2. Trabajo de campo.....	43
5.2.1. Categorización de individuos.....	45
5.3. Análisis de datos.....	47
5.3.1. Distribución estacional.....	48
5.3.2. Temperatura superficial del mar.....	50
5.3.3. Métodos de conteo.....	51
5.3.4. Repetitividad de los conteos.....	55
5.3.5. Estimación de abundancia.....	58
6. RESULTADOS.....	64
6.1. Distribución estacional en el área de estudio.....	64
6.1.1. Distribución estacional por isla.....	69
6.2. Temperatura superficial del mar.....	74
6.3. Métodos de conteo.....	85
6.4. Repetitividad de los conteos.....	93
6.5. Estimación de abundancia.....	93
7. DISCUSIÓN.....	95
7.1. Categorización de individuos.....	95
7.2. Distribución estacional y temperatura superficial del mar.....	97
7.3. Comparación entre métodos de conteo.....	113
7.4. Repetitividad.....	121
7.5. Estimación de abundancia.....	122
7.6. Monitoreo de la especie en México.....	132
8. CONCLUSIONES.....	142
LITERATURA CITADA.....	146
ANEXO I.....	163
ANEXO II.....	170

ANEXO III.....	202
ANEXO IV.....	205

## LISTA DE TABLAS

Tabla		Página
I	Fechas de las circunnavegaciones por isla y estación del año.....	43
II	Fechas en el calendario juliano que corresponden a las imágenes satelitales consideradas para crear las imágenes compuestas semanales (ICS) de temperatura superficial del mar (TSM) y chlorofila a (Chl <sub>a</sub> ) de cada estación del año.....	75
III	Totales de hembras contabilizadas en todas las playas consideradas para cada una de las 6 combinaciones de métodos de conteo.....	88
IV	Cálculos para la estimación de abundancia.....	94

## LISTA DE FIGURAS

Figura		Página
1	Distribución actual de <i>M. angustirostris</i> .....	5
2	Área de estudio.....	34
3	Playas de Isla Guadalupe ocupadas por <i>M. angustirostris</i> .....	41
4	Imágenes compuestas semanales de TSM (superior) y concentración de Chl <sub>a</sub> (inferior) durante el invierno.....	76
5	Imágenes compuestas semanales de TSM (superior) y concentración de Chl <sub>a</sub> (inferior) durante la primavera.....	78
6	Imágenes compuestas semanales de TSM (superior) y concentración de Chl <sub>a</sub> (inferior) durante el verano.....	81
7	Imágenes compuestas semanales de TSM (superior) y concentración de Chl <sub>a</sub> (inferior) durante el otoño.....	84
8	Playas contabilizadas con los dos métodos de la combinación 1 (directo-lancha vs. foto-lancha).....	87
9	Playas contabilizadas con los dos métodos de la combinación 2 (directo-lancha vs. directo-tierra).....	88
10	Playas contabilizadas con los dos métodos de la combinación 3 (directo-lancha vs. foto-aire).....	90
11	Playas contabilizadas con los dos métodos de la combinación 4 (foto-lancha vs. directo-tierra).....	90
12	Playas contabilizadas con los dos métodos de la combinación 5 (foto-lancha vs. foto-aire).....	92
13	Playas contabilizadas con los dos métodos de la combinación 6 (directo-tierra vs. foto-aire).....	92

## 1. ANTECEDENTES

### 1.1 Generalidades

El elefante marino del norte (*Mirounga angustirostris*) está clasificado dentro del orden Carnivora (Berta *et al.*, 2006) y se encuentra dentro del suborden de los Pinnípedos (Nowak, 2003, Berta *et al.*, 2006). Éste incluye a todos los mamíferos que poseen extremidades anteriores y posteriores en forma de aleta. Pertenece a la familia Phocidae, cuyos miembros se caracterizan por la falta de pabellón auricular y la incapacidad de poder flexionar sus aletas posteriores por debajo del cuerpo para caminar, por lo que el desplazamiento en tierra lo hacen mediante ondulaciones del cuerpo (Berta *et al.*, 2006). Es una de las dos especies de este género, su contraparte del sur, *Mirounga leonina*, posee muchas similitudes en cuanto a tamaño, apariencia y movimientos, tanto en tierra como en el mar (Le Boeuf y Laws, 1994).

Es el pinnípedo más grande del hemisferio norte (DeLong, 1986) y presenta un dimorfismo sexual muy marcado. Los machos son, en promedio, 1.4 veces más grandes en longitud y hasta 4 veces más pesados que las hembras (Deutsch *et al.*, 1994; Le Boeuf y Laws, 1994) por lo que pueden medir hasta 5 m de largo (Nowak, 2003; Shirihai, 2006) y alcanzar un peso de 2,700 Kg (Nowak, 2003), mientras que las hembras adultas miden hasta 3 m (Nowak, 2003; Reeves *et al.*, 2002; Shirihai, 2006) y pesan hasta 900 Kg (Nowak, 2003). Otras características sexuales secundarias muy marcadas en los machos son una piel

gruesa y rugosa a los lados y debajo de cuello y una probóscide alargada (Le Boeuf y Laws, 1994). Esta trompa comienza a desarrollarse en la pubertad y cuando son adultos cuelga de 15 a 25 cm por encima del labio inferior (Reeves *et al.*, 2002). Las crías miden alrededor de 1.2 m al nacer y pueden pesar hasta 35 Kg (Shirihai, 2006) pero al destete alcanzan pesos de 133 Kg (Deutsch *et al.*, 1994).

El color del pelaje varía de acuerdo a la edad, el sexo y la época del año, además de existir variaciones individuales. Pueden ir desde colores negros a grises oscuros, hasta diferentes tonos de café (Reeves *et al.*, 2002). El pelaje corto de los adultos varía de gris a café, excepto inmediatamente después de la muda cuando es de color gris o posee un tono plateado. Las crías son de color negro al nacer pero mudan el pelo a las 4 ó 6 semanas de edad, cuando ya son destetadas, por lo que el pelo negro es reemplazado por uno de color gris-plateado (Le Boeuf y Laws, 1994).

Al igual que la familia Otariidae (lobos finos y los lobos marinos), *M. angustirostris* posee un sistema social poligínico. En éste, cada macho en etapa reproductiva está asociado con un grupo de hembras reproductoras (DeLong, 1986). Riedman (1990) lo clasifica como “poliginia extrema”, el término se refiere a especies cuyos machos tienen la oportunidad de monopolizar y copular con un número alto de hembras (al menos de 15 a 20 y a menudo más).

Al inicio de la temporada reproductiva, los machos compiten entre ellos por la dominancia jerárquica en las áreas donde las hembras se establecen en grupos compactos o harenes conforme llegan a las playas para dar a luz (Le Boeuf, 1974). El macho alfa domina a todos los machos asociados a un harem en particular, e intenta que no tengan acceso a las hembras con las que se está reproduciendo. El tamaño de los harenes puede variar entre 2 y 100 hembras (Le Boeuf, 1972), pero puede llegar a más de 1000 (Le Boeuf y Mesnick, 1990) dependiendo de la densidad poblacional, las características de la playa donde se estén reproduciendo (acceso restringido de otros machos debido a la topografía) y el dominio del macho (Le Boeuf, 1972; Le Boeuf y Mesnick, 1990). Un macho por sí solo podría mantener a varios competidores alejados de un harem de 50 hembras o menos. Cuando el número de hembras en un harem aumenta a más de 50 ó 100, también lo hace el número de machos. En un harem de 1000 hembras, 20 ó 30 machos residen dentro del harem. (Le Boeuf y Mesnick, 1990).

La especie presenta una alta fidelidad al sitio como lo demuestran estudios en juveniles (Oliver *et al.*, 1998) y hembras (Le Boeuf y Laws, 1994), las cuales dan a luz año tras año en la misma colonia donde nacieron y aproximadamente en la misma playa o sitio. Sin embargo, algunas hembras se mueven a colonias adyacentes cuando el espacio en su sitio de nacimiento se reduce por la presencia de más individuos (Le Boeuf *et al.*, 1972; Reiter *et al.*, 1981). Usualmente, las colonias de nueva formación son establecidas por individuos

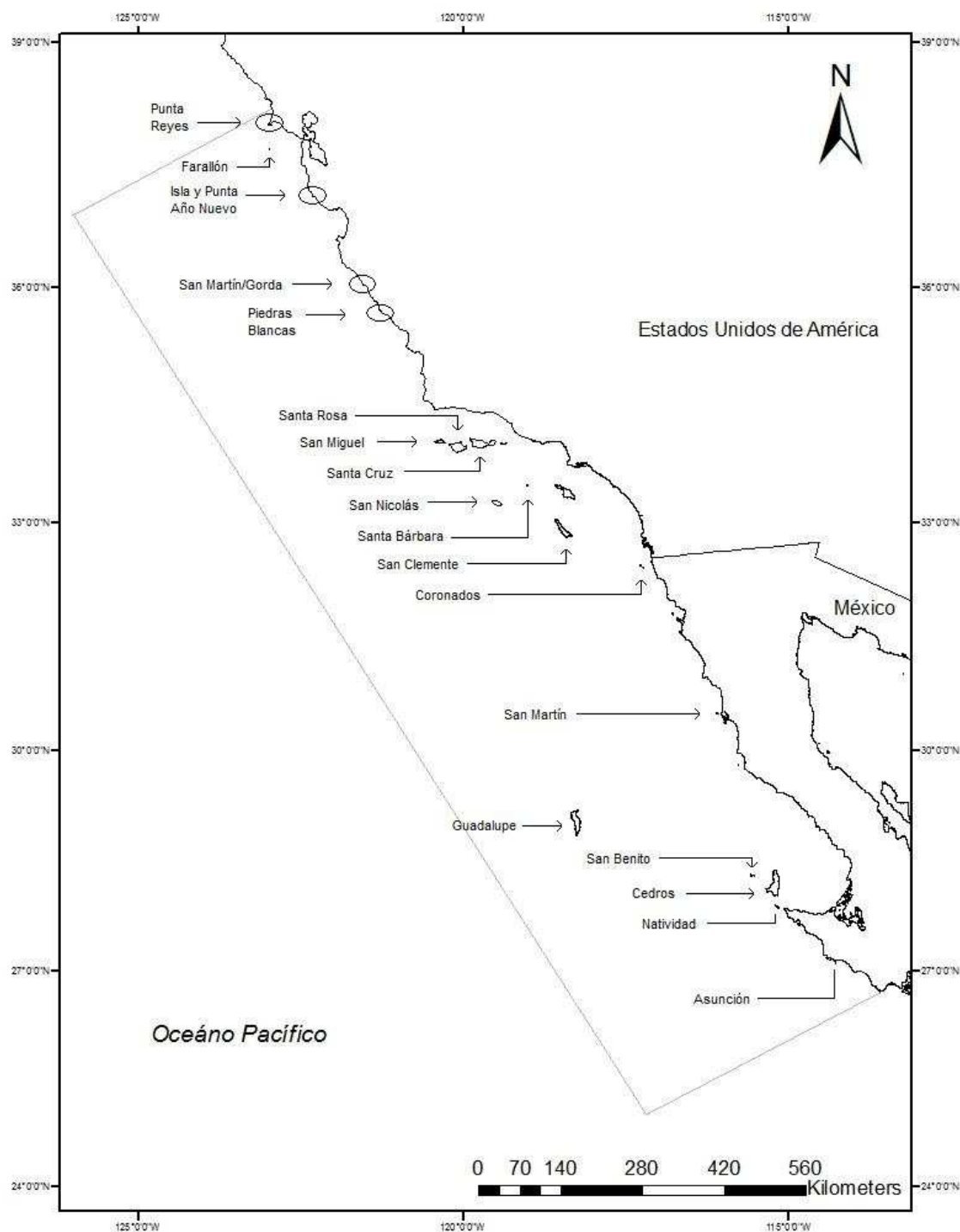
jóvenes (Le Boeuf *et al.*, 1974; Reiter *et al.*, 1981) ya que, en el caso de las hembras, éstas mejoran sus probabilidades de destetar a una cría exitosamente al emigrar de harenes muy llenos hacia otros sitios para establecer nuevas colonias (Reiter *et al.*, 1981).

## **1.2 Distribución y movimientos**

Las áreas de reproducción, muda y descanso de *M. angustirostris* se extienden a lo largo de la costa occidental de Norteamérica (Fig. 1) desde las islas Farallón en California, Estados Unidos, hasta Isla Natividad en la Península de Baja California en México (Le Boeuf, 1991).

La distribución del elefante marino del norte (EMN), antes de su explotación, ocupaba alrededor de 1600 Km de la costa oeste de América del norte, desde Bahía Magdalena en Baja California Sur, México, hasta algún sitio al norte de la Bahía de San Francisco (Bartholomew y Boolootian, 1960; Bartholomew y Hubbs, 1960). Actualmente, ocupa la mayor parte de su distribución original (Fig. 1).

En E.U.A., se encuentra en tierra en 4 lugares de la costa de California: Punta Reyes, Punta Año Nuevo, Cabo San Martín/Gorda y Piedras Blancas (Stewart *et al.*, 1994). Las islas en donde hay registros son las Farallón, Año Nuevo, San Miguel, Santa Rosa, Santa Bárbara, San Nicolás y San Clemente (Stewart *et*



**Figura. 1** Distribución actual de *M. angustirostris*. Se encuentran señaladas todas las islas donde existen reportes de la presencia de esta especie, incluyendo cuatro lugares en el continente (círculos). Isla Shell en Oregon, E.U.A. y Bahía Magdalena, México, no se muestran en el mapa. El polígono representa la distribución antes de la cacería hasta Bahía San Cristóbal.

*al.*, 1994). También se ha reportado en Isla Shell en Oregon (Hodder *et al.*, 1998), cuya playa se conecta al continente durante la primavera.

En México, antes de este trabajo, se pueden encontrar reportes de la presencia de *M. angustirostris* en las Islas Coronados (Bartholomew, 1950; Antonelis *et al.*, 1981; Stewart *et al.*, 1994; Maravilla y Lowry, 1996; Samaniego-Herrera *et al.*, 2007), San Martín (Le Boeuf y Mate, 1978; Samaniego-Herrera *et al.*, 2007), Guadalupe (Anthony, 1922; Bartholomew y Hubbs, 1960; Rice *et al.*, 1974; Stewart *et al.*, 1994; Samaniego-Herrera *et al.*, 2007), San Benito (Bartholomew y Hubbs, 1960; Rice *et al.*, 1965; Brownell *et al.*, 1974; Stewart *et al.*, 1994; Maravilla y Lowry, 1996; García-Aguilar, 2004<sub>a</sub>; Samaniego-Herrera, *et al.*, 2007), Cedros (Rice *et al.*, 1965; Brownell *et al.*, 1974; Stewart *et al.*, 1994; Maravilla y Lowry, 1996; Samaniego-Herrera *et al.*, 2007), Natividad (Le Boeuf y Mate, 1978; Samaniego-Herrera *et al.*, 2007) y Asunción (Samaniego-Herrera *et al.*, 2007). En la Tabla 1 del Anexo I, se especifica si el uso de cada isla es con fines reproductivos o no.

Hasta la fecha, no existen reportes publicados de la presencia de *M. angustirostris* en las islas mexicanas Todos Santos, San Jerónimo y San Roque, aunque antes de este estudio se habían observado individuos en la Isla Todos Santos desde 1999 (Schramm<sup>1</sup>, com. pers.).

---

<sup>1</sup> Dra. Yolanda Schramm Urrutia, Universidad Autónoma de Baja California, México.

El área de alimentación de la especie presenta una segregación sexual (Le Boeuf *et al.*, 2000). Existen varios estudios para determinar las áreas de alimentación de *M. angustirostris* (Le Boeuf, 1994; Stewart y DeLong, 1995; Le Boeuf *et al.*, 2000) (Tabla 2, Anexo I). Estos estudios han concluido que los machos se mueven a lo largo del margen continental de Norteamérica desde Oregon hasta las islas Aleutianas, al oeste de Alaska, y se alimentan frente a la costa del Mar de Alaska. Por otro lado, las hembras toman distintas direcciones ya sea hacia el norte o hacia el oeste del Pacífico nororiental. Le Boeuf *et al.* (2000), por medio de geoposicionadores satelitales, determinaron que el intervalo de distribución de las hembras, cuando están alimentándose, es entre los 40° y 50° norte y los 150° y 130° oeste, en el Pacífico central.

Auriolles *et al.* (2006), mencionan que existe una diferencia en las áreas de alimentación de las hembras que se reproducen en México y aquellas que lo hacen en California. Por medio del uso de isotopos estables, sugieren que el área de alimentación de las hembras de las Islas San Benito, está en promedio 8° más al sur que el lugar donde se alimentan las hembras muestreadas durante el estudio de Le Boeuf *et al.* (2000), quienes trabajaron con organismos de la Isla Año Nuevo.

La evidencia sugiere que los organismos juveniles también migran hacia el norte durante los primeros dos años de vida, cerca de las costas de Oregon, Wahington y la Columbia Británica (Le Boeuf *et al.*, 1996), aunque qué tan al

norte lleguen depende en cierta medida de qué tan al sur se encuentre su lugar de nacimiento (Condit y Le Boeuf, 1984). DeLong (1986) menciona que, aparentemente, los destetados pasan algún tiempo en islas durante su viaje al norte.

### **1.3 Hábitat**

Se encuentran en islas y playas continentales remotas (Le Boeuf y Laws, 1994), pero existen reportes de lugares en donde no parece molestarles la presencia de actividades humanas, especialmente en las playas continentales (Le Boeuf y Panken, 1977; Hatfield y Rathburn, 1999). Prefieren playas de sustrato fino arenoso de baja pendiente, pero también se encuentran en grava y canto rodado. (Le Boeuf y Laws, 1994). Un sustrato arenoso es ideal para los movimientos que realizan para desplazarse en tierra (sobre todo, aquellos con pendiente baja) (Le Boeuf y Laws, 1994) y, además, permite el “aleteo de arena” o “sand flipping”, considerado como un comportamiento termorregulatorio (White y Odell, 1971) y, en el cual, las aletas anteriores actúan como una pala para recoger arena y lanzarla al dorso.

### **1.4 Ciclo anual**

Existen varios autores que mencionan características del ciclo anual para el elefante marino del norte (Tabla 2, Anexo I).

Le Boeuf y Laws (1994) lo describen detalladamente para Isla Año Nuevo y lo dividen en 4 fases cuando los organismos se encuentran en tierra: Temporada reproductiva, muda de hembras y juveniles, muda de machos y temporada de juveniles.

En esta isla, la temporada reproductiva inicia en diciembre con la llegada de machos adultos. Las hembras preñadas comienzan a llegar a mediados de diciembre y forman agregaciones pequeñas y compactas (De Long, 1986). Para finales del mes, la mayoría de los machos competidores se encuentra en las playas (Le Boeuf y Laws, 1994). Las hembras dan a luz alrededor de una semana después de llegar y amamantan a su cría durante 28 días aproximadamente (después de dicho período las crías son consideradas como destetados) por lo que cada una se queda alrededor de 5 semanas en tierra (De Long, 1986).

Después de destetar a la cría, la hembra entra en estro y copula con uno o más machos (el dueño del harem o algún periférico). Las cópulas se presentan de la primera semana de enero hasta la primera semana de marzo. El máximo de hembras es en el período entre el 26 de enero y el 2 de febrero, a partir de ahí, comienzan a disminuir en cantidad hasta que todas han regresado al mar durante la primera semana de marzo (Le Boeuf y Laws, 1994). Los machos más jóvenes parten a finales de febrero pero los adultos se quedan en las playas

hasta marzo cuando casi todas las hembras se han ido (Le Boeuf y Reiter, 1988).

La temporada de muda para las hembras, comienza cuando las primeras en dar a luz en diciembre, regresan a tierra a mediados de marzo (Le Boeuf y Laws, 1994), después de haber estado en el mar alimentándose por alrededor de 10 semanas (Condit y Le Boeuf, 1984). La llegada de hembras continúa por alrededor de 2 meses y a éstas se les unen juveniles de 1 a 4 años. En mayo, el número de individuos comienza a decrecer y en junio, julio y agosto se observan la menor cantidad de individuos en tierra, cuando los machos adultos mudan. Existe una tendencia de los machos más jóvenes de 6 a 8 años de edad (pubertos), a llegar a principios de junio (Clinton, 1994). Posteriormente, llegan los machos reproductores quienes estuvieron en el mar alrededor de 2 meses y se quedan en tierra hasta agosto (Le Boeuf y Laws, 1994).

La temporada de juveniles inicia a finales de agosto, cuando el número de individuos de 1 a 4 años de edad, que mudaron junto con las hembras, comienza a aumentar (Le Boeuf y Laws, 1994). Este período se extiende durante todo el otoño hasta diciembre, cuando los primeros machos adultos llegan a tierra para iniciar la temporada reproductiva.

García-Aguilar (2004<sub>a</sub>), reportó diferencias en la dinámica de la temporada reproductiva del EMN en latitudes bajas con respecto a lo publicado para

California. En Islas San Benito, México, el límite sur de la distribución del EMN, la duración de la temporada reproductiva es mayor, el máximo de la temporada y los nacimientos ocurren antes y la mortalidad de crías sin destetar es menor.

Para Isla Año Nuevo, Le Boeuf y Laws (1994) reportan que la llegada de las primeras hembras a las playas es a mediados de diciembre, mientras que en San Benito las primeras en llegar lo hacen a principios de diciembre (probablemente algunas a finales de noviembre). El máximo de hembras durante las 2 temporadas analizadas se presentó el 19 de enero, una diferencia de entre 7 y 13 días con respecto a Isla Año Nuevo (Le Boeuf y Laws, 1994). Le Boeuf *et al.*, (1972) mencionan que los primeros nacimientos se presentan alrededor del 23 de diciembre, mientras que en San Benito lo hacen a principios de diciembre. La mortalidad de crías sin destetar en la colonia de esa isla es de 24% (Le Boeuf *et al.*, 1994) mientras que en San Benito es sólo del 8%.

García-Aguilar (2004<sub>a</sub>) sugiere que estas diferencias podrían ser debido a la posición latitudinal de ambas colonias (San Benito e Isla Año Nuevo) pues existen evidencias que sugieren una relación entre la latitud y el inicio y duración de la temporada reproductiva (Campagna *et al.*, 1993; Galimberti & Sanvito, 2001).

### **1.5 Explotación y recuperación demográfica**

Durante el siglo XIX, el elefante marino del norte fue sujeto a una caza comercial intensa (Le Boeuf y Laws, 1994; Reeves *et. al.*, 2002). Para 1860, la especie se había vuelto tan escasa que ya no era una fuente de grasa comercial importante. Después de 1865, los únicos organismos se encontraban en Isla Guadalupe y en las Islas San Benito (Bartholomew y Hubbs, 1960).

A finales de 1870's, debido a que los pocos organismos que eran encontrados eran cazados, la especie fue declarada extinta (Le Boeuf y Laws, 1994). En el período 1880-1884, 355 organismos fueron cazados en Bahía de San Cristóbal, México y los últimos 16 fueron tomados por Townsend como colecta científica (Townsend, 1885 citado en Bartholomew y Hubbs, 1960). En 1883, otros 80 individuos fueron cazados en Isla Guadalupe (Bartholomew y Hubbs, 1960). La especie fue considerada extinta de nuevo (Le Boeuf y Laws, 1994).

En 1892, un grupo de 9 individuos fue descubierto en Isla Guadalupe (Anthony, 1925); de los cuales, 7 fueron colectados para el Museo Smithsonian (Anthony, 1925; Bartholomew y Hubbs, 1960; Le Boeuf y Laws, 1994). La especie fue declarada extinta por tercera vez (Le Boeuf y Laws, 1994).

Los primeros censos publicados después de este cuello de botella demográfico no especifican la temporada en que fueron realizados o la clase de edad de los individuos (Bartholomew y Hubbs, 1960). Le Boeuf y Laws (1994) mencionan

que de 1892 a 1911, pequeños grupos de organismos continuaron apareciendo en Isla Guadalupe y los colectores de museo seguían tomándolos. Bartholomew y Hubbs (1960) basados en interpretaciones de conteos publicados y no publicados, estiman que para 1890, la población de *M. angustirostris* en Isla Guadalupe pudo haber sido de 20 a 100 individuos. Sin embargo, Le Boeuf y Laws (1994) argumentan que muchos de los registros de avistamientos y conteos en los que se basan las interpretaciones de Bartholomew y Hubbs (1960), carecen de fecha o no fueron realizados durante la temporada reproductiva, por lo que existe la posibilidad de que se trate de una subestimación.

Los primeros indicios de su recuperación son en 1911 cuando Townsend capturó a 10 organismos y dejó vivos a 125 más en Isla Guadalupe. Hasta 1918, se reportaron los primeros individuos en Islas San Benito (Hanna, 1925). En julio de 1922, se contabilizaron 264 individuos en la playa, del lado expuesto de Isla Guadalupe (Anthony, 1925; Bartholomew y Hubbs, 1960) y pocos meses después el gobierno mexicano protegió a la especie (Bartholomew y Hubbs, 1960; Le Boeuf y Laws, 1994), aunque no fue sino hasta 1928 que la declaró a Isla Guadalupe “Zona Reservada para la Caza y la Pesca de especies animales y vegetales” (D. O. F. 16 de agosto de 1928), esto, con el objetivo de proteger al elefante marino y al lobo fino de Guadalupe (Aguirre-Muñoz *et al.*, 2005).

En las Islas San Benito, se reportaron colonias reproductivas en 1930 y en la década de los 50's en San Miguel, San Nicolás y Santa Bárbara, California, Estados Unidos de América (E.U.A.) (Bartholomew y Hubbs, 1960; Le Boeuf y Laws, 1994). En la Isla Año Nuevo, en E.U.A., las colonias reproductivas se reportaron por primera vez en 1961 (Le Boeuf y Laws, 1994). Para 1968, Isla Natividad, México, aún no era considerada reproductiva (Brownell *et. al.*, 1974) y en 1978 las Islas Natividad y San Martín, en México y San Clemente, en E.U.A. se reportaron como reproductivas (Le Boeuf y Mate, 1978).

### **1.6 Abundancia**

Las estimaciones de abundancia total de la población de *M. angustirostris* son escasas. Existen varios censos en el área de distribución en México, pero todos se han realizado de manera esporádica y en distintas temporadas del año.

En 1957, Bartholomew y Hubbs (1960) consideraron una población mundial de 13,000 individuos. Los mismos autores mencionan que en 1960 ya había 15,000 individuos y, al igual que en la primera estimación, consideraron conteos tanto de México como de California. Para 1978, la población había alcanzado los 60,000 individuos (Le Boeuf y Bonnell, 1980), incluyendo a los individuos de las colonias en México.

Stewart *et al.* (1994) recolectaron datos de censos de individuos tanto en California como en México y reportaron una abundancia de 127,000 individuos en 1991; de los cuales, 31,000 se encontraron en islas mexicanas. Es decir, el 75.6% de la población global de *M. angustirostris* se encuentra en E.U.A. Estos mismos datos señalan que las colonias de México contribuyen con el 25.5% de los nacimientos de la especie; pero Isla San Miguel produce casi la mitad (49.3%) de las crías de toda la población (Stewart *et al.*, 1994).

Sólo en California, se estimó una abundancia de 101,000 individuos en 2001 (Carretta *et al.*, 2001), mientras que en 2005 el número de individuos estimado aumentó a 124,000 (Carretta *et al.*, 2007). Ninguna de las dos estimaciones incluye datos de las colonias de México.

Campagna (2008) reporta que en 2005 la población global de EMN era de 171,000 individuos, basado en información de Condit *et al.*, (en prensa). Sin embargo, el manuscrito de este reporte no ha estado disponible para análisis por lo que no es posible presentar datos sobre el número de individuos en México.

### **1.7 Métodos de estimación de abundancia**

El tamaño poblacional de los pinnípedos no es fácil de estimar debido a que en cualquier momento, sólo una parte de la población está visible (en tierra) mientras que el resto se encuentra en el mar (Eberhardt *et al.*, 1979).

La estimación de abundancia publicada por Bartholomew y Hubbs (1960) de 1957 fue realizada cuando aún no se tenía un completo entendimiento del ciclo anual de *M. angustirostris*. El método utilizado estuvo basado en conteos directos de organismos realizados durante abril en Islas Guadalupe, San Benito y las Islas del Canal. En Guadalupe contaron 9,000 individuos (no especifican número de crías), cantidad a la cual se le agregó el 10% por aquellos individuos que por alguna razón no fueron contabilizados, además de otro 15% como una estimación conservadora de la cantidad de machos adultos de la población, debido a que estuvieron totalmente ausentes durante los conteos. Al total de 9,000 individuos que ya se le había sumado el 25% por los organismos no contados y los machos ausentes, se le agregaron 1000 organismos más por ser esa la mejor estimación con la que contaban los autores para la población de San Benito y 600 individuos más que fueron contabilizados en las Islas del Canal. La estimación total fue de 13,000 individuos, aproximadamente.

Le Boeuf y Bonnell (1980) reportan una abundancia de 60,000 individuos basados en conteos aéreos y terrestres pero no especifican el método utilizado para hacer la estimación.

Para evitar el problema de los animales no presentes en la colonia al momento de hacer los conteos, se ha propuesto concentrar todos los esfuerzos en contabilizar a las crías recién nacidas (Eberhardt, *et al.*, 1979), por lo que la manera más común de estimar el tamaño de una población de pinnípedos es a través de los conteos de éstas (Hammill *et al.*, 1998).

Stewart *et al.* (1994) estimaron la abundancia global del elefante marino del norte utilizando la tabla de vida publicada por McCann (1985; desarrollada para *M. leonina*) con la que se aplica un factor de corrección de 3.5 a las crías para obtener la cantidad de individuos mayores de un año, por lo que para estimar el total de la población, el total de crías contabilizadas debe multiplicarse por 4.5. Los conteos de crías incluyeron tanto a las recién nacidas como a los destetados, así como a las que se encontraban muertas. De esta forma, Stewart *et al.* (1994) estimaron que en la primavera de 1991, la población global de elefante marino del norte era de 127,000 individuos.

Sin embargo, los conteos de crías pueden ser difíciles cuando los grupos son densos o la topografía es accidentada (García-Aguilar, 2004<sub>a</sub>). Por ello, una forma de estimar el tamaño de la población es a través de la estimación del total de hembras que llegan a las playas durante la temporada reproductiva (McCann, 1985) y la evaluación de la producción de crías (Boveng *et al.*, 1988).

García-Aguilar (2004<sub>b</sub>) evaluó el uso de dos métodos alternativos para estimar el número de hembras de la colonia reproductiva de *M. angustirostris* de las Islas San Benito, México, considerando a las 3 islas que componen el complejo insular como una sola unidad reproductiva, durante dos temporadas reproductivas consecutivas (2001-2002 y 2002-2003). El primer método fue utilizando el modelo propuesto por Rothery y McCann (1987) el cual supone que la distribución temporal de las hembras de *M. leonina* durante la temporada reproductiva tiene una forma simétrica (el comportamiento de llegada es igual al de partida) y que la duración en tierra de cada hembra es igual (o al menos que la variabilidad es tan baja que no contribuye de manera significativa en el cálculo del error). La principal ventaja es que permite obtener factores de corrección que se pueden emplear para la estimación del número total de hembras a partir de un solo conteo, aunque es necesario contar con información independiente del tiempo de estadía en tierra de las hembras. Una vez estimado el número de hembras, se calcula el total de crías producidas considerando la tasa de natalidad.

El segundo método fue el de máxima verosimilitud para la estimación de parámetros poblacionales adaptado por Hilborn y Mangel (1997). En este caso, García-Aguilar utilizó datos obtenidos por el método conocido como captura-recaptura (aunque en realidad es marcado-reavistamiento) para estimar el número total de hembras y así utilizar esa información como referencia para evaluar la confiabilidad del modelo de Rothery y McCann en la estimación de

los factores de corrección que se obtienen como resultado de la aplicación de este modelo.

En el estudio, García-Aguilar concluyó que los datos de San Benito se ajustaban con el modelo de Rothery y McCann (1987), pero al no haber obtenido conteos de toda la temporada completa pudiera ser que no se ajustaran satisfactoriamente al final de la temporada reproductiva. Por lo tanto, enfatiza la necesidad de usar datos cercanos al máximo de la temporada, lo que implica un conocimiento previo de la estructura de la población a lo largo de toda la temporada reproductiva (García-Aguilar, 2004<sub>b</sub>). Al comparar los métodos, la autora concluye que el de Rothery y McCann sobreestima el número de hembras pero sugiere que el método puede ser útil cuando sólo se tengan conteos y no haya datos de captura-recaptura.

Galimberti y Sanvito (2001) estimaron la abundancia de hembras de *M. leonina* analizando el método propuesto por Rothery y McCann (1987). En el estudio, se consideraron 5 temporadas reproductivas completas de esta especie y demostraron que la llegada y salida de las hembras se ajusta a una distribución normal acumulativa y que el supuesto de que la duración de la estancia de cada hembra es constante, se justifica. La ligera falta de ajuste con el modelo estuvo más relacionada con las variaciones en sí de la estancia en tierra de las hembras que con el error de medición (Galimberti y Sanvito, 2001; Galimberti y Boitani, 1999). La conclusión de los autores fue que este modelo es adecuado

cuando el conteo de individuos se realiza cerca del máximo de la temporada, esto es, en un intervalo de 15 días antes y 15 después.

En el estudio publicado por Gallo-Reynoso *et al.* (2005), se concluyó que la población de *M. angustirostris* en Isla Guadalupe se encuentra estable, utilizando datos de censos realizados de 1968 a 2003 por diferentes autores y con diferentes métodos (conteos desde embarcaciones, directos o por fotografía desde tierra, embarcación o aire). Las estimaciones de abundancia para cada uno de los censos variaron dependiendo del autor.

Así, de los 44 censos reportados en la literatura y citados por Gallo-Reynoso *et al.* (2005), sólo 12 especificaban un método de estimación para el total de organismos en la isla. De estos 12, 8 estimaban el número total de organismos al aumentar 54% los conteos del lado este de la isla; mientras que las 4 estimaciones restantes se hicieron al asumir que los conteos realizados en un playa llamada “Roca Vela” representaban el 29.4% de todos los animales de la isla. Además, en 7 de estas 12 estimaciones, se agregó un individuo más al total por cada cría destetada contabilizada para incluir a las madres ausentes, pero con ninguno de los métodos se especifica si contabilizaron crías recién nacidas. (consultar Gallo-Reynoso *et al.*, 2005 pág. 181).

Condit *et al.* (2007) desarrollaron un modelo con *M. angustirostris* para estimar el número de animales en una colonia cuando no existe un momento

determinado en el que todos los individuos de la colonia están presentes. El modelo está basado, al igual que el de Rothery y McCann, en que el número de hembras presentes en determinada fecha en la colonia es igual al número que ha llegado, menos las que ya partieron. Utilizando una aproximación Bayesiana, calcularon los parámetros necesarios a partir de datos obtenidos del censo (el resto deben obtenerse de manera independiente, por ejemplo, con marcaje-reavistamiento de individuos) y lo describen en función de la fecha de llegada, el tiempo de estadía en tierra y la correlación entre ellos, lo que permite obtener factores de corrección.

La principal diferencia con el modelo de Rothery y McCann es que no asume que todas las hembras permanecen el mismo tiempo en tierra y muestra cómo la varianza en la fecha de llegada y el tiempo de estadía afectan el censo (algo que el modelo de Rothery y McCann no considera). El modelo permite obtener el tamaño de la colonia y el comportamiento de llegada a partir únicamente de conteos; para que funcione, son necesarios de 5 a 7 conteos, además de tener información independiente del tiempo de estadía en tierra y su varianza.

Al contrario del estudio de Galimberti y Sanvito (2001), Condit *et al.* (2007) mencionan que la falta de un ajuste más satisfactorio de los datos a su modelo fue debido a los errores en la medición, es decir, al momento de hacer los conteos y que, de hecho, el modelo revela esos errores.

Eberhardt *et al.* (1979) presentan una revisión de los métodos para censar mamíferos marinos y los clasifican en 3 tipos: 1) marcaje-recaptura, 2) captura por unidad de tiempo y 3) observaciones visuales directas (censos), que comúnmente utiliza a la fotografía aérea como herramienta.

Los conteos directos del EMN han sido llevados a cabo por observadores con diferentes técnicas, ya sea desde estaciones fijas, caminatas a lo largo de la playa, sobre acantilados o desde embarcaciones cercanas a la costa (Bartholomew y Hubs, 1960; Brownell *et al.*, 1974; Le Boeuf, 1974; Le Boeuf y Bonnell, 1980; Stewart *et al.*, 1994; García-Aguilar, 2005). Los conteos a través de fotografías aéreas de diversos formatos también han sido ampliamente usados (Bartholomew y Boolootian, 1960; Antonelis *et al.*, 1981; Odell, 1971; Le Boeuf y Bonnell, 1980), incluso es la técnica utilizada por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de E.U.A. (NOAA, por sus siglas en inglés) para monitorear las colonias de esta especie desde 1992 (Lowry *et al.*, 1992; Carretta *et al.*, 2007).

Para incluir el mayor número de conteos posible, ya sea para estimar abundancia o evaluar tendencias de la población, usualmente se recopilan datos de censos realizados con métodos distintos (Cooper y Stewart, 1983; Stewart *et al.*, 1994; Lowry, 2002; Gallo-Reynoso, *et al.*, 2005). Sin embargo, en ninguno de los trabajos publicados consideran las diferencias en la precisión de

cada técnica, pues el objetivo principal es obtener la mayor cantidad de individuos posible.

Eberhardt *et al.* (1979) señalan las principales ventajas y desventajas de censar colonias de manera directa y a través de fotografías aéreas. Aunque no mencionan las diferencias numéricas que pueden presentarse con cada una de las técnicas utilizadas, los autores sugieren obtener factores de corrección contabilizando individuos de manera simultánea a través de conteos directos y desde fotografía aérea.

### **1.8 Factores ambientales que afectan la distribución**

Existen estudios en los que se intenta explicar la influencia que tienen las características ambientales de un área en específico, sobre la distribución, abundancia y dinámica poblacional de *M. angustirostris* (Le Boeuf *et al.*, 1974; Hubber *et al.*, 1991; Le Boeuf y Reiter, 1991; Stewart y Yochem, 1991; Sydeman y Allen, 1999). Sin embargo, la correlación con estos factores no es muy clara.

En el estudio realizado por Le Boeuf *et al.* (1974), se describen características sobre la formación de una nueva colonia reproductiva de *M. angustirostris* en la Isla Farallón al suroeste de E.U.A. Los autores mencionan que la reproducción en estas islas comenzó en invierno de 1972 pero antes de ello se observaron

organismos jóvenes que comenzaron a utilizar la isla como sitio para descansar durante primavera y otoño. Sin embargo, el lugar de la isla que seleccionaban para ello no estaba determinado principalmente por la disponibilidad de espacio (pues en ese tiempo todas las playas estaban vacías), sino que parecía que estaba más relacionado con la temporada de muda y especulan que también debido a la disponibilidad de alimento en las cercanías. Aunque los autores correlacionan el aumento y la disminución de individuos durante la primavera y el otoño, respectivamente, con fluctuaciones en la salinidad, temperatura del agua y las surgencias a lo largo de la costa de California Central y las cuales se reflejan en cambios en el fitoplancton y posiblemente en las presas del EMN, hoy se sabe que ese comportamiento forma parte del ciclo anual de la especie y se presenta a lo largo de toda su área de distribución (LeBoeuf y Laws, 1994).

Con respecto a la distribución y la dinámica poblacional, los estudios realizados están enfocados hacia los efectos que tienen los eventos El Niño sobre las colonias de California. El Niño es un fenómeno climatológico caracterizado por condiciones anómalas en la atmósfera y el océano en el que en las costas de América Central y del Norte presenta una elevación del nivel medio del mar en la costa, cambios en las corrientes marinas e incremento en la temperatura superficial del mar, entre otros efectos (Fahrback *et al.*, 1991). El evento de El Niño de 1982-83 fue inusualmente fuerte, comparado con los registrados en años anteriores (Fahrback *et al.*, 1991).

En las Islas Farallón (las islas más al norte del área de distribución de *M. angustirostris*), hubo una disminución en el número de individuos presentes durante la temporada reproductiva de 1985 (Huber *et al.*, 1991) debido, principalmente, a que el crecimiento en esta colonia es por inmigración (Huber, 1987) probablemente como resultado de la falta de espacio en las colonias más al sur. Si hubo un aumento de espacio en las colonias sureñas debido a una alta mortalidad juvenil durante El Niño 1982-83, la emigración hubiera disminuido, pero en ese caso no lo hubieran hecho en las colonias más grandes, sino en las áreas periféricas como las Islas Farallón. Los inmigrantes son, generalmente, organismos jóvenes por lo que se cree que durante el evento El Niño, este grupo de edad presentó una alta mortandad que terminó siendo uno de los motivos que provocó la disminución en el número de individuos adultos presentes en las siguientes temporadas reproductivas en estas islas (Huber *et al.*, 1991).

Le Boeuf y Reiter (1991), estudiaron los efectos que tuvo El Niño de 1982-83 sobre la población de *M. angustirostris* en Año Nuevo, California. Durante este período hubo un aumento en la mortandad de crías con respecto a otros años, pero esto fue adjudicado al aumento en la frecuencia e intensidad de los eventos de tormenta. Además, hubo un aumento en la duración del período de alimentación de las hembras después de la reproducción durante 1982 y 1985, lo que podría indicar que enfrentaron mayores dificultades para encontrar alimento.

En el caso de las Islas del Canal, los nacimientos siguieron en aumento en los años posteriores al evento de El Niño 1982-83 (en 1989 hubo 45% más nacimientos que en 1982), lo que indica que cualquier mortalidad mayor de juveniles causada por El Niño 1982-83, tuvo consecuencias demográficas de corto plazo (Stewart y Yochem, 1991).

En California Central, Sydeman y Allen (1999) no encontraron correlación significativa entre la temperatura superficial del mar (TSM) y el índice de surgencia y la abundancia de elefantes marinos en las Islas Farallón y Punta Reyes en una serie de 20 años de datos.

Existe evidencia que apoya que la distribución de algunos pinnípedos está limitada por la temperatura del aire (Hansen y Lavigne, 1997). Los destetados de foca gris (*Halichoerus grypus*) se mantienen fuera del agua como una de las estrategias que usan para ahorrar energía durante el ayuno (Hansen y Lavigne, 1997). Una temperatura ambiental muy fría (por debajo del límite crítico inferior de su metabolismo), les daría una desventaja al momento de hacer su primer viaje al mar al estar en una condición física más pobre, por lo que, aparentemente, las hembras eligen sitios con temperaturas no muy frías para dar a luz y así disminuir los costos termorregulatorios en las crías.

En el EMN, los costos termorregulatorios son más altos en aire que en agua (Noren, 2002). Es decir, las adaptaciones para no perder calor en el agua fría, pueden inhibir la disipación del calor en tierra (Hansen y Lavigne, 1997). Incluso la hipertermia ha sido sugerida como la causa de muerte en algunos destetados de EMN excepcionalmente grandes que se encontraban tierra adentro del harem. (Reiter *et al.* 1978).

Debido a que las crías de EMN experimentan un desafío térmico en tierra, aquellos que estén en una colonia con temperaturas más altas se encuentran potencialmente en desventaja debido al alto costo energético que implica termorregular (Noren, 2002). La tasa metabólica de los destetados a temperatura ambiente (20.9°C) y agua cálida (14°C) es 10.6% y 8.7% mayor que en agua fría (3.8°C), respectivamente. (Noren, 2002).

El desafío térmico que enfrentan en tierra los destetados (debido al alto costo energético que implica termorregular) (Noren, 2002), lo compensan cambiando de posición para exponer diversas partes del cuerpo al sol, acarreado arena al dorso (“sandflipping”) y pasando períodos de tiempo cerca o en el agua (White y Odell, 1971; Noren, 2002).

Sin embargo, ya que una temperatura de 14°C en el agua representa un costo energético alto para los destetados (Noren, 2002) y estos realizan su primer viaje al mar alrededor entre marzo y abril (Le Boeuf y Laws, 1994; García-

Aguilar, 2004 a), podría ser que las hembras busquen lugares para dar a luz que permitan que, cuando los destetados salgan en su primer viaje al mar, no se encuentren navegando en aguas muy cálidas que les representen un alto costo energético. Si esto fuera cierto, entonces podría observarse algún patrón en la TSM que indicara que las islas con colonias reproductivas están en zonas con afluencia de aguas con temperaturas relativamente bajas, al menos cuando los destetados inician su primer viaje al mar.

Aunque existe un estudio sobre TSM relacionada con el comportamiento de buceo del elefante marino del norte durante los viajes de alimentación (Hakoyama *et al.*, 1994), en ninguno reporte publicado se analiza la TSM como un posible factor que influya en la distribución.

### **1.9 Estatus de protección**

Actualmente, en Estados Unidos, el elefante marino del norte se encuentra protegido (al igual que todos los mamíferos marinos) bajo la Marine Mammal Protection Act de 1972 (Marine Mammal Commission, 2007).

En México, la especie se encuentra protegida por la Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001, la cual enlista a las especies protegidas de México, incluidos todos los mamíferos marinos aunque con diferentes categorías de protección. El elefante marino del norte está bajo la categoría de “especie

amenazada” (D.O.F., 2002). La NOM-059-ECOL-2001 define esta categoría como: “Aquellas especies o poblaciones de las mismas, que podrían encontrarse en peligro de desaparecer a corto o mediano plazo, si siguen operando los factores que inciden negativamente en su viabilidad, al ocasionar el deterioro o modificación de su hábitat o disminuir directamente el tamaño de sus poblaciones.”

También está incluida en la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés), en la categoría de menor preocupación (IUCN, 2010).

## **2. JUSTIFICACIÓN**

La información acerca de la abundancia de una especie es fundamental para tratar asuntos sobre manejo como son las estrategias de explotación, el control de plagas y la conservación (Hammill *et. al.*, 1998).

Es importante enfocar los esfuerzos de conservación sobre ésta y otras especies, no sólo porque la extinción de una especie significa la desaparición de un recurso, sino también porque no se pueden predecir las consecuencias que esto traerá para el ambiente en el que la especie en cuestión se desarrolla. Todos los mamíferos marinos influyen de alguna forma el ambiente del cual forman parte ya que su abundancia y distribución pueden tener efectos importantes en la estructura y función de algunos ecosistemas (Bowen, 2007).

Además, México ha adquirido compromisos internacionales para proteger a diversas especies de mamíferos marinos y considera en su legislación diversos convenios (Convenio sobre la Conservación de Especies Migratorias de la Fauna Silvestre-ONU, Convención Internacional para la Reglamentación de la Caza de Ballena – CBI, Convenio Internacional sobre el Comercio de Especies en Peligro de Extinción-CITES; Kubli, 2003), por lo que recibe incentivos económicos. Las medidas de conservación que se tomen para ésta y otras especies de mamíferos marinos posicionan a México como un país que cumple con los compromisos adquiridos y estimulan a la comunidad internacional para continuar con el apoyo económico que brinda.

Debido a que la última estimación global de la abundancia del elefante marino del norte en México se realizó en 1991 y los reportes de su distribución en México no son continuos, es difícil establecer estrategias eficientes para su conservación. Por ello, es necesario contar con información actualizada sobre su abundancia y distribución.

Debido al cuello de botella demográfico al que se enfrentó la especie, se han realizado diferentes trabajos para conocer su variabilidad genética. Con base en el uso de diversos marcadores moleculares (alozimas, secuenciación de ADN mitocondrial, minisatélites, MHC) se ha concluido que esta especie posee muy poca variabilidad genética. (Hoelzel *et al.*, 1993; Hoelzel *et al.*, 1999; Abadía-Cardoso, 2005). Debido a esto, la IUCN (2010) mantiene al EMN en sus listas,

ya que consideran que podría encontrarse en un riesgo mayor a contraer enfermedades, o ser más susceptible ante el cambio ambiental (IUCN, 2010). Es decir, la baja variabilidad genética se puede interpretar como un mayor riesgo de vulnerabilidad, comparado con otros mamíferos marinos con la misma abundancia poblacional o incluso cuando se compara con algunas especies que también se cazaron intensamente y que tienen una recuperación demográfica menor.

La conservación funciona en dos direcciones, si se trata de conservar a una especie, esto puede traer como consecuencia la conservación del ambiente en el que se desarrolla y viceversa. Pero la toma de decisiones para la conservación necesita estar basada en información suficiente y actualizada. Por ello, no sólo son necesarios estudios sobre riesgos y amenazas a los que está expuesta la especie, sino también aquellos que incluyan monitoreo para conocer el estado actual de la población en México.

### **3. HIPÓTESIS**

Existen grupos de individuos de EMN en una cantidad mayor de islas del Pacífico oriental de la Península de Baja California, que lo que se encuentra reportado. Esta distribución está influenciada en cierto grado por la temperatura superficial del mar. La población de la especie en México ha aumentado comparado con la última estimación disponible (Stewart *et al.*, 1994). El método más práctico para estimar la abundancia del EMN en México, es a partir de

censos de hembras y las playas más importantes para ser monitoreadas son las que se encuentran en Isla Guadalupe, San Benito y Cedros.

#### **4. OBJETIVOS**

##### *General*

Proponer un método para el monitoreo del elefante marino del norte, *Mirounga angustirostris*, en México.

##### *Objetivos particulares*

1. Determinar la distribución estacional en el área de estudio y buscar una relación con la temperatura superficial del mar.
2. Comparar y analizar conteos realizados con diferentes métodos: Desde embarcaciones (conteo directo y por fotografía), desde tierra y a partir de fotografías aéreas.
3. Estimar la abundancia absoluta del elefante marino del norte, *Mirounga angustirostris*, en México.

#### **5. MÉTODOS**

##### **5.1 Área de estudio**

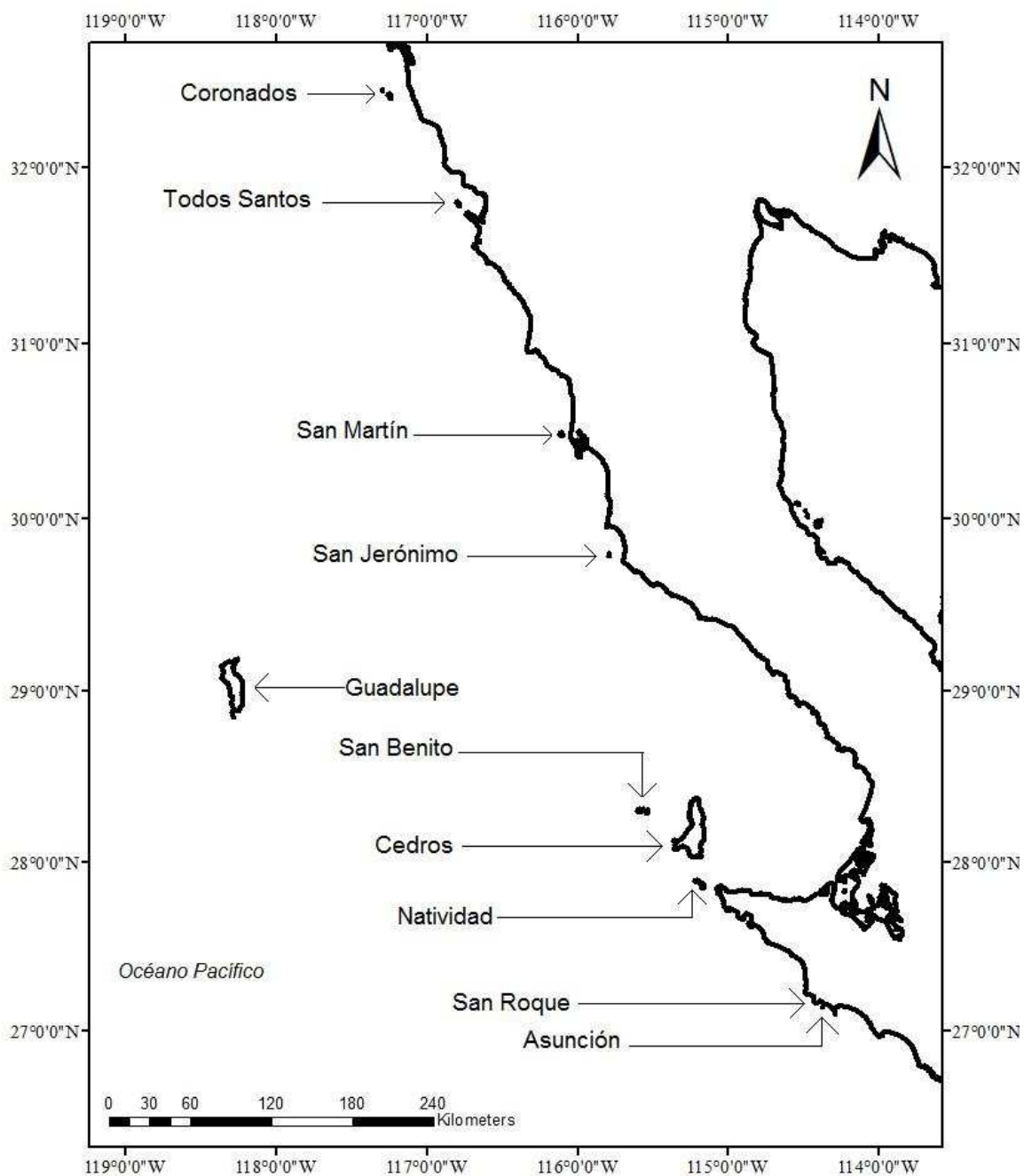
El área de estudio incluye 10 islas o complejo de islas de la Región Occidental de la Península de Baja California (ROPBC), desde los 32.5° hasta los 26.5° de latitud N. Ésta incluye la distribución actual del elefante marino del norte en

México. De norte a sur, las islas son: Coronados, Todos Santos, San Martín, San Jerónimo, Guadalupe, San Benito, Cedros, Natividad, San Roque y Asunción (Fig. 2).

Las características oceanográficas del área de estudio están dominadas por el Sistema de la Corriente de California (SCC). El SCC está constituido por una corriente superficial con dirección al Ecuador llamada Corriente de California(CC), por la Subcorriente de California (CU) y por la Contracorriente de California (CCC) que es costera y con una estacionalidad intermitente (Durazo *et al.*, 2005).

El área de estudio representa el límite sureño del SCC y en ella existen surgencias costeras en respuesta a vientos a lo largo de la costa con un flujo superficial predominante hacia el ecuador y una corriente subsuperficial dirigida hacia el polo que fluye a lo largo del talud continental (Durazo *et. al*, 2010).

El SCC es altamente productivo, caracterizado por la advección de aguas frías del fondo—fenómeno oceanográfico conocido como surgencia—. La conjunción de aguas ricas en nutrientes con abundante luz solar genera una alta productividad, que explica la riqueza de vida en las aguas de la región. (ANP, Aguirre *et al.*, 2005).



**Figura 2.** Área de estudio. Se encuentran señaladas las islas que se incluyen en este estudio (Coronados, Todos Santos, San Martín, San Jerónimo, Guadalupe, San Benito, Cedros, Natividad, San Roque y Asunción).

Aguirre-Muñoz *et al.*, (2005) mencionan que la región sureña del SCC puede clasificarse de acuerdo a las diferencias en la topografía costera y en la intensidad de las surgencias influenciadas por el viento: a) zona de mayores surgencias centradas en Punta Baja (que comprendería desde Isla Coronados hasta Isla San Jerónimo), b) Bahía de Vizcaíno con una circulación limitada y un remolino anticiclónico (que afecta al complejo insular San Benito, Cedros y Natividad) y c) la región al sur de Punta Eugenia (donde se encuentran San Roque y Asunción) que es definida por la circulación de aguas tibias subtropicales y del Golfo de California y remolinos de circulación ciclónica (ANP, Aguirre *et al.*, 2005).

Las aguas adyacentes a las islas de la ROPBC son ricas en cuanto a su productividad biológica y de gran valor económico y social para el país. (Aguilar *et al.*, 2005). Por su alto valor en términos de biodiversidad y productividad natural, varias de estas islas (Coronados, Todos Santos, San Jerónimo, San Martín, San Benito y Cedros) están en proceso de ser decretadas áreas naturales protegidas (ANP) (Aguilar *et al.*, 2005). Algunas ya forman parte de alguna ANP, como Isla Guadalupe (Reserva de la Biosfera Isla Guadalupe) y las islas Natividad, San Roque y Asunción (Reserva de la Biósfera El Vizcaíno) (Samaniego-Herrera *et al.*, 2007).

### **Islas Coronados**

Es un complejo de 3 islas principales y un islote de menor tamaño, todas de origen continental (Samaniego-Herrera *et al.*, 2007). Se encuentran aproximadamente a 13 Km del continente (Nava, 2007), frente a la ciudad de Tijuana (Samaniego-Herrera *et al.*, 2007).

La Isla Coronados Sur (32°24'33.17" N, 117°14'46.34" O) es la más grande con un perímetro de 7,947 m. La Isla Coronados Norte (32°26'26.24" N, 117°17'51.07" O) posee un perímetro de 3,346 m, mientras que la Isla Coronados Medio (32°25'2.96" N, 117°15'39.36" O.) tiene 1,963 m de litoral (Samaniego-Herrera *et al.*, 2007). El islote, también llamado Roca Media o roca Pílon de Azúcar, está separado de la Isla Coronados Media por un canal somero (Nava, 2007).

La línea de costa de las 4 islas presenta principalmente sustratos rocosos, pero existen dos playas pequeñas de arena, una de las cuales se encuentra en el sur de la isla más grande (Isla Coronados Sur) en donde se combina con roca (Lubinsky, 2010).

### **Islas Todos Santos**

Son dos islas de origen continental que se encuentran frente a la Bahía de Ensenada en el municipio de Ensenada a 18 Km de la costa, aproximadamente.

La isla Todos Santos Norte (31°48'38.89" N, 116°48'15.52" O) posee un

perímetro de 3,332 m, mientras que la Isla Todos Santos Sur ( $31^{\circ}48'7.91''$  N,  $116^{\circ}47'30.45''$  O) es la más grande, con un perímetro de 8,734 m (Samaniego-Herrera *et al.*, 2007)

La costa de estas islas está conformada en su mayoría por sustrato rocoso. Presentan algunas playas de canto rodado y playas en las que se combina más de un tipo de sustrato como grava y roca (Lubinsky, 2010).

### **Isla San Martín**

Se localiza frente a la Bahía de San Quintín ( $30^{\circ}29'20.90''$  N,  $116^{\circ}6'52.02''$  O), municipio de Ensenada (Aguirre *et al.*, 2005; Samaniego-Herrera *et al.*, 2007). Posee un perímetro de 7,211 m, es de origen volcánico y se localiza a 5.1 Km de la costa (Samaniego-Herrera *et al.*, 2007).

La costa insular está conformada en su mayoría de sustrato rocoso pero cuenta con una playa arenosa la cual está protegida por un rompeolas artificial (Lubinsky, 2010).

### **Isla San Jerónimo**

Se encuentra frente a la Bahía de El Rosario, municipio de Ensenada ( $29^{\circ}47'32.96''$  N,  $115^{\circ}47'29.78''$  O) a 9.7 Km de la costa. El perímetro es de 4,228 m y su origen es continental (Samaniego-Herrera *et al.*, 2007)

San Jerónimo presenta diversidad de sustratos en la costa. La mayoría es playa rocosa pero tiene algunas playas arenosas pequeñas, otras de canto rodado, además de algunos lugares con combinaciones de sustrato como canto rodado y roca (Lubinsky, 2010).

### **Isla Guadalupe**

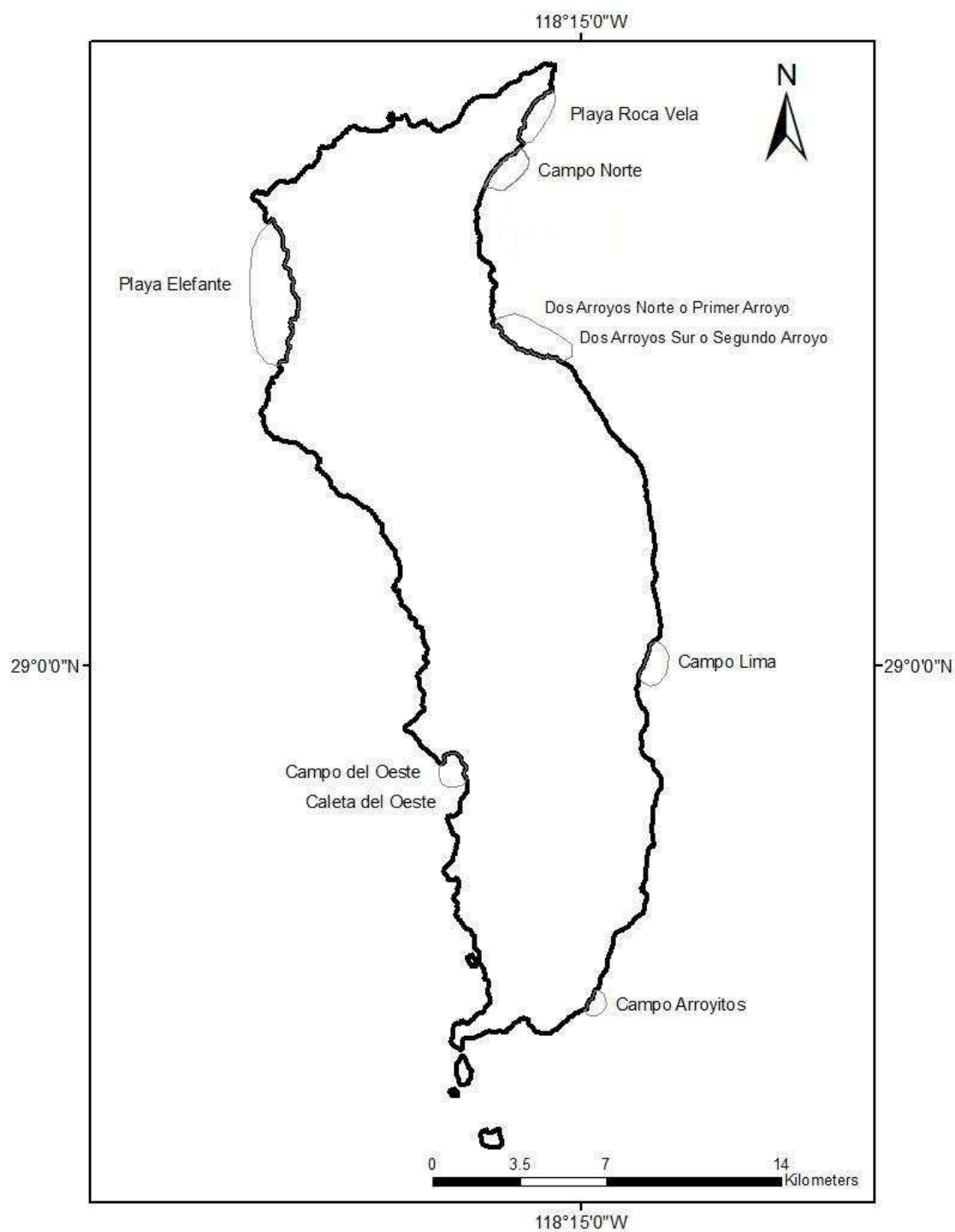
Isla Guadalupe es de origen volcánico y se localiza al oeste de la Península de Baja California (29°04'27.65" N, 118°17'35.49" O.) a 260 Km del continente. Tiene un perímetro de 97,443 m (Samaniego-Herrera *et al.*, 2007) y posee, además, dos islotes en la parte sur, llamados Islote Toro y el Islote Zapato, localizado a 3.2 Km de la costa (Gallo-Reynoso *et al.*, 2005).

La costa donde residen estos pinnípedos es escabrosa, compuesta de numerosas caletas, cuevas, tubos de lava, diques de basalto, acantilados verticales, playas estrechas de canto rodado y dos largas y anchas playas de arena gris-negra (Gallo-Reynoso *et al.*, 2005). El lado oeste de la isla es desértico y virtualmente inaccesible (a excepción de la Caleta del Oeste), al igual que el lado norte, debido al constante golpeteo del viento y del oleaje que viene sin obstáculos del océano Pacífico. El lado oriental es casi tan abrupto como el occidental, pero el mar es más tranquilo, protegido de los vientos y oleajes dominantes del noroeste (Gallo-Reynoso *et al.*, 2005).

Fleishcer (1978), menciona que del lado este de la isla se encuentra “Barracks Beach”, una playa de arena importante para la reproducción y descanso de *M. angustirostris* y que del lado oeste se encuentra “Playa Elefante”, la otra playa de sustrato arenoso de extensión considerable donde también es posible encontrar a esta especie. Por otro lado, Gallo-Reynoso *et al.* (2005), analizaron los censos de pinnípedos realizados en la isla de 1968 a 2003 y mencionan que las mayores agregaciones de elefantes marinos del norte durante la reproducción o la muda se encontraron en las playas arenosas: Playa Elefante, Playa Roca Vela, Playa Dos Arroyos, Playa Campo Norte, Playa Caleta del Oeste y la Playa de Arroyitos (Fig. 3). Algunos individuos se hallaron en otros lugares de las costas de la isla durante la temporada reproductiva, pero por lo general en playas marginales con poca arena y mucho canto rodado o con muy poco frente de playa.

### **Islas San Benito**

Es un complejo insular localizado al noroeste de la Isla Cedros (entre 27°18' y 28°21'N; 115°22' y 115°32'O) y está compuesto por 3 islas que reciben su nombre de acuerdo con su posición longitudinal: San Benito del Este (28°18'14.18" N, 115°32'42.39" O), San Benito del Centro y San Benito del Oeste (28°18'22.81" N, 115°35'43.63" O) (García-Aguilar, 2004<sub>a</sub>; Samaniego-Herrera *et al.*, 2007). Son de origen continental y se encuentran aproximadamente a 140 Km de la costa. El perímetro de la Isla del Este es de 6,538 m, mientras que el de la Isla del Oeste es de 9,976 m (Samaniego-



**Figura 3.** Playas de Isla Guadalupe ocupadas por *M. angustirostris*. Modificado de Gallo-Reynoso *et al.*, (2005).

Herrera *et al.*, 2007). La Isla del Centro es la más pequeña (García-Aguilar, 2004<sub>a</sub>).

En San Benito del Oeste, García-Aguilar (2004<sub>b</sub>) reporta la presencia de la especie en al menos 13 playas en donde *M. angustirostris* llega a reproducirse y a mudar, aunque durante su período de estudio, sólo en 7 de éstas playas las hembras formaron grupos.

La línea de costa de la isla del Oeste presenta playas pequeñas y separadas por formaciones rocosas (García-Aguilar, 2004<sub>a</sub>). El complejo insular presenta en su mayoría playas rocosas aunque también tiene playas arenosas, algunas de canto rodado y otras con combinaciones como canto rodado y roca (Lubinsky, 2010).

### **Isla Cedros**

Es una isla de origen continental que se localiza frente al Desierto Central, municipio de Ensenada (28°12'46.23" N, 115°12'51.4" O) (Aguirre *et al.*, 2005, Samaniego-Herrera *et al.*, 2007). Es la isla más grande del área de estudio con un perímetro de 130,970 m y una distancia de 100 Km la separa del continente. Esta isla es la única que posee un asentamiento humano permanente, con una población de 4,500 habitantes (Samaniego-Herrera *et al.*, 2007).

La isla presenta dos playas arenosas de gran extensión; una del lado oeste y la otra en el extremo sur. Tiene numerosas playas de bolsillo de canto rodado sobre todo en el este, además de varias puntas rocosas a lo largo de toda la isla (Lubinsky, 2010).

### **Isla Natividad**

Se encuentra frente a Punta Eugenia, municipio de Mulegé en Baja California Sur ( $27^{\circ}52'55.23''$  N,  $115^{\circ}11'33.72''$  O). Es de origen continental con un perímetro de 19,432 m y una distancia al continente de 9.3 Km (Samaniego-Herrera *et al.*, 2007).

La costa presenta numerosas puntas y zonas rocosas, una playa arenosa del lado este de la isla y numerosas playas de bolsillo conformadas por combinaciones de sustrato como arena y grava y roca y canto rodado (Lubinsky, 2010).

### **Isla San Roque**

Se localiza frente a la Bahía de San Roque en el municipio de Mulegé, Baja California Sur ( $27^{\circ}8'48.31''$  N,  $114^{\circ}22'40.47''$  O) a 1.9 Km de la costa. Es de origen continental y su perímetro es de 4, 856 m (Samaniego-Herrera *et al.*, 2007).

La línea costera presenta sustrato rocoso y algunas playas arenosas dispersas. También tiene playas de canto rodado y algunas playas con más de un tipo de sustrato, como arena y roca y canto rodado y roca (Lubinsky, 2010).

### **Isla Asunción**

Esta isla se localiza frente a la Punta Asunción en el municipio de Mulegé, Baja California Sur ( $27^{\circ}6'12.92''$  N,  $114^{\circ}17'34.27''$  O). La distancia de la isla al continente es de 1.8 Km y posee un perímetro de 3,967 m. Es de origen continental (Samaniego-Herrera *et al.*, 2007). Predomina el sustrato rocoso en la parte sur. El resto de la isla presenta playas en las que se combina roca con arena, además de una playa de canto rodado en el sur de la isla del lado expuesto y playas pequeñas de combinaciones como roca y canto rodado (Lubinsky, 2010).

### **5.2 Trabajo de campo**

Se realizaron salidas de campo estacionales para cada una de las islas en el área de estudio durante un año completo (2009). Las fechas de cada una de las salidas se encuentran en la Tabla I. Algunas islas no se visitaron durante el otoño (Guadalupe, San Benito, Cedros y Natividad) o primavera (Guadalupe).

El trabajo consistió en circunnavegar todas las islas del área de estudio en una embarcación menor, realizando conteos de individuos y tomando fotografías a

lo largo de la línea de costa. Se utilizó una cámara digital Canon EOS 10D DS6031 con un lente Canon 100-400mm f/4.5-5.6L EF IS y las fotografías se capturaron en formato JPG con una resolución de 8.1 megapíxeles.

Se procuró que los conteos desde la embarcación (directos-lancha) se realizaran a una distancia de 5 a 20 m de la costa insular, sin embargo, debido al oleaje en algunos casos la distancia superó los 50 m. Con la ayuda de binoculares (7X50), un observador realizó conteos de organismos para cada playa o punto particular en donde se observó algún individuo. Estos lugares fueron marcados con un posicionador global satelital (GPS) Garmin GSMAP y los individuos observados fueron categorizados por edad y sexo. El GPS también llevó registro de las rutas (track) de navegación de todas las islas y la hora se encontraba sincronizada con la de la cámara.

Cuando fue posible, se realizaron conteos desde tierra (directos-tierra) por un observador. Las caminatas se hicieron cerca de la línea de costa y acercándose lo más posible al grupo de individuos o individuo particular para categorizar lo mejor posible. También se utilizó un GPS para marcar los lugares donde se realizaron los conteos. No se tomaron fotografías desde tierra. Estos conteos se hicieron en Islas San Benito y San Martín en distintas temporadas y una playa de Isla Guadalupe durante el invierno.

**Tabla I.** Fechas de las circunnavegaciones por isla y estación del año.

Isla o grupo de islas	Estación del año			
	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
Coronados	3 jun 2009	28 ago 2009	13 nov 2009	4 feb 2009
Todos Santos	8 jun 2009	20 ago 2009	11 nov 2009	18 mar 2009
San Martín	19 jun 2009	8 jul 2009	31 oct 2009	19 feb 2009
San Jerónimo	18 jun 2009	9 jul-2009	30 oct 2009	20 feb 2009
Guadalupe	---	15-22 jul 2009	---	9-16 ene 2009
San Benito	21-22 may 2009	7-8 ago 2009	---	21-23 ene 2009
Cedros	25-26 may 2009	5-6 y 10 ago 2009	---	18 ene 2009
Natividad	24 may 2009	9 ago 2009	---	20 ene 2009
San Roque	17 may 2009	10 jul 2009	29 oct 2009	10 feb 2009
Asunción	17 may 2009	10 jul 2009	29 oct 2009	10 feb 2009

También en el invierno, se realizaron sobrevuelos en Isla Guadalupe (7 de enero) e Islas San Benito (19 enero) en los que se tomaron fotografías de las playas principales donde había EMN.

### 5.2.1 Categorización de individuos

El criterio para las categorías utilizadas en este estudio está basado en la literatura disponible pero también en la experiencia de campo de los contadores. Las categorías y características consideradas para la clasificación se describen a continuación:

*Crías:* Se consideraron a las crías recién nacidas y a los destetados (Le Boeuf *et al.*, 1974; Le Boeuf y Reiter, 1988). No se realizó distinción de sexo. Al nacer son de color negro pero al destete son de color gris plateado (Le Boeuf y Laws, 1994).

*Juveniles:* Se consideraron a todos los organismos de tamaño igual o menor al de una hembra pero que no sin crías (Le Boeuf *et al.*, 1974) y que podrían o no ser de color amarillento (Lowry *et al.*, 1996). También se incluyeron aquellos que eran machos con una probóscide apenas perceptible o en un estado de desarrollo primario (Le Boeuf, 1974). No se hizo distinción de sexo para los individuos. Si se observaron crías destetadas en primavera, se consideraron juveniles.

*Hembras:* Durante la temporada reproductiva se incluyeron aquellos individuos de menor tamaño que un macho adulto o subadulto y que no presentaran probóscide o abertura del pene. Para distinguirlas de los juveniles se consideró tanto el color amarillento de estos últimos (Lowry *et al.*, 1996) como el tamaño (menor en juveniles de hasta 3 años aproximadamente) (Le Boeuf *et al.*, 1974; Le Boeuf *et al.*, 1994; Le Boeuf y Reiter, 1988).

*Machos subadultos:* Se consideraron en esta categoría a individuos de tamaño mayor al de las hembras adultas, con abertura del pene presente y/o la

probóscide en desarrollo o ya desarrollada pero con pocas marcas y cicatrices de luchas en la probóscide y la parte rugosa del cuello (Le Boeuf, 1974).

*Machos adultos:* Se consideraron organismos que presentaron abertura del pene y/o una probóscide totalmente desarrollada y con una coloración rosada muy marcada. La parte rugosa del cuello presenta numerosas marcas y cicatrices, así como una coloración rosada muy notable (Le Boeuf, 1974). También se consideraron machos adultos a aquellos individuos identificados como dueños de harenes.

*Misceláneos:* Cualquier individuo que no pueda ser clasificado en alguna de las categorías anteriores (Lowry *et al.*, 1996).

### **5.3 Análisis de datos**

El protocolo para el análisis de datos se desarrolló de acuerdo a la temporada del año. Para la determinación de la distribución se consideraron las 4 estaciones del año. Debido a las características del ciclo anual de la especie, se pueden encontrar más animales en tierra durante el invierno, es por esto que la estimación de abundancia se realizó a partir de los conteos del invierno. Por esta misma razón, la propuesta del método para el monitoreo de la especie está basada también en los conteos de invierno.

### 5.3.1 Distribución estacional

Se elaboraron mapas con la localización de los EMN por temporada para cada isla, a partir de los conteos foto-lancha, es decir, aquellas fotografías tomadas simultáneamente al momento de hacer el conteo desde la embarcación. Para ello se utilizó la herramienta ArcMap del programa ArcGIS 9.3 (ESRI Inc., 2009), la cual permite crear sistemas de información geográfica mediante el uso de capas de información.

Se seleccionó el tipo de conteo foto-lancha ya que 1) no siempre fue posible realizar conteos directos-lancha categorizando individuos y 2) se tenían fotografías para las 4 estaciones del año.

Cada fotografía se contabilizó con el programa Image-Pro Plus 6.0 (Media Cybernetics Inc., 2006), el cual permite marcar a cada individuo presente en una imagen digital de acuerdo a su categoría, generando una tabla de datos con el registro de cada marca.

El conteo se hizo identificando a aquellos individuos, en grupo o solitarios, que se encontraban en la misma playa. Cada fotografía se contabilizó de manera individual, pero a cada grupo de fotografías pertenecientes a la misma playa se le llamó secuencia. Se utilizaron las playas ya que, generalmente, es la unidad de conteo de la especie (Rothery y McCann, 1987; Galimberti y Sanvito, 2002; García-Aguilar, 2004<sub>b</sub>). En este estudio se consideró como playa toda porción

de la costa con sustrato de arena, grava y/o canto rodado que se encontraba delimitada por características topográficas identificables (formaciones rocosas, murallas, cambio abrupto de sustrato), que interrumpieran la continuidad de la playa.

La posición de las playas en donde se encontraban los elefantes, se aproximó por medio de la asignación de una posición geográfica a cada una de las foto-lancha mediante el uso del programa RoboGeo v. 5.9 (Pretek Inc, 2009). Este programa, de manera automática, asignó una posición a cada fotografía a partir de archivos de ruta (track) guardados en el GPS y utilizando la hora en que fue tomada la fotografía, generando una tabla de datos con las coordenadas geográficas de cada fotografía.

Aquellas playas cuya posición no fue posible aproximar, fueron localizadas de manera visual utilizando el programa Google Earth 5.2.1 (Google Inc., 2009). Mediante las imágenes aéreas que este programa proporciona, fue posible distinguir la posición exacta y algunas características topográficas de las playas para compararlas con las observadas en las foto-lancha. En el caso de Islas San Benito y Guadalupe, la identificación de las playas también se hizo con la ayuda de las fotografías aéreas de los elefantes.

Los individuos solitarios (que no se encontraban en las cercanías de un grupo de EMN) en el agua o que no estaban en alguna playa, se marcaron en la posición exacta que indicó la tabla generada por el programa RoboGeo.

Para cada uno de los mapas se elaboró una tabla con los conteos por categoría obtenidos en cada playa.

### **5.3.2 Temperatura superficial del mar**

Para intentar explicar la distribución del EMN en el área de estudio, se analizó la TSM del año de muestreo (2009).

Se utilizaron imágenes satelitales diarias de TSM obtenidas con el sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer,) de la NASA, con resolución de 1 Km para elaborar imágenes compuestas semanales (ICS) del área de estudio. Una imagen compuesta es un promedio de los datos de cada imagen que se utilizó para elaborarla. Una vez construida la ICS, se obtiene de manera automática, una segunda imagen que muestra cuántos datos útiles por pixel se obtuvieron de todas las imágenes consideradas para construir la ICS, a la que se le llamará ICS complementaria. Por lo tanto, esta imagen es un indicativo de la calidad de la ICS.

La ICS de TSM fue hecha con 7 fotografías y se seleccionaron 4 semanas de cada estación del año para el análisis, considerando 2 factores: 1) fechas en que se realizaron la mayor cantidad de salidas de campo a las islas y 2) presencia de nubes en las imágenes que compondrían la ICS, es decir, la calidad de la imagen diaria.

El software utilizado para el análisis de las imágenes fue Windows Image Manager Software (WIM SOFT) v. 6.2.1 ([www.wimsoft.com](http://www.wimsoft.com)) el cual permite visualizar, analizar y extraer datos de imágenes satelitales.

Debido a que las imágenes de TSM tienen un alcance de 11 mm profundidad, se compararon con imágenes de clorofila *a* ( $Chl_a$ ), cuyo alcance es el de la capa eufótica (Demarcq y Dagorne, 2011).

### **5.3.3 Métodos de conteo**

Debido a que este trabajo busca proponer un método de monitoreo de la especie en México, se realizaron comparaciones entre los conteos realizados con diferentes métodos (directos-lancha, directos-tierra, fotog-lancha y foto-aire). Estos tipos de conteos se encuentran descritos a continuación.

1.- Conteos directos-lancha. Realizados en el campo por observadores desde embarcaciones menores.

2.-Conteos directos-tierra. Realizados en el campo por un observador, a través de caminatas en las playas e islas donde la topografía lo permitió.

3.- Conteos foto-lancha. Las fotografías se tomaron simultáneamente a los conteos directo-lancha, los conteos se realizaron a partir de estas fotografías, por un contador entrenado para identificar categorías.

4.- Conteos foto-aire. Realizados a partir de fotografías tomadas desde el aire, por un contador entrenado para identificar categorías.

Para la comparación se utilizó el número de hembras ya que la estimación de abundancia seleccionada para este estudio se hace a partir de esa categoría (ver sección de Estimación de abundancia). Para ello, se seleccionaron playas de Guadalupe, Cedros y el complejo insular San Benito considerando que cumplían 2 requisitos: 1) se presentan playas donde se realizó más de un método de conteo y 2) en ellas se contabilizaron el mayor número de individuos de toda el área de estudio.

Para asegurar que todos los conteos correspondieran a la playa en cuestión, aquellos obtenidos con la foto-lancha y la foto-aire, se asignaron utilizando la misma técnica utilizada para la elaboración de los mapas (sección Distribución estacional); mientras que los conteos directo-tierra y directo-lancha, contaban

con una posición tomada con el GPS. Las posiciones geográficas de cada conteo se analizaron con el programa Google Earth 5.2.1 (Google Inc., 2009) para determinar cuáles correspondían a la misma playa.

Algunas playas que aparecen en la distribución, fueron fusionadas para hacer que coincidieran con otros tipos de conteo (por ejemplo, en el conteo directo se consideró como una sola playa pero en el conteo en fotografía se separó en 2 o viceversa). Las playas que presentaron evidencias de errores en alguno de los métodos de conteos (por ejemplo, fotografías fuera de foco o anotaciones específicas del observador), fueron excluidas del análisis.

Una vez asignados todos los tipos de conteo disponibles para las playas, se evaluó el grado de concordancia entre todos los métodos de conteo. Para ello se calculó el coeficiente de concordancia de Kendall (Lehmann, 1985) con el programa SPSS 17.0 (PASW Statistics 17.0 2009). Dicho coeficiente es una medida de asociación o correlación entre más de 2 muestras dependientes, lo cual permite evaluar el grado de concordancia entre varios grupos de rangos para varios sujetos u objetos (Sheskin, 2000). La hipótesis alterna es que es que existe diferencia, al menos, entre uno de los métodos comparados con alguno de los otros; la hipótesis nula es que los conteos comparados no son diferentes.

Los valores del coeficiente de concordancia de Kendall van del 0 al 1. Un valor de 0 indica nula concordancia entre los rangos, mientras que cuando existe una concordancia completa entre todos los grupos de rangos, el valor será de 1 (Sheskin, 2004).

También se realizaron pruebas de rangos señalados de Wilcoxon para muestras pareadas (Lehmann, 1985) para determinar si hubo diferencias significativas en cada combinación posible de métodos pareados, por lo que la hipótesis alterna es que existe diferencia significativa entre el par de conteos comparado. En este caso, las playas fueron consideradas las variables independientes y los conteos las variables dependientes.

Además, para conocer la magnitud de la diferencia entre los pares de combinaciones con diferencias significativas, se calcularon los porcentajes de subestimación entre ambos métodos correspondientes. Para ello, se obtuvo el total de hembras contabilizado con cada método y se calcularon los porcentajes de diferencia con base en la mediana más alta.

Para considerar en el análisis de los resultados las fechas en que se llevaron a cabo los conteos, para cada combinación se graficaron las fechas de conteo de cada método.

### 5.3.4 Repetitividad de los conteos

Para determinar qué tan confiables son los conteos realizados, es necesario realizar una prueba de repetitividad. La repetitividad es una de las medidas de confiabilidad utilizadas para evaluar múltiples medidas en el mismo individuo. Es un coeficiente de correlación intraclase (CCI) basado en la varianza de los componentes derivados del análisis de varianza (ANOVA) de una vía (Lessels y Boag, 1987). Dichos componentes son la varianza debida a las diferencias entre grupos o sujetos (entre-sujetos) y la varianza debida a la medición de cada grupo o sujeto (intra-sujeto).

El ICC se puede obtener de programas estadísticos y en este trabajo se utilizó el paquete SPSS 17.0 (PASW Statistics 17.0, 2009).

Las ecuaciones para calcular la repetitividad y que el SPSS utiliza para el cálculo del ICC son:

$$r = \frac{S^2_A}{S^2 + S^2_A} \quad \text{Ecuación (1)}$$

Donde  $r$  es la repetitividad,  $S^2$  es el componente de la varianza dentro de los grupos y  $S^2_A$  es el componente de la varianza entre grupos. Este último componente es calculado a partir de las medias cuadráticas en el análisis de varianzas y se calcula de la siguiente manera:

$$S^2 = MS_W \quad \text{Ecuación (2)}$$

y:

$$S^2_A = (MS_A - MS_W)/n_0 \quad \text{Ecuación (3)}$$

Donde  $MS_A$  es el componente de varianza entre grupos y  $MS_W$  es el componente de varianza dentro de los grupos, mientras que  $n_0$  es el coeficiente relacionado al tamaño de muestra de los individuos, el cual se calcula como:

$$n_0 = \left[ \frac{1}{(a-1)} \right] \left[ \sum_{i=1}^a n_i - \left( \frac{\sum_{i=1}^a n_i^2}{\sum_{i=1}^a n_i} \right) \right] \quad \text{Ecuación (4)}$$

donde  $a$  es el número de grupos y  $n_i$  es el tamaño de muestra de cada grupo.

Debido a que los únicos conteos a los que era posible aplicar la prueba de repetitividad eran los obtenidos con el método foto-lancha, y la mayoría de las playas del área de estudio fueron cubiertas con éste método, estos conteos fueron utilizados para determinar la distribución estacional y estimar la abundancia. La prueba de repetitividad se hizo con una selección de fotografías del método foto-lancha para evitar que el segundo contador tuviera que contabilizar todas las fotografías del área de estudio.

Cada contador realizó conteos de 50 fotografías que componían la prueba en 3 ocasiones en días distintos. Se consideró como un grupo a los individuos contabilizados en cada playa (secuencia). Mientras que el tamaño de muestra se refiere al número de veces que fue contado cada grupo, es decir, el número de contadores, que en este caso fueron dos.

Debido a que el CCI es una proporción, los valores van de 0 (variabilidad alta entre contadores) a 1 (variabilidad baja entre contadores). El porcentaje de similitud recomendable entre cada par de conteos analizados debe ser  $\geq 0.95$ , si se obtiene este valor entre los dos contadores, entonces la confiabilidad de los conteos del contador principal es alta.

Las fotografías seleccionadas para la prueba fueron las correspondientes al invierno y sólo se evaluaron los conteos de hembras por ser esta la información con la que se estimó la abundancia (ver sección Estimación de abundancia). Ambos contadores siguieron lineamientos y criterios iguales para clasificar a los individuos, similares a los utilizados para el conteo de todas las fotografías del invierno.

Para obtener una muestra representativa, las secuencias de fotografías de las playas de toda el área de estudio se clasificaron con base en 4 criterios: 1) inclinación, 2) abundancia, 3) grado de dificultad y 4) calidad de las fotografías. La inclinación se refiere a la pendiente de la playa y se categorizó en a) plano o

b) anfiteatro. La abundancia se clasificó en a) poco abundante ( $\leq 10$  individuos) y b) abundante ( $\geq 11$  individuos). El grado de dificultad consideró la proximidad entre animales, es decir, que tan complicado era distinguir a los individuos unos de otros y se clasificó en a) fácil y b) difícil. Por último, la calidad de las fotografías consideró la cercanía a la costa o si se encontraban fuera de foco y se clasificó en a) alta y b) baja. Se seleccionaron aquellas playas que, en conjunto, representaran a todas las categorías.

### **5.3.5 Estimación de abundancia**

Dado que sólo se tiene un conteo por isla en la temporada y se contabilizaron fotografías del método foto-lancha de toda el área de estudio categorizando individuos, se utilizó el modelo Rothery y McCann (1987) para estimar la abundancia de hembras y así, obtener la producción de crías para aplicar el factor de corrección publicado por McCann (1985).

La única información disponible respecto al ciclo reproductivo del EMN en México es el trabajo de García-Aguilar (2004<sub>a</sub>), por lo que se consideró el máximo de la temporada reportada para San Benito (19 de enero). De esta forma, se determinó que la mayoría de los conteos (excepto los de Todos Santos, San Martín y San Jerónimo) se hicieron en el período de 15 días antes o 15 días después de esa fecha, con lo que se siguen las recomendaciones de Rothery y McCann (1987), Galimberti y Sanvito (2001) y García-Aguilar (2004<sub>a</sub>),

respecto a las fechas en que se deben realizar los conteos para aplicar el modelo.

El modelo de Rothery y McCann (1987) está basado en que el número de hembras presentes en determinada fecha en la colonia es igual al número que ha llegado, menos las que ya partieron y supone que el patrón temporal de las hembras sigue una distribución normal con media  $\mu$  (medida en días a partir de una fecha establecida) y con desviación estándar  $\sigma$ . También supone que la variación de la permanencia en tierra de las hembras es despreciable (McCann, 1985), por lo que el modelo considera que todas las hembras permanecen en tierra por el mismo período de tiempo,  $S$  (días).

Si  $N_{Hi}$  representa el total de hembras en la playa  $i$  y  $n_i(t)$  son hembras contadas en el tiempo  $t$  en  $i$ ,

$$n_i(t) = N_{Hi} p_i(t, \mu_i, \sigma_i, S) \quad \text{Ecuación (5)}$$

donde  $p_i(t, \mu_i, \sigma_i, S)$  es la proporción esperada de hembras en  $i$  al tiempo  $t$ . Esta proporción considera a todas las hembras que estaban en tierra antes del tiempo  $t$  menos las que volvieron al mar antes de  $t-S$ . Si la llegada de hembras a tierra sigue una distribución normal,

$$p(t, \mu_i, \sigma_i, S) = \Phi\left(\frac{y - \mu_i}{\sigma_i}\right) - \Phi\left(\frac{t - S - \mu_i}{\sigma_i}\right) \quad \text{Ecuación (6)}$$

donde  $\Phi$  representa la distribución acumulada de la distribución normal estandarizada. La Ecuación 6 describe una curva simétrica alrededor de  $t = \mu_i + S/2$ , en la cual el valor máximo ocurre en  $2\Phi(S/2\sigma) - 1$ . Por lo tanto, la proporción total de hembras en tierra representada en el máximo de la temporada, depende de la razón del tiempo que pasan en tierra y la desviación estándar del momento en el que llegan. En el caso extremo de que todas las hembras llegaran a la playa juntas, lo cual se representaría con  $\sigma = 0$ , la Ecuación 2 tiene una curva con pico plano que dura  $S$  días. Por lo tanto,  $\sigma$  es una medida de la sincronía en el proceso de la llegada a las playas (Rothery y McCann, 1987).

Finalmente, el número total de hembras se calcula como

$$N_{HT} = \sum_{i=1}^K n_i(t)$$

$$\text{Ecuación (7)}$$

donde  $K$  es el número de fechas en que se realizaron conteos y la variación de  $N_{HT}$  es la suma de los errores estándares de las estimaciones de  $N_{Hi}$ .

Para una playa en particular en un año determinado, los parámetros  $\mu$ ,  $\sigma$  y  $S$  serán desconocidos y deben ser estimados (Rothery y McCann, 1987). García-

Aguilar (2004<sub>b</sub>) utilizó el método de captura y recaptura de hembras en Isla San Benito del Oeste para calcular estos parámetros y reportó que el máximo de la temporada  $\mu$ , fue el día 19 de enero en las temporadas 2001-2002 y 2002-2003; la desviación estándar fue de 5 y 4.6 días en 2001-2002 y 2002-2003, respectivamente, y la duración en tierra de las hembras  $S$ , fue de 31 días para ambas temporadas. García-Aguilar (2004<sub>a</sub>) elaboró 2 curvas con la distribución temporal de las hembras (una para cada temporada), considerando el día primero de diciembre como el día 1 de la temporada reproductiva.

Dado que no fue posible calcular los mencionados parámetros para los datos de este estudio en particular, se elaboró una curva de la distribución temporal de las hembras con los datos que conforman las 2 curvas reportadas por García-Aguilar (2004<sub>b</sub>) y facilitadas por la misma autora. No hubo diferencias significativas entre ambas temporadas analizadas por lo que se obtuvieron los promedios de las proporciones esperadas de cada día para elaborar dicha curva.

Esta curva con la distribución temporal de las hembras permite obtener la proporción esperada de hembras en tierra para cada día de la temporada reproductiva, por lo que el cálculo del total de hembras que hubo en la temporada en una fecha dada, se obtiene mediante una simple sustitución:

$$N_{Hi} = n_i(t) / \Phi D \quad (\text{Ecuación 8})$$

Donde  $\Phi D$  es la proporción esperada de hembras en tierra en el tiempo  $t$ .

Una vez obtenido el total de hembras, se calculó el número de crías producidas considerando la tasa de natalidad. Para este estudio se consideraron los datos publicados por García-Aguilar (2004<sub>a</sub>) para las Islas San Benito, en donde se presentó durante las 2 temporadas reproductivas consecutivas analizadas, una tasa de natalidad del 90%.

Por último, para estimar el total de la población, se aplicó al total de crías producidas, un factor de corrección de 4.5 publicado por McCann (1985), el cual es considerado para poblaciones en crecimiento. Este factor permitirá comparar los resultados con la última estimación disponible (Stewart *et al.*, 1994).

Las hembras contabilizadas fuera del período de los 15 días antes y después del máximo de la temporada fueron excluidas de la aplicación del modelo Rothery y McCann para la estimación total de hembras. En su lugar, se consideraron como la “cantidad mínima de hembras presentes” en la isla en cuestión y sumadas directamente al total estimado de hembras, por lo que no quedaron excluidas en el cálculo de la producción de crías.

Para calcular el error de la estimación se consideraron 2 fuentes de error principales: las relacionadas con la medición (en este caso, los conteos) y las del procesamiento de los datos (en este caso, el modelo aplicado).

Los errores en la medición considerados fueron la confiabilidad de los conteos del contador principal y los individuos que dejan de contarse debido al método utilizado. Estos últimos datos se obtendrán de los resultados de la comparación de métodos de conteo.

El error considerado debido al tipo de modelo, fue el porcentaje de variación entre los conteos directos y el número estimado de hembras con el modelo Rothery y McCann, que obtuvo García-Aguilar (2004<sub>b</sub>). Es decir, qué tanto se ajustó el número de hembras contabilizadas con las estimadas. García-Aguilar no publica los porcentajes de variación obtenidos para cada conteo (diarios), pero menciona que después del 24 y 28 de diciembre (temporada 1 y 2, respectivamente), el porcentaje de variación disminuye a menos del 10%, excepto quizá al final de la temporada. Este valor del 10% (que también es mencionado por Galimberti y Boitani, 1999) y se tomó para el cálculo por ser el máximo que García-Aguilar pudo haber obtenido y, además, porque los conteos se hicieron después diciembre y antes del final de la temporada reproductiva, por lo que es viable que se aplique a los datos de este estudio.

## **6. RESULTADOS**

### **6.1 Distribución estacional en el área de estudio**

Los mapas de todas las islas por temporada, con sus respectivas playas y tablas con conteos a los que se hace referencia en esta sección (6.1), se encuentran en el Anexo II. Los números asignados a las playas de cada isla variaron de acuerdo a la estación del año debido a que sólo se les asignaron nombres aquellas con la presencia de EMN. Es decir, en una isla determinada, la playa 10 del verano no necesariamente será la misma que la playa 10 del otoño.

Se analizaron un total de 68,587 fotografías que componen el registro de las 4 temporadas del año.

#### ***Invierno***

Durante esta temporada, se revisaron 12,834 fotografías con método fotolancha y se contabilizaron 750 con individuos de EMN con las se cubren todas las áreas en donde se encontró a la especie.

Los conteos presentados en Isla Guadalupe (Fig. 5 y 6, Tabla 1), incluyen 4 playas (Gi-17, Gi-18, Gi-19 y Gi-20) contabilizadas con el método foto-aire pues fue el único disponible para estos sitios.

Se encontraron individuos en todas las islas del área de estudio, a partir de los conteos foto-lancha, excepto en San Martín, Natividad y San Roque. En San Martín (Fig. 3), se observaron 3 crías con el método directo-tierra y en Natividad se observaron 2 hembras, 2 crías y 2 jóvenes con el conteo directo-lancha. El mapa de esta última isla no se elaboró debido a que no hubo fotografías ni ruta de GPS disponibles.

Se presentan 2 nuevos registros de la presencia de la especie en el área de estudio: Todos Santos (Fig. 2) y San Jerónimo (Fig. 4). Además, se reporta por primera vez como colonia reproductiva la Isla Asunción (Fig. 13).

En todas las islas visitadas se observaron crías. En Todos Santos (Fig. 2, Anexo II), San Martín (Fig. 3, Anexo II), San Jerónimo (Fig. 4, Anexo II), Natividad y Asunción (Fig. 13, Anexo II), la cantidad de crías fue  $\leq 3$  y en Todos Santos, San Martín y Asunción sólo hubo destetados.

En total, en toda el área de estudio, incluyendo los datos de foto-aire, se contabilizaron 7,447 individuos. La categoría más abundante fue la de hembras (4,953), seguida por las crías (1,892).

Las islas con mayor número de individuos contabilizados fue Guadalupe (3,616) (Figs. 5, 6, 7 y 8, Tabla 1), seguida por San Benito del Oeste (1,182) (Fig. 9, Tabla 2) y Cedros (1,053) (Fig. 12, Tabla 5). Estas 3 islas junto con San Benito

del Centro (865) (Fig. 10, Tabla 3) y del Este (628) (Fig. 11, Tabla 4) representan alrededor del 94.8% de los individuos contabilizados durante el invierno.

### ***Primavera***

Se analizaron 17,028 fotografías tomadas con el método foto-lancha con las cuales se cubrió toda la línea de costa de las islas que se visitaron. De estas fotografías, se contabilizaron 330 que presentaban individuos de EMN y con las cuales se cubrieron todas las áreas donde se encontraba presente la especie.

De todas las islas visitadas, la especie no se encontró en San Martín, San Roque y Asunción. Sin embargo, durante el conteo directo-tierra en San Martín (Fig. 16) se encontraron 3 juveniles.

Sólo se observó un macho adulto en toda el área de estudio y fue en Isla Coronados (Fig. 14). Machos subadultos fueron observados en todas las islas donde se detectó la presencia de la especie, con excepción de y San Martín (Fig. 16), San Jerónimo (Fig. 17) y Natividad (Fig. 22).

A diferencia del invierno, durante la primavera sí se observaron individuos en Isla Natividad, mientras que el número de individuos misceláneos aumentó considerablemente en toda el área de estudio, de 68 en invierno a 735.

En total, fueron contabilizados 1,625 individuos en el área de estudio. La categoría más abundante fue la de misceláneos (735), seguidos por los juveniles (706) y después por las hembras (163).

### ***Verano***

Las fotografías analizadas de la temporada de verano ascienden a 34,205. De éstas, se contabilizaron sólo 144 con individuos de EMN.

La especie estuvo presente en todas las islas visitadas excepto San Martín, Natividad, San Roque y Asunción. Otros métodos de conteo tampoco señalan la presencia de la especie en ninguna de estas islas (directo-lancha y directo-tierra en San Martín y directo-lancha para Natividad, San Roque y Asunción).

Todos Santos (Fig. 24) fue la única isla donde no se observaron machos adultos ni subadultos.

En Isla San Benito Centro (Fig. 28) se presentan datos del conteo directo-tierra, pues fue el único realizado en esta isla. El total de individuos contabilizados es la sumatoria de lo observado por 2 contadores: Cada uno contó una mitad de la isla.

En toda el área de estudio se contabilizaron un total de 612 individuos de EMN. La categoría más abundante fue la de machos adultos (195), seguida de los machos subadultos (193) y los juveniles (128).

### ***Otoño***

En otoño se analizaron 4,520 fotografías, de las cuales se contabilizaron únicamente 14.

Se detectó la presencia de individuos en Coronados (Fig. 31), Todos Santos (Fig. 32), San Martín (Fig. 33) y San Jerónimo (Fig. 34). Sólo se observaron individuos juveniles y misceláneos en toda la temporada, con excepción de Isla Todos Santos (Fig. 32), donde se observó al único ejemplar de otra categoría: un macho subadulto.

El número de individuos de EMN observados en Isla San Martín (Fig. 33) fue mayor que en el resto de las temporadas con 12 juveniles presentes, detectados mediante fotografías tomadas durante el conteo directo-tierra, el único disponible para ese sitio. En total, incluyendo el conteo directo-tierra, fueron contabilizados 49 organismos de EMN.

### 6.1.1 Distribución estacional por isla

Isla Coronados presentó individuos a lo largo de las 4 estaciones del año en 2 playas (Figs. 1, 14, 23 y 31). Dichas playas se encuentran en la Isla Coronados Sur y Coronados Centro.

En Todos Santos se observaron individuos durante las 4 estaciones del año (Figs. 1, 15, 24 y 32) en una de sus playas (TS-01) y sólo en invierno (Fig. 2) se detectó la presencia de individuos en una segunda playa (TSi-02). Ambos lugares se localizan en la Isla Todos Santos Sur.

San Martín presentó individuos en invierno (Fig. 3), primavera (Fig. 16) y otoño (Fig. 34) en la única playa de la isla.

En San Jerónimo se localizaron individuos durante las 4 estaciones del año. En invierno (Fig. 4) se distribuyeron en 3 playas al este de la isla (SJI-01, SJI-02 y SJI-03) y 1 al noreste (SJI-04). Durante la primavera (Fig. 17) y el otoño (Fig. 34) sólo se observaron individuos en 1 playa: SJP-01 y SJO-01, respectivamente; ambas del lado sureste de la isla. Únicamente en verano (Fig. 25) fue posible observar individuos del lado suroeste (Playa SJV-02).

En Isla Guadalupe, la especie estuvo presente en 22 playas en el invierno (Figs. 5 y 6, Tabla 1) y 6 playas en el verano (Fig. 26) y de estas últimas, todas ya habían sido detectadas en el invierno.

Las playas con mayor número de individuos durante el invierno (Figs. 5 y 6, Tabla 1) fueron Gi-10, localizado en el lado oeste de la isla; seguida por Gi-02 y después por Gi-04 y Gi-03, todas del lado este. En conjunto, las 4 playas tienen el 92% de todos los individuos de la isla.

En San Benito Oeste, durante el invierno se registraron EMN en 30 playas (Fig. 9, Tabla 2), en primavera estuvo presente en 22 playas (Fig. 18) y en el verano sólo en 5 (Fig. 27).

Durante el invierno (Fig. 9, Tabla 2), la mayor cantidad de individuos se observaron en la playa SBOi-13, seguida por la SBOi-19 y SBOi-17. Si estos individuos se suman a los contabilizados en las playas SBOi-05, 06, 07, 10, 12, 15, 20, 27, 28 y 29, se obtiene el 90% de todos los EMN presentes en la isla, es decir, en 13 playas de las 30 registradas.

La mayoría de las playas de primavera con EMN en SBO (Fig. 18, Tabla 6), tuvieron individuos también en el invierno (Fig. 9, Tabla 2) a excepción de las playas SBOp-03, 06, 12, 14, 15, 17, 21. Y todas las playas del verano (Fig. 27), tuvieron individuos presentes en invierno y primavera, a excepción de SBOv-03 que no presentó individuos durante el invierno.

En Isla San Benito Centro se presentaron individuos durante las 3 temporadas que se visitó. En invierno se registraron 19 playas con EMN (Fig. 10, Tabla 3), en primavera 25 (Fig. 19, Tabla 7) y en verano 7 (Fig. 29).

En el invierno (Fig. 10, Tabla 3) la playa con mayor cantidad de individuos fue SBCi-03, seguida por SBCi-14 y SBCi-05. Los individuos de estas playas, junto con los de las SBCi-02, 08, 11, 15, 16 y 19 representan el 92% de todos los EMN en la isla.

Todas las playas de invierno (Fig. 10, Tabla 3) estuvieron ocupadas durante la primavera (Fig. 19, Tabla 7), excepto la SBCi-06 y la SBCi-12. Las playas de verano (Fig. 29) estuvieron ocupadas durante la primavera y el invierno, excepto la SBOv-01.

Para San Benito del Este, durante el invierno se registraron EMN en 14 playas (Fig. 11, Tabla 4), en primavera 11 (Fig. 20, Tabla 8) y en verano 7 (Fig. 29).

Las playas registradas durante la primavera (Fig. 20, Tabla 8) también estuvieron ocupadas en invierno (Fig. 11, Tabla 4), excepto la SBEP-06 y la SBEP-09. Todas las playas ocupadas durante el verano, con excepción de la SBEv-04 (que sólo se registró en esta temporada) ya habían sido ocupadas durante el invierno y la primavera.

En invierno, la playa con mayor número de EMN fue la SBEi-01, seguida por la SBEi-05 y la SBEi-04 (Fig. 11, Tabla 4). Estas 3 playas junto con la SBEi-08, 10, 11, 12 y 13, constituyen el 90% de todos los individuos de la isla.

En Isla Cedros, el mayor número de playas con individuos de EMN se registró en invierno con 20 (Fig. 12, Tabla 5). En primavera se registraron 19 (Fig. 21, Tabla 9) y en verano sólo 5 (Fig. 30). La mayoría de las playas se presentaron del lado este de la isla en las 3 temporadas.

Las playas registradas en primavera (Fig. 21, Tabla 9) que no habían sido ocupadas anteriormente durante el invierno (Fig. 12, Tabla 5) fueron la CEp-01, 02, 05, 08, 09, 15 y 17. La única playa de verano que no se registró en las otras 2 temporadas fue la CEv-03.

En invierno (Fig. 12, Tabla 5), las playas con mayor número de individuos fueron CEi-19, seguida por CEi-07. En tercer lugar estuvieron las playas CEi-06 y CEi-17 con el mismo número de individuos. Estas playas, junto con la CEi-04, 05, 08, 09 y 16, acumulan el 92% de los individuos de toda la isla.

En Natividad, de las 3 temporadas en que fue visitada la isla, sólo en primavera se observaron individuos (Fig. 22) y se concentraron en 3 playas: una al sureste de la isla (Np-01) y dos al noroeste (Np-02 y Np-03).

La única temporada en que se observaron individuos en Asunción fue durante el invierno (Fig. 13). La cría y la hembra observadas no se encontraron en la misma playa (Ai-01 y Ai-2, respectivamente).

Durante el invierno, las islas en las que se observaron individuos solitarios en el agua o en tierra (pero no en playa), fueron Guadalupe (Fig. 7 y 8), las 3 islas del complejo insular San Benito (Fig. 9, 10 y 11) y Cedros (Fig. 12).

En Guadalupe (Fig. 5, 6, 7 y 8, Tabla 1), 1.1% de todos los individuos de la isla se contaron como solitarios. En San Benito Oeste (Fig. 9, Tabla 2), Centro (Fig. 10, Tabla 3) y Este (Fig. 11, Tabla 4) los porcentajes fueron 1.0%, 2.0% y 3.2%, respectivamente. En Isla de Cedros (Fig. 12, Tabla 5), los EMN solitarios representaron menos del 0.7% de todos los individuos de la isla.

Durante la primavera, las islas visitadas que presentaron individuos solitarios o que no estuvieron en playas fueron Cedros (Fig. 21) y el complejo insular San Benito (Fig. 18, 19 y 20). En San Benito Oeste (Fig. 18, Tabla 6), estos individuos representaron el 6.4%, en San Benito Centro (Fig. 19, Tabla 7) 3.5% y San Benito Este (Fig. 20, Tabla 8) 5.5%. Mientras que en Cedros (Fig. 21, Tabla 9) sólo se observó 1 individuo solitario, el cual representa menos del 0.2%.

Durante el verano sólo Guadalupe (Fig. 26), San Benito Este (Fig. 29) y Cedros (Fig. 30) presentaron individuos solitarios. En Guadalupe (Fig. 26) y Cedros (Fig. 30) representaron el 2.7% y 3.4%, respectivamente, mientras que en San Benito Este fue del 2%.

En otoño, de las islas visitadas, sólo en Todos Santos (Fig. 32) se observó 1 individuo solitario de los 6 contabilizados en toda la isla.

## **6.2 Temperatura superficial del mar**

En total, fueron elaboradas 16 ICS de 7 días cada una para TSM. Debido a que sólo se tuvo acceso a ICS de  $Chl_a$  de 8 días, en algunos casos estas imágenes y las de ICS de TSM no coincidieron exactamente en los mismos días. Las fechas de las ICS de  $Chl_a$  y aquellas seleccionadas para elaborar las ICS de TSM para cada estación se encuentran en la Tabla II.

Las ICS complementarias (datos útiles por pixel que se obtuvieron de todas las imágenes utilizadas para construir la ICS) correspondientes, indican que la mayoría de las 16 imágenes se elaboraron con promedios obtenidos con 5 datos o más de los 7 disponibles.

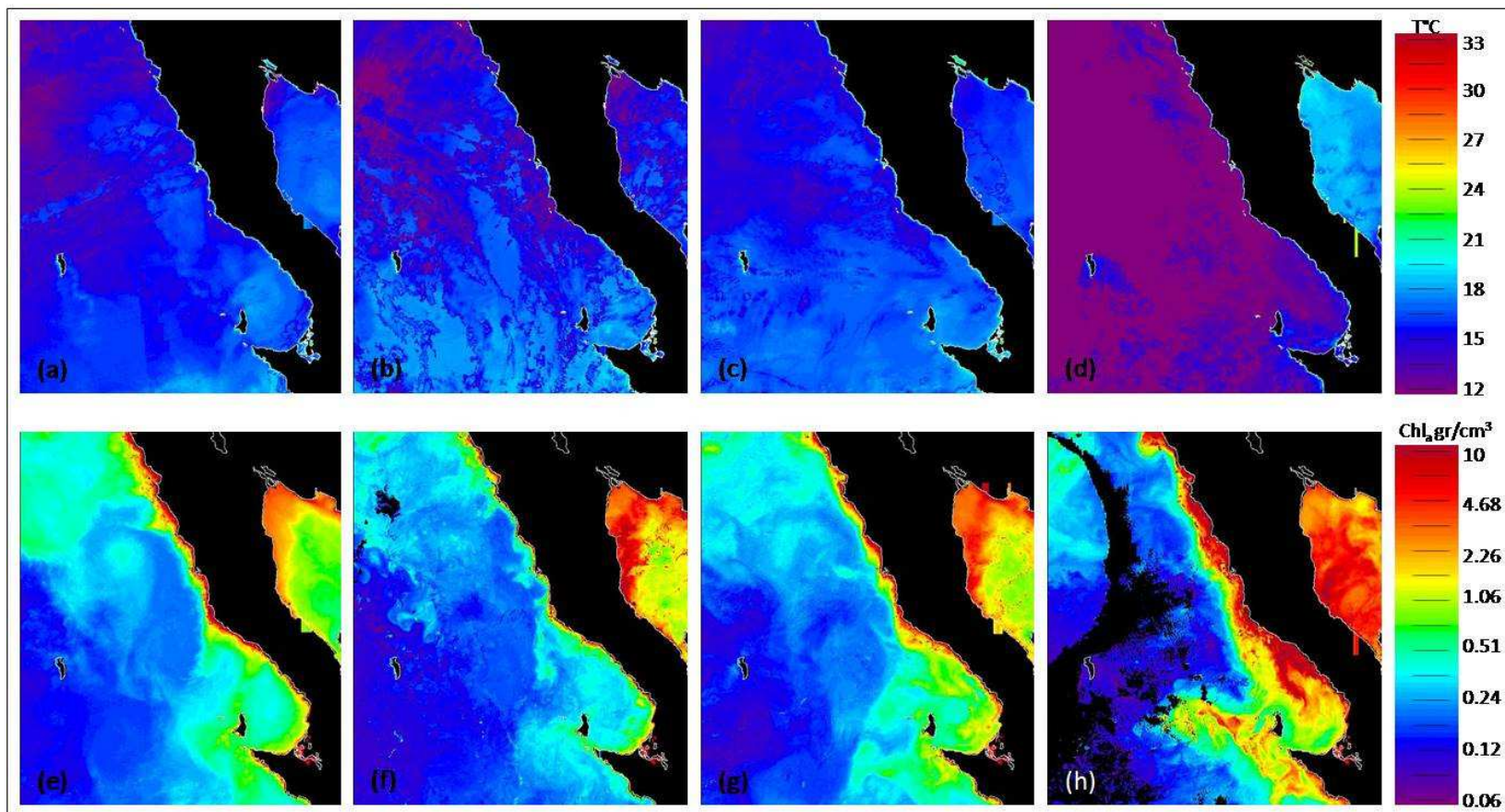
Para la descripción de los mismos se considerará la clasificación mencionada por Aguirre-Muñoz *et al.* (2005) en la cual el área de estudio se divide en 3

**Tabla II.** Fechas en el calendario juliano que corresponden a las imágenes satelitales consideradas para crear las imágenes compuestas semanales (ICS) de temperatura superficial del mar (TSM) y chlorofila a ( $Chl_a$ ) de cada estación del año.

Estación del año	Invierno		Primavera		Verano		Otoño	
	TSM	$Chl_a$	TSM	$Chl_a$	TSM	$Chl_a$	TSM	$Chl_a$
ICS 1	008-014	009-016	085-091	081-088	198-204	201-208	267-273	265-272
ICS 2	015-022	017-024	113-119	113-120	211-217	209-216	288-294	289-396
ICS 3	029-035	025-032	141-147	137-144	218-224	217-224	302-308	305-312
ICS 4	071-077	073-080	169-175	169-176	246-252	249-256	318-324	321-328

zonas. En adelante estas zonas se nombrarán como: 1) Punta Baja (Coronados, Todos Santos, San Martín y San Jerónimo), 2) Bahía Vizcaíno (San Benito, Cedros y Natividad) y 3) Sur de Punta Eugenia (Asunción y San Roque). Además, se incluirá como zona 4) Isla Guadalupe, por encontrarse lejos de la costa.

Durante el invierno (Fig. 4.), en las 3 primeras semanas se observó que la temperatura en toda el área de estudio fue muy homogénea, tanto latitudinal como longitudinalmente (Fig 4a, 4b y 4c). El intervalo de temperatura en este período fue de 14 a 20°C y el promedio fue de 12.2°C, aproximadamente. Durante la cuarta semana (Fig. 4d), se observó un descenso en la temperatura en toda el área de estudio donde el intervalo fue de 12 a 15°C y el promedio de



**Figura 4.** Imágenes compuestas semanales de TSM (superior) y concentración de Chl<sub>a</sub> (inferior) durante el invierno. De izquierda a derecha, imágenes correspondientes de la primera a la cuarta semana. Los parches de color negro en el océano en las imágenes de Chl<sub>a</sub>, indican falta de datos debido a la presencia de nubosidad.

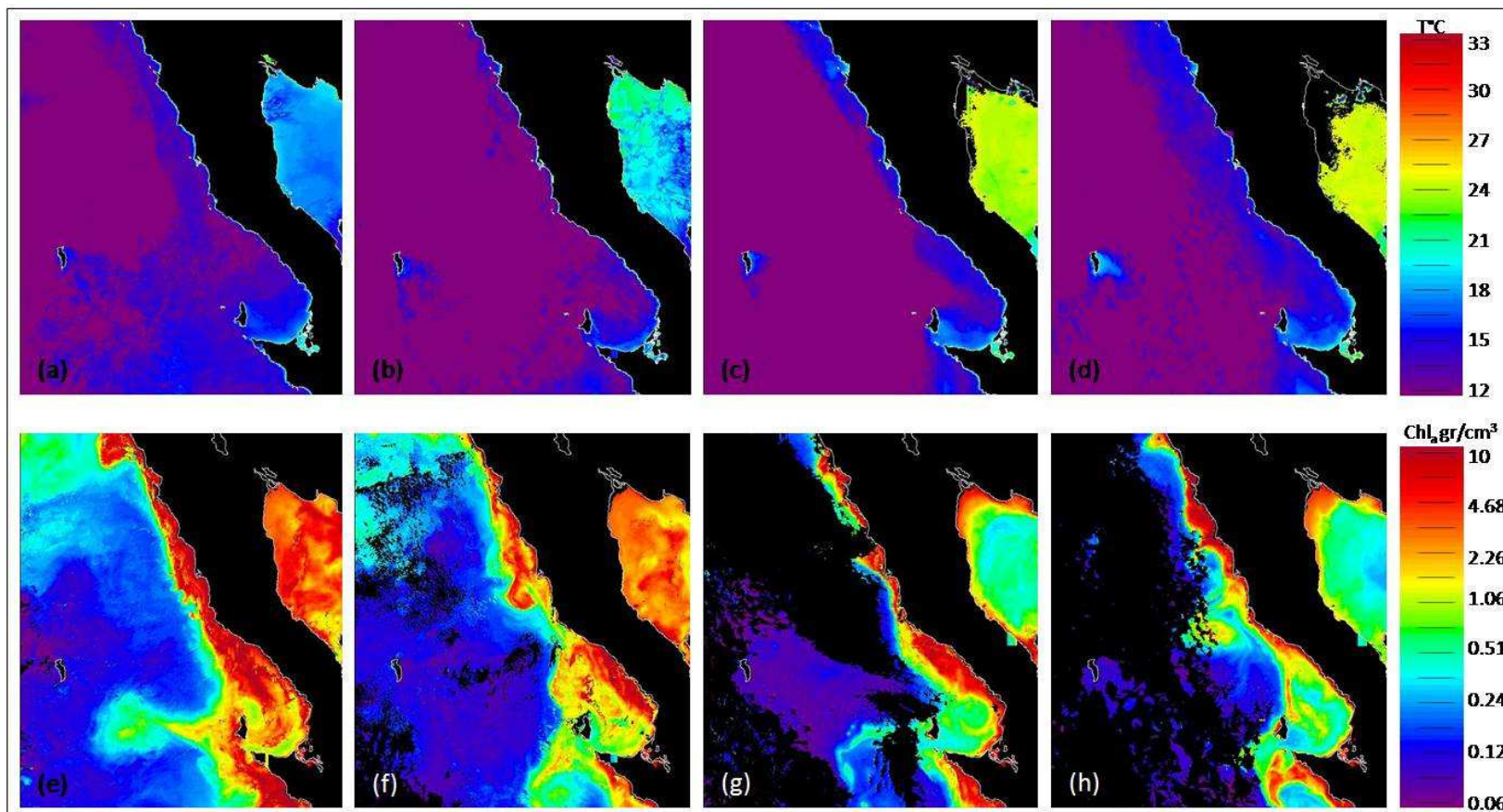
11.5°C y al sureste de Isla Guadalupe se presentó un parche de temperatura ligeramente más cálida que el resto del área con una media de 14°C.

En las ICS correspondientes de  $\text{Chl}_a$  fue posible observar más detalles. Las concentraciones de  $\text{Chl}_a$  se mantuvieron en un intervalo de 0.3 a 3  $\text{gr/cm}^3$  durante las primeras 3 semanas (Fig. 4<sup>a</sup>, 4b y 4c) en las 3 zonas, mientras que en la región de Guadalupe el intervalo fue de 0.12 a 0.24  $\text{gr/cm}^3$ .

Durante la cuarta semana (Fig. 4h) se observa la formación de un remolino en Bahía Vizcaíno con concentraciones mayores a las del resto de las zonas, presentando un intervalo de 0.51 a 9  $\text{gr/cm}^3$ .

Las fechas de las primeras 3 semanas (Fig. 4<sup>a</sup>a 4b y 4c) corresponden al mes de enero, cuando Guadalupe, San Benito y Cedros fueron censadas. El resto de las islas se contabilizaron alrededor de 2 semanas antes de la que corresponde a la cuarta imagen analizada (Fig. 4h).

La temperatura media de 11.5°C que se presentó durante la cuarta semana del invierno (Fig. 4d), continuó a lo largo de las 4 semanas que corresponden a la primavera (Fig. 5). Sin embargo, esta temperatura no se presentó longitudinalmente de manera homogénea pues la temperatura cercana a la costa del continente fue más cálida, con respecto a mar abierto, presentando una media de 15°C. Latitudinalmente, las 3 zonas no presentaron diferencias.



**Figura 5.** Imágenes compuestas semanales de TSM (superior) y concentración de Chl<sub>a</sub> (inferior) durante la primavera. De izquierda a derecha, imágenes correspondientes de la primera a la cuarta semana. Los parches de color negro en el océano en las imágenes de Chl<sub>a</sub>, indican falta de datos debido a la presencia de nubosidad.

Durante la primera semana (Fig. 5a), se formó un puente de temperatura más cálida que unió Punta Eugenia con el sureste de Isla Guadalupe. En las 3 semanas restantes (Fig. 5b, 5c y 5d), el puente desapareció, observándose un parche de temperatura más cálida al sureste de Isla Guadalupe, similar al que se presentó durante el invierno (Fig. 4d). El intervalo de temperatura de este parche a lo largo de la primavera fue de 15 a 18°C.

Durante las 2 primeras semanas las concentraciones de  $\text{Chl}_a$  continúan en aumento en las 3 zonas cercanas a la costa (Fig. 5e y 5f) con respecto a la última semana del invierno (Fig. 4h). Estas concentraciones tuvieron un intervalo de 1 a 9  $\text{gr/cm}^3$ , mientras que en Isla Guadalupe el intervalo se mantuvo entre 0.9 y 0.18  $\text{gr/cm}^3$ .

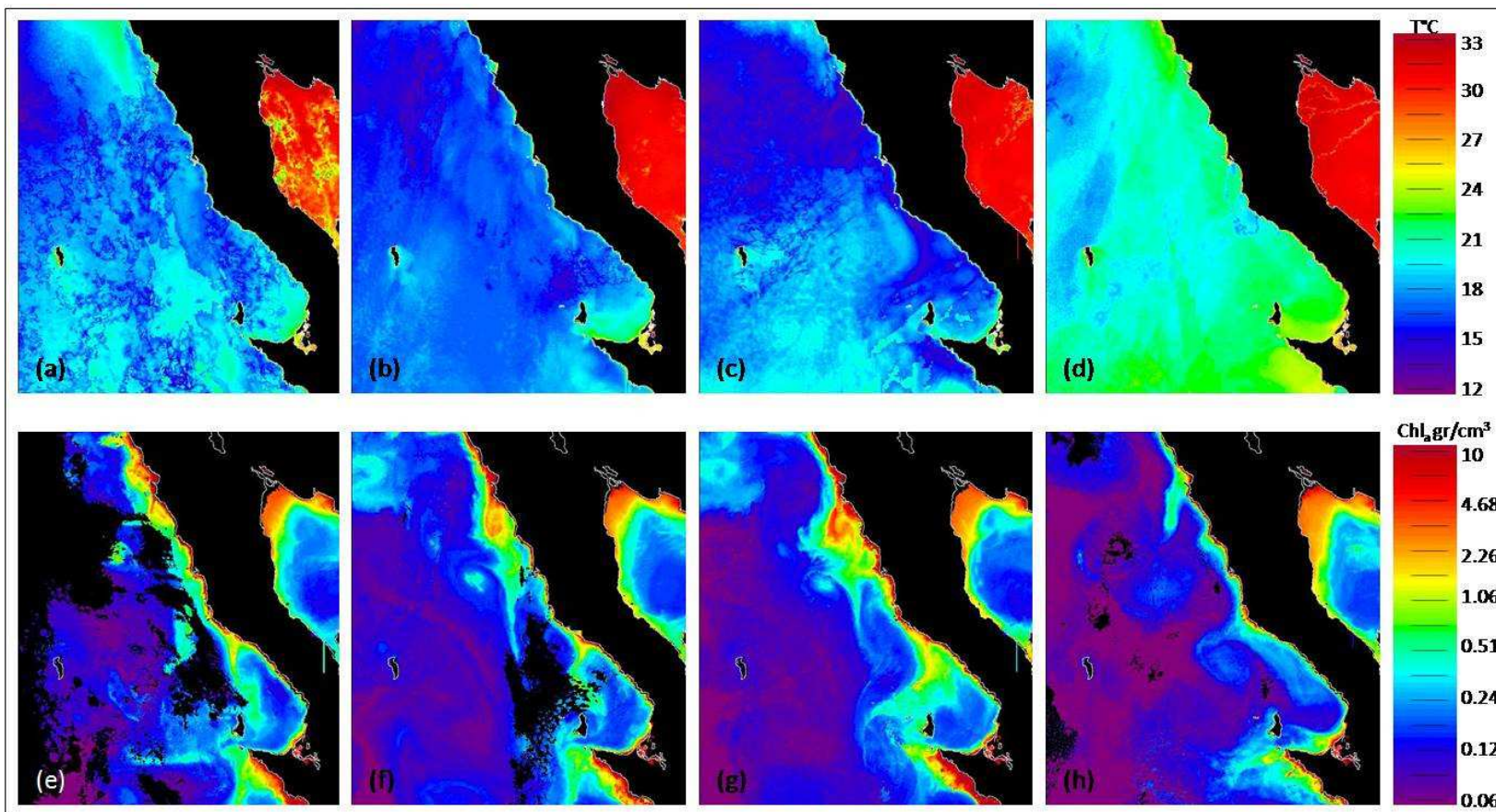
En las siguientes 2 semanas se aprecia una disminución de las concentraciones de  $\text{Chl}_a$  en las 3 zonas cercanas a la costa (Fig. 5g y 5h). El intervalo durante la última semana fue de 0.24 a 9  $\text{gr/cm}^3$  (Fig. 5h). La presencia de nubosidad no permite distinguir con claridad cambios en la región de Isla Guadalupe.

Las fechas de las 2 últimas semanas corresponden a mediados de mayo y mediados de junio. Punta Baja se contabilizó durante las dos últimas semanas (Fig. 5c, 5d, 5g y 5h), Bahía Vizcaíno durante la tercera semana (Fig. 5c y 5g) y Sur de Punta Eugenia entre la segunda y la tercera (Fig. 5b, 5c, 5f y 5g). Isla Guadalupe no se visitó.

Durante el verano (Fig. 6), en la primera semana (Fig. 6a) se observa un aumento en la temperatura media de toda el área de estudio con respecto a la última semana de la primavera (Fig. 5d). Durante esta temporada la distribución de la temperatura fue muy irregular con respecto a las 2 temporadas anteriores (invierno y primavera), pues no se observa ningún patrón con respecto a la TSM.

El intervalo de temperatura de la primera semana (Fig. 6a) fue de 16 a 22°C y la media fue 19°C (aumento de 7.5 a 11.5°C). Estas temperaturas continúan en la segunda y tercera semana del verano (Fig. 5b y 6c), pero en la cuarta (Fig. 6d), la temperatura aumenta de nuevo con un intervalo de 18 a 24°C y una media de 20°C en casi toda el área de estudio.

En la primera semana (Fig. 6a), se presentó un parche de temperatura más calida a la altura de Islas Coronados y Todos Santos que desapareció en la segunda semana (Fig. 6b). Exceptuando este parche, Isla Guadalupe y Bahía Vizcaíno presentaron las temperaturas más cálidas, con respecto al resto del área de estudio, durante las primeras tres semanas (Fig. 6<sup>a</sup>, 6b y 6c). Sin embargo, fue en Bahía Vizcaíno y al Sur de Punta Eugenia, durante la cuarta semana (Fig. 6d), cuando se presentó la temperatura más alta de toda la temporada (24°C).



**Figura 6.** Imágenes compuestas semanales de TSM (superior) y concentración de Chl<sub>a</sub> (inferior) durante el verano. De izquierda a derecha, imágenes correspondientes de la primera a la cuarta semana. Los parches de color negro en el océano en las imágenes de Chl<sub>a</sub>, indican falta de datos debido a la presencia de nubosidad.

En Guadalupe, durante las 3 primeras semanas del verano (Fig. 6a, 6b y 6c), el parche de agua más cálida en el sureste de la isla, se mantuvo con una temperatura media de 19°C. Durante la cuarta semana (Fig. 6d), ambos lados de la isla mantuvieron una temperatura de alrededor de 22°C.

Las concentraciones de  $\text{Chl}_a$  en las 3 zonas cercanas a la costa muestran la formación de plumas y remolinos de concentraciones más altas. El intervalo de concentración de  $\text{Chl}_a$  fue de 0.12 a 5  $\text{gr/cm}^3$  y se mantuvo más o menos estable durante las primeras 3 semanas (Fig. 6e, 6f y 6g). Durante la cuarta semana (Fig. 6h) el intervalo disminuye a concentraciones de 0.9 a 2  $\text{gr/cm}^3$ .

En la región de Isla Guadalupe el intervalo fue de 0.6 a 0.18  $\text{gr/cm}^3$  durante las 4 semanas analizadas del verano (Fig. 6).

Los conteos de esta temporada se hicieron en julio y agosto y las 4 semanas analizadas están distribuidas a lo largo de los dos meses en intervalos más o menos similares. Los conteos de Punta Baja abarcan las 4 semanas analizadas, Bahía Vizcaíno y Sur de Punta Eugenia se contabilizaron durante la tercera semana y por último, Isla Guadalupe durante la cuarta semana.

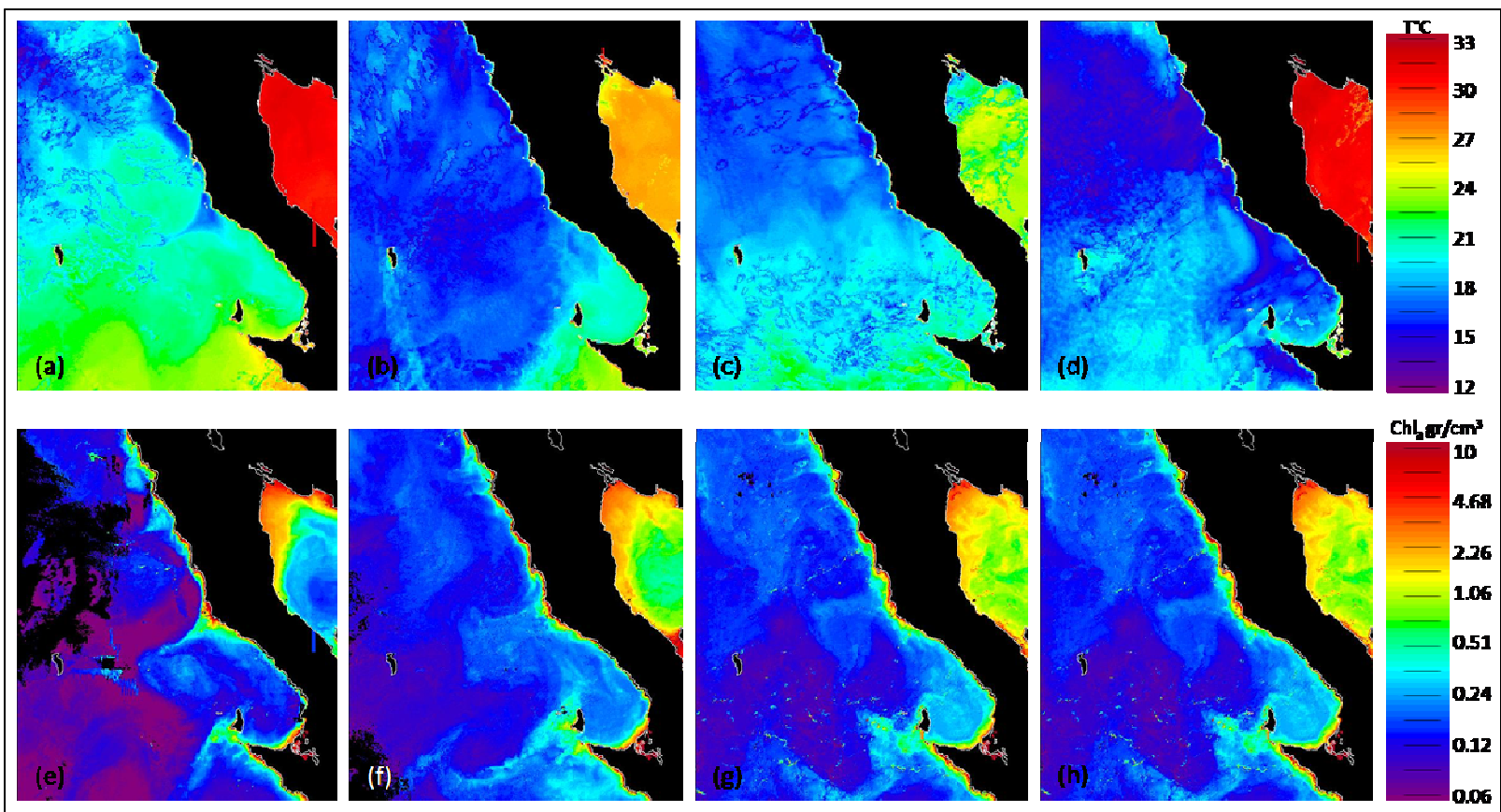
El intervalo de temperatura observada en la primera semana del otoño fue de 16 a 26°C (Fig. 7a), más amplio que en la última semana del verano (Fig. 6d). La parte norte del área de estudio presenta las temperaturas más bajas,

mientras que en la zona Sur de Punta Eugenia se presentaron las temperaturas más altas, incluso de todo el año.

Durante las segunda y tercera semanas (Fig. 7b y 7c) se observó en toda el área de estudio un retroceso de las temperaturas más cálidas del sur y un aumento en las más frías del norte. El intervalo de temperatura durante estas dos semanas fue de 18 a 24°C y durante la cuarta semana el intervalo estuvo entre los 15 y 19°C.

Las aguas más cálidas se concentraron en la zona Bahía Vizcaíno y Sur de Punta Eugenia Isla Guadalupe presentó un intervalo de temperatura de 18 a 24°C durante las 4 semanas (Fig. 7a, 7b, 7c y 7d), pero no se observó claramente el parche de temperatura más cálida como en el resto de las temporadas.

El intervalo de concentraciones de  $\text{Chl}_a$  en las 3 zonas cercanas a la costa presentó muy poca variación a lo largo de la temporada con respecto a la última semana del verano (Fig. 6h). En las zonas cercanas a la costa el intervalo fue de 0.24 a 1gr/cm<sup>3</sup> en las 4 semanas, mientras que mar adentro (incluyendo la región de Isla Guadalupe) el intervalo estuvo entre 0.6 y 0.12 gr/cm<sup>3</sup> en la primera semana (Fig. 7e) y 0.8 y 0.18 gr/cm<sup>3</sup> el resto de la temporada (Fig. 7f, 7g y 7h).



**Figura 7.** Imágenes compuestas semanales de TSM (superior) y concentración de Chl<sub>a</sub> (inferior) durante el otoño. De izquierda a derecha, imágenes correspondientes de la primera (a y e) a la cuarta semana (d y h). Los parches de color negro en el océano en las imágenes de Chl<sub>a</sub>, indican falta de datos debido a la presencia de nubosidad.

El otoño no se analizó debido a que el 100% de los individuos se contabilizó en Punta Baja, pues al Sur de Punta Eugenia no hubo individuos y Bahía Vizcaíno e Isla Guadalupe no se visitaron.

Tanto el análisis de TSM como el de  $Chl_a$  no se realizó a nivel de islas ya que había islas de tamaño relativamente pequeño (San Martín, San Roque, Asunción) y la resolución de las imágenes satelitales de 1Km no iba a permitir observar cambios alrededor de esos lugares.

### **6.3 Métodos de conteo**

Para la comparación de métodos de conteo se consideraron un total de 53 playas (Tabla 1, Anexo IV). Cada una fue contabilizada categorizando individuos mediante al menos 2 métodos.

Para el cálculo de la  $W$  de Kendall, se consideraron únicamente los conteos foto-lancha, directo-tierra y foto-aire (Tabla 2, Anexo IV). Esto se debió a que las playas con los 4 tipos de conteo eran sólo 5, mientras que al dejar fuera el conteo directo-lancha fue posible considerar 23 playas para la comparación.

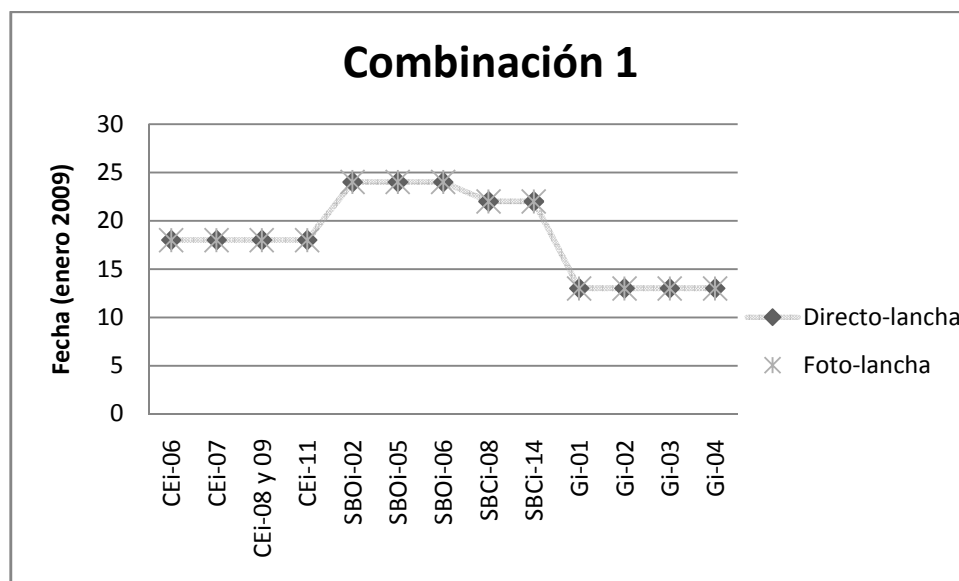
El coeficiente de concordancia de Kendall, indicó que existe una baja concordancia entre los 3 tipos de conteo ( $W=0.157$ ,  $p=0.027$ ). Se rechaza la hipótesis nula, por lo que al menos uno de los conteos es concordante con alguno de los otros dos.

La comparación pareada de métodos de conteo arrojó 6 combinaciones: 1) directo-lancha vs. foto-lancha, 2) directo-lancha vs. directo-tierra, 3) directo-lancha vs. foto-aire, 4) foto-lancha vs. directo-tierra, 5) foto-lancha vs. foto-aire y 6) directo-tierra vs. foto-aire. Los resultados de la prueba de rangos señalados de Wilcoxon se encuentran en la Tabla III.

Para la combinación 1 (directo-lancha vs. foto-lancha) fueron consideradas 13 playas (Tabla III) (Tabla 2, Anexo IV). La prueba de rangos señalados de Wilcoxon muestra que no existen diferencias significativas entre estos dos tipos de conteo ( $z = -0.707$ ,  $p = 0.479$ ) y es la combinación con el valor de  $p$  más alto de todas. La mediana del conteo directo-lancha fue de 45, mientras que la de foto-lancha fue de 42.

En la gráfica de la Fig. 8, se observa que en todas las playas consideradas para el análisis los conteos directo-lancha y foto-lancha fueron simultáneos.

En las combinaciones 2 (directo-lancha vs. directo-tierra) y 3 (directo-lancha vs. foto-aire) se utilizaron 7 playas en cada una (Tabla III; Tabla 2, Anexo IV). La prueba de Wilcoxon indicó que sí existe diferencia significativa entre los métodos comparados en la combinación 2 ( $z = -2.226$ ,  $p = 0.026$ ), con una mediana de 85 para el conteo directo-lancha y de 92 para el conteo directo-tierra. El porcentaje de diferencia entre a ambos fue de 8.82%.



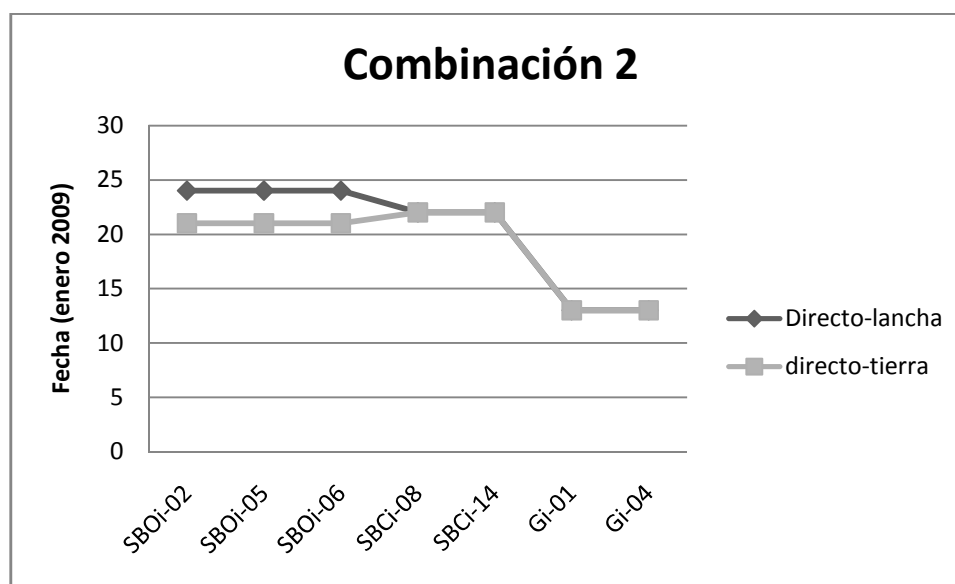
**Figura 8.** Playas contabilizadas con los dos métodos de la combinación 1 (directo-lancha vs. foto-lancha). Los 2 métodos se hicieron de manera simultánea en todas las playas consideradas.

Para calcular el porcentaje de diferencia entre ambos métodos, se utilizaron los conteos de las playas consideradas para la comparación (Tabla 2, Anexo IV). Se sumaron todos los individuos contabilizados de esas playas (Tabla III) y se calculó la diferencia con base en aquél método que tuviera la mediana mayor.

La gráfica correspondiente a la combinación 2 (Fig. 9) muestra que en 4 de las 7 playas consideradas, los conteos fueron simultáneos y en el resto hubo una diferencia de 3 días. La mediana del método directo-lancha fue de 85 y la del directo-tierra fue de 92.

**Tabla III.** Totales de hembras contabilizadas en todas las playas consideradas para cada una de las 6 combinaciones de métodos de conteo. Se presentan los porcentajes de diferencia entre aquellas combinaciones en que la prueba Wilcoxon señaló diferencia estadísticamente significativa.

Combinación	Métodos	Número de hembras contabilizadas	Número de playas consideradas (N)	Diferencia (%)
1	Directo-lancha	1,916	13	Sin diferencia estadística
	Foto-lancha	1,819		
2	Directo-lancha	558	7	8.82
	Directo-tierra	612		
3	Directo-lancha	1,610	7	Sin diferencia estadística
	Foto-aire	1,247		
4	Foto-lancha	1,947	38	7.59
	Directo-tierra	2,107		
5	Foto-lancha	2,523	26	Sin diferencia estadística
	Foto-aire	2,266		
6	Directo-tierra	1,969	31	9.49
	Foto-aire	1,782		



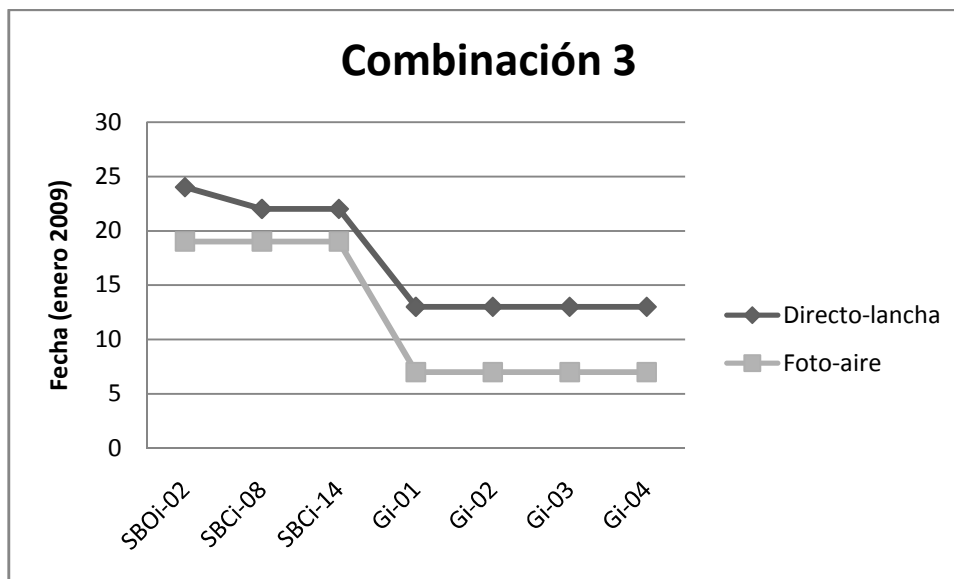
**Figura 9.** Playas contabilizadas con los dos métodos de la combinación 2 (directo-lancha vs. directo-tierra). En 4 de las 7 playas los conteos fueron hechos de manera simultánea.

No se encontró una diferencia significativa entre los métodos de la combinación 3 ( $z = -1.363$ ,  $p = 0.173$ ). La mediana del conteo directo-lancha fue de 85, mientras que la del conteo foto-aire fue de 96. La gráfica correspondiente (Fig. 10), muestra que ninguno de los conteos realizados con ambos métodos se hizo de manera simultánea y que, además, en 4 de los 7 conteos, el tiempo entre uno y otro fue de 6 días en Isla Guadalupe.

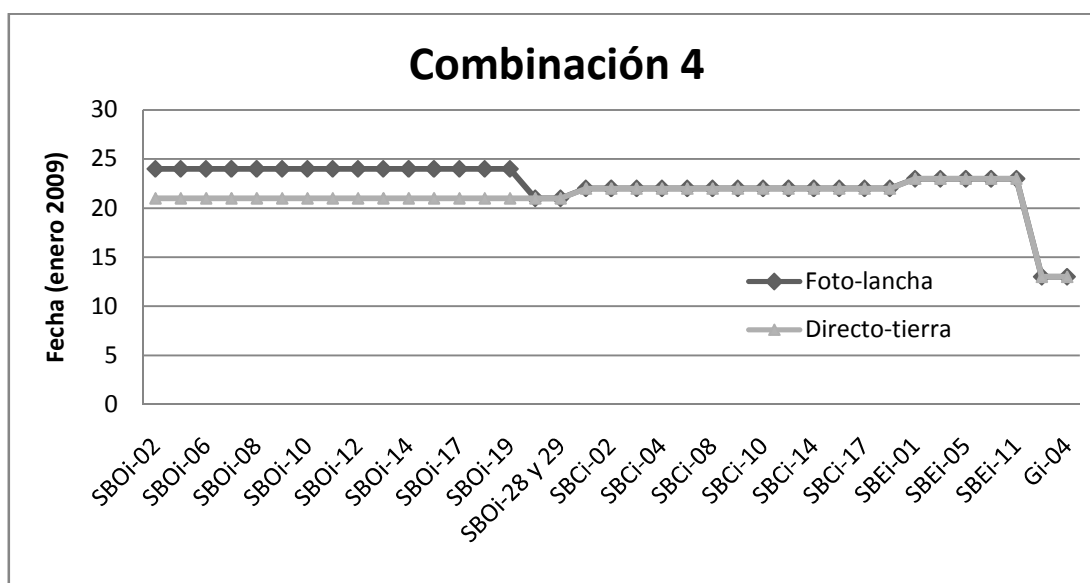
Para la combinación 4 (foto-lancha vs. directo-tierra) se consideró una cantidad de 38 playas (Tabla III; Tabla 2, Anexo IV), la mayor de todas las combinaciones. La prueba de rangos señalados de Wilcoxon mostró valores que indican que existe diferencia significativa entre los 2 métodos de conteo considerados en la comparación ( $z = -3.579$ ,  $p < 0.001$ ). El valor de  $p$  obtenido es el más chico de todas las combinaciones. La mediana para el conteo foto-lancha fue de 21 y para el directo-tierra fue de 25. El porcentaje de diferencia fue de 7.59%.

En la gráfica (Fig. 11) se observa que la mayoría de las playas (22 de 37) ambos tipos de conteos se hicieron de manera simultánea, mientras que en el resto la diferencia fue de 3 días.

La combinación 5 (foto-lancha vs. foto-aire) está compuesta por 26 playas (Tabla III; Tabla 2, Anexo IV). La prueba de Wilcoxon no encontró diferencias



**Figura 10.** Playas contabilizadas con los dos métodos de la combinación 3 (directo-lancha vs. foto-aire). Ninguna playa fue contabilizada con ambos métodos de manera simultánea.

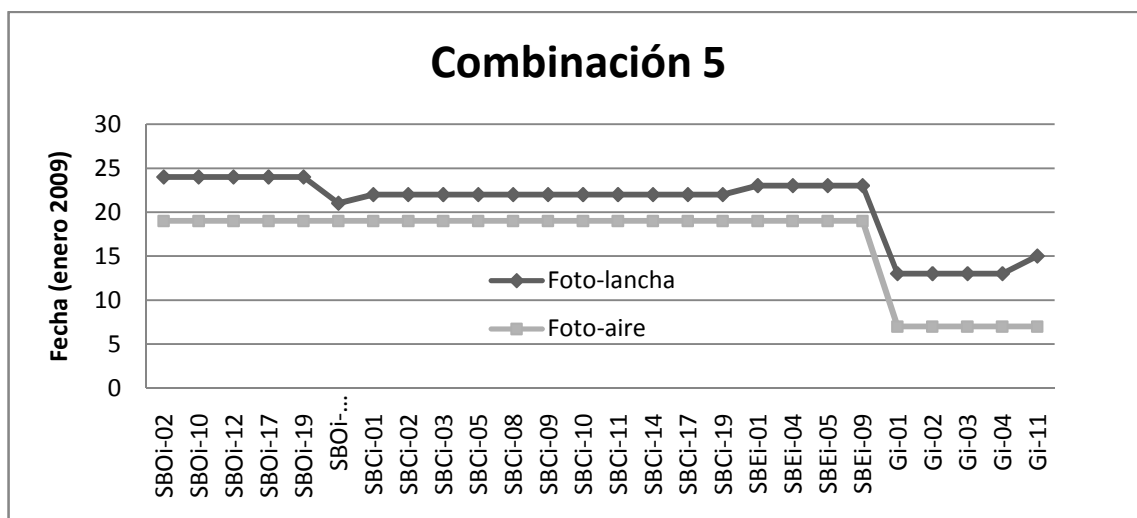


**Figura 11.** Playas contabilizadas con los dos métodos de la combinación 4 (foto-lancha vs. directo-tierra). En la mayoría de las playas ambos tipos de conteos se hicieron de manera simultánea, mientras que en el resto la diferencia fue de 3 días.

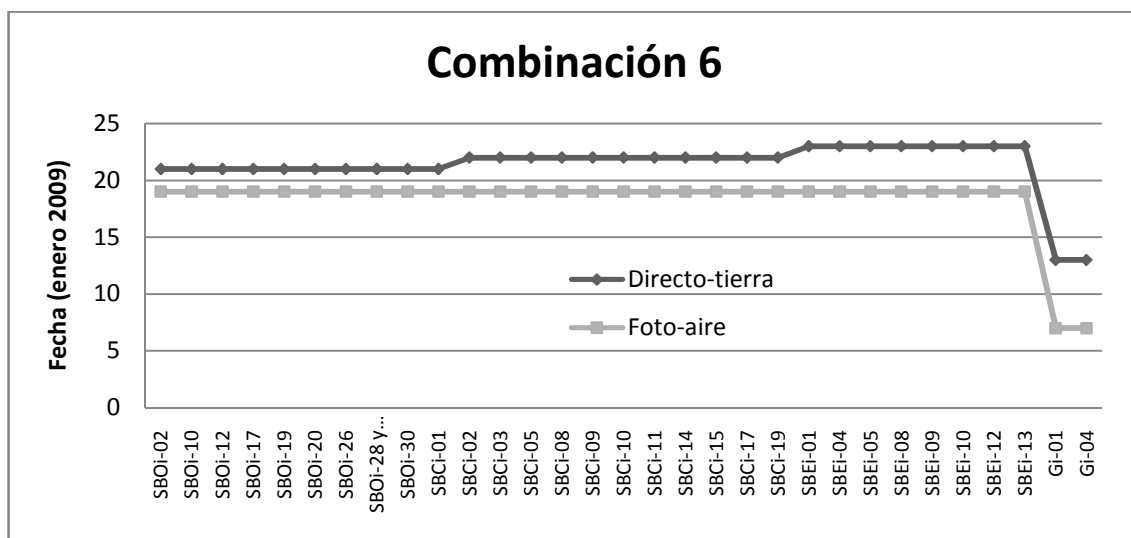
significativas entre ambos métodos comparados ( $z = -0.891$ ,  $p = 0.373$ ) (Tabla III), con una mediana de 38.5 para el conteo foto-lancha y 39.5 para el foto-aire. La gráfica (Fig.12) muestra que ninguno de los dos métodos se realizó de manera simultánea y que en la mayoría de las playas la diferencia fue de 4 a 3 días y la máxima de 6 días en las playas de Isla Guadalupe.

Por último, la combinación 6 (directo-tierra vs. foto-aire) consideró 31 playas (Tabla III; Tabla 2, Anexo IV). El análisis con la prueba de rangos señalados de Wilcoxon indicó que sí existen diferencias significativas entre ambos métodos ( $z = -2.954$ ,  $p = 0.003$ ). La mediana del conteo directo-tierra fue de 30, mientras que la del conteo foto-aire fue de 27 con un porcentaje de diferencia entre ambos métodos de 9.49%.

En la gráfica (Fig. 13) se observa que ninguno de los dos métodos se realizó de manera simultánea y que la mayoría de los conteos se hicieron con una diferencia de entre 2 y 3 días, mientras que la máxima diferencia fue de 6 días en las 2 playas de Isla Guadalupe consideradas.



**Figura 12.** Playas contabilizadas con los dos métodos de la combinación 5 (foto-lancha vs. foto-aire). Ninguna playa fue contabilizada con ambos métodos de manera simultánea. El máximo de diferencia fue de 6 días en las playas de Isla Guadalupe.



**Figura 13.** Playas contabilizadas con los dos métodos de la combinación 6 (directo-tierra vs. foto-aire). Ninguna playa fue contabilizada con ambos métodos de manera simultánea. El máximo de diferencia fue de 6 días en las playas de Isla Guadalupe, mientras que en la mayoría de las playas hubo de 2 a 3 días de diferencia entre un método y el otro.

#### **6.4 Repetitividad de conteos**

De las 103 playas registradas con individuos de EMN durante el invierno, se clasificaron 89 (Tabla 1, Anexo III) de acuerdo a los 4 criterios considerados en la metodología. El examen de repetitividad consistió en 10 secuencias de playas (50 fotografías) consideradas como representativas de toda el área de estudio. La prueba de repetitividad arrojó un valor de 0.994 (baja variabilidad entre contadores).

#### **6.5 Estimación de abundancia**

Debido a que no fue posible contabilizar todas las playas del área de estudio con un mismo método, para la estimación de abundancia se utilizaron conteos obtenidos con 3 métodos: foto-lancha, foto-aire y directo-lancha. La mayoría de estos conteos se obtuvieron con el método foto-lancha, a excepción de algunas playas de Guadalupe y Natividad donde se utilizaron los conteos foto-aire y directo-lancha, respectivamente.

La población de EMN en México estimada para el invierno de 2009, fue de  $29,614 \pm 2,961$  individuos, considerando la variabilidad de los datos de García-Aguilar con el modelo (Tabla IV). Isla Guadalupe presentó la mayor cantidad de individuos ( $16,027 \pm 1,602$ ), seguida por el complejo insular San Benito ( $9,666 \pm 966$ ) y Cedros ( $3,567 \pm 356$ ).

**Tabla IV.** Cálculos para la estimación de abundancia. Se indica la proporción esperada de hembras basada en el promedio de los resultados obtenidos por García-Aguilar (datos no publicados) en toda la Isla San Benito del Oeste en dos temporadas. Las filas sombreadas indican que no se realizó la estimación del total de hembras por encontrarse fuera de las fechas recomendadas para la aplicación del modelo, por lo que las crías estimadas se consideran la producción mínima en la isla.

Isla	Fecha	Día de la temporada reproductiva	Proporción de hembras esperadas en esa fecha	Hembras contabilizadas	Más 5.06%	Hembras estimadas	Producción de crías (natalidad 90%)	Factor de corrección 4.5
Coronados	04-feb-09	65	0.5185320	36	37.82	72.94	65.65	295.41
Todos Santos	18-mar-09	Fuera de tiempo		2*	2.10		1.80	8.10
San Jerónimo	20-feb-09	Fuera de tiempo		6*	6.30		5.40	24.30
Guadalupe	09-ene-09	40	0.6364281	26	27.32	42.92	38.63	173.83
Guadalupe	11-ene-09	42	0.68337028	1	1.05	1.54	1.38	6.23
Guadalupe	13-ene-09	44	0.72236081	1427	1499.21	2075.43	1867.88	8405.47
Guadalupe	07-ene-09	38	0.5832611	1053**	1053	1805.37	1624.83	7311.73
Guadalupe	15-ene-09	46	0.7519602	23	24.16	32.13	28.92	130.14
San Benito Oeste	24-ene-09	55	0.7491031	749	786.90	1050.46	945.41	4254.34
San Benito Centro	22-ene-09	53	0.7694581	556	584.13	759.15	683.23	3074.55
San Benito Este	23-ene-09	54	0.7754963	426	447.56	577.12	519.41	2337.34
Cedros	18-ene-09	49	0.7764754	651	683.94	880.83	792.74	3567.35
Natividad	29 ene 09	60	0.6553206	2***	2	3.05	2.75	12.36
Asunción	10-feb-09	71	0.3391613	1	1.05	3.10	2.79	12.55
<b>TOTAL</b>							<b>6580.82</b>	<b>29613.71</b>

\*Este conteo es la cantidad mínima de hembras presentes en la isla. \*\*Conteo obtenido a partir de foto-aire.

\*\*\*Conteo obtenido a partir de directo-lancha.

## 7. DISCUSIÓN

### 7.1 Categorización de individuos

La literatura con la descripción de cada una de las categorías de sexo y edad para el EMN es limitada, por lo que es difícil categorizar en el campo sin previo entrenamiento. Usualmente, el tipo de clasificación depende del tipo de estudio del que se trate o de la información disponible de cada individuo, es decir, cuando se conoce o se puede identificar a los individuos por varios años. En general, se consideran 5 categorías: crías, juveniles, hembras, machos subadultos y machos adultos.

En este estudio se consideraron crías desde recién nacidos hasta el destete, tal como lo mencionan Le Boeuf *et al.* (1974) y Le Boeuf y Reiter (1988), que incluye de los 0 a los 3.5 meses de edad.

La categoría de juveniles presenta la mayor controversia pues mientras que algunos autores incluyen a los individuos de 1 a 4 años (Le Boeuf *et al.*, 1974, Le Boeuf *et al.*, 1994), otras clasificaciones sólo consideran a individuos de 9 a 27 meses de edad (Le Boeuf y Reiter, 1988, Le Boeuf *et al.*, 1994). Esta discrepancia se debe a que existe un gran parecido morfológico entre las hembras adultas y los jóvenes de ambos sexos, lo que dificulta su identificación en el campo, especialmente en la época del año en que se les encuentra juntos (marzo a mayo) (Le Boeuf *et al.*, 1974). En este trabajo, lo más importante era

poder identificar a las hembras durante la temporada reproductiva, para estimar abundancia. Por lo tanto, al ser poco frecuente la coincidencia de juveniles y hembras en esta temporada, facilitó la correcta identificación de las hembras.

La dificultad para distinguir ambas categorías se hizo evidente con los conteos realizados en primavera (cuando coinciden juveniles y hembras adultas), en donde se observó un notable aumento en la categoría de misceláneos (Fig. 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20 y 21), lo cual era de esperarse de acuerdo a la literatura (Le Boeuf *et al.*, 1974; Le Boeuf y Laws, 1994).

En el caso de los machos adultos y subadultos, los criterios para la clasificación entre las dos categorías parecen ser muy subjetivos (Le Boeuf, 1974; Deutsch *et al.*, 1990; Lowry *et al.*, 1996). En este trabajo se decidió utilizar la categoría de macho subadulto antes de clasificarlo como misceláneo, para perder menos información. El conteo de los individuos con contadores experimentados y entrenados o con individuos marcados serían las alternativas para distinguir de manera más precisa a ambas categorías.

En ninguno de estos dos últimos casos sobre distinción de categorías se ve afectada la estimación de abundancia pues sólo se utilizan conteos de hembras. Sin embargo, una clasificación errónea de las categorías de sexo y edad sí puede afectar los estudios sobre distribución, aunque las consecuencias dependen del uso que se le pretenda dar a la información.

Cuando se habla de la presencia o ausencia de la especie en una isla en particular, lo más relevante es saber si es o no una colonia reproductiva y para ello se utiliza a las crías sin destetar porque la presencia de destetados no es garantía de que hayan nacido en el sitio (Condit y Le Boeuf, 1984; Le Boeuf y Laws, 1994). Para cuestiones de monitoreo, sobre todo si se pretende dar un seguimiento a los movimientos de la especie como cuando se presenta formación de una nueva colonia, la presencia de jóvenes o machos subadultos puede ser relevante (Le Boeuf *et al.*, 1974; Le Boeuf, 1977b). Por ello, es recomendable que los observadores cuenten con una guía que contenga lineamientos necesarios para homogenizar sus criterios de categorización y, de ser posible, un entrenamiento en campo antes de iniciar conteos directos.

## **7.2 Distribución estacional y temperatura superficial del mar**

La distribución de la especie en el área de estudio se determinó en dos niveles por temporada: islas y playas. El análisis por temporada de cada nivel permite generar diferente tipo de información: el monitoreo de islas proporciona información sobre el uso que le da la especie a la isla, o si ésta se encuentra ocupada todo el año; para la estimación de abundancia la identificación de playas podría permitir enfocar esfuerzos de conteo en sitios específicos sin tener que recorrer toda la isla.

De todas las estaciones del año, el invierno es el que provee la información más importante pues el estado actual (y también en cierta medida, el futuro) de la población de México lo podemos conocer por los datos obtenidos durante la temporada reproductiva.

Los nuevos registros de crías en las Islas Todos Santos (Fig. 2, Anexo II), San Jerónimo (Fig. 4, Anexo II) y Asunción (Fig. 13, Anexo II) deben considerarse con reservas. Asunción es la isla con la ubicación más austral donde se presentan individuos de EMN. La cría y la hembra observadas durante el invierno (Fig. 13, Anexo II) no se encontraron en la misma playa por lo que se podría considerar a esta cría como un destetado. Sin embargo, dado que los destetados aparentemente migran al norte (Condit y LeBoeuf, 1984; DeLong, 1986; Le Boeuf *et al*, 1996), es probable que sí haya nacido en Asunción.

En Todos Santos, el conteo se realizó el 18 de marzo, a finales de la temporada reproductiva (Le Boeuf y Laws, 1994; García-Aguilar, 2004) y sólo se contabilizaron 4 hembras y ninguna con cría recién nacida (Fig. 2, Anexo II), por lo que se infiere que las 10 crías contabilizadas eran destetados. Por lo tanto, considerando el mismo argumento en el caso de Isla Asunción (migración hacia el norte de los destetados), no se puede asegurar que Todos Santos sea una colonia reproductiva. Por otro lado, en San Jerónimo no existe tanta incertidumbre pues la presencia de la cría recién nacida con su madre (Fig. 4,

Anexo II) permite citar a esta colonia como reproductiva, si esta tendencia se mantiene.

En estos casos, es relevante considerar lo que pudo haber llevado a estas hembras a dar a luz en solitario, donde no hay harenes y pocos machos para copular. Reiter *et al.*, (1981) encontraron que el éxito reproductivo de las hembras adultas es mayor que el de las jóvenes porque las primeras son más grandes, más experimentadas reproductivamente y pertenecen a un rango social más alto por lo que tienen más probabilidades de copular con machos dominantes. Esto puede provocar que, para incrementar su éxito reproductivo, las hembras jóvenes se muevan a harenes más pequeños o establezcan nuevas colonias por lo que es probable que las hembras que dieron a luz en San Jerónimo (Fig. 4, Anexo II) y Asunción (Fig. 13, Anexo II) fueran hembras jóvenes o incluso primerizas pues las que se reproducen exitosamente presentan una alta fidelidad al sitio (McMahon y Bradshaw, 2004).

Al especular sobre si estas colonias aumentarán de tamaño en los siguientes años, es importante considerar no sólo el comportamiento reproductivo de las hembras, sino también otros tres aspectos relevantes: 1) la presencia histórica de EMN en la isla, 2) las playas con características preferidas por la especie y 3) factores ambientales que pudieran influir en la distribución.

Los registros históricos permiten obtener información acerca del uso que la especie le ha dado a la isla en los últimos años. En este caso, lo importante es conocer las categorías de sexo y edad que se han observado en la isla a lo largo de los años. El número de individuos podría no ser tan relevante debido a que los conteos se ven afectados de acuerdo al grado de avance en que esté la temporada en que se realizaron.

Las playas con sustrato arenoso permiten realizar los movimientos necesarios para desplazarse en tierra y termorregular (Le Boeuf y Laws, 1994; White y Odell, 1971). Dado que los movimientos en tierra de la especie están limitados, playas con pendiente baja facilitan el acceso a tierra (Le Boeuf y Laws, 1994), así que se esperaría que estas playas fueran las preferidas por la especie. Arias-del-Razo (2011) analizó datos de la misma área y el mismo año para determinar las características del hábitat terrestre del EMN. El autor encontró que en México, la especie tiene preferencia por playas arenosas o de canto rodado y de batimetría intermedia. Pero al analizar la influencia de la exposición al oleaje (lado protegido o expuesto de la isla) no encontró diferencias significativas, por lo que se podría suponer que es un factor de bajo peso en la selección del hábitat.

En Todos Santos, las pocas playas de arena de la isla son pequeñas y de pendiente elevada. Por lo tanto, si es una colonia reproductiva o se forma una, no será de gran tamaño.

En San Martín se observaron 3 crías sin la madre, por lo que estos individuos pueden ser considerados como destetados. Le Boeuf y Mate (1978) reportaron que desde 1969, 11 individuos nacidos en Isla Guadalupe y San Benito habían sido vistos en San Martín durante su primer viaje al mar, por lo que podría estarse presentando el mismo caso con estos 3 individuos.

Dado que no se ha establecido una colonia reproductiva en Isla San Martín desde 1977 en que Le Boeuf y Mate (1978) reportaron a una hembra con su cría y que, además, hay poca disponibilidad de sustrato al contar con sólo 2 playas de arena; una ocupada por pescadores y la otra por una colonia reproductiva de *Phoca vitulina richardsii* (Lubinsky, 2009; este trabajo), es poco probable que se convierta en una en un futuro cercano.

Isla San Jerónimo sí presenta playas de arena con batimetría baja e intermedia, de acuerdo a Arias-del-Razo (2011). Las observaciones de este estudio indican que las playas del lado expuesto de la isla, que además están disponibles, aparentemente tienen pendiente más baja que las del lado protegido, donde se observó a la hembra con la cría. Por lo tanto, hay espacio suficiente, así que la probabilidad de que se establezca una colonia reproductiva en esta isla podría ser alta.

En Natividad, en febrero de 1975 se contabilizaron más de 50 individuos (incluyendo crías) (Le Boeuf y Mate, 1978). Los resultados de este estudio

sugieren que la cantidad de EMN presentes en esta isla ha disminuido en los últimos años, pero son necesarios más conteos a lo largo de la temporada para confirmarlo. Sin embargo, la presencia de grandes extensiones de playa con sustrato arenoso y canto rodado (Arias-del-Razo, 2011; este trabajo) permite decir que existe espacio disponible para que la colonia de Natividad crezca.

En San Roque sólo se han observado individuos de *Phoca vitulina richardsi* (Samaniego-Herrera *et al.*, 2007, Lubinsky, 2009; Arias-del-Razo, 2011) y presenta pocas playas con características preferidas por el EMN (Arias, 2011), así que el establecimiento de una colonia es poco probable.

Arias-del-Razo (2011) reporta una cantidad considerable de playas de arena con batimetría somera e intermedia en Isla Asunción. Sin embargo, la mayoría están ocupadas por las otras 3 especies de pinnípedos presentes en el área de estudio (*Arctocephalus townsendii*, *Phoca vitulina richardsi*, *Zalophus californianus*), tanto en verano como en invierno. El autor menciona que existe un solapamiento en el uso del hábitat terrestre entre el EMN y el lobo marino de California (*Zalophus californianus*) en toda el área de estudio pero no parece haber signos de agresividad o competencia entre las dos especies, al menos durante el verano. No existen estudios que traten sobre la capacidad de carga de Isla Asunción y debido a que el comportamiento del EMN es diferente en el invierno, es difícil determinar si la especie tendría la capacidad de desplazar a los pinnípedos que ocupan actualmente la isla. Además, al

encontrarse en el límite austral de la distribución de la especie, en Asunción podría haber otros factores además de la falta de espacio, que no favorezcan el establecimiento de una colonia reproductiva.

Dado que el objetivo del trabajo no es mostrar una cronología de colonización por parte del EMN de cada una de las islas consideradas en el estudio, sino más bien, reportar datos de las 4 temporadas del año obtenidos de manera sistemática, no se presentará todos los reportes en la literatura sobre la presencia de la especie en las Islas Coronados, Guadalupe, Cedros y San Benito. Sólo se hará énfasis en que diversos autores han reportado que las colonias de Isla Guadalupe (Le Boeuf, 1977; Le Boeuf y Bonnell, 1981; Gallo-Reynoso *et al.*, 2005), San Benito (Le Boeuf, 1977; Le Boeuf y Bonnell, 1981) y Coronados (Le Boeuf, 1977) probablemente hayan alcanzado su pico poblacional, es decir, que se han estabilizado.

Esto fue evidente en Guadalupe, donde se observaron individuos en las mismas playas que las reportadas por Gallo-Reynoso *et al.* (2005), quien hace una recopilación de todos los censos que se han llevado a cabo en la isla desde 1965 y sugiere que su capacidad de carga ha sido alcanzada, aunque no especifica si considera otros criterios, además del espacio disponible, para llegar a dicha conclusión.

Si se consideran las numerosas playas de arena y canto rodado presentes en el complejo insular San Benito (Arias-del-Razo, 2011) y las que ocupa el EMN (Fig. 9, 10 y 11, Anexo II), podría sugerirse que la especie está presente en prácticamente todas las playas disponibles. Siguiendo el mismo principio que en Guadalupe (todas las playas disponibles ocupadas podría significar que la población de la isla se encuentra estable), es probable que la colonia de San Benito también se haya estabilizado.

Stewart *et al.* (1994) analizaron censos de crías de 1960 a 1990 y sugirieron que probablemente esta colonia aún no se había estabilizado. El mismo caso se presenta en el estudio de García-Aguilar y Morales-Bojórquez (2005) quienes analizaron los censos realizados desde el descubrimiento de la especie en el complejo insular en 1918 (Hanna, 1925) y no pudieron determinar si la población se encuentra estable o no. Sin embargo, los resultados de este estudio sugieren que existe poco espacio disponible para que la colonia crezca más, por lo que un aumento importante en la población de este complejo insular podría ser descartado.

Isla de Cedros presenta una situación particular. Barholomew y Hubbs (1952) reportaron que la especie no se detectó durante el invierno de 1950, (aunque sólo examinaron la costa del lado este). Oficialmente la presencia del EMN fue reportada por primera vez por Rice *et al.* (1965) con un total de 46 individuos

adultos, aunque no pudieron distinguir si había crías debido a la lejanía con la costa.

La principal diferencia entre los sitios disponibles para el EMN en algunas islas del área de estudio, con respecto a Cedros, es el tamaño de las playas. En Cedros hubo playas relativamente amplias de canto rodado y arena ocupadas por harenas, pero también se observaron playas vacías con esas mismas características (Arias-del-Razo, 2011; Fig. 12, Anexo II). Por ser ésta la isla más grande del área de estudio, el potencial de ocupación por parte de una mayor cantidad de individuos de EMN es alto. Sin embargo, la cantidad de individuos en el complejo insular San Benito (Fig. 9, 10 y 11; Tabla 2, 3 y 4, Anexo II) es mayor que la de Cedros (Fig. 12, Tabla 5, Anexo II). Tal vez, se deba a la presencia de perros ferales (*Canis lupus familiaris*) en Isla Cedros.

La presencia de estos animales fue documentada por primera vez en 1993 (Mellink, 1993). Gallo-Reynoso y García-Aguilar (2008) demostraron que la dieta de estos perros incluye al lobo marino de California y al EMN y mencionan que en las colonias de Piedras Blancas y Punta Año Nuevo (E.U.A.) se han observado a coyotes (*Canis latrans*) arrastrando a las crías muertas hacia zonas con arbustos para devorarlos. Aunque sugieren que el crecimiento de la colonia de lobos marinos en Cedros ha seguido en aumento a pesar de la depredación por parte de los perros, no analizan la localización de los harenas de EMN, los cuales podrían estar más expuestos que las loberas, impidiendo

nuevos establecimientos de harenes en partes de la isla donde los perros tienen acceso a la costa.

LeBoeuf y Bonnell (1981) consideraron que los nacimientos de EMN en el continente eran poco comunes, pero en los 70's, cuando los grandes depredadores (osos grizzlis, lobos, leones de montaña) ya habían sido virtualmente eliminados, las colonias de EMN se expandieron a playas del continente. Por lo tanto, la presencia de depredadores puede explicar la ausencia de un mayor número de harenes en Cedros.

Stewart *et al.* (1994) reportaron que la tasa de crecimiento de la especie en México no había aumentado de 1970 a 1991, sugiriendo que la población se había estabilizado en la región. El EMN presenta una alta fidelidad al sitio (LeBoeuf y Laws, 1994; McMahon y Bradshaw, 2004; Oliver *et al.*, 1998) pero las hembras pueden moverse para establecer nuevas colonias y así aumentar su éxito reproductivo (LeBoeuf y Reiter, 1981). El presente estudio demuestra que aún hay sitios disponibles para que la especie se establezca.

Además de la presencia histórica de la especie en la isla en cuestión y las playas disponibles, se analizó la TSM en el área de estudio como un factor ambiental que pudiera influir en el establecimiento de nuevas colonias reproductivas en el área de estudio.

A lo largo del 2009, en el área de estudio se presentaron 2 climatologías distintas: la primera correspondiente al invierno y la primavera con condiciones La Niña; la segunda al verano y el otoño, con características El Niño (McClatchie *et al.*, 2009). En Baja California, durante la primera parte de 2009, las concentraciones de  $\text{Chl}_a$  estuvieron elevadas (1 a 9  $\text{gr/cm}^3$  en las 3 zonas costeras), probablemente debido a la gran cantidad de surgencias que se presentaron anteriormente (Bograd *et al.*, 2010; McClatchie *et al.*, 2009), pero la TSM no bajó, sino que se mantuvo normal o incluso ligeramente más elevada (McClatchie *et al.*, 2009). Por lo tanto, la TSM observada en las imágenes de satélite procesadas del invierno y primavera corresponden a condiciones normales, mientras que la del resto de las temporadas (verano y otoño), las temperaturas están ligeramente más elevadas de lo normal, característico de eventos El Niño (Bjorkstedt *et al.*, 2010).

Las 3 zonas costeras del área de estudio presentaron una TSM media similar durante la primavera. En el período de marzo y abril la TSM se mantuvo en  $11.5^\circ\text{C}$  y no se presentaron diferencias latitudinales. Esta temperatura, al igual que las concentraciones de  $\text{Chl}_a$  son producto de las intensas surgencias características de esta época del año (Durazo *et al.*, 2010). Las zonas sur y este de Isla Guadalupe presentaron TSM más elevadas que el resto del área de estudio durante la primavera ( $15\text{-}18^\circ\text{C}$ ) aunque la temperatura mínima en la isla se presenta durante marzo (Hernández-de-la-Torre *et al.*, 2005), cuando los primeros destetados abandonan la colonia.

Si se consideran los conceptos de agua fría (3.8°C) y cálida (14°C) utilizados por Noren (2002), la TSM observada en Guadalupe durante la primavera corresponde a condiciones de agua cálida. Debido a que Guadalupe fue el refugio de la especie cuando ésta se recuperaba de la intensa cacería y que toda la población actual es descendiente de la colonia que ahí sobrevivió (Anthony, 1925; Bartholomew y Hubbs, 1960; Le Boeuf y Laws, 1994), es difícil determinar si la temperatura del agua tuvo alguna influencia para el establecimiento de la colonia porque es probable que las playas de esta isla se hubieran ocupado antes de establecerse en otros sitios (Le Boeuf *et al.*, 1972; Reiter *et al.*, 1981).

En el caso de las 3 zonas costeras (Punta Baja, Bahía Vizcaíno y Sur de Punta Eugenia), la TSM durante la primavera (11.5°C) no es considerada como cálida al no estar en el límite del confort térmico de los destetados (Noren, 2002). Esta similitud en la TSM, aunado a la presencia histórica de colonias reproductivas en las zonas de Punta Baja (Coronados) y Bahía Vizcaíno (San Benito, Cedros y Natividad), pero ninguna al Sur de Punta Eugenia, y la disponibilidad de playas con las características preferidas por el EMN en San Jerónimo (Punta Baja) y Natividad (Bahía Vizcaíno) sin que se haya establecido una colonia reproductiva importante o en el caso de San Martín (Punta Baja), sin que se haya establecido una, podrían estar señalando que la temperatura

del agua no afecta el establecimiento de las colonias, sino más bien, la disponibilidad de playas con las características preferidas por el EMN.

Aunque son necesarios más estudios, preliminarmente se podría decir que la TSM no influye en la distribución de la especie, al menos no en el establecimiento de las colonias reproductivas.

Como consideración final, otro factor que puede influenciar en el establecimiento de una colonia reproductiva es la frecuencia de eventos de tormenta, como lo sugieren Hodder *et al.* (1998). En ese estudio, los autores mencionan que Isla Shell en Oregon, E.U.A., no es un lugar ideal para que se establezca una colonia reproductiva a pesar de haber reportes de nacimientos de crías. Esto es porque aunque existe hábitat adecuado con playas arenosas, durante eventos de tormenta (los cuales son muy comunes) la isla se sumerge bajo el agua arrastrando a las crías y provocando una alta mortandad. Por lo tanto, los autores no consideran que la distribución del EMN vaya expandirse hacia ese sitio (al norte de las Islas Farallón).

Los eventos de tormenta como los documentados durante El Niño 1982-83 en California, muestran que las consecuencias en la dinámica poblacional del EMN pueden ser severas (Trillmich y Ono, 1991). Sin embargo, en el área de estudio, los eventos de tormenta no son muy comunes, incluso se considera que el clima de las islas es seco o muy seco, con ocasionales tormentas tropicales que

pueden llegar a afectar a las islas más sureñas (Aguirre-Muñoz *et al.*, 2005). Por ello, es poco probable que este factor influya en el establecimiento de nuevas colonias en México.

Respecto al uso de las islas por parte de la especie durante el resto del año, los resultados indican que las categorías observadas en primavera, verano y otoño parecen coincidir con la literatura (LeBoeuf y Laws, 1994). Sin embargo, en primavera la dificultad para categorizar a hembras y juveniles y la gran cantidad de misceláneos, así como la falta de conteos en las 3 colonias más grandes del área de estudio durante el otoño, complican el análisis de los datos respecto al uso que el EMN hace de cada una de las islas durante estas dos estaciones del año.

Coronados, Todos Santos y San Jerónimo presentaron individuos durante las 3 temporadas restantes del año y las categorías observadas en cada una coinciden con lo reportado en la literatura (LeBoeuf y Laws, 1994). Las únicas excepciones a lo que se esperaba observar en cada estación del año fueron un macho adulto presente en Coronados durante la primavera y un macho subadulto en Todos Santos durante el otoño. Sin embargo, al analizar las fechas en que se realizaron los conteos (Tabla 1) se advierte que Coronados se visitó el 3 de junio (al inicio del verano) y Clinton (1994) menciona que existe una tendencia de los machos más jóvenes de 6 a 8 años de edad a llegar a

principios de junio para la muda, por lo que tal vez el individuo en cuestión era un macho subadulto y no un adulto.

Por otro lado, Todos Santos se navegó el 11 de noviembre (finales del otoño). En Año Nuevo, los juveniles de 1 a 4 años de edad son quienes se quedan hasta finales de noviembre (Le Boeuf y Laws, 1994) pero en San Benito la temporada reproductiva comienza a finales de noviembre (García-Aguilar, 2004). Por lo tanto, si Todos Santos no es considerada como colonia reproductiva, el individuo no llegó temprano para la reproducción, sino más bien, pudiera ser que se encontraba descansando en su viaje a colonias reproductivas más al sur.

San Jerónimo presentó durante el otoño el mayor número de individuos de todo el año (16 juveniles). Aún cuando el presente trabajo considera que esta isla tiene un alto potencial de ocupación por parte de la especie, la presencia de juveniles en primavera y otoño parece indicar que es más un sitio de muda y descanso para los juveniles que una colonia reproductiva.

Los juveniles observados en primavera y otoño en San Martín y la nula presencia de otras categorías en el resto de las temporadas, parecen indicar que la isla es relevante sólo para este grupo de edad. Esto coincide con lo reportado por Le Boeuf y Mate (1978) quienes en marzo de 1977 observaron un juvenil en la esta isla y antes de ese año mencionan que hubo 69 en abril de

1970 y 36 en mayo de 1971. Además, señalan que Shulz *et al.* (1970, citado en LeBoeuf y Mate, 1978) reportaron la presencia de más de una docena de juveniles en abril de 1968. Esta evidencia sugiere que esta isla es un lugar importante para esta categoría como sitio de muda (Le Boeuf y Laws, 1994).

También podría ser un sitio de descanso como lo evidencian los 10 individuos nacidos en Guadalupe y San Benito y observados en la isla de 1968 a 1977 en su primer viaje al mar (Le Boeuf y Mate, 1978) y quienes podrían haber estado viajando hacia el norte (Condit y Le Boeuf, 1984; Le Boeuf *et al.*, 1996). El número de individuos de EMN observados en Isla San Martín durante el otoño fue mayor que en el resto de las temporadas con 12 juveniles presentes, lo cual apoya la teoría de que la isla es sitio de descanso y/o muda (Le Boeuf y Laws, 1994) para esta categoría.

Las categorías observadas en invierno y verano en Guadalupe coinciden con lo que se esperaba encontrar en esta isla, con base en la literatura (Le Boeuf y Laws, 1994; Stewart *et al.*, 1994; Gallo-Reynoso *et al.*, 2005). Debido a que la isla no se visitó durante la primavera y el otoño, no se puede conocer el uso que los juveniles le dan a esta isla y, por lo tanto, la relevancia que tiene para este grupo de edad.

Las 3 islas del complejo insular San Benito presentaron individuos durante primavera y verano (en otoño no se visitó). En San Benito Oeste y Este se

registraron individuos en más playas durante el invierno que en primavera, excepto en San Benito Centro donde se presentó el caso contrario.

Un menor número de playas ocupadas por individuos en invierno que en primavera no es raro, pues la cantidad de individuos en esta estación puede ser igual o menor que en invierno (Le Boeuf y Bonnell, 1980; Le Boeuf y Laws, 1994). Pero un mayor número de playas ocupadas en primavera que en invierno (en el caso de San Benito Centro) podía indicar una mayor dispersión de los individuos. Durante la temporada reproductiva, SBC es la isla más poblada por el EMN y la que tiene los harenes más densos (Stewart *et al.*, 1994; García-Aguilar, 2004).

Asunción y San Roque no presentaron individuos en ninguna de las 3 estaciones del año restantes, lo cual no es sorprendente debido a la baja (y probablemente extraordinaria) presencia de la especie durante el invierno.

### **7.3 Comparación entre métodos de conteo**

La prueba de concordancia de Kendall se aplicó para comprobar si al contabilizar individuos con cualquier método se obtenían significativamente los mismos resultados. Aunque se esperaba la diferencia significativa entre los 3 métodos, la prueba permitió tener una validación estadística de ello. Sin embargo, la principal limitación de esta prueba es que proporciona una medida

de concordancia cualitativa (Lehmann, 1985) por lo que se puede decir que su potencia es limitada en los datos de este estudio.

El que no se haya encontrado diferencia significativa en la combinación 1 (directo-lancha vs. foto-lancha), podría ser señal de que al contar desde la embarcación, se obtienen más o menos el mismo número de individuos que al contabilizar a través de la fotografía tomada desde la embarcación. Sin embargo, debido a que la prueba de rangos señalados de Wilcoxon sólo califica como negativas o positivas las diferencias entre los conteos, se pierde información cuantitativa.

En este caso, la prueba de rangos señalados de Wilcoxon está indicando el sentido de los conteos, es decir, en más o menos la mitad de las playas, se contabilizaron más individuos con el conteo directo-lancha y en la otra mitad se contaron más animales con el método foto-lancha. Esta explicación simplista de los resultados de la prueba no considera que cuando se utiliza un solo método, no hay manera de saber cuántos individuos se están omitiendo.

Si se calcula el porcentaje de diferencia entre los conteos obtenidos con ambos métodos, se obtiene que el conteo foto-lancha subestima por 5.06% el conteo directo-lancha. En esta combinación, los conteos de cada playa fueron realizados de manera simultánea, por lo tanto, la llegada y salida de animales no los afectó.

El número de playas utilizadas para hacer la comparación (13) podría ser una cantidad suficiente para representar de manera adecuada a las 103 playas contabilizadas durante el invierno. Por lo tanto, podría sugerirse que la cantidad de playas analizadas no estaría sesgando de alguna forma los resultados obtenidos.

Los conteos en fotografía fueron menores que los obtenidos de manera directa pues con el conteo foto-lancha se contabilizaron 5.06% menos individuos que con el conteo directo-lancha.

Lowry (1999) analizó si la experiencia de los contadores afectaba los conteos de elefante marino de california y encontró que los conteos desde tierra llevados a cabo por observadores con experiencia fueron mejores que aquellos que no tenían experiencia y que ambos obtenían conteos mayores cuando contaban desde fotografías aéreas. También se sabe que factores como el tamaño del harén, la topografía o incluso el estado del mar, pueden tener efectos en los valores obtenidos de los conteos desde tierra y desde la embarcación (Rothery y McCann, 1987; Lowry *et al.*, 1996).

Otra posible explicación a los resultados obtenidos en esta combinación, es que se pudieron haber cometido errores al momento de asignar fotografías a las secuencias pertenecientes a la misma playa, por lo que habría animales que

quedaron fuera. Sin embargo, la metodología utilizada para asignar a todos los individuos a la playa que les correspondía (ver sección 5.3.1 Distribución estaciona) y, además, el tener que determinar la ubicación exacta de cada playa en cada isla, en ocasiones durante varias temporadas, proporcionó de experiencia valiosa a quien asignó las fotografías a sus respectivas secuencias, lo cual deja poco margen para error.

También debe considerarse la posibilidad de que el contador directo-lancha tenía más experiencia que el contador foto-lancha por lo que contabilizó más individuos, aunque esto es difícil de probar ya que no hay repeticiones de los conteos del contador directo-lancha. Lo mismo sucede si se desea comprobar que éste sobreestimó el número de individuos presentes: no existen otros conteos con los cuales comparar. Sin embargo, la posibilidad de que el contador foto-lancha subestimaré la cantidad de individuos es baja debido a los resultados de la prueba de repetitividad, pero el contador directo-lancha tiene años de experiencia contabilizando EMN y es poco probable que haya sobreestimado el número de individuos en las playas. Por lo tanto, se podría decir que ambos contadores realizaron sus respectivos conteos de manera precisa, con pocas posibilidades de error.

Por último, una posible explicación al hecho de haber obtenido más conteos con el método directo-lancha que con el foto-lancha, es que el instante capturado en las fotografías no permitió ver a los grupos de individuos desde diferentes

ángulos, provocando que se perdieran animales, mismos que el contador directo-lancha si contabilizó. Esto es debido a que aún cuando en el trabajo de campo, tanto el fotógrafo como el contador trabajaron al mismo nivel en la embarcación, lo hicieron con diferentes limitaciones. Mientras el contador de campo con experiencia en conteos de EMN observaba a través de los binoculares a los individuos presentes, con un mayor aumento, el fotógrafo sin experiencia en conteos, debía hacerlo a través de una lente o una pantalla, lo que podía dificultar que este último determinara si había o no más individuos presentes para decidir si debía intentar obtener más fotografías desde otro ángulo y, además, con movimientos limitados debido a la delicadeza del equipo fotográfico con el que trabajó.

Por lo tanto, independientemente de que el contador foto-lancha hubiera contabilizado a cada individuo de la fotografía, si en ésta no aparecían todos los EMN presentes en la playa ese día, nunca podría igualar los conteos del contador directo-lancha. Esta serie de inconvenientes que se presentan al momento de tomar fotografías desde una embarcación, podrían ser la causa de la diferencia entre los individuos contabilizados mediante el método foto-lancha y el directo-lancha.

Por ser esta la combinación en donde cada uno de los pares de conteos considerados se realizó de manera simultánea, podría decirse que los resultados obtenidos son de gran importancia. Es difícil omitir una diferencia de

5.06%, aún cuando la prueba estadística aplicada indica que tal diferencia no es significativa, sobre todo si la prueba provoca que se pierdan datos cuantitativos, algo que afecta los resultados de una estimación de abundancia. Al obtener el porcentaje de diferencia en esta combinación, no se pretende menospreciar, ni mucho menos ignorar lo que se obtuvo en el resto de las combinaciones, pero en este caso, la simultaneidad de cada uno de los conteos considerados demuestra la confiabilidad de ese dato, a diferencia del resto de las combinaciones (ver más adelante).

En la combinación 2 (directo-lancha vs. directo-tierra), hubo 4 conteos simultáneos y 3 con menos de 3 días de diferencia entre ellos, mientras que en la combinación 3 (directo-lancha vs. foto-aire), ningún conteo fue simultáneo y tuvieron diferencias entre ellos de hasta 6 días. Ambas combinaciones consideraron un total de 7 playas cada una por lo que, si se contabilizaron 103 playas en toda el área de estudio, es poco probable que 7 sean representativas de los diferentes tamaños de harenos o topografía existentes en el área.

Esto pudo haber afectado los resultados de la prueba Wilcoxon (diferencia significativa en la combinación 2 y sin diferencia en la combinación 3) y la evidencia podría estar al analizar las medianas obtenidas, pues a pesar de que son casi similares en ambas combinaciones, en la combinación 2 no hubo rangos positivos (datos no publicados) es decir, en ninguno de los conteos se obtuvieron más individuos con el método directo-lancha), mientras que en la

combinación 3 (directo-lancha vs. foto-aire) sí se presentaron rangos tanto positivos como negativos. Por otro lado, debe considerarse que la diferencia de 6 días en algunos de los conteos de la combinación 3 (directo-lancha vs. foto-aire) deben estar afectando los conteos considerados y no existe ninguno que haya sido simultáneo, algo que no parece ser relevante para la prueba. Por lo tanto, los resultados de estas dos combinaciones no son confiables.

La comparación 4 (foto-lancha vs. directo-tierra) es la más robusta de todas pues tiene 37 de playas y, además, la mayoría de los conteos fueron hechos simultáneamente o con un máximo de diferencia de 3 días. Los resultados de la prueba Wilcoxon señalan que existe diferencia significativa entre estos dos tipos de conteo por lo que el método foto-lancha subestima el número de individuos presente por un 7.59%. De estos resultados se podría deducir que con el conteo directo-tierra se obtienen mayores conteos que con el método directo-lancha y que la subestimación que provoca el conteo foto-lancha es mayor de lo que se había calculado (5.06% vs. 7.59%).

Un análisis visual de las foto-lancha correspondientes a las playas incluidas para ésta comparación, indica que la probabilidad de que se estén perdiendo animales con este método es alta. Existen varias secuencias de playas en las que esta situación pudo haberse presentado (datos no publicados), ya sea porque es evidente que no hay una continuidad en la secuencia, falte alguna parte de la playa o porque que la misma es profunda y los animales que

aparecen en primer plano pueden estar cubriendo parcialmente a los de atrás. Por lo tanto, existe más evidencia que apoya una subestimación de individuos a partir de los conteos foto-lancha. Sin embargo, el dato de 7.59% de subestimación no es tan confiable como el de 5.06% debido a que no todos los conteos considerados en la combinación 4 (foto-lancha vs. directo-tierra) fueron simultáneos. No se puede estimar con los datos de este estudio, qué tanto afectan en los conteos una diferencia de 2 ó 3 días, por lo que el valor de 7.59% debe considerarse con cautela.

La combinación 5 (foto-lancha vs. foto-aire) está compuesta por 27 playas que no fueron contabilizadas de manera simultánea y el lapso de tiempo en algunas playas entre un tipo de conteo y otro fue hasta de 6 días. Aunque en Guadalupe (la isla donde se encontraban algunas playas consideradas en esta combinación) las fotografías aéreas fueron tomadas en una fecha menos cercana al máximo de la temporada (en San Benito) con respecto a los conteos desde la embarcación, la mayoría de las playas consideradas en la comparación fueron las de Isla San Benito, contabilizadas con el método foto-aire el día del máximo de la temporada, y sus respectivos conteos directo-lancha 2 ó 3 días después, cuando el número de individuos ya había disminuido (García-Aguilar, 2004) por lo que podría estarse presentando una compensación similar a la observada en la combinación 1 (directo-lancha vs. foto-lancha) El no haber encontrado una diferencia estadísticamente

significativa, es una evidencia más del límite que tiene la prueba de rangos señalados de Wilcoxon en los datos.

Al igual que en la combinación 5, en la combinación 6 (directo-tierra vs. foto-aire) de las 31 playas analizadas, ninguna tuvo conteos simultáneos pero aquí sí se presentaron diferencias significativas. Una vez más, el conteo directo-tierra fue el método con el que se contabilizaron más individuos, aunque esta vez la diferencia fue de 9.49%, la más alta de las 3 combinaciones estadísticamente distintas.

En un estudio llevado a cabo por Lowry *et al.* (1996), se utilizaron pruebas de rangos señalados de Wilcoxon para determinar si existía diferencia entre los dos tipos de conteos de la comparación 6 (directo-tierra vs. foto-aire). Encontraron que los conteos foto-aire eran más precisos que los directo-tierra para clasificar a las diferentes categorías y que, a pesar de que en 6 de los 10 conteos comparados hubo un mayor número de individuos a través de la foto-aire, la diferencia no fue significativa.

Los motivos por los que probablemente se presentó esta situación es que el contador que realizó los conteos directo-tierra era el de mayor experiencia y, además, varias de las playas consideradas fueron fotografiadas aproximadamente 10 días antes del máximo de la temporada, lo que amplió la diferencia en el número de individuos contabilizados con cada método. Sin

embargo, una vez más, la simultaneidad no permite una alta confiabilidad en los resultados obtenidos por lo que deben considerarse con cautela.

#### **7.4 Repetitividad**

La gran cantidad de fotografías analizadas para este trabajo y el límite de tiempo disponible, no permitía que el segundo contador contabilizara todas y cada una de las fotografías. El uso de una prueba de repetitividad, permitió estimar la confiabilidad de los conteos del contador principal en poco tiempo.

El resultado obtenido permite sugerir que la clasificación de las hembras hecha por el contador principal estuvo bien realizada. El valor de repetitividad puede ser considerado como una medición del error cometido por el contador principal al momento de contabilizar a las hembras, por lo que se puede utilizar en la estimación de abundancia.

#### **7.5 Estimación de abundancia**

Algunos investigadores han propuesto concentrar los esfuerzos de conteo en las crías recién nacidas para evitar el problema de animales que no están presentes en la colonia cuando los censos se llevan a cabo (Eberthardt *et al.*, 1979).

Las crías de elefante marino son usualmente difíciles de contabilizar, especialmente en agregaciones densas (McCann, 1985). Esto, aunado a que

los intentos para censar a organismos en tierra desde embarcaciones no han sido muy exitosos (Eberthardt *et al.*, 1979; Westlake *et al.*, 1997), se consideró que los conteos de crías con el método foto-lancha serían poco confiables.

Las hembras parecen ser más fáciles de contar en comparación con las crías pues las primeras son más grandes y relativamente más fáciles de distinguir. El estudio llevado a cabo por García-Aguilar (2004) comprobó que el modelo de Rothery y McCann (1987) podía aplicarse al EMN y dado que sólo se tendría un conteo a lo largo de toda la temporada, el uso de los datos obtenidos por García-Aguilar parecía ser la opción más viable.

Es muy importante mencionar que la estimación de abundancia estuvo afectada por dos tipos de error: el error de medición (en este caso en el conteo) y el error derivado del procesamiento de los datos. Para poder determinar un intervalo de confianza de la estimación es necesario medir estos errores.

Los errores de medición se refieren a todos aquellos que afectaron directamente al censo, es decir, al momento de contabilizar a los individuos. En este caso, el cálculo del error de medición es complicado debido al uso de los 3 métodos diferentes para incluir a todos los individuos posibles en la estimación de abundancia. Con base en los resultados sobre la comparación de métodos, los conteos foto-lancha subestiman 5.06% a las hembras presentes, comparado con el conteo directo-lancha. Por lo tanto, el total de hembras contabilizadas

con este método se les agregó el valor mencionado antes de estimar el total de hembras.

Debido a que no se realizaron conteos duplicados con el método directo-lancha, no existe una estimación de la confiabilidad en estos datos que pueda agregarse al cálculo del error en la estimación ni tampoco de los conteos foto-aire.

El factor de 5.06% fue el único considerado para el cálculo del error pues en esta comparación, todas las playas incluidas en el análisis fueron contabilizadas simultáneamente con ambos métodos. Es decir, en aquellas comparaciones donde los métodos de conteo no coincidieron en el día de muestreo, la sobre o subestimación entre ellos no es confiable porque el resultado puede estar influido por la partida o llegada de las hembras a las playas. Además, no se realizaron conteos duplicados con el método directo-lancha, por lo que no existe una estimación de la confiabilidad en estos datos que pueda agregarse al cálculo del error en la estimación ni tampoco de los conteos foto-aire.

La variabilidad obtenida de la prueba de repetitividad para los conteos foto-lancha es despreciable (0.006%), por lo que este error tampoco se consideró en la estimación.

El error por no tomar fotografías desde la embarcación que permitan ver a todos los animales presentes y el que se puede cometer al no asignar de manera correcta una fotografía a la secuencia a la que pertenece, generan errores en la estimación. Desafortunadamente es casi imposible medirlos, es decir, no se puede obtener un porcentaje, por ejemplo, del número de animales que se pierden en cada secuencia por no asignar bien las fotografías. Lo más cercano es conocer la cantidad de individuos que se pierden debido a que las fotografías no capturan todos los ángulos posibles desde los que se puede contabilizar una playa y eso se logra con factores de corrección obtenidos de conteos simultáneos.

En este trabajo, se determinó que los conteos foto-lancha presentaban una subestimación de al menos 5.06%, basado en la comparación con los conteos directo-lancha por los motivos ya descritos (ver sección 7.2). Por lo tanto, el 5.06% agregado a las hembras contabilizadas es el error originado del trabajo de campo, en este caso, por las limitantes de las fotografías utilizadas. Este error puede interpretarse también como el error debido al método utilizado para censar, si se considera que las fotografías utilizadas para contabilizar fueron las mejores que se pudieron obtener.

El siguiente error de medición es el cometido por el contador de las fotografías. El resultado de la prueba de repetitividad entre ambos contadores permite asumir que el contador principal realizó un buen conteo, o lo que es lo mismo,

el contador principal fue “verificado” por el segundo contador, basado en una muestra representativa. El valor del coeficiente de correlación fue tan alto, que agregarle un error de 0.006% a los conteos foto-lancha afectaba de manera imperceptible la estimación total por lo que no se incluyó.

Entre los errores relacionados con el procesamiento de los datos del conteo, probablemente el más importante es el que proviene del método de estimación elegido. Rothery y McCann (1987) consideran que el modelo subestima el número total de hembras por un máximo del 5%. Galimberti y Sanvito (2001) demostraron que existe una ligera tendencia del modelo a subestimar la proporción de hembras de *M. leonina* al máximo de la temporada con valores entre 0.87 y 3.11% (media de 1.75%), lo que provocaría una sobreestimación del número total de animales. Por su parte, García-Aguilar (2004) concluyó que el modelo Rothery y McCann sobreestima el número total de hembras (16% el primer año y 21% el segundo), con respecto al modelo de máxima verosimilitud. La misma autora menciona que varios de los supuestos utilizados para aplicar el modelo de máxima verosimilitud no se probaron, por lo que esta diferencia debe considerarse con cautela.

El modelo Rothery y McCann tiene la desventaja de ser muy sensible a la variación en el tiempo de estadía de las hembras (Galimberti y Sanvito, 2001). El modelo propuesto por Condit *et al.* (2007) incorpora esta variación pero al compararlo con el de Rothery y McCann, ambos modelos produjeron

estimaciones casi idénticas, con una diferencia menor al 2% y nunca por encima del 3% en los 4 años de datos comparados (Galimberti y Sanvito, 2001).

Debido a que no queda claro si en general, el modelo sobreestima o subestima el número total de hembras, es imposible considerar cualquier de estos porcentajes para el cálculo del error de la estimación.

La calidad del ajuste de los datos con el modelo varía dependiendo de la fecha en que se realizó el conteo (Galimberti y Sanvito, 2001; García-Aguilar, 2004). En los datos de García-Aguilar, el mejor ajuste, es decir, el menor porcentaje de variación, se presenta en los datos cercanos al máximo de la temporada. Durante este período, la variación o el ajuste de los datos con el modelo no excede el 10%, por eso recomienda hacer el conteo en un período de 15 días o después del máximo de la temporada. Debido a que no presenta los datos precisos de la variación por día, no es posible calcular la variación de cada uno de los conteos utilizados para la estimación, por lo que se utilizó un variación general, del 10%.

Otro error relacionado con el procesamiento de datos es el generado por el uso de factores de corrección. La tabla de vida publicada por McCann (1985) y que supone una relación de 1:3.5 entre el número crías producidas y el total de animales, es usada para todas las estimaciones de *M. leonina* y se ha utilizado

para estimar la abundancia del EMN (Stewart *et al.*, 1994; García-Aguilar, 2004).

McCann (1985) estimó el número de crías producidas a partir de conteos de hembras, crías destetadas y crías muertas para elaborar una la tabla de vida de *M. leonina*. Sin embargo, menciona que existe una fuente de error en esta estimación porque las hembras cuyas crías murieron antes de destetarlas, no regresan al mar inmediatamente, por lo que son incluidas en los conteos junto con sus crías muertas. Si estas hembras se quedan en tierra el mismo tiempo que las hembras exitosas, los conteos de hembras, destetados y crías muertas estarían sobreestimados sólo por 4.5% (el valor de la mortalidad de crías) (McCann, 1985). Por ello, una vez estimado el número de hembras, para hacer una correcta estimación del número de crías producidas, se considera la tasa de natalidad porque de esta forma se evita la sobreestimación.

La tasa de natalidad en un sitio en específico varía de acuerdo a la edad de las hembras. Existen autores que consideran que las hembras de EMN después de dar a luz por primera vez, continúan haciéndolo cada año hasta que mueren (Le Boeuf, 1972; Reiter *et al.*, 1981). En un estudio más reciente, se demostró que las hembras más jóvenes tienen una natalidad más baja que las maduras y conforme que las hembras fueron aumentando de edad, la natalidad aumentó (Huber *et al.*, 1991). Además, se pueden presentar hembras maduras que se

saltan temporadas reproductivas, por lo que un porcentaje de la población de hembras maduras no da a luz cada año (Huber, 1987).

La tasa de natalidad utilizada fue la calculada para San Benito por García-Aguilar (2004), la cual no varió en los dos años de muestreo, pero con base en la literatura, se infiere que esta tasa de natalidad tiene un error que no fue estimado por la autora.

Sin embargo, es probable que la mayor fuente de error en la estimación de este trabajo sea la que proviene de proyectar los resultados de un solo sitio, a un área de estudio tan amplia. Es decir, pueden existir variaciones latitudinales en el máximo reproductivo, ya que existe una relación directa entre el día del máximo de la temporada y la latitud en *M. leonina* (Campagna *et al.*, 1993; Galimberti y Sanvito, 2001).

Considerando que el máximo de la temporada en Año Nuevo, E.U.A., es el 26 de enero al 2 de febrero (com. personal a García-Aguilar, 2004, ver referencia) y se encuentra alrededor de la latitud 38; mientras que en San Benito es el 19 de enero y está en la latitud 28, podría inferirse que el máximo de la temporada en Guadalupe es después del día 19, por lo que la curva del modelo Rothery y McCann generada para San Benito y que también se utilizó para Guadalupe, representa una fuente de error en la estimación total.

Año Nuevo y San Benito están separados por 10° de latitud. Sin embargo, al no tener datos más precisos de Año Nuevo u otras islas más al norte, es difícil determinar cuál podría ser el máximo de la temporada de Isla Guadalupe. Un cálculo aproximado podría hacerse si se dividen los 14 días de diferencia entre el máximo de San Benito y el de Año Nuevo entre 10 (los diez grados que las separan). Con ello se obtiene que por cada grado, el máximo de la temporada se mueve alrededor de 1.4 días. Considerando que las otras dos islas relevantes para el EMN en México (Guadalupe y Cedros) se encuentran a un máximo de un grado de latitud separadas de San Benito, el máximo de la temporada en Isla Guadalupe podría ser 1.5 días después (20-21 de enero).

Sin embargo, no existe más evidencia que apoye la proporción de 1.5 días por grado de latitud para el EMN. Los estudios en *M. leonina* señalan que la relación entre el máximo de la temporada y el sitio sólo explica parcialmente la variabilidad en la fecha y su alcance podría estar limitado a ser un auxiliar para definir fechas de conteos (Galimberti y Sanvito, 2001).

Debido a que el resto de las islas tienen una aportación muy baja a la población total, se puede considerar que la diferencia en el máximo de la temporada de las islas más alejadas no afecta de manera importante a la estimación total. La diferencia de 1.5 días entre Guadalupe y San Benito agrega un error en la estimación que es difícil de estimar debido a que, en primer lugar, el valor de 1.5 días no es definitivo pues el máximo de Año Nuevo parece ser variable.

También se debe tomar en cuenta que sólo se conoce la relación entre San Benito y Año Nuevo y sería necesario contar con una cantidad mayor de datos sobre las diferencias en el máximo de las temporadas en más sitios. Y por último, no se conoce la temporalidad de la época de reproducción en Isla Guadalupe por lo que no debe descartarse la posibilidad de que el máximo de la temporada sea el mismo que en San Benito.

Stewart *et al.* (1994) utilizaron un factor de multiplicación de 4.5 para extrapolar las crías producidas en 1991 y hacer una estimación del tamaño total de la población de EMN. El factor de 4.5 está basado en una población que no se encuentra en crecimiento pues ésa era la condición en la que se encontraban Macquire Island y South Georgia, las colonias a partir de las cuales McCann elaboró la tabla de vida que da lugar al mencionado factor.

Boveng (1988) y Barlow *et al.* (1993) mencionan que un factor multiplicador de 3.5 es más apropiado para una población en crecimiento. En una población en crecimiento la proporción de individuos jóvenes es mayor que la de aquellos en las últimas clases de edad, mientras que en una que se encuentra estable la proporción será más baja (Barlow *et al.*, 1993).

La estimación con el factor de 4.5 permite comparar los resultados de este trabajo con el de Stewart *et al.* (1994). Ellos estimaron un total de 31,000 individuos, ligeramente por encima de los 29,619 obtenidos en el presente

estudio. Utilizaron conteos de crías recién nacidas, muertas y destetados, los cuales se llevaron a cabo con diferentes métodos y por varios observadores. Con base en la información que los autores publican y lo discutido en los párrafos anteriores, es evidente que existen muchas fuentes de error en esta estimación, sin embargo, no manifiestan la confiabilidad de su estimación al no presentar un intervalo de confianza para la misma.

Aún así, los valores de ambas estimaciones son bastantes cercanos aún cuando se realizaron con 20 años de diferencia.

Si se considera a una población en crecimiento, se tiene que el número de individuos es de  $23,032 \pm 2,303$  individuos, un dato que será importante como referencia si es que en estudios posteriores se comprueba que la población en México, efectivamente, se encuentra estable.

Sin embargo, por todo lo mencionado en los párrafos anteriores, no existe evidencia concluyente que señale que la población en México se encuentre estable. Los nuevos registros de colonias reproductivas podrían ser indicativos de que la especie se está expandiendo, aunque probablemente a una tasa muy baja que sólo estimaciones más confiables y continuas podrían determinar. Por ello, es importante iniciar un monitoreo de la especie en México, lo que permitiría además, verificar si los nuevos registros son permanentes, algo que será necesario para las proyecciones de manejo en esas islas.

## 7.6 Monitoreo de la especie en México

Para determinar el mejor método para monitorear a la especie en México, es necesario plantearse cuál es el tipo de información que se desea obtener del monitoreo.

Los conteos de crías para censar una población no necesariamente reflejan cambios a corto plazo en toda la población. Por ejemplo, cambios estructurales de edad debido a mortalidad selectiva o cambios en tasas reproductivas dependientes de la densidad, como se ha observado en el EMN (Huber *et al.*, 1991), pueden cambiar la tasa de adultos y crías y, por lo tanto, influenciar un índice basado sólo en conteos de crías (Eberthardt *et al.*, 1979).

Los dos tipos de conteos directos que se realizaron (directo-lancha y directo-tierra) permiten obtener información instantánea. Esto quiere decir que en el momento en que se realiza el conteo, se tienen los datos sobre el número de animales presentes en el sitio en cuestión. Los conteos directo-tierra utilizados para la comparación de métodos (invierno) fueron realizados por un contador experimentado que sólo contabilizó EMN. Sin embargo, los conteos directo-lancha de todas las islas se realizaron al mismo tiempo en que se contabilizaban (y categorizaban) las otras 3 especies pinnípedos presentes en el área de estudio. Eberthart *et al.* (1979) mencionan que en agregaciones de varias especies, la atención del observador puede distraerse si se intenta

identificar y clasificar cada especie que se encuentra en el sitio, algo que no ocurre cuando se utilizan fotografías. Esto se vio reflejado en la cantidad de playas disponibles para las combinaciones de métodos que incluían el método directo-lancha, pues en la mayoría de los conteos los individuos no estaban clasificados por categorías.

Obtener datos de manera directa provoca que sea más difícil hacer la prueba de repetitividad, pues para ello es necesario tener por lo menos a dos contadores contabilizando individuos. Esto no siempre es posible debido a las restricciones de espacio en las embarcaciones (en su caso) o incluso de recursos humanos capacitados. Esta desventaja se acentúa cuando se deben contabilizar y categorizar a otras 3 especies.

Los conteos directo-lancha presentan, además, el inconveniente de depender de las condiciones para la navegación pues se pueden complicar por el movimiento de la embarcación (Lowry, 1999). Aunque en el trabajo de campo se intentó trabajar en días con poco viento y oleaje, en ocasiones las condiciones locales de la isla no permitían acercarse lo suficiente a la costa (oleaje intenso, presencia de mantos de algas, brisa marina, corrientes peligrosas) por lo que en esos sitios no era posible realizar conteos confiables o incluso verificar la presencia de individuos.

Los conteos directo-tierra es probablemente el método más utilizado para realizar estudios de poblaciones de elefantes marinos (Reiter *et al.*, 1981; McCann, 1985; García-Aguilar, 2004; Condit *et al.*, 2007; Galimberti y Sanvito, 2001; Galimberti y Boitani, 1999; Stewart *et al.*, 1994), probablemente debido a que existe la creencia de que son más precisos (Eberhardt *et al.*, 1979).

Lowry *et al.* (1996) compararon la precisión de conteos directos hechos en tierra (con observadores posicionados sobre acantilados o dunas altas), con aquellos obtenidos a partir de fotografías aéreas a color. La precisión de los conteos de fotografía se determinó tomando como referencia el coeficiente de variación de los conteos replicados de tierra y concluyeron que los conteos a través de fotografías eran más precisos. La prueba de Wilcoxon para muestras dependientes (la misma utilizada para este trabajo) mostró que las 3 personas que contaron desde tierra presentaron diferencias significativas entre los 2 conteos que realizaron, mientras que aquellas que contabilizaron las fotografías aéreas no mostraron esta diferencia. El estudio apoya que los conteos de fotografía ofrecen mejores resultados que los directos.

Entre las desventajas de realizar conteos desde tierra se encuentran el peligro que representan los individuos adultos cuando se camina cerca de ellos (Eberhardt *et al.*, 1979), el hecho de que pueden demandar una gran cantidad de tiempo (Lowry *et al.*, 1996) o que no sea posible llevarlos a cabo por no

haber acceso a las playas. En este trabajo se debió principalmente a las restricciones de tiempo, pero en algunas playas de Cedros y Guadalupe no se hubieran podido realizar aunque se hubiera intentado ya que no había acceso a las mismas.

Por otro lado, los conteos en fotografía, ya sea tomadas desde aire o una embarcación, tienen diversas ventajas. Eberhardt *et al.* (1979) mencionan que siempre y cuando los números de individuos sean de proporciones considerables, de ser posible, se deben utilizar fotografías para realizar conteos. Éstas permiten obtener una visión instantánea (Lowry *et al.*, 1996) que estará disponible en cualquier momento para contabilizarla cuantas veces sea necesario y tomándose el tiempo que se requiera. Esto elimina los posibles errores que el observador haga por contabilizar y clasificar varias especies de pinnípedos pues tendrá más tiempo de observar a cada individuo presente en la fotografía.

Las fotografías aéreas permiten abarcar grandes distancias en un período corto de tiempo y acceder a sitios que, de otra forma, no podrían censarse. Además, el ruido de la avioneta no parece molestar al EMN (Lowry *et al.*, 1996; este trabajo). Sin embargo, los acantilados muy pronunciados adyacentes a las playas, pueden oscurecer a los individuos que se encuentren a la sombra de los mismos (Lowry *et al.*, 1996; el lobo marino de Steller) o crear corrientes de aire que no permitan a la avioneta acercarse (Galimberti y Sanvito, com. pers.,

2009). En el presente trabajo, las fotografías aéreas no estaban previstas en el proyecto original por lo que el equipo utilizado para tomarlas no era el ideal ni tampoco la avioneta en que se realizó el sobrevuelo.

En el trabajo de Lowry *et al.* (1996) se tomaron fotografías aéreas con cámaras equipadas con un sistema para evitar que la imagen pierda calidad (IMC-image motion compensation).

Aunque los conteos foto-lancha no son tan dependientes de las condiciones para la navegación como los conteos directos (porque se pueden tomar muchas fotografías en poco tiempo aunque la embarcación se mueva), sí pueden verse afectadas bajo ciertas circunstancias como la lejanía a la costa o la presencia de brisa marina, aunque siguen ofreciendo una visión instantánea que puede consultarse cuantas veces sea necesario. En este trabajo, el conteo foto-lancha fue el único disponible para la gran mayoría de las playas del área de estudio, por lo que fue el método seleccionado para la estimación de abundancia.

En estos dos últimos tipos de conteo (foto-aire y foto-lancha), la principal desventaja es el tiempo que toma el procesamiento de estas imágenes. El análisis de las 68,587 fotografías (sin incluir las aéreas) tomadas a lo largo del 2009 fue un proceso lento que tomó varios meses de trabajo de tiempo completo. Incluso sin tener que asignarles una posición geográfica para conocer el sitio exacto en que se encontraban los individuos contabilizados, se debieron

seleccionar aquellas imágenes que estuvieran mejor enfocadas o tomadas desde un mejor ángulo y después elaborar las secuencias de las playas para asegurarse que toda la playa fuera cubierta con las fotografías.

La cantidad de esfuerzo y tiempo invertido podría disminuirse si se elabora un protocolo estricto para la toma de fotografías desde la lancha. La primera recomendación es restringir la cantidad de fotografías que se tomen a una playa; es poco probable que el número de individuos que se visualicen cambien de un minuto a otro, por lo que no sería necesario tomar 3 ó 4 juegos de fotografías de la misma playa, sobre todo si no es una playa extensa.

La siguiente recomendación es separar las fotografías de las secuencias correspondientes a diferentes playas con alguna marca, por ejemplo, una fotografía al mar o al cielo. También se recomienda no volver a tomar fotografías de la misma playa después de haber tomado la secuencia de otra.

Estas dos sugerencias permitirían restringir la búsqueda de fotografías correspondientes a una misma playa, con lo cual se ahorraría tiempo en el procesamiento de las imágenes.

Por último, es importante considerar un error que aplica a los cuatro métodos de conteo: la dificultad de contabilizar los harenes muy grandes. Condit *et al.* (2007) mencionan que la principal limitante de censar de manera precisa desde

tierra es perder la cuenta en grupos grandes. Los conteos de los individuos del centro del harén pueden dificultarse, sobre todo si los animales se encuentran muy cercanos unos a otros, especialmente las crías, las cuales se pierden entre los adultos, pueden estar apiladas unas sobre otras o escondidas detrás de rocas o arbustos (Eberhardt *et al.* 1979; Rothery McCann, 1987). En los conteos directo-tierra estar a nivel del suelo impide tener una visión clara de los individuos del centro del harén, aunque en algunas ocasiones es posible hacerlos desde dunas o acantilados, el problema de las crías persiste.

Los conteos directo-lancha y foto-lancha comparten el mismo problema: el ángulo de visión puede quedar restringido solamente a los individuos que están en la primera fila del harén, junto al agua. En el caso de la foto-lancha, a menos que la playa esté en forma de anfiteatro, es decir, con una pendiente más o menos elevada o que las olas permitan que el bote se eleve por encima del nivel de la playa, es posible ver toda la extensión del harén y a los individuos que lo componen.

Por último, la fotografía aérea es la única que permitiría tener una visión completa de todo el harén, excepto cuando existen acantilados adyacentes cuya sombra cubra parte de la playa ocultando individuos, para lo que se recomienda utilizar otro método (Lowry *et al.* 1996). Si se hace a un lado el factor de la sombra de los riscos, es probable que con la fotografía aérea se pierdan menos crías, sobre todo si las hembras no están unas sobre otras, algo

que también se comprobó en censos de lobo marino de California (Lowry, 1999) y lobo marino de Steller (Westlake *et al.*, 1997).

En el presente trabajo no fue posible determinar de manera confiable si los conteos foto-lancha sub o sobrestimaban en comparación con otros métodos de conteo, sin embargo, las ventajas de utilizarlo parece ser abundantes.

Las diferencias en los costos monetarios entre fotografías aéreas y censos por tierra y mar, es un factor que pueden determinar el método a usar para censar a una especie (Lowry, 1999).

Los costos de la avioneta pueden ser más mayores que los censos directos por tierra, incluso que los que se hagan de la embarcación porque ello implica pagar la renta de la misma por varios días, dependiente de la extensión de la isla o las condiciones ambientales. Sin embargo, transporte y establecimiento de un campamento para los contadores cuando son lugares remotos pueden hacer este tipo de conteos imprácticos o incluso más costosos. Por ello, los censos con fotografía aérea pueden ser muy convenientes si la especie se distribuye sobre muchos kilómetros y se encuentra en lugares remotos (Lowry, 1999), como ocurre en México.

También debe considerarse la seguridad del personal en los 3 tipos de conteos. Un viaje relativamente corto en avioneta puede resultar más seguro que 5 días

de navegación o de exposición a los riesgos de contar entre animales (mordidas, infecciones por parásitos).

Lowry (1999) examinó las diferencias en los conteos desde tierra y en fotografías aéreas realizados por observadores con experiencia y sin experiencia en lobos marinos de California. El autor encontró que en los conteos desde tierra la diferencia entre los contadores con experiencia y sin experiencia era significativa, pero no fue el caso con la fotografía aérea. Aún cuando se trata de 2 especies con comportamiento en tierra muy diferentes (los censos en tierra del lobo marino pueden causar gran disturbio a la especie), se pueden rescatar dos puntos importantes. El primero ya se mencionó y es que en la fotografía aérea se dispone de todo el tiempo que sea necesario para contabilizar cuidadosamente a cada individuo, mientras que en el campo esto no siempre es posible.

El segundo punto es la experiencia de los contadores. Si la diferencia es significativa entre los conteos de EMN hechos por un contador experimentado y los de uno sin experiencia, entonces es necesario darles un entrenamiento en el campo antes de realizar los conteos. Esto implica que se deberá invertir recursos económicos y tiempo para entrenar a los contadores. Por otro lado, el entrenamiento de contadores en fotografía no representa un gasto económico, sólo de tiempo. Esto aunado a que aparentemente este tipo de conteos son más precisos y exactos (Lowry *et al.*, 1996) y la amplia distribución en lugares

remotos podría indicar que el mejor método para monitorear a la especie en México es mediante la fotografía aérea, el método utilizado por E.U.A. (Lowry *et al.*, 1992; Carretta *et al.*, 2007)

Sin embargo, sería importante que este monitoreo se hiciera con un equipo más adecuado que permitiera obtener imágenes de mayor calidad. Un previo conocimiento de la temporalidad en Isla Guadalupe permitiría maximizar la eficacia del monitoreo y si la diferencia con respecto a San Benito es significativa, los sobrevuelos deben planearse de acuerdo a esa información.

Dado que las dos especies de otáridos que comparten la distribución del EMN en el área de estudio se reproducen durante el verano, no es posible utilizar los sobrevuelos del EMN para monitorearlas también. Sin embargo, deben realizarse estudios para determinar si la foca de puerto puede ser incluida, aunque una aproximación simplista de la situación podría indicar que no es el caso ya que no se encuentra en harenas ni en lugares específicos como el EMN, sino que se distribuyen a lo largo de la costa (Lubinsky, 2010) lo que podría aumentar considerablemente el tiempo de los sobrevuelos por la cantidad de fotografías que se deberían tomar.

Dado que el análisis de la distribución por playas del EMN permitió determinar que durante la temporada reproductiva, alrededor del 95% de la población se

encuentra en Guadalupe, San Benito y Cedros, se debe considerar enfocar los esfuerzos del sobrevuelo en estos 3 sitios.

## **8. CONCLUSIONES**

1.- Durante el invierno se observaron crías en Coronados, San Jerónimo, Guadalupe, San Benito, Cedros y Natividad. Destetados fueron observados en Todos Santos, San Martín y Asunción.

2.- Durante la primavera la especie estuvo presente en todas las islas del área de estudio, excepto Asunción y San Roque (Guadalupe no se visitó). En verano se presentó en Coronados, Todos Santos, San Jerónimo, Guadalupe, las 3 Islas San Benito y Cedros. Durante el otoño se registró en Coronados, Todos Santos, San Jerónimo y San Martín (Guadalupe, San Benito y Natividad no se visitaron). En San Roque no se encuentran individuos de EMN en ninguna época del año.

3.- De acuerdo a las características de las playas preferidas por el EMN, en Isla San Jerónimo, Natividad y Asunción aún existen lugares disponibles para que la especie se establezca. Es necesario desarrollar estudios en Cedros para determinar las causas por las cuales el EMN no ha ocupado más sitios en esta isla.

4.- El establecimiento de nuevas colonias no parece estar relacionado con la TSM del área de estudio.

5.- Los resultados sugieren que el conteo foto-lancha subestima el número de animales comparado con el conteo directo-lancha y, aparentemente, también cuando se compara con el método directo-tierra. Si se utiliza, se debe considerar que la experiencia de los contadores y las condiciones de navegación pueden afectar los resultados.

6.-Para la elaboración de factores de corrección mediante la comparación de métodos de conteo, lo mejor es que éstos se realicen de manera simultánea para evitar, en la medida de lo posible, el efecto de la llegada y salida de animales a las playas.

7.- En México, bajo el escenario de una población en crecimiento se estimó un total de  $29,614 \pm 2,961$  individuos de EMN durante el 2009. La estimación tiene un error más grande que el que se pudo calcular, por lo que se debe considerar con cautela.

8.- Comparado con la estimación de Stewart *et al.* (1994), se podría decir que la cantidad de individuos de EMN en México no ha aumentado durante los últimos 20 años.

9.- Los esfuerzos de conteo para realizar estimaciones de abundancia deben enfocarse en Cedros, San Benito y Guadalupe pues en sus playas se encuentra alrededor del 95% de toda la población de EMN de México.

10.- Independientemente del método de conteo utilizado, se recomienda que se lleve a cabo por al menos dos contadores para determinar el grado de confiabilidad de los datos.

11.- Con base al costo-beneficio, el método más práctico para contabilizar EMN en México, es con el método foto-aire pues permite cubrir gran área de distribución de la especie y acceder a sitios que sólo es posible contabilizar con este método, pero se debe utilizar equipo adecuado y entrenar al personal que contabilizará las fotografías.

**LITERATURA CITADA**

- Abadía-Cardoso, A. 2005. Variabilidad genética del elefante marino del norte, *Mirounga angustirostris*, en Isla Guadalupe, Islas San Benito e Isla de Cedros, México. Tesis de Maestría, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, C.I.C.E.S.E. México. 60 pp.
- Aguirre-Muñoz, A., A. Samaniego-Herrera, C. García-Gutiérrez., E. Enkerlin-Hoeflich, J. Carranza-Sánchez, C. Sánchez-Ibarra, L. M. Luna-Mendoza, B. Keitt, B. Tershy, M. Rodríguez-Malagón, F. Casillas-Figueroa, V. Sáenz-Aguilar, J. A. Sánchez-Pacheco y J. Bezaury-Creel. 2005. Propuesta para el establecimiento del área natural protegida Reserva de la Biosfera Islas del Pacífico. Estudio técnico justificativo. Grupo de Ecología y Conservación de Islas, A.C. México. 147 pp.
- Anthony, A. W. 1925. Expedition to Guadalupe Island, México in 1922. Proceedings of the California Academy of Sciences. 14(13): 277-320.
- Antonelis, G. A. y C. H. Fiscus. 1980. The pinnipeds of the California Current. California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Report. 21:68-78.
- Antonelis, G. A. Jr., S. Leatherwood y D. K. Odell. 1981. Population growth and censuses of the northern elephant seal, *Mirounga angustirostris*, on the California Channel Islands, 1985-78. Fishery Bulletin. 79(3): 562-567.
- Antonelis, G. A., M. S. Lowry y C. H. Fiscus. 1987. Assessing northern elephant seal feeding habits by stomach lavage. Marine Mammal Science. 3(4): 308-322.

- Arias del Razo, A. 2011. Uso de hábitat por cuatro especies de pinnípedos en las islas del occidente de Baja California. Tesis de Maestría, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, C.I.C.E.S.E. México. 126 pp.
- Aurioles, D., P. L. Koch y B. J. Le Boeuf. 2006. Differences in foraging location of Mexican and California elephant seals: evidence from stable isotopes in pups. *Marine Mammal Science*. 22(2): 326-338.
- Barlow, J., P. Boveng, M. S. Lowry, B. S. Stewart, B. J. Le Boeuf, W. J. Sydeman, R. J. Jameson, S. G. Allen y C. W. Oliver. 1993. Status of the northern elephant seal population along the U.S. west coast in 1992. U. S. National Oceanic and Atmospheric Administration Report LJ-93-O I. 32 pp.
- Bartholomew, G. A. 1949. Reoccupation by the northern elephant seal of Los Coronados Islands, Baja California, México. *Journal of Mammalogy*. 31(1): 98.
- Bartholomew, G. A. y C. L. Hubbs. 1952. Winter population of pinnipeds about Guadalupe, San Benito and Cedros islands, Baja California. *Journal of Mammalogy*. 33 (2):160-171.
- Bartholomew, G. A. y C.L. Hubbs. 1960. Population growth and seasonal movements of the northern elephant seal, *Mirounga angustirostris*. *Mammalia*. 24: 313-323.
- Bartholomew, G. A. y R. A. Boolootian. 1960. Numbers and population structure of the pinnipeds on the California Channel Islands. *Journal of Mammalogy*. 41(3): 366-375.

- Berta, A., J. L. Sumich y K. M. Kovacs. 2006. Marine Mammals: Evolutionary Biology. Segunda edición. Academic Press. San Diego. 494 pp.
- Bjorkstedt, E. P., G. Gaxiola-Castro, J. Xue, R. Goericke, F. Chavez, J. T. Pennington, W. J. Sydeman, S. A. Thompson, J. A. Santora, S. MacLatchie, E. Webert, W. Watson, N. Lo, J. Field, S. Ralston, K. Sakuma, J. Largier, C. Halle, S. Morgan, B. Peterson, B. Emmet, S. J. Bograd, F. B. Schwing, K. P. B. Merkens, J. A. Hildebrand, J. Peterson, R. Durazo y L. M. Munger. 2010. State of the California Current 2009-2010: Regional variations persists through transition from La Niña to El Niño (and back?). California Cooperative Oceanic Fisheries Report, 51:39-69.
- Bograd, S. J., W. J. Sydeman, J. Barlow, A. Booth, R. D. Brodeur, J. Calambokidis, F. Chavez, W. R. Crwaford, E. Di Lorenzo, R. Durazo, R. Emmet, J. Field, G. Gaxiola-Castro, W. Gilly, R. Goericke, J. Hildebrand, J. E. Irvine, M. Kahru, J. A. Koslow, B. Lavaniegos, M. Lowry, D. L. Mackas, M. Manzano-Sarabia, S. M. McKinnell, B. G. Mitchel, L. Munger, R. I. Perry, W. T. Peterson, S. Ralston, J. Schweigert, A. Sunstov, R. Tanasichuk, A. C. Thomas y F. Whitney. 2010. Status and trends of the California Current region, 2003-2008. *IN*: McKinnell, S. M. y M. J. Dagg (eds.). Marine Ecosystems Of The North Pacific Ocean, 2003-2008. Pices Special Publication 4; 106-141.

- Boveng, P. 1988. Status of the northern elephant seal population on the U.S. West Coast. . S. National Oceanic and Atmospheric Administration Report LJ-88-05. 35 pp.
- Boveng, P.D., D. De Master y B. Stewart. 1988. Dynamic response analysis III: A consistency filter and application to four northern elephant seals colonies. *Marine Mammal Science*. 4(3): 210-222.
- Bowen, W. D. 1997 Role of marine mammals in aquatic ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*. 158: 267-274.
- Brownell, R. L Jr., R. L. DeLong y R.W. Schreiber. 1974. Pinniped populations at Islas Guadalupe, San Benito, Cedros, and Natividad, Baja California, in 1968. *Journal of Mammalogy*. 55(2): 469-472.
- Campagna, C. 2008. *Mirounga angustirostris*. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.1. Consultado el 21 de mayo de 2010 en: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).
- Campagna, C., M. Lewis y R. Baldi. 1993. Breeding biology of southern elephant seals in Patagonia. *Marine Mammal Science*. 9(1): 34-47.
- Carlos-Garza, J. 1998. Population genetics of the northern elephant seal. Tesis de Doctorado. University of California. U.S.A. 185 pp.
- Carretta, J. V., J. Barlow, K. A. Forney, M. M. Muto y J. Baker. 2001. U.S. Pacific Marine Mammal Stock Assessments: 2001. U.S. National Oceanic and Atmospheric Administration Technical Memorandum, 317. 280 pp.

- Carretta, J. V., K. A. Forney, M. S. Lowry, J. Barlow, J. Baker, B. Hanson y M. M. Muto. 2007. U.S. Pacific Marine Mammal Stock Assessments: 2007. U.S. National Oceanic and Atmospheric Administration Technical Memorandum, 414. 316 pp.
- Clinton, W. L. 1994. Sexual selection and growth in male northern elephant seals. *IN: Le Boeuf, B. J. y R. M. Laws (eds.) Elephant Seals: Population Ecology, Behavior, and Physiology.* University of California Press. Los Angeles; 154-168.
- Condit, R. y B. J. Le Boeuf. 1984. Feeding habits and feeding grounds of the northern elephant seal. *Journal of Mammalogy.* 65(2): 282-289.
- Condit, R., B. J. Le Boeuf y M. Sylvan. 2007. Estimating population size in asynchronous aggregations: A bayesian approach and test with elephant seals censuses. *Marine Mammal Science.* 23(4): 834-855.
- Cooper, C. F. y B. S. Stewart, 1983. Demography of northern elephant seals, 1911-1982. *Science.* 219: 969-971.
- DeLong, R. 1986. Northern elephant seal. *IN: Delphine, H. (ed.) Marine Mammals of Eastern North Pacific and Arctic Waters.* Segunda edición. Pacific Search Press. Seattle; 230-235.
- Demarcq, H. y D. Dagorne. 2011. Biological response associated with a coastal upwelling event. *IN: Morales J., V. Stuart, T. Platt y S. Sathyendranath, (eds.) Handbook Of Satellite Remote Sensing Image Interpretation: Applications For Marine Living Resources Conservation And Management,* EU PRESPO and IOCCG, Dartmouth, Canadá.

- Deutsch, C., D. P. Costa y B. J. Le Boeuf. 1994. Sex differences in reproductive effort in northern elephant seals. *IN*: Le Boeuf, B. J. y R. M. Laws (eds.) *Elephant Seals: Population Ecology, Behavior, and Physiology*. University of California Press. Los Angeles; 169-210.
- Deutsch, C. J., M. P. Haley y B. J. Le Boeuf. 1990. Reproductive effort of male northern elephant seals: estimates from mass loss. *Canadian Journal of Zoology*. 68: 2580-2593.
- Diario Oficial de la Federación. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de Riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. 6 de marzo 2002.
- Diario Oficial de la Federación. 1928. Acuerdo por el cual se declara Zona Reservada para la Caza y Pesca de especies animales y vegetales, la Isla de Guadalupe, Baja California, y las aguas territoriales que la circundan. 16 de agosto de 1928.
- Diario Oficial de la Federación. 2010. Código Penal Federal. Última reforma 18 de junio de 2010.
- Durazo, R., A. M. Ramírez-Manguilar, L. E. Miranda y L.A. Soto-Mardones. 2010. Climatología de las variables hidrológicas. *IN*: Gaxiola-Castro, G. y R. Durazo (eds.). *Dinámica del Ecosistema Pelágico Frente a Baja California, 1997-2007*. SEMARNAT. México. 25-57.
- Durazo, R., G. Gaxiola-Castro, B. Lavaniegos, R. Castro-Valdez, J. Gómez-Valdés y A. D. S. Mascarenhas. 2005. Condiciones oceanográficas frente a

- la costa occidental de Baja California, 2002-2003: Influencia de un El Niño débil y del incremento de agua subártica. *Ciencias Marinas*. 31(3):537-552.
- Durazo, R., Ramírez-Manguilar, A.M., Miranda, L.E. y L.A. Soto-Mardones. 2010. Climatología de variables hidrográficas. *IN: Gaxiola-Castro, G. y R. Durazo (eds.) Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California, 1997-2007*. SEMARNAT-INE-CICESE-UABC. México. 25-57 p.
- Eberhardt, L. L., D. G. Chapman y J. R. Gilbert. 1979. A review of marine mammals census methods. *Wildlife monographs*. 63 (1):3-46.
- Fahrbach, E., F. Trillmich y W. Arntz. 1991. The time sequence and magnitude of physical effects of El Niño in the Eastern Pacific. *IN: Trillmich, F. y K. A. Ono (eds.) Pinnipeds and El Niño Responses to Environmental Stress*. Springer-Verlag. Alemania; 8-21 p.
- Fisher, R. 1970. *Statistical methods for research workers*. 14va. edición. Hafner Press, Nueva York. 323 pp.
- Fleischer, L. A. 1978. The distribution, abundance, and population characteristics of the Guadalupe fur seal, *Arctocephalus townsendi* (Merriam, 1897). Tesis de Maestría. University of Washington. E.U.A. 93 pp.
- Galimberti, F. y L. Buitani. 1999. Demography and breeding biology of a small, localized population of southern elephant seals (*Mirounga leonina*). *Marine Mammal Science*. 15(1): 159-178.
- Galimberti, F. y S. Sanvito. 2001. Modeling female haul-out in southern elephant seals (*Mirounga leonina*). *Aquatic Mammals*. 27: 92-104.

- Gallo-Reynoso, J. P., B. J. Le Boeuf, A. L. Figueroa-Carranza y M. O. Maravilla-Chávez. 2005. Los pinnípedos de Isla Guadalupe. *IN: Santos-del Prado, K. y E. Peters (eds.). Isla Guadalupe, Restauración y Conservación. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). México, D. F. 172-201 p.*
- Gallo-Reynoso, J. P. y M. C. Garcia-Aguilar. 2008. Análisis preliminar de la presencia de perros ferales en Isla de Cedros, Baja California. *Revista Mexicana de Mastozoología. 12: 130-140.*
- García-Aguilar, M.C. 2004<sub>a</sub>. Breeding biology of the northern elephant seal (*Mirounga angustirostris*) at the Isla San Benito Oeste, Eastern Pacific, Mexico. *Aquatic Mammals. 30 (2):289-295.*
- 2004<sub>b</sub>. Demografía y ecología de la conducta del elefante marino del norte (*Mirounga angustirostris*) en las Islas San Benito, México. Tesis de doctorado. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. México. 159 pp.
- García-Aguilar, M. C. y E. Morales-Bojórquez. 2005. Estimating the haul-out population size of a colony of northern elephant seals *Mirounga angustirostris* in Mexico, based on mark-recapture data. *Marine Ecology Progress Series. 297:297-302.*
- Hammill, M. O., G. B. Stenson, R. T. Myers y W. T. Stobo. 1998. Pup production and trends of the grey seal (*Halichoerus grypus*) in the Gulf of St. Lawrence. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science. 55: 423-430.*
- Hanna, G. D. 1925. Expedition to Guadalupe Island, México, in 1922. *Proceedings of the California Academy of Sciences 14: 217-275.*

- Hansen, S. y D. M. Lavigne. 1997. Temperature effects on the breeding distribution of grey seals (*Halichoerus grypus*). *Physiological Zoology*. 70(4): 436-443.
- Hatfield, B. B. y G. B. Rathbun. 1999. Interactions between northern elephant seals and vehicles near Point Piedras Blancas, California. *Marine Mammal Science*. 15(2): 598-600.
- Heath, M. A. y R. J. Schusterman. 1975. "Desplacement" Sand flipping in the northern elephant seal (*Mirounga angustirostris*). *Behavioral Biology*. 14:379-385.
- Hernández-de-la-Torre, B., Gaxiola-Castro, G., Aguirre-Gómez, R., Álvarez-Brorrego, R., Lara-Lara, R. y S. Nájera-Martínez. 2005. Serie de tiempo de productividad (1970-2003) en el ecosistema marino de Isla Guadalupe. *IN: Santos-del Prado, K. y E. Peters (eds.). Isla Guadalupe, Restauración y Conservación. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). México, D. F. 135-141 p.*
- Hilborn, R. y M. Mangel. 1997. The ecological detective. Confronting models with data. *Monographs in population biology*. Princeton Academic Press, Princeton. 330 pp.
- Hoelzel, A. R. 1999. Impact of population bottlenecks on genetic variation and the importance of life-history; a case study of the northern elephant seal. *Biological Journal of the Linnean Society*. 68: 23-39.

- Hoelzel, A. R., J. M. Hancock y G. A. Dover. 1993. Generation of VNTRs and heteroplasmy by sequence turnover in the mitochondrial control region of two elephant seal species. *Journal of Molecular Evolution*. 37: 190-197.
- Hodder, J., Brown, R.B. y C. Czesla. 1998. The northern elephant seal in Oregon: A pupping range extension and onshore occurrence. *Marine Mammal Science*. 14(4):873-881.
- Huber, H. 1987. Natality and weaning success in relation to age of first reproduction in northern elephant seals. *Canadian Journal of Zoology*. 65:1311-1316.
- Huber, H. R., C. Beckham y J. Nisbet. 1991. Effects of the 1982-83 El Niño on northern elephant seals on the South Farallon Islands, California. *IN: Trillmich, F. y K. A. Ono (eds.) Pinnipeds and El Niño Responses to Environmental Stress*. Springer-Verlag. Alemania; 219-233 p.
- IUCN. 2010. IUCN Red List of threatened species. Versión 2010.
- Le Boeuf, B. J. 1972. Sexual behavior in the northern elephant seal, *Mirounga angustirostris*. *Behaviour*. 41:1-26.
- 1974. Male-male competition and reproductive success in elephant seals. *American Zoology*. (14): 163-176.
- 1977. Back from extinction? *Pacific Discovery*. 30(5): 1-9.
- 1991. The natural history of the elephant seal. *IN: Trillmich, F. y K. A. Ono (eds.) Pinnipeds and El Niño Responses to Environmental Stress*. Springer-Verlag. Alemania; 205 p.

- Le Boeuf, B. J., D. G. Ainley y T. J. Lewis. 1974. Elephant seals on the Farallons: Population structure of an incipient breeding colony. *Journal of Mammalogy*. 55(2): 370-385.
- Le Boeuf, B. J. y M. L. Bonnell. 1981. Pinnipeds of the California Islands: Abundance and distribution. *IN: Power, D. M. (ed.) The California Islands: Proceedings of a Multidisciplinary Symposium*. Santa Barbara Mus. Nat. Hist. Santa Barbara; 475-493 p.
- Le Boeuf, B. J., D. E. Crocker, D. P. Costa, S. B. Blackwell, P. M. Webb y D. S. Houser. 2000. Foraging ecology of northern elephant seals. *Ecological Monographs*. 70(3):353-382.
- Le Boeuf, B. J. y R. M. Laws. 1994. *Elephant Seals: Population Ecology, Behavior, and Physiology*. University of California Press. Los Angeles; 414 pp.
- Le Boeuf, B. J. y B. R. Mate. 1978. Elephant seals colonize additional Mexican and California islands. *Journal of Mammalogy*. 59(3): 621-622.
- Le Boeuf, B. J. y S. Mesnick. 1990. Sexual behaviour of male northern elephant seals: I. Lethal injuries to adult females. *Behaviour*. 116 (1-2):143-152.
- Le Boeuf, B. J., P. A. Morris, S. B. Blackwell, D. E. Crocker y D. P. Costa. 1996. Diving behavior of juvenile northern elephant seals. *Canadian Journal of Zoology*. 74:1632-1644.
- Le Boeuf, B. J., P. Morris y J. Reiter. 1994. Juvenile survivorship of northern elephant seals. *IN: Le Boeuf, B. J. y R. M., Laws (eds.) Elephant seals:*

- Population Ecology, Behavior, and Physiology*. University of California Press. Los Angeles; 121-137.
- Le Boeuf, B. J. y K. J. Panken. 1977. Elephant seals breeding on the mainland in California. *Proceedings of the California Academy of Sciences*. 41(9):267-280.
- Le Boeuf, B. J. y J. Reiter. 1988. Lifetime reproductive success in northern elephant seals. *IN: Clutton-Brock, T. H. (ed.) Reproductive Success*. University of Chicago Press, Chicago. 344-362 pp.
- Le Boeuf, B. J. y J. Reiter 1991. Biological Effects Associated with El Niño Southern Oscillation, 1982-1983, on Northern Elephant seals breeding at Año Nuevo, California. *IN: Trillmich, F. y K. A. Ono (eds.) Pinnipeds and El Niño Responses to Environmental Stress*. Springer-Verlag, Alemania; 207-218 p.
- Lehmann, E. L. 1985. *Nonparametrics: Statistical Methods Based on Ranks*. McGraw-Hill. Nueva York; 480 pp.
- Lessels, C. M. y P. T. Boag. 1987. Unrepeatable repetatabilities: a common mistake. *The Auk*. 104: 116-121.
- Lowry, M. S., W. L. Perryman, M. S. Lynn, R. L. Westlake y F. Julian. 1996. Counts of northern elephant seals, *Mirounga angustirostris*, from large-format aerial photographs taken at rookeries in southern California during the breeding season. *Fishery Bulletin*. 94:176-185.
- Lowry, M. S., W. L. Perryman, M. S. Lynn y R.L. Westlake. 1992. Using large format vertical aerial photography to census northern elephant seals

- (*Mirounga angustirostris*) at San Miguel, San Nicolas, and Santa Rosa islands, California. U. S. National Oceanic and Atmospheric Administration Report LJ-92-20. 34 pp.
- Lowry, M. S. 1999. Counts of California sea lion (*Zalophus californians*) pups from aerial color photographs and from the ground: A comparison of two methods. *Marine Mammal Science*. 15 (1): 143-158.
- Lowry, M. S. 2002. Counts of northern elephant seals at rookeries in the southern California bight: 1981-2001. U. S. National Oceanic and Atmospheric Technical Memorandum-NMFS-SWFSC-345. 65 p.
- Lubinsky, D. 2010. Estado actual de la foca común del Pacífico Oriental (*Phoca vitulina richardsi*), en México. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Baja California. México. 108 pp.
- McCan, S. T. 1985. Size, status, and demography of southern elephant seal (*Mirounga leonina*) populations. *IN: Ling J. K. y M. M., Bryden (eds.) Studies of sea mammals in South latitudes*. South Australian Museum. Norhtfield; 1-17.
- McClatchie, S., R. Goericke, F. B. Schwing, S. J. Bograd, W. T. Peterson, R. Emmett, R. Charter, W. Watson, N. Lo, K. Hill, C. Collins, M. Kahru, B. G. Mitchell, J. A. Koslow, J. Gomez-Valdes, B. E. Lavaniegos, G. Gaxiola-Castro, J. Gottschalck, M. L'Heureux, Y. Xue, M. Manzano-Sarabia, E. Bjorkstedt, S. Ralston, J. Field, L. L. Rogers-Bennet, L. Munger, G. Campbell, K. Merkens, D. Camacho, A. Havron, A. Douglas y J. Hilderbrand. 2009. The state of the California Current, spring 2008-2009:

- Cold conditions drive regional differences in coastal production. California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports. 50:43-68.
- Maravilla-Chávez, M. O. y M. Lowry. 1996. Censos de pinnípedos en islas de la costa occidental de la península de Baja California, México (Julio/agosto, 1992). Ciencias Pesqueras. 13: 73-77.
- Marine Mammal Commission. 2007. The Marine Mammal Protection Act of 1972. As amended 2007. 114 pp.
- McMahon, C. R. y C. J. A. Bradshaw. 2004. Harem choice and breeding experience of female southern elephant seals influence offspring survival. Behavioral Ecology Sociobiology. 55: 349-362.
- Mellink, E. 1993. Biological conservation of Isla de Cedros, Baja California, México: assessing multiple threats. Biodiversity and Conservation. 2: 62-69.
- Moore, S. E. 2008. Marine mammals as ecosystem sentinels. Journal of Mammalogy. 89(3): 534-540.
- Nava-López, E. 2007. Características y condiciones climáticas. *IN*: Muñoz, V. (ed.) Islas Coronados, una Historia y un Entorno Natural. Chevron. México; 77-82.
- Noren, D. P. 2002. Thermoregulation of weaned northern elephant seal (*Mirounga angustirostris*) pups in air and water. Physiological and Biochemical Zoology. 75(5): 513-523.
- Nowak, R. M. 2003. Walker's Marine Mammals of the World. The Johns Hopkins University Press. Baltimore & London. 264 pp.

- Odell, D. K. 1971. Censuses of pinnipeds breeding on the California Channel Islands. *Journal of Mammalogy*. 52(1): 187-190.
- Oliver, G. W., P. A. Morris, P. H. Thorson y B. J. Le Boeuf. 1998. Homing behavior of juvenile northern elephant seals. *Marine Mammal Science*. 14(2): 45-256.
- Reeves, R. R., B. S. Stewart, P. J. Clapham y J. A. Powell. 2002. Guide to marine mammals of the world. Alfred A. Knopf Inc. E.U.A. 527 pp.
- Reiter, J., K. J. Panken y B. J. Le Boeuf. 1981. Female competition and reproductive success in northern elephant seals. *Animal behavior*. 29: 670-687.
- Reiter, J. y B. J. Le Boeuf. 1991. Life history consequences of variation in age at first primiparity in northern elephant seals. *Behavioral Ecology Sociobiology*. 28: 153-160 p.
- Rice, D. W., Kenyon, K. W. y D. Lluch. 1965. Pinniped populations at Islas Guadalupe, San Benito and Cedros, Baja California, in 1965. *Transactions of the San Diego Society of Natural History*. 14(7): 74-84.
- Riedman, M. 1990. The pinnipeds, seals, sea lions and waruses. University of California Press. E.U.A. 439 pp.
- Rothery, P. y S. T. McCann. 1987. Estimating pup production of elephant seals at South Georgia. *Symposium of the Zoological Society of London*. 58: 211-223.

- Sanvito, S., F. Galimbert y H. E., Miller. 2007. Having a big nose: structure, ontogeny, and function of the elephant seal proboscis. *Canadian Journal of Zoology*. 85: 207-220.
- 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; 178 pp.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) (2002) Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo (segunda sección). 81 pp.
- Sheskin, D. J. 2000. Handbook of parametric and non parametric statistical procedures. 2da. edición. Chapman and Hall. 982 pp.
- Shirihai, H. 2006. Whales, dolphins and other marine mammals of the world. Princeton University Press. E.U.A. 389 pp.
- Sinclair, E. H. 1994. Prey of juvenile northern elephant seals (*Mirounga angustirostris*) in the southern California Bight. *Marine Mammal Science*. 10(2): 230-239.
- Stewart, B. S. y R. L. DeLong. 1995. Double migrations of the northern elephant seal, *Mirounga angustirostris*. *Journal of Mammalogy* 76:196-205.
- Stewart, B. S. y P. K. Yochem. 1991. Northern elephant seals on the Southern California Channel Islands and El Niño. *IN: Trillmich, F. y K. A. Ono (Eds.)*

- Pinnipeds and El Niño Responses to Environmental Stress. Springer-Verlag. Alemania; 234-243.
- Stewart B. S., Yochem, P. K., Huber, H. R., De Long, R. L., Jameson, R. J., Sydeman, W. J., Allen, A. G. y B. J. Le Boeuf. 1994. History and present status of the northern elephant seal population. *IN*: Le Boeuf, B. J. y R. M. Laws (Eds.) Elephant Seals: Population Ecology, Behavior, and Physiology. University of California Press. Los Angeles; 29-48.
- Sydeman, W. J. y S. G. Allen. 1999. Pinniped population dynamics in Central California: correlations with sea surface temperature and upwelling indices. *Marine Mammal Science*. 15(2):446-461.
- Trillmich, F. y K. A. Ono (Eds.) 1991. Pinnipeds and El Niño Responses to Environmental Stress. Springer-Verlag. Alemania. 293 pp.
- Westlake, R.L., Perryman, W.L. y K.A. Ono. 1997. Comparison of vertical aerial photographic and ground censuses of Steller sea lions at Año Nuevo Island, July 1990-1993. *Marine Mammal Science*. 12(2): 107-218.
- White, F.D. y D. K. Odell. 1971. Thermoregulatory behavior of the northern elephant seal, *Mirounga angustirostris*. *Journal of Mammalogy*. 52(4):758-774.

## ANEXO I

**Tabla 1.** Presencia de individuos de *M. angustirostris* en islas de México, reportada por diferentes autores. En ninguno de los reportes se especifica en qué isla de cada complejo insular en cuestión, se presentó el avistamiento.

Complejo de islas	Información del reporte						Autor
	Año del avistamiento	Estación o mes del año	Reproductiva	Crías	Destetados	Otros grupos de edad	
Coronados	1949	abril	No	No	No	Si	Bartholomew, 1950
	1971	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1972	febrero	Si	Si	No	NE	Antonelis <i>et al.</i> , 1981
	1972	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1973	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1974	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1975	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1978	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1981	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1985	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1986	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1990	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1991	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1992	agosto	NE	NE	NE	NE	Maravilla y Lowry, 1996
2007		NE	NE	NE	NE	Samaniego-Herrera <i>et al.</i> , 2007	
Todos Santos	1999-2008	**mayo y noviembre	No	No	Si	Si	Schramm, com. pers.

**NE:** No especifica.

\*La información presentada es una compilación de avistamientos reportados por diferentes autores, la mayoría a través de comunicación personal. Para mayor información ver referencia.

**Tabla 1.** Presencia de individuos de *M. angustirostris* en islas de México, reportada por diferentes autores. En ninguno de los reportes se especifica en qué isla de cada complejo insular en cuestión se presentó el avistamiento...Continuación.

Complejo de islas	Información del reporte						
	Año del avistamiento	Estación o mes del año	Reproductiva	Crías	Destetados	Otros grupos de edad	Autor
San Martín	1977	enero-febrero	NE	Si	Si	Si	Le Boeuf y Mate, 1978
	1971	mayo	NE	No	No	Si	Le Boeuf y Mate, 1978
	2007	NE	NE	NE	NE	NE	Samaniego-Herrera <i>et al.</i> , 2007
Guadalupe	1922	julio	Si	No	Si	Si	Anthony, 1925
	1956	NE	Si	NE	NE	NE	Bartholomew y Hubbs, 1960
	1965	ene-febrero	Si	Si	NE	Si	Rice <i>et al.</i> , 1965
	1968	abril-junio	NE	NE	NE	NE	Brownell <i>et al.</i> , 1974
	1969	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1970	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1975	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1977	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1977	verano	NE	NE	NE	NE	Fleischer, 1978
	1978	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1980	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1982	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1991	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
2007	NE	NE	NE	NE	NE	Samaniego-Herrera <i>et al.</i> , 2007	

**NE:** No especifica.

\*La información presentada es una compilación de avistamientos reportados por diferentes autores, la mayoría a través de comunicación personal. Para mayor información ver referencia.

**Tabla 1.** Presencia de individuos de *M. angustirostris* en islas de México, reportada por diferentes autores. En ninguno de los reportes se especifica en qué isla de cada complejo insular en cuestión se presentó el avistamiento...Continuación.

Complejo de islas	Información del reporte						Autor
	Año del avistamiento	Estación o mes del año	Reproductiva	Crías	Destetados	Otros grupos de edad	
San Benito	1956	NE	Si	NE	NE	NE	Bartholomew y Hubbs, 1960
	1965	ene-febrero	Si	Si	NE	Si	Rice <i>et al.</i> , 1965
	1968	abril-junio	NE	NE	NE	NE	Brownell <i>et al.</i> , 1974
	1970	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1975	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1977	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1978	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1980	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1991	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1992	agosto	NE	NE	NE	NE	Maravilla y Lowry, 1996
	2001-2002	dic-ene-febrero	Si	Si	NA	Si	**García-Aguilar, 2004
	2007	NE	NE	NE	NE	NE	Samaniego-Herrera <i>et al.</i> , 2007
Cedros	1965	ene-febrero	No	No	NE	Si	Rice <i>et al.</i> , 1965
	1968	abril-junio	NE	NE	NE	NE	Brownell <i>et al.</i> , 1974

**NE:** No especifica.

\*La información presentada es una compilación de avistamientos reportados por diferentes autores, la mayoría a través de comunicación personal. Para mayor información ver referencia.

\*\*Este autor es el único que especifica la presencia de *M. angustirostris* en las 3 islas que componen el complejo insular de San Benito.

**Tabla 1.** Presencia de individuos de *M. angustirostris* en islas de México, reportada por diferentes autores. En ninguno de los reportes se especifica en qué isla de cada complejo insular en cuestión se presentó el avistamiento...Continuación.

Complejo de islas	Información del reporte						Autor
	Año del avistamiento	Estación o mes del año	Reproductiva	Crías	Destetados	Otros grupos de edad	
Cedros	1970	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1977	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1985	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1988	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1991	ene-febrero	NE	NE	NE	NE	*Stewart <i>et al.</i> , 1994
	1992	agosto	NE	NE	NE	NE	Maravilla y Lowry, 1996
	2007	NE	NE	NE	NE	NE	Samaniego-Herrera <i>et al.</i> , 2007
Natividad	1975	febrero	Si	Si	No	Si	Le Boeuf y Mate, 1978
	2007	NE	NE	NE	NE	NE	Samaniego-Herrera <i>et al.</i> , 2007
Asunción	2007	NE	NE	NE	NE	NE	Samaniego-Herrera <i>et al.</i> , 2007

**NE:** No especifica.\*La información presentada es una compilación de avistamientos reportados por diferentes autores, la mayoría a través de comunicación personal. Para mayor información ver referencia.

**Tabla 2:** Ciclo anual y áreas de alimentación de *Mirounga angustirostris* de acuerdo a diversos autores.

<b>Evento del ciclo anual</b>	<b>Grupo de edad</b>	<b>Intervalo en fechas</b>	<b>Lugar donde se lleva a cabo el evento</b>	<b>Autor</b>
Reproducción	Machos adultos			Le Boeuf, 1972.
Reproducción	Machos y hembras adultas	Diciembre al 15 de marzo	California	Antonelis y Fiscus 1980
Reproducción	Hembras adultas	Enero y febrero	California	Condit y LeBoeuf, 1984
Reproducción	Hembras adultas	Finales de diciembre a finales de febrero.	California	DeLong, 1986
	Machos adultos	Diciembre a finales de febrero		
Reproducción	Machos adultos	Finales de noviembre y principios de diciembre a marzo.	California	Nowak, 2003.
	Hembras adultas	Finales de diciembre o enero (hasta 34 días después)		
Reproducción	Hembras adultas	Principios de diciembre a finales de febrero	México	García-Aguilar, 2004.
Descanso	Machos adultos	Finales de febrero a mediados de marzo	California	DeLong, 1986
Muda	Juveniles y hembras adultas	Mediados de marzo a primeros de Junio	California	Antonelis y Fiscus. 1980.
	Machos adultos y subadultos	Principios de junio a agosto		

**NA:** No aplica

**NE:** No especifica

**Tabla 2:** Ciclo anual y áreas de alimentación de *Mirounga angustirostris* de acuerdo a diversos autores...Continuación.

Evento del ciclo anual	Grupo de edad	Intervalo en fechas	Lugar donde se lleva a cabo el evento	Autor
	Hembras adultas Machos adultos	Abril y mayo Julio y agosto	California	Condit y LeBoeuf, 1984
	Hembras Machos	Mayo hasta 3 ó 4 semanas Julio hasta 3 ó 4 semanas	California	Stewart y DeLong, 1995
Alimentación (migración)	Machos adultos Hembras adultas	Primavera Otoño Primavera (10 semanas) Verano y otoño (7 meses)	NE	Condit y LeBoeuf, 1984
Alimentación (migración)	Hembras de San Miguel CA. Machos de San Miguel CA.	Febrero o principios de marzo hasta 73 días después (aprox.) Febrero o principios de marzo hasta 124 días después (aprox.)	NE	Stewart y DeLong, 1995
Alimentación (migración)	Juveniles de California central Juveniles del sur de California Juveniles de México	Verano Verano Verano	41.6°N (Columbia británica) 36.9°N (California central y más al norte) 33.2°N (Sur de California)**	Condit y LeBoeuf, 1984

**NA:** No aplica

**NE:** No especifica

\*\*Distribución más extrema

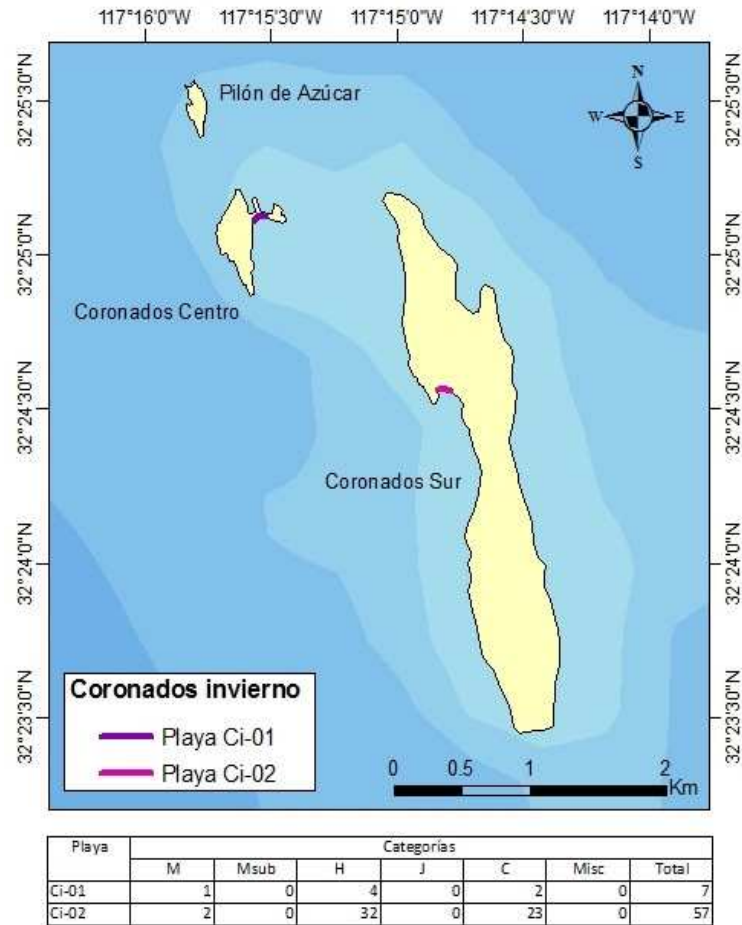
**Tabla 2:** Ciclo anual y áreas de alimentación de *Mirounga angustirostris* de acuerdo a diversos autores...Continuación

Evento del ciclo anual	Grupo de edad	Intervalo en fechas	Lugar donde se lleva a cabo el evento	Autor
Alimentación (migración)	Juveniles de México	Invierno  Primavera  Verano  Otoño	Aprox. 250 Km al norte de su lugar de nacimiento Aprox. 400 Km al norte de su lugar de nacimiento Aprox. 1100 Km al norte de su lugar de nacimiento 480 Km aprox. Al norte de su lugar de nacimiento.	Condit y LeBoeuf, 1984
Alimentación (post-reproductiva)	Machos subadultos de Isla Guadalupe	Abril	California central	Condit y LeBoeuf, 1984
Alimentación	Hembras adultas de Isla San Benito	NE	43 y 31°N. 3 150 Km de la costa aprox. (centro del área de distribución)	Aurioles <i>et al.</i> , 2006
Alimentación (post-reproductiva)	Machos subadultos de Isla Guadalupe	Abril	California central	Condit y LeBoeuf, 1984
Alimentación	Hembras adultas de Isla San Benito	NE	43 y 31°N. 3 150 Km de la costa aprox. (centro del área de distribución)	Aurioles <i>et al.</i> , 2006

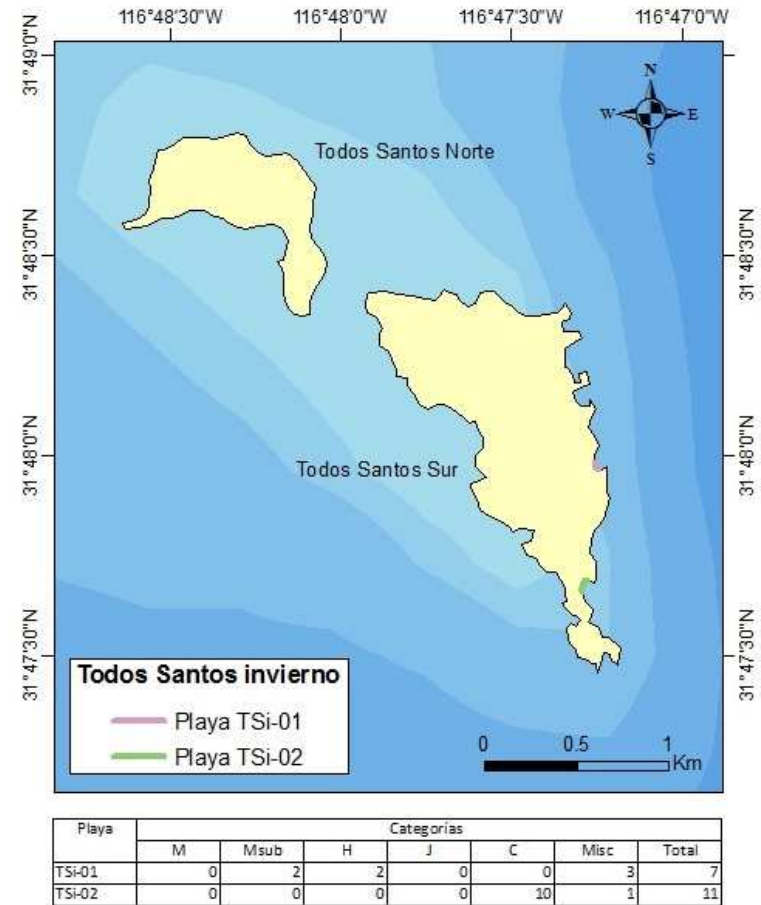
**NA:** No aplica

**NE:** No específico

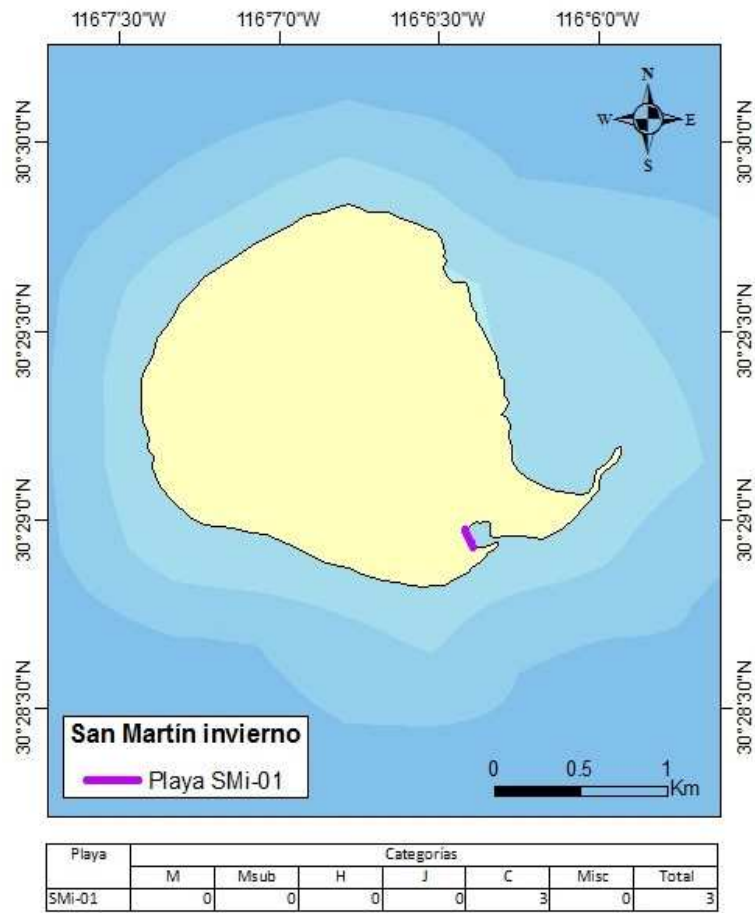
## ANEXO II



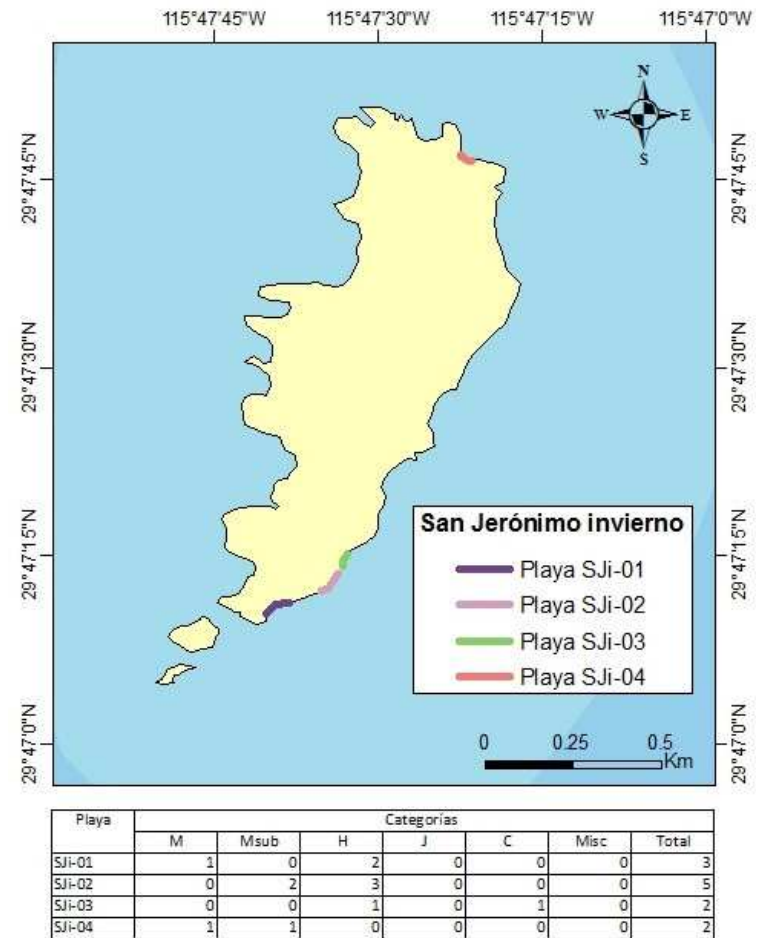
**Figura 1.** Playas con individuos de *M. angustirostris* y sus respectivos conteos correspondientes al invierno en Isla Coronados con el uso del método foto-lancha.



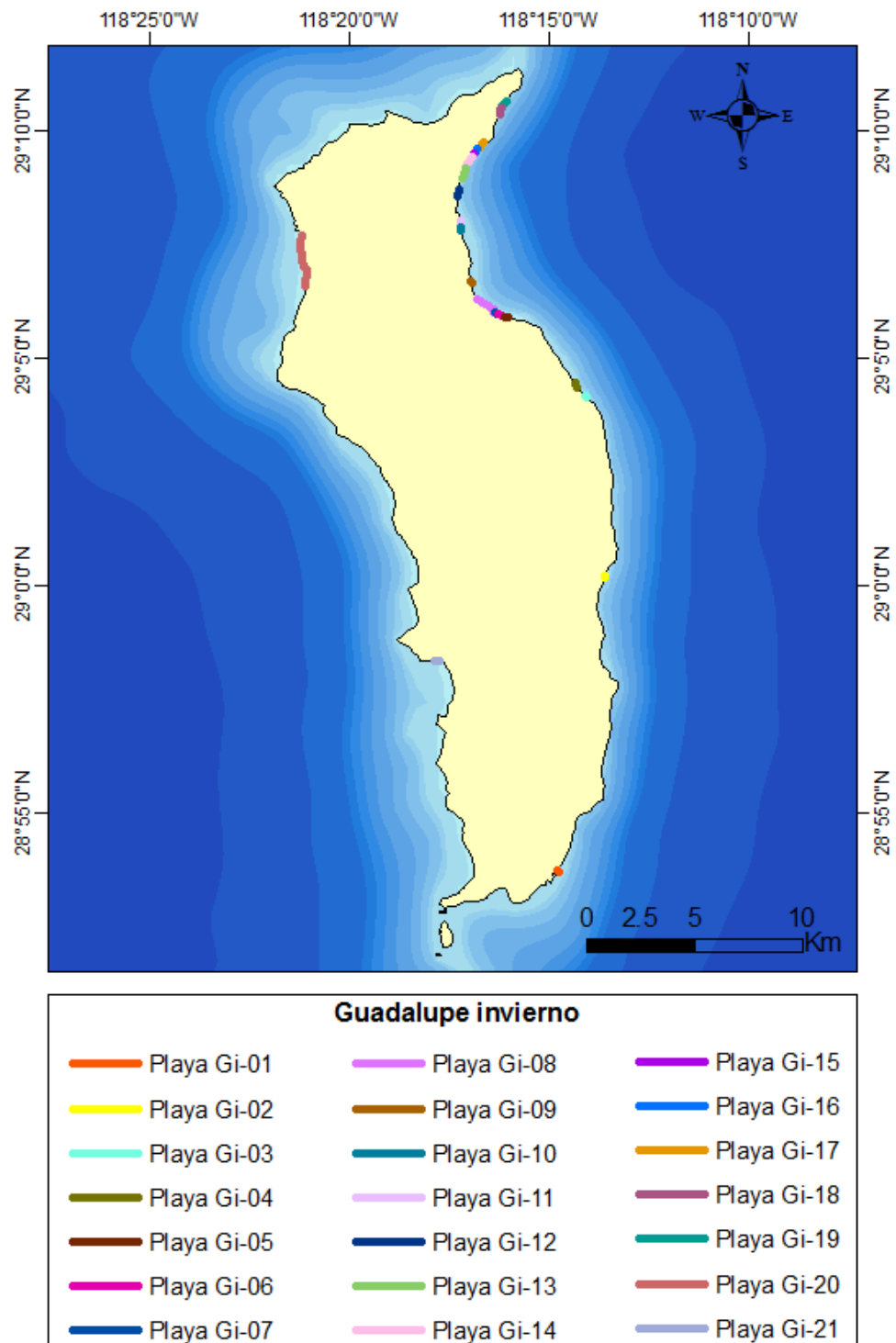
**Figura 2.** Playas con individuos de *M. angustirostris* y sus respectivos conteos correspondientes al invierno en Isla Todos Santos con el uso del método foto-lancha.



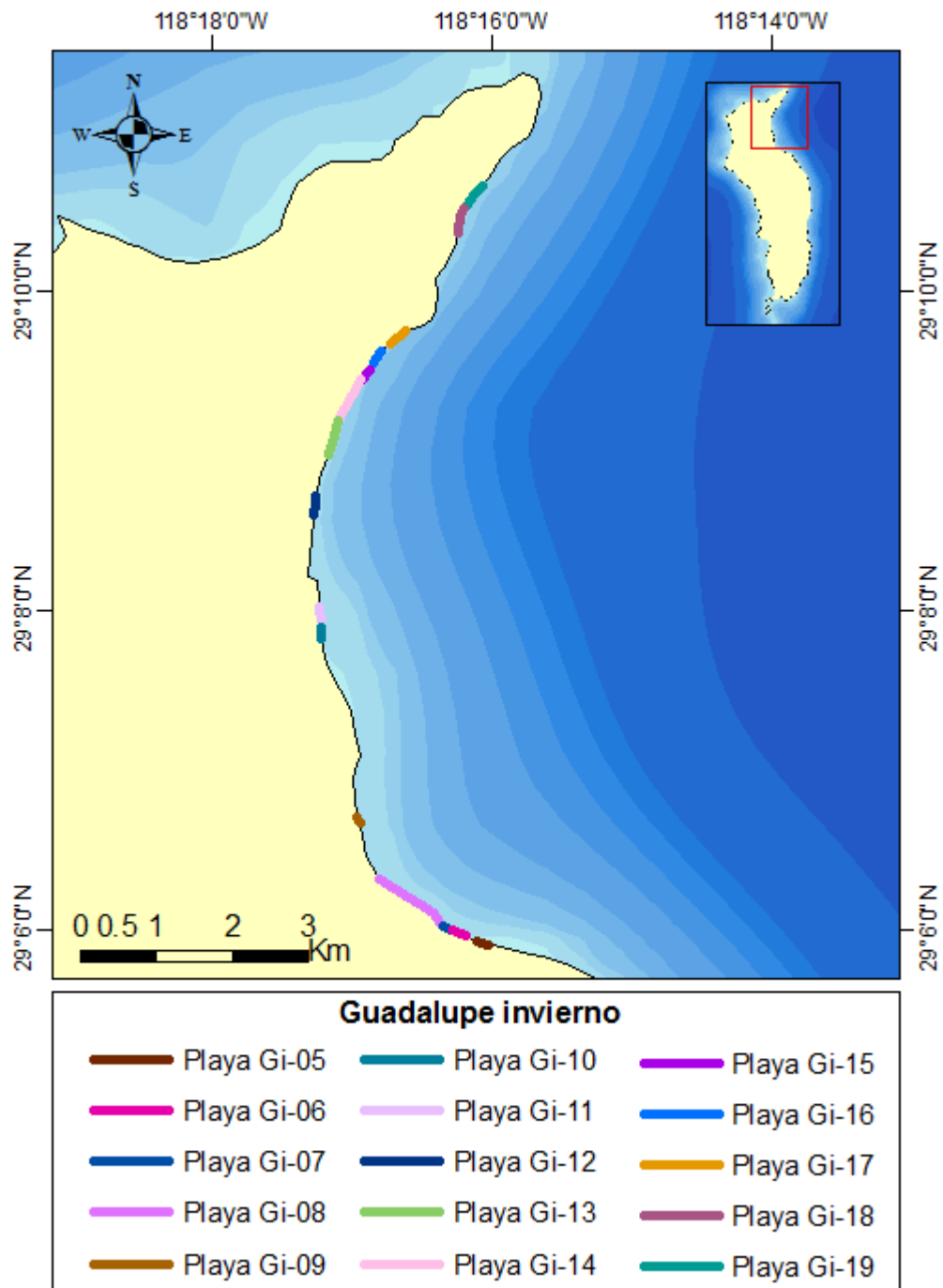
**Figura 3.** Playa con individuos de *M. angustirostris* y su respectivo conteo en Isla San Martín correspondiente al invierno con el uso del método directo-tierra.



**Figura 4.** Playa con individuos de *M. angustirostris* y su respectivo conteo en Isla San Jerónimo correspondiente al invierno con el uso del método foto-lancha.



**Figura 5.** Playas con individuos de *M. angustirostris* durante el invierno en Isla Guadalupe.

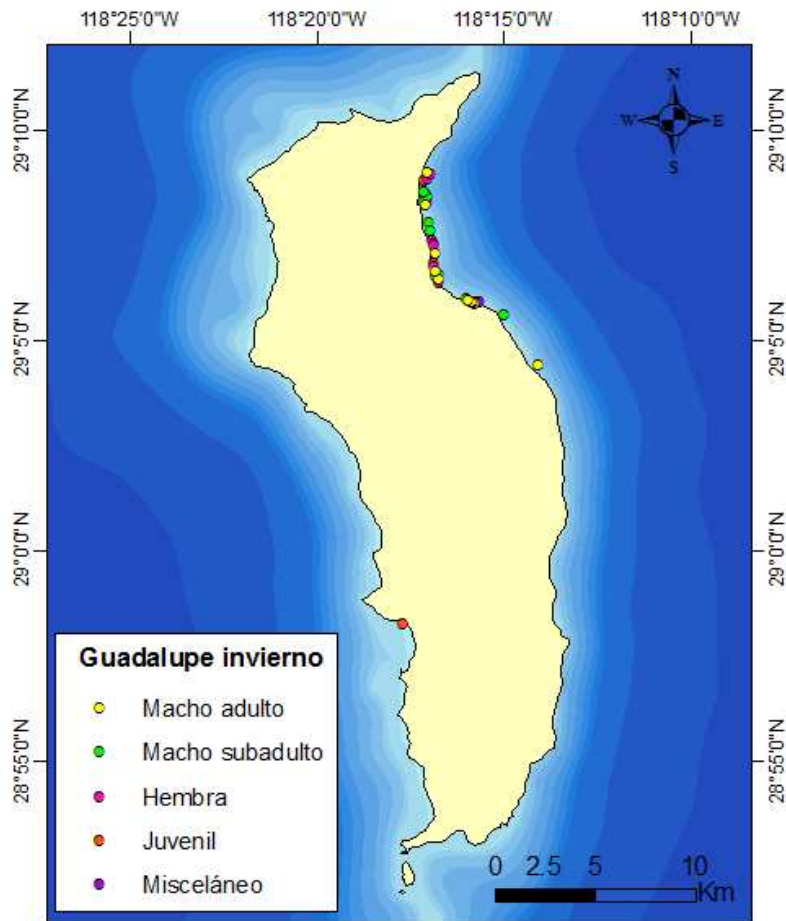


**Figura 6.** Playas con individuos de *M. angustirostris* durante el invierno en la zona noreste de Isla Guadalupe.

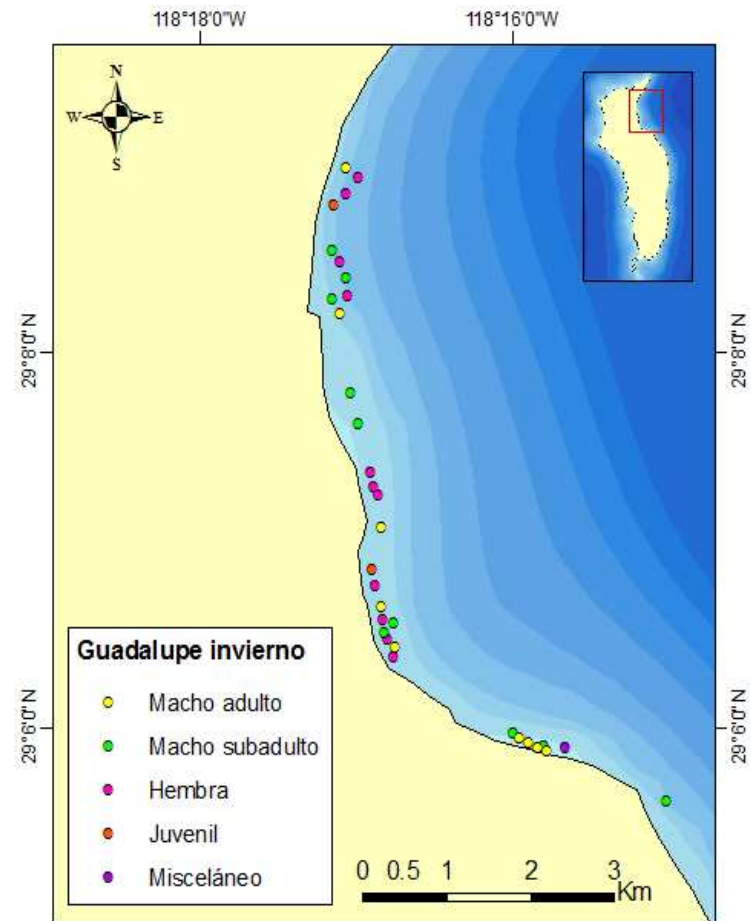
**Tabla 1.** Conteos categorizados de individuos de *M. angustirostris* por playa en Isla Guadalupe durante el invierno con los métodos foto-lancha y foto-aire.

Playa	Categorías						
	M	Msub	H	J	C	Misc	Total
Gi_01	1	0	25	0	12	0	38
Gi_02	0	0	1	0	0	1	2
Gi_03	1	1	1	0	0	0	3
Gi_04	1	1	0	0	0	0	2
Gi_05	0	1	1	2	0	0	4
Gi_06	4	1	1	1	0	0	7
Gi_07	1	0	2	0	1	0	4
Gi_08	28	15	786	1	279	3	1112
Gi_09	2	1	4	0	0	0	7
Gi_10	2	2	1	2	0	0	7
Gi_11	1	1	0	4	0	0	6
Gi_12	0	3	3	0	0	0	6
Gi_13	7	2	240	1	96	2	348
Gi_14	13	5	377	0	124	8	527
Gi_15	0	9	0	0	0	1	10
Gi_16	0	4	0	0	0	0	4
Gi_17	2	5	23	1	4	0	*35
Gi_18	6	7	66	0	4	5	*88
Gi_19	4	3	20	0	4	2	*33
Gi_20	117	24	944	0	198	11	*1294
Gi_21	2	0	23	0	14	0	39

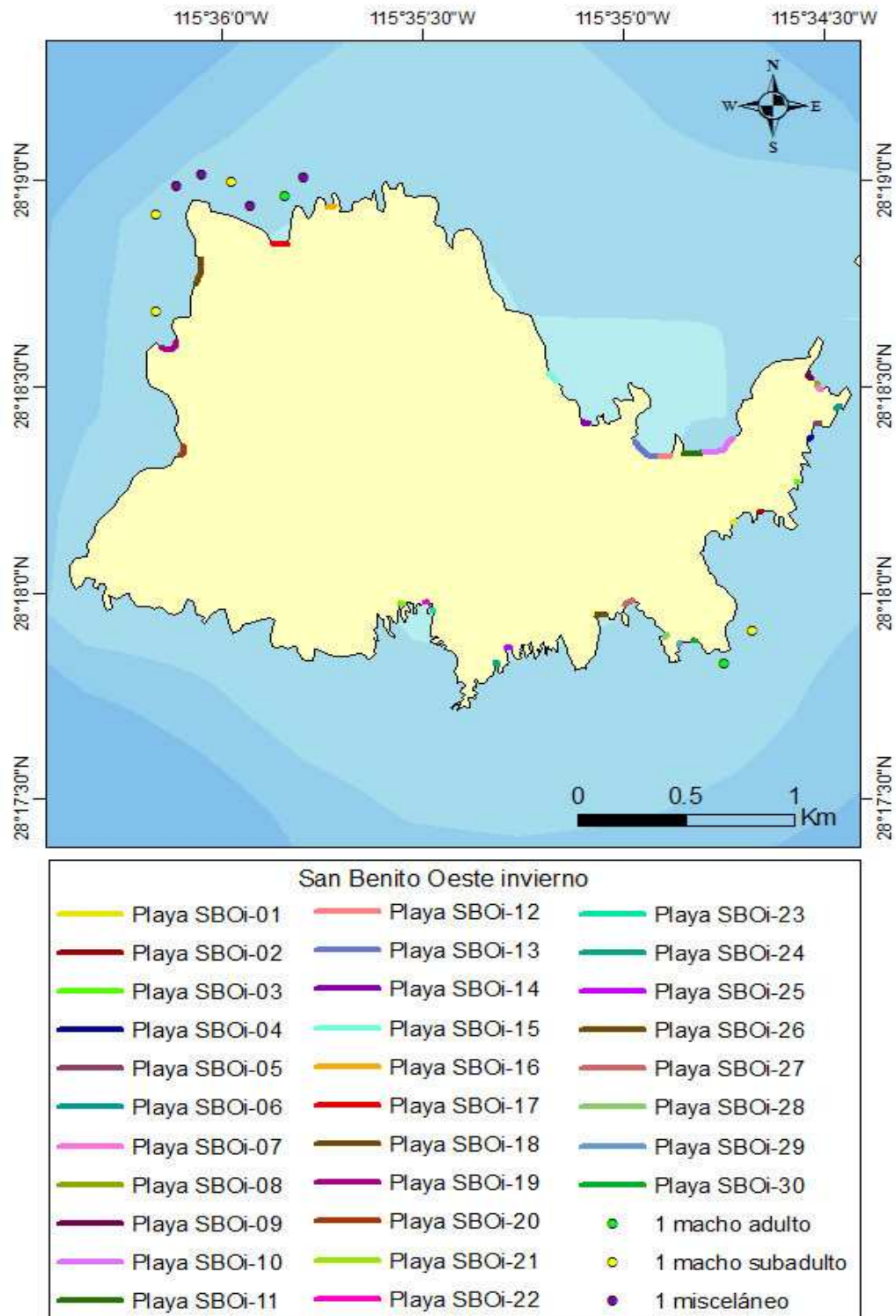
\*Conteos realizados con el método foto-aire.



**Figura 7.** Individuos solitarios correspondientes al invierno en Isla Guadalupe y contabilizados mediante el método foto-lancha.



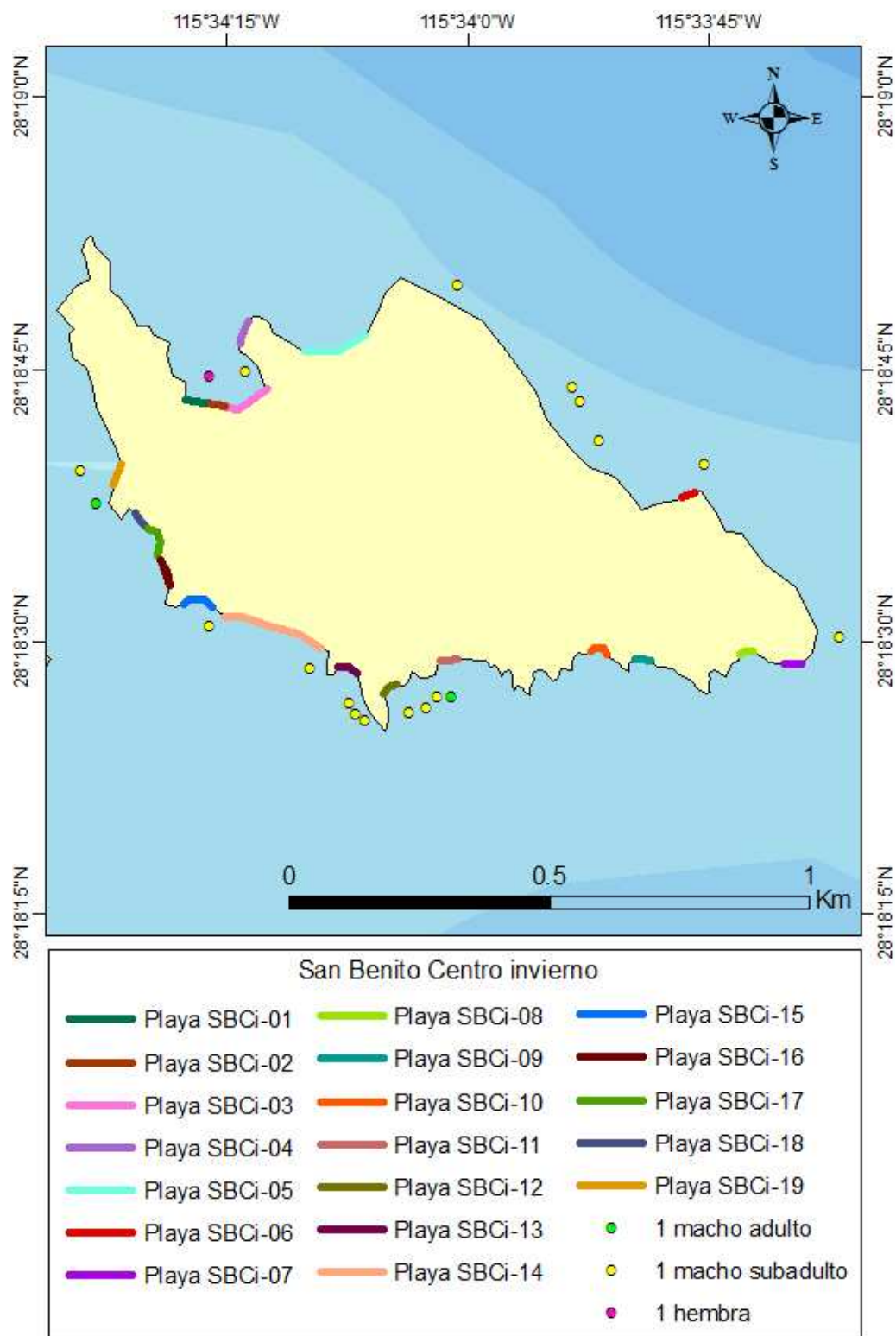
**Figura 8.** Individuos solitarios correspondientes al invierno en la zona noreste de Isla Guadalupe y contabilizados mediante el método foto-lancha (ampliación).



**Figura 9.** Playas con individuos de *M. angustirostris* en San Benito Oeste correspondientes al invierno y contabilizadas mediante el método foto-lancha.

**Tabla 2.** Conteos categorizados de individuos de *M. angustirostris* por playa en Isla San Benito Oeste durante el invierno con el método foto-lancha.

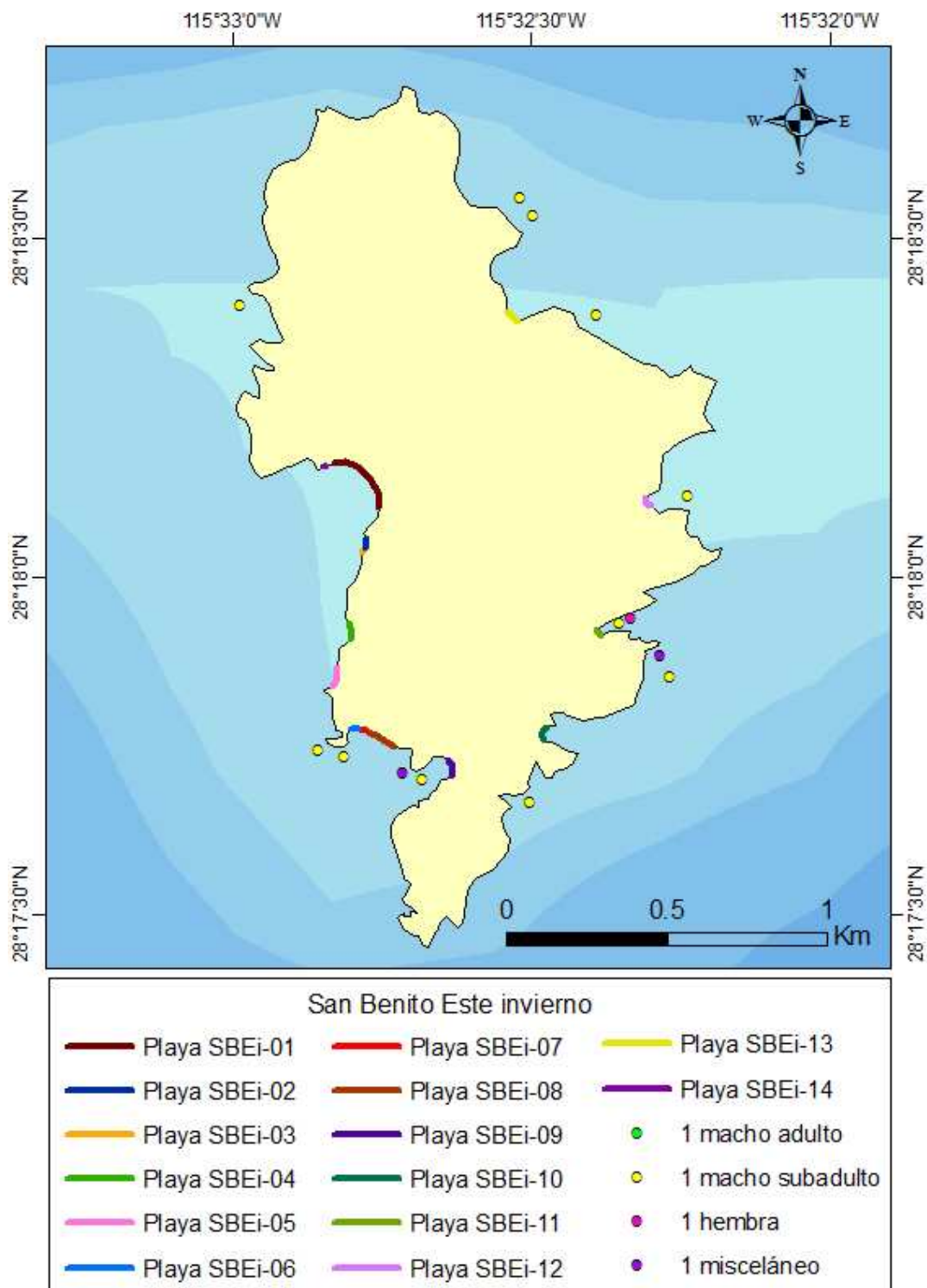
Playa	Categorías						
	M	Msub	H	J	C	Misc	Total
SBOi-01	0	1	0	0	0	0	1
SBOi-02	1	0	3	0	2	0	6
SBOi-03	0	1	0	0	0	0	1
SBOi-04	0	1	0	0	0	0	1
SBOi-05	1	0	15	0	12	1	29
SBOi-06	1	0	35	0	10	0	46
SBOi-07	1	0	12	0	10	0	23
SBOi-08	1	0	12	0	6	0	19
SBOi-09	0	0	9	0	5	0	14
SBOi-10	6	1	29	0	14	0	50
SBOi-11	0	1	1	0	0	0	2
SBOi-12	4	0	45	0	20	0	69
SBOi-13	8	0	204	1	113	2	328
SBOi-14	1	0	3	0	0	0	4
SBOi-15	1	0	54	0	22	0	77
SBOi-16	1	0	1	0	1	1	4
SBOi-17	2	0	56	0	23	1	82
SBOi-18	1	2	3	0	3	0	9
SBOi-19	2	0	139	0	60	1	202
SBOi-20	1	0	21	0	14	0	36
SBOi-21	1	0	7	0	5	0	13
SBOi-22	0	0	0	1	0	0	1
SBOi-23	0	1	0	0	0	0	1
SBOi-24	0	1	0	0	0	1	2
SBOi-25	1	0	3	0	1	0	5
SBOi-26	0	0	10	0	3	1	14
SBOi-27	0	0	28	0	18	1	47
SBOi-28	1	0	23	0	16	1	41
SBOi-29	2	0	33	0	18	0	53
SBOi-30	0	0	8	0	1	0	9



**Figura 10.** Playas con individuos de *M. angustirostris* en San Benito Centro correspondientes al invierno y contabilizadas mediante el método foto-lancha.

**Tabla 3.** Conteos categorizados de individuos de *M. angustirostris* por playa en Isla San Benito Centro durante el invierno con el método foto-lancha.

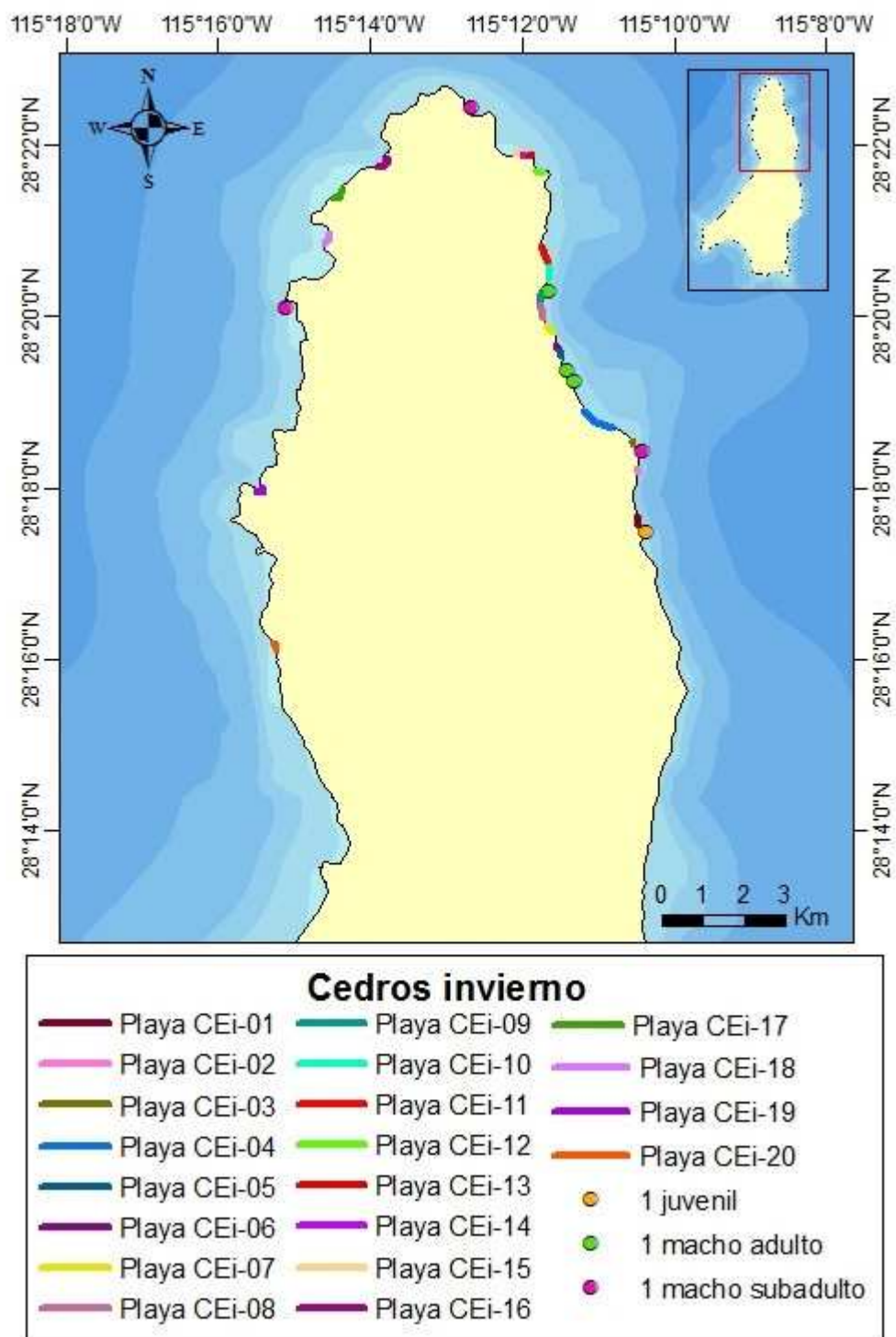
Playa	Categorías						Total
	M	Msub	H	J	C	Misc	
SBCi-01	2	0	5	0	7	0	14
SBCi-02	1	0	30	0	17	0	48
SBCi-03	6	1	213	0	96	0	316
SBCi-04	2	1	1	0	0	2	6
SBCi-05	4	0	102	1	29	1	137
SBCi-06	1	0	0	0	0	0	1
SBCi-07	1	4	1	0	0	1	5
SBCi-08	1	0	16	0	8	0	25
SBCi-09	1	1	2	0	2	0	6
SBCi-10	1	0	24	0	16	0	41
SBCi-11	0	0	12	0	10	0	22
SBCi-12	0	1	0	0	0	0	1
SBCi-13	0	0	0	0	0	1	1
SBCi-14	4	1	94	0	53	1	153
SBCi-15	1	1	10	0	8	0	20
SBCi-16	2	0	16	1	5	0	24
SBCi-17	2	0	11	0	6	0	19
SBCi-18	1	1	0	0	0	0	2
SBCi-19	2	2	19	0	1	0	24



**Figura 11.** Playas con individuos de *M. angustirostris* en San Benito Este correspondientes al invierno y contabilizadas mediante el método foto-lancha.

**Tabla 4.** Conteos categorizados de individuos de *M. angustirostris* por playa en Isla San Benito Este durante el invierno con el método foto-lancha.

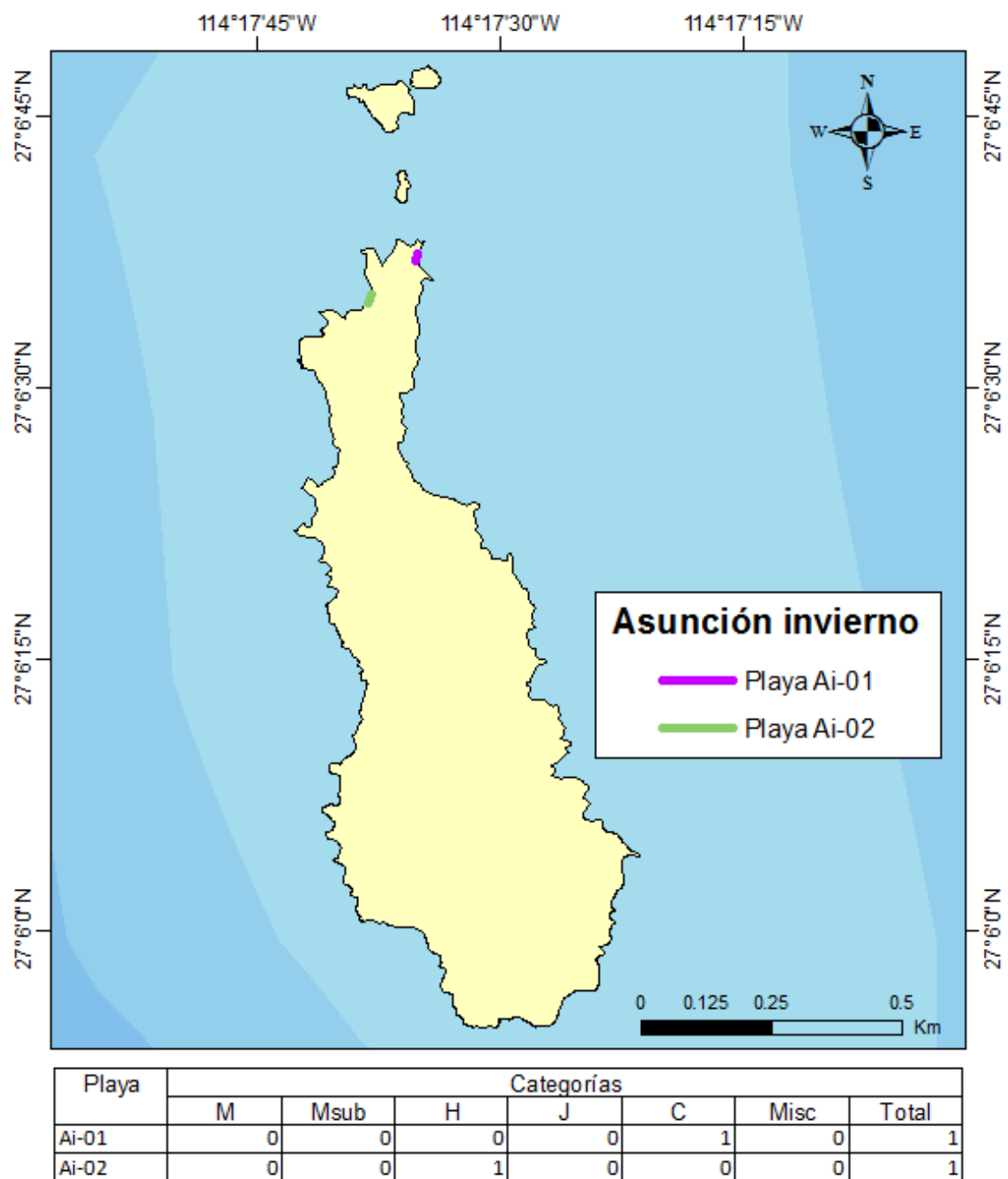
Playa	Categorías						
	M	Msub	H	J	C	Misc	Total
SBEi-01	8	0	162	0	77	2	249
SBEi-02	2	4	0	0	3	1	10
SBEi-03	0	0	0	0	0	1	1
SBEi-04	4	0	38	0	21	2	65
SBEi-05	3	0	89	0	16	0	108
SBEi-06	0	0	3	0	1	0	4
SBEi-07	0	0	0	0	2	0	2
SBEi-08	0	0	26	0	6	0	32
SBEi-09	2	0	11	0	5	0	18
SBEi-10	0	0	17	0	8	1	26
SBEi-11	1	0	21	0	10	0	32
SBEi-12	0	0	32	0	10	1	43
SBEi-13	1	0	22	0	6	3	32
SBEi-14	1	0	5	0	0	0	6



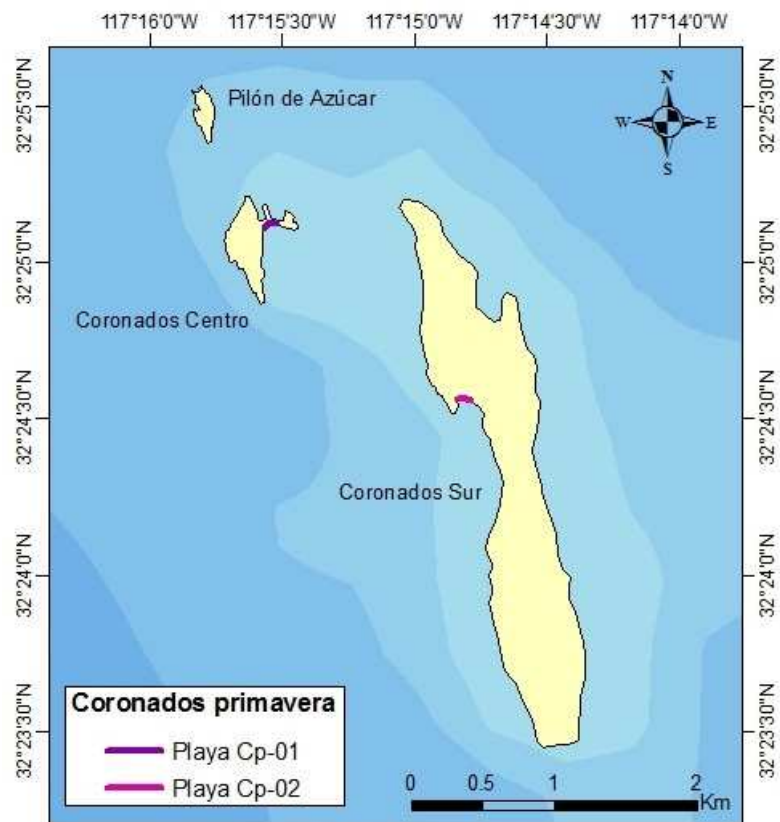
**Figura 12.** Playas con individuos de *M. angustirostris* en Isla Cedros correspondientes al invierno, contabilizadas mediante el método foto-lancha.

**Tabla 5.** Conteos categorizados de individuos de *M. angustirostris* por playa en Isla Cedros durante el invierno con el método foto-lancha.

Playa	Categorías						
	M	Msub	H	J	C	Misc	Total
CEi-01	1	0	0	0	0	0	1
CEi-02	2	0	2	0	0	0	4
CEi-03	0	1	0	0	0	0	1
CEi-04	2	2	50	0	21	0	75
CEi-05	2	0	35	0	18	0	55
CEi-06	4	1	65	0	40	0	110
CEi-07	6	4	130	0	84	1	225
CEi-08	3	0	16	0	12	0	31
CEi-09	12	1	26	1	14	0	54
CEi-10	1	2	4	2	3	0	12
CEi-11	1	1	20	1	3	0	26
CEi-12	0	3	0	0	0	0	3
CEi-13	0	1	0	0	0	0	1
CEi-14	0	1	0	0	0	0	1
CEi-15	1	1	4	0	2	0	8
CEi-16	4	1	26	0	3	0	34
CEi-17	3	0	83	0	24	0	110
CEi-18	4	3	3	1	2	1	14
CEi-19	7	0	186	1	91	0	285
CEi-20	1	0	1	0	0	1	3

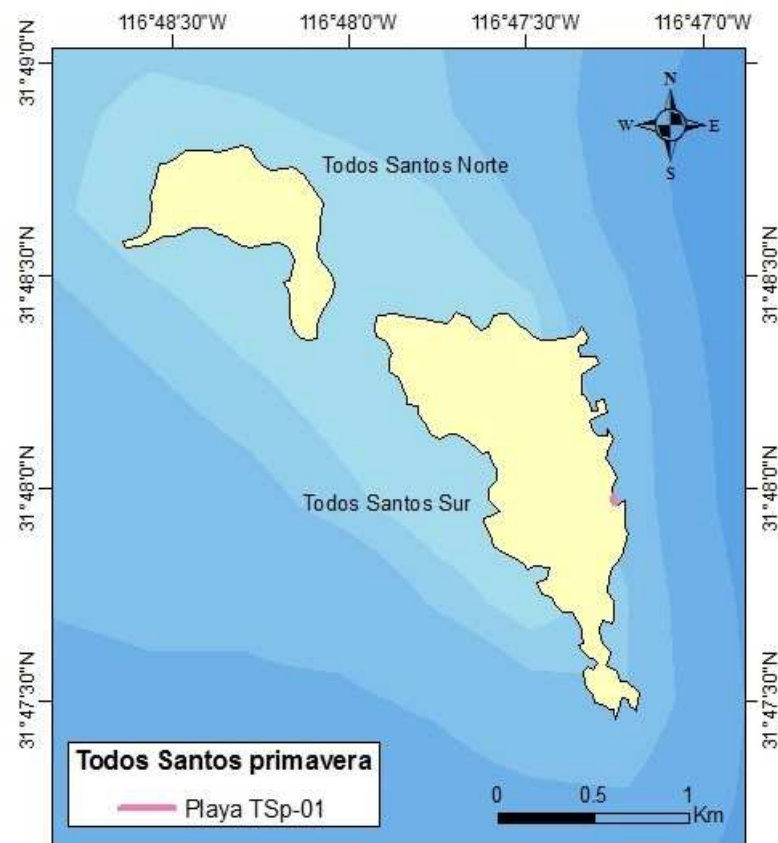


**Figura 13.** Playa con individuos de *M. angustirostris* y sus respectivos conteos en Isla Asunción correspondientes al invierno con el uso del método foto-lancha.



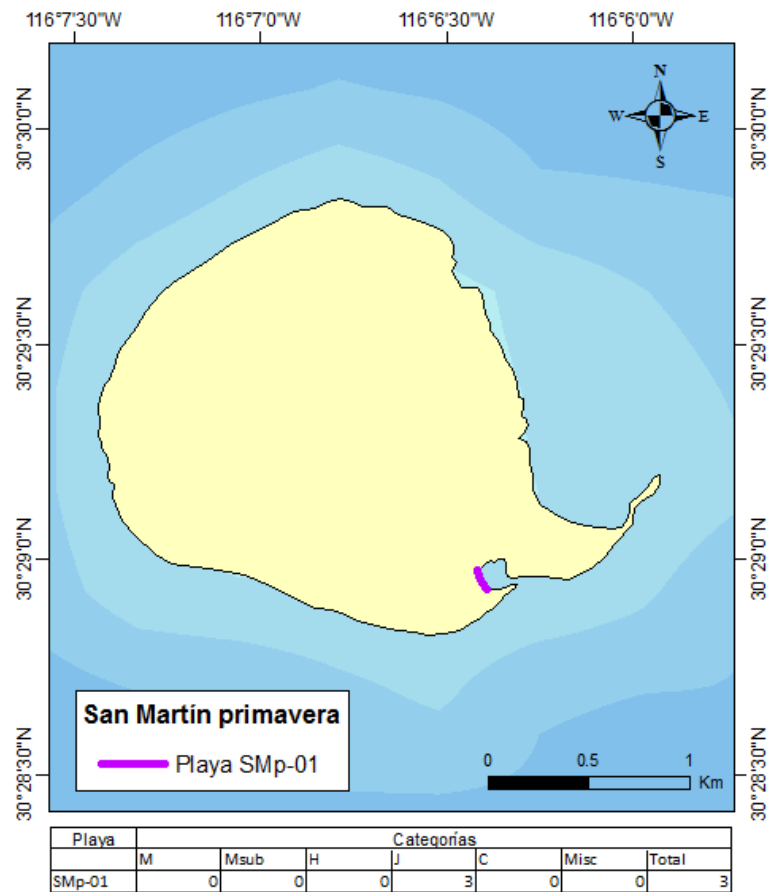
Playa	Categorías							Total
	M	Msub	H	J	C	Misc		
Cp-01	1	1	4	23	0	13	42	
Cp-02	0	1	0	1	0	1	3	

**Figura 14.** Playas con individuos de *M. angustirostris* y sus respectivos conteos correspondientes a primavera en Isla Coronados con el uso del método foto-lancha.

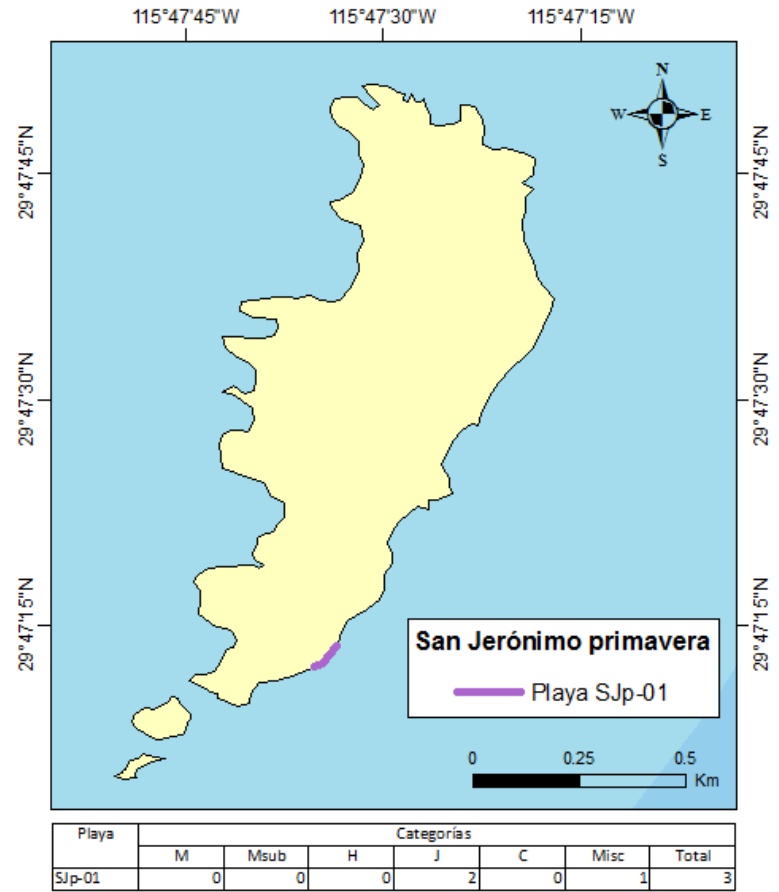


Playa	Categorías							Total
	M	Msub	H	J	C	Misc		
TSp-01	0	1	3	7	0	2	13	

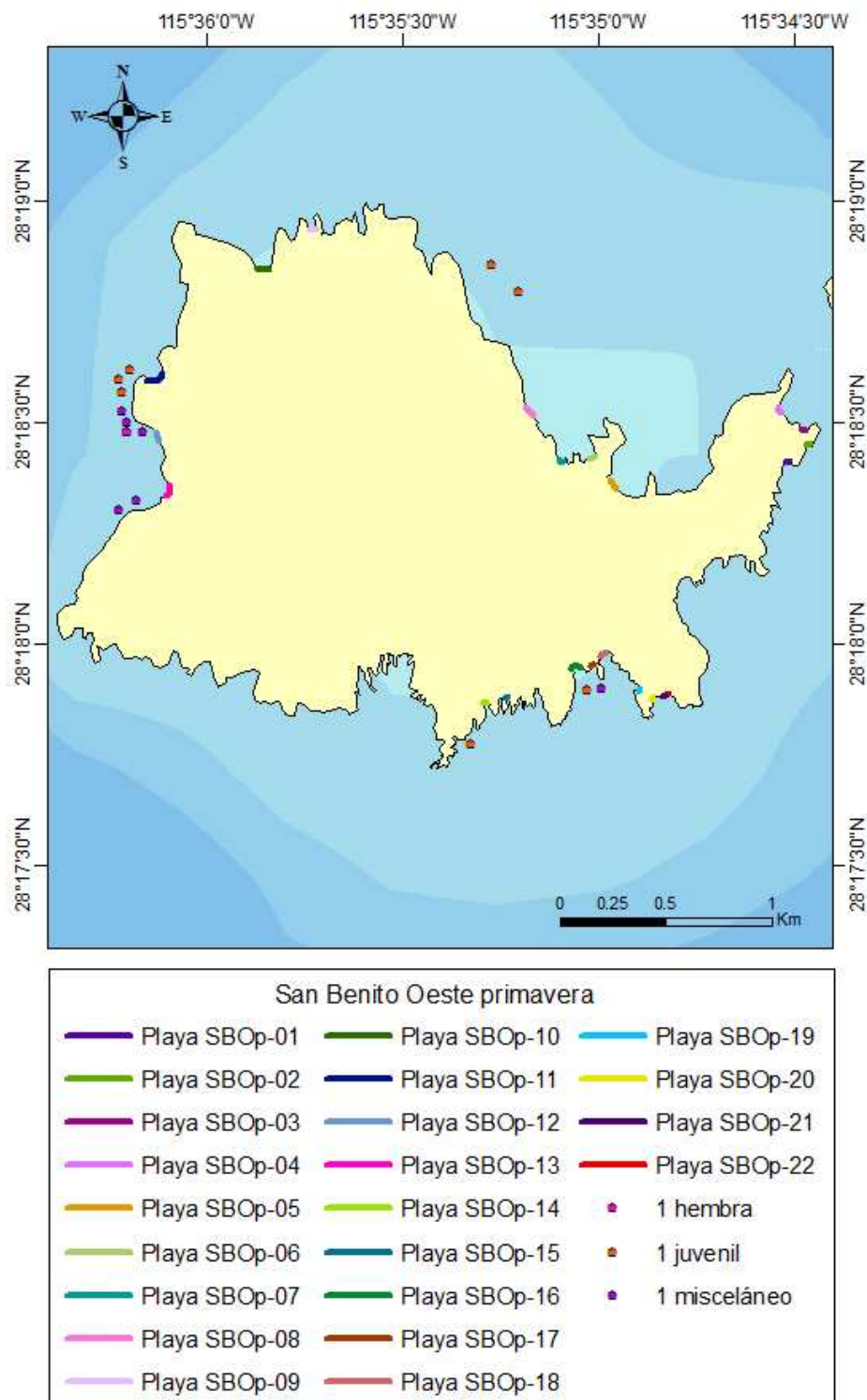
**Figura 15.** Playas con individuos de *M. angustirostris* y sus respectivos conteos correspondientes a primavera en Isla Todos Santos con el uso del método foto-lancha.



**Figura 16.** Playas con individuos de *M. angustirostris* y sus respectivos conteos correspondientes a primavera en Isla San Martín con el uso del método directo-tierra.



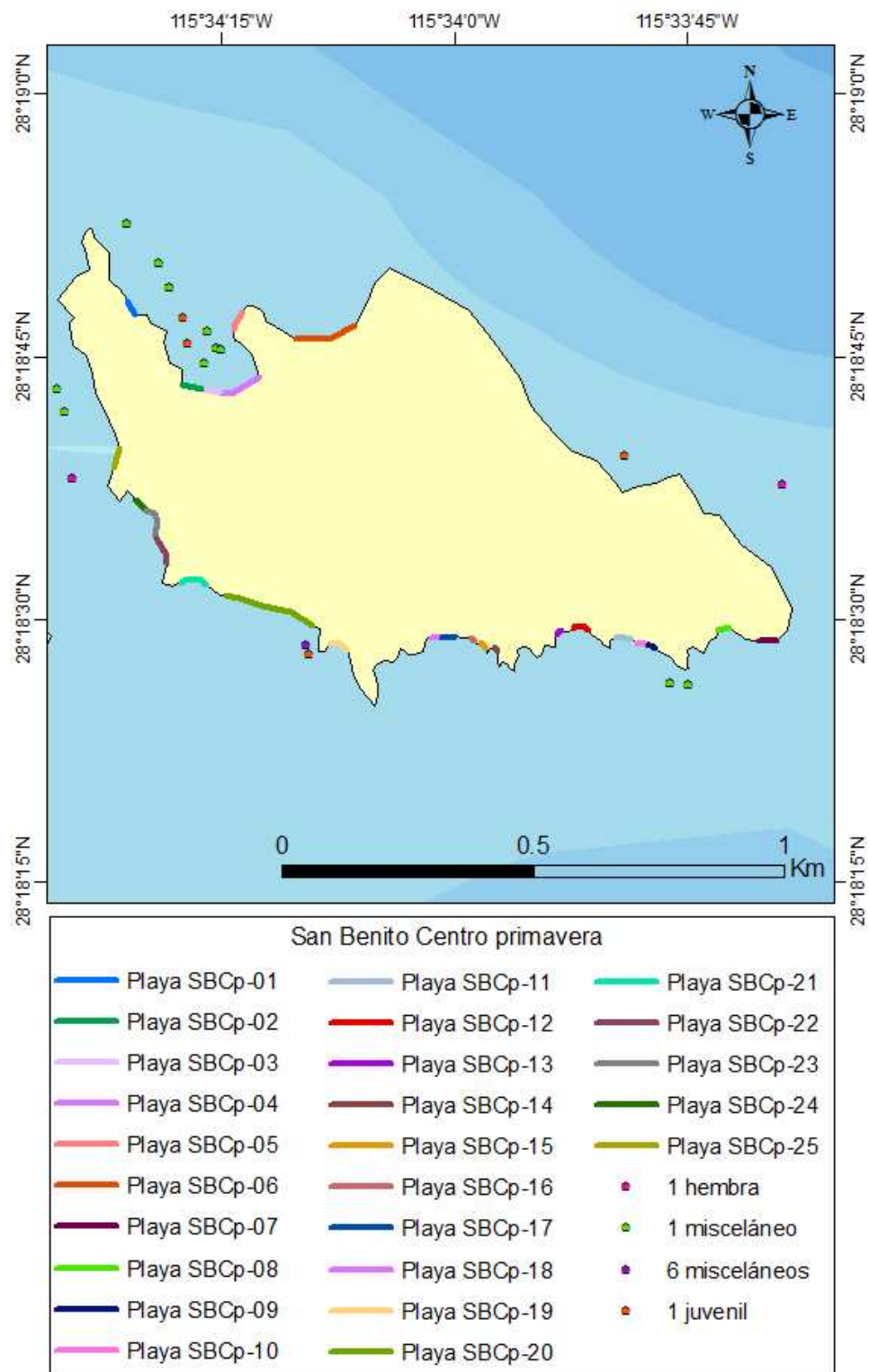
**Figura 17.** Playas con individuos de *M. angustirostris* y sus respectivos conteos correspondientes a primavera en Isla San Jerónimo con el uso del método foto-lancha.



**Figura 18.** Playas con individuos de *M. angustirostris* en Isla San Benito Oeste correspondientes a la primavera y contabilizadas mediante el método foto-lancha.

**Tabla 6.** Conteos categorizados de individuos de *M. angustirostris* por playa en Isla San Benito Oeste durante la primavera con el método foto-lancha.

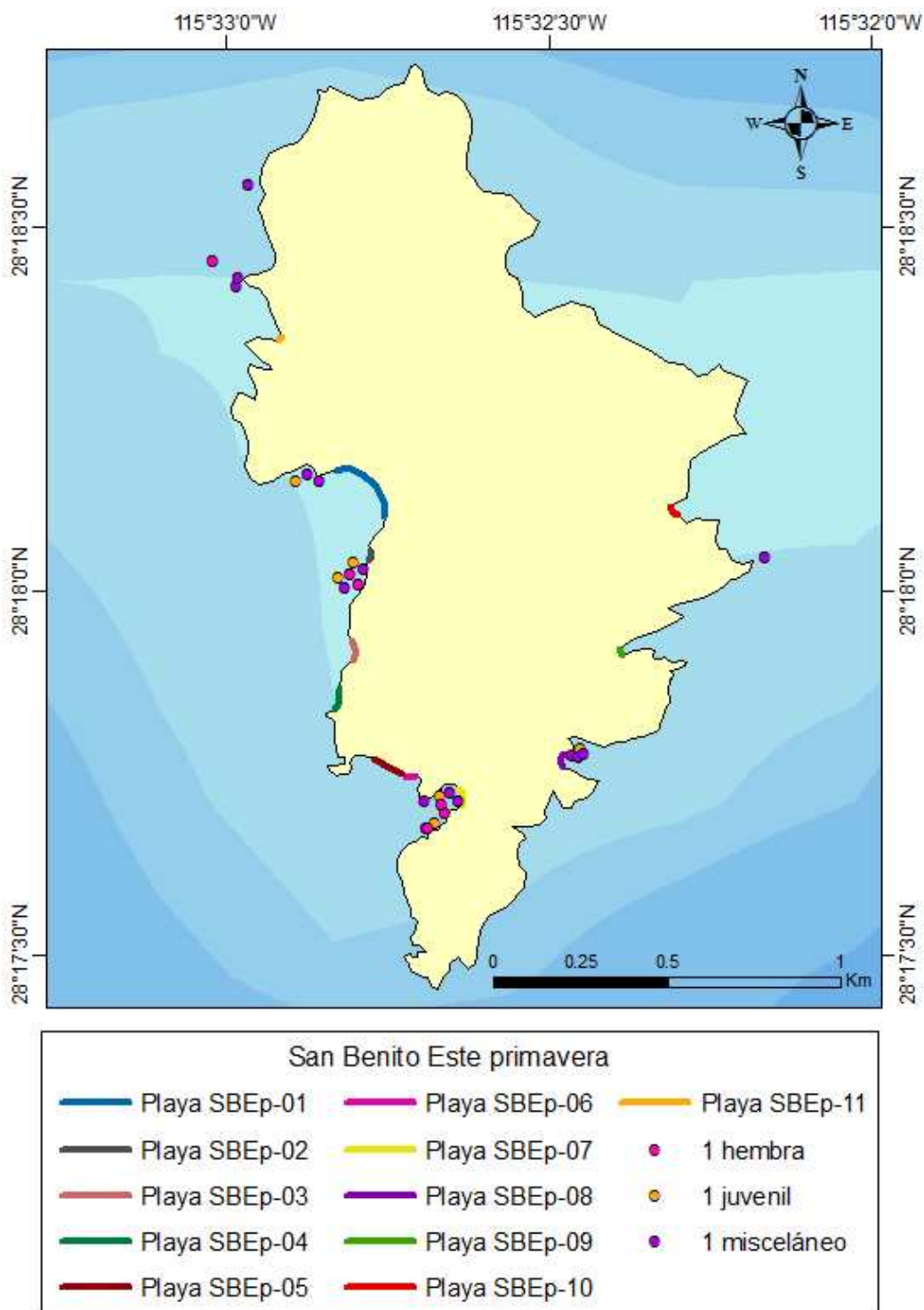
Playa	Categorías						Total
	M	Msub	H	J	C	Misc	
SBOp-01	0	1	6	4	0	19	30
SBOp-02	0	0	0	1	0	1	2
SBOp-03	0	0	0	0	0	1	1
SBOp-04	0	0	0	6	0	3	9
SBOp-05	0	3	1	15	0	0	19
SBOp-06	0	1	0	6	0	3	10
SBOp-07	0	0	1	3	0	4	8
SBOp-08	0	0	1	11	0	3	15
SBOp-09	0	0	0	4	0	12	16
SBOp-10	0	0	0	0	0	4	4
SBOp-11	0	0	0	10	0	43	53
SBOp-12	0	0	0	0	0	3	3
SBOp-13	0	0	0	2	0	2	4
SBOp-14	0	0	2	2	0	1	5
SBOp-15	0	0	2	0	0	2	4
SBOp-16	0	0	0	5	0	16	21
SBOp-17	0	0	0	3	0	1	4
SBOp-18	0	1	0	6	0	1	8
SBOp-19	0	0	3	7	0	5	15
SBOp-20	0	1	1	13	0	2	17
SBOp-21	0	0	2	5	0	6	13
SBOp-22	0	0	1	1	0	0	2



**Figura 19.** Playas con individuos de *M. angustirostris* en Isla San Benito Centro correspondientes a la primavera y contabilizadas mediante el método foto-lancha.

**Tabla 7.** Conteos categorizados de individuos de *M. angustirostris* por playa en Isla San Benito Centro durante la primavera con el método foto-lancha.

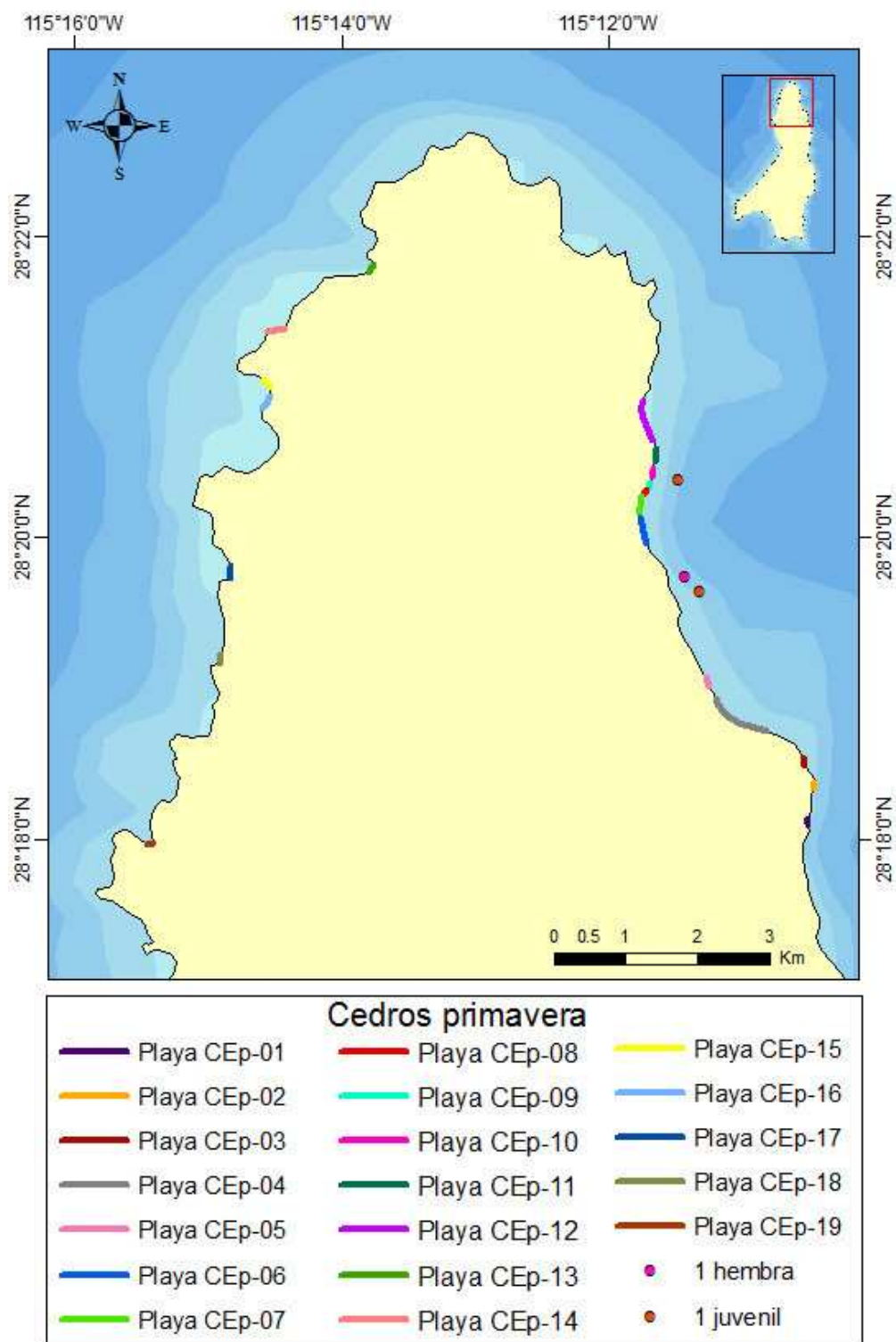
Playa	Categorías						
	M	Msub	H	J	C	Misc	Total
SBCp-01	0	0	2	8	0	4	14
SBCp-02	0	1	3	18	0	28	50
SBCp-03	0	0	1	2	0	0	3
SBCp-04	0	0	7	22	0	24	53
SBCp-05	0	0	0	0	0	2	2
SBCp-06	0	3	2	12	0	15	32
SBCp-07	0	0	2	4	0	40	46
SBCp-08	0	0	1	8	0	13	22
SBCp-09	0	0	0	0	0	2	2
SBCp-10	0	0	0	0	0	3	3
SBCp-11	0	0	5	2	0	15	22
SBCp-12	0	0	4	0	0	5	9
SBCp-13	0	1	0	2	0	1	4
SBCp-14	0	0	0	1	0	1	2
SBCp-15	0	0	1	0	0	3	4
SBCp-16	0	0	1	0	0	1	2
SBCp-17	0	0	1	0	0	1	2
SBCp-18	0	0	0	0	0	1	1
SBCp-19	0	0	10	1	0	8	19
SBCp-20	0	12	45	54	0	153	264
SBCp-21	0	0	5	22	0	52	79
SBCp-22	0	1	6	9	0	10	26
SBCp-23	0	0	3	9	0	17	29
SBCp-24	0	0	10	0	0	0	10
SBCp-25	0	0	1	3	0	3	7



**Figura 20.** Playas con individuos de *M. angustirostris* en Isla San Benito Este correspondientes a la primavera y contabilizadas mediante el método foto-lancha.

**Tabla 8.** Conteos categorizados de individuos de *M. angustirostris* por playa en Isla San Benito Este durante la primavera con el método foto-lancha.

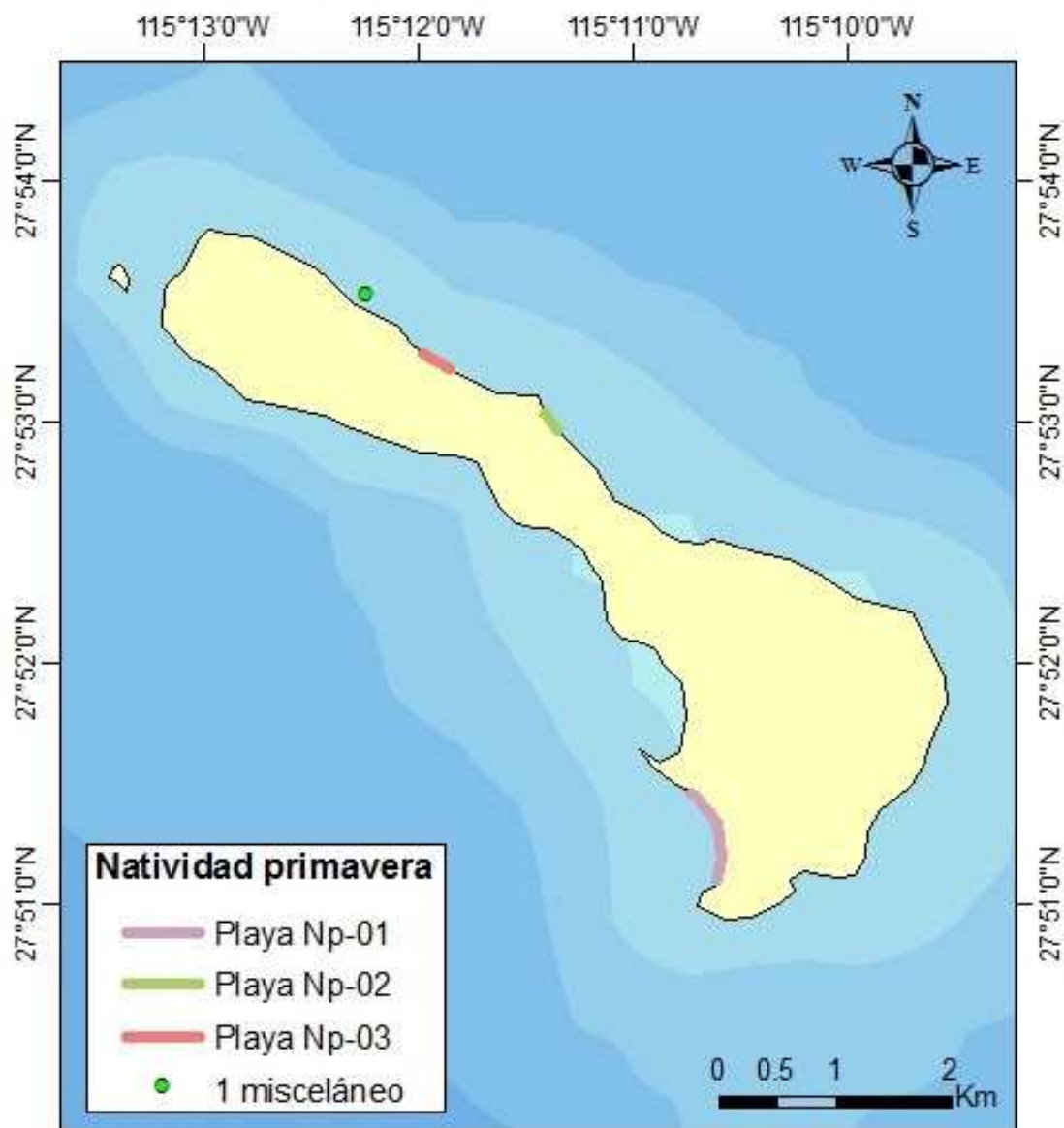
Playa	Categorías						Total
	M	Msub	H	J	C	Misc	
SBEp-01	0	1	86	61	0	86	234
SBEp-02	0	0	3	4	0	1	8
SBEp-03	0	1	10	26	0	25	62
SBEp-04	0	4	9	11	0	37	61
SBEp-05	0	0	3	5	0	13	21
SBEp-06	0	0	2	2	0	2	6
SBEp-07	0	0	1	8	0	6	15
SBEp-08	0	0	6	2	0	10	18
SBEp-09	0	1	0	1	0	6	8
SBEp-10	0	7	1	7	0	21	36
SBEp-11	0	0	0	0	0	5	5



**Figura 21.** Playa con individuos de *M. angustirostris* y sus respectivos conteos en Isla Cedros correspondientes a primavera con el uso del método foto-lancha.

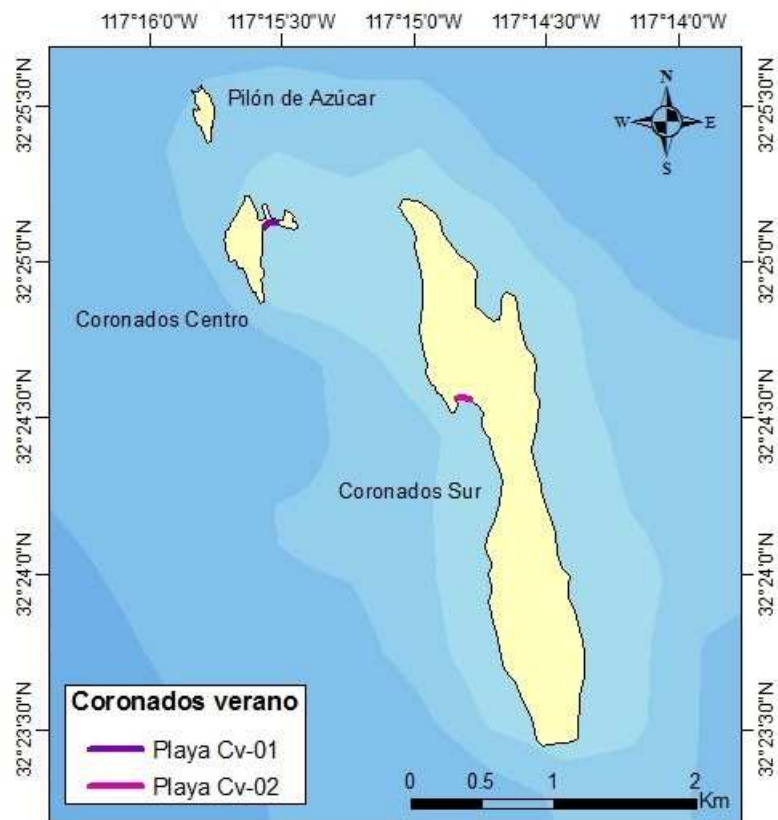
**Tabla 9.** Conteos categorizados de individuos de *M. angustirostris* por playa en Isla Cedros durante la primavera con el método foto-lancha.

Playa	Categorías						Total
	M	Msub	H	J	C	Misc	
CEp-01	0	0	1	33	0	4	38
CEp-02	0	0	1	8	0	2	11
CEp-03	0	0	0	5	0	1	6
CEp-04	0	1	10	44	0	21	76
CEp-05	0	0	3	13	0	4	20
CEp-06	0	5	4	55	0	14	78
CEp-07	0	2	10	31	0	29	72
CEp-08	0	2	4	13	0	5	24
CEp-09	0	0	1	1	0	5	7
CEp-10	0	0	2	2	0	3	7
CEp-11	0	1	10	27	0	4	42
CEp-12	0	1	4	18	0	5	28
CEp-13	0	0	3	15	0	29	47
CEp-14	0	0	0	18	0	12	30
CEp-15	0	0	0	15	0	3	18
CEp-16	0	1	1	11	0	25	38
CEp-17	0	0	0	5	0	10	15
CEp-18	0	0	9	9	0	28	46
CEp-19	0	1	2	28	0	33	64



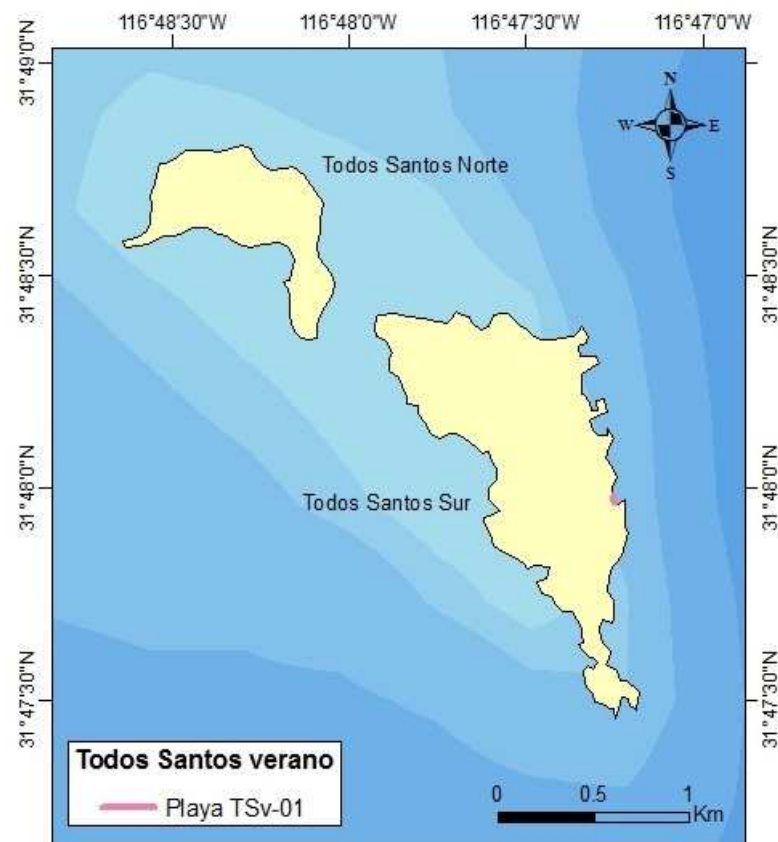
Playa	Categorías						
	M	Msub	H	J	C	Misc	Total
Np-01	0	0	1	0	0	0	1
Np-02	0	0	4	1	0	1	6
Np-03	0	0	1	6	0	7	14

**Figura 22.** Playa con individuos de *M. angustirostris* y sus respectivos conteos en Isla Natividad correspondientes a primavera con el uso del método foto-lancha.



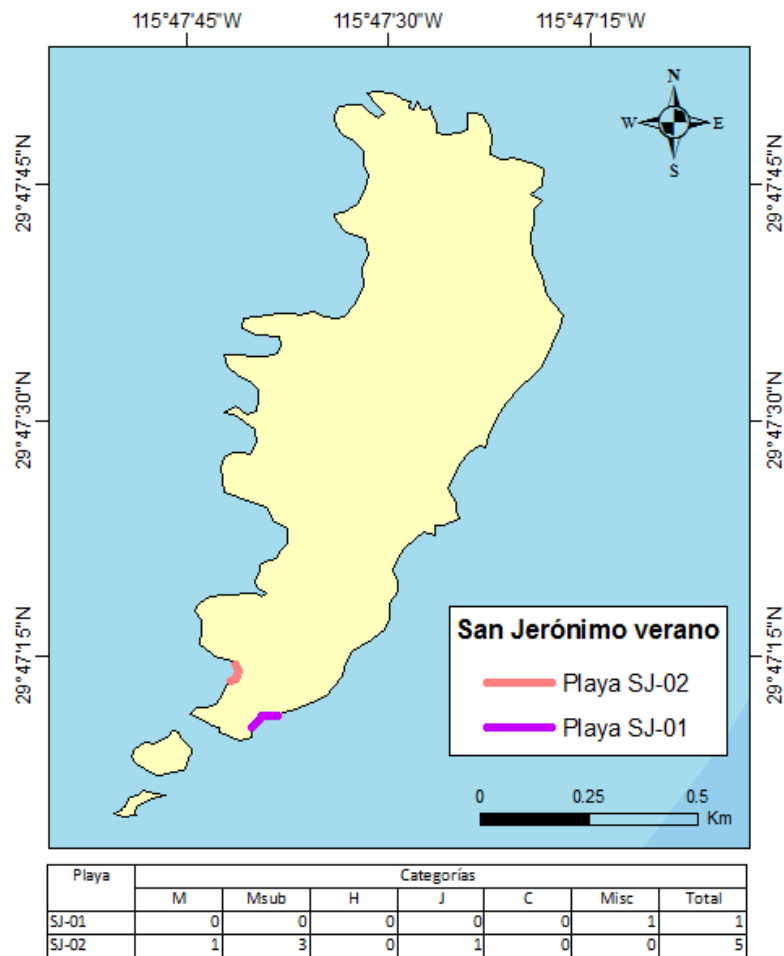
Playa	Categorías							Total
	M	Msub	H	J	C	Misc		
Cv-01	1	0	3	0	0	0	4	
Cv-02	1	0	0	0	0	0	1	

**Figura 23.** Playas con individuos de *M. angustirostris* y sus respectivos conteos correspondientes a verano en Isla Coronados con el uso del método foto-lancha.

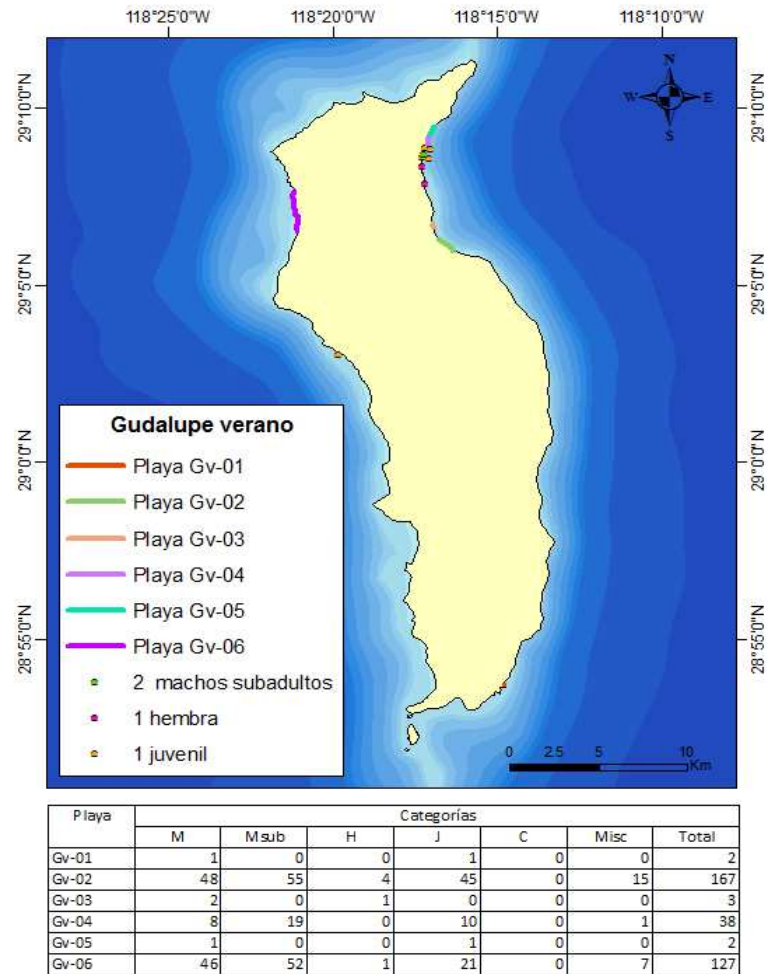


Playa	Categorías							Total
	M	Msub	H	J	C	Misc		
TSv-01	0	0	2	2	0	1	5	

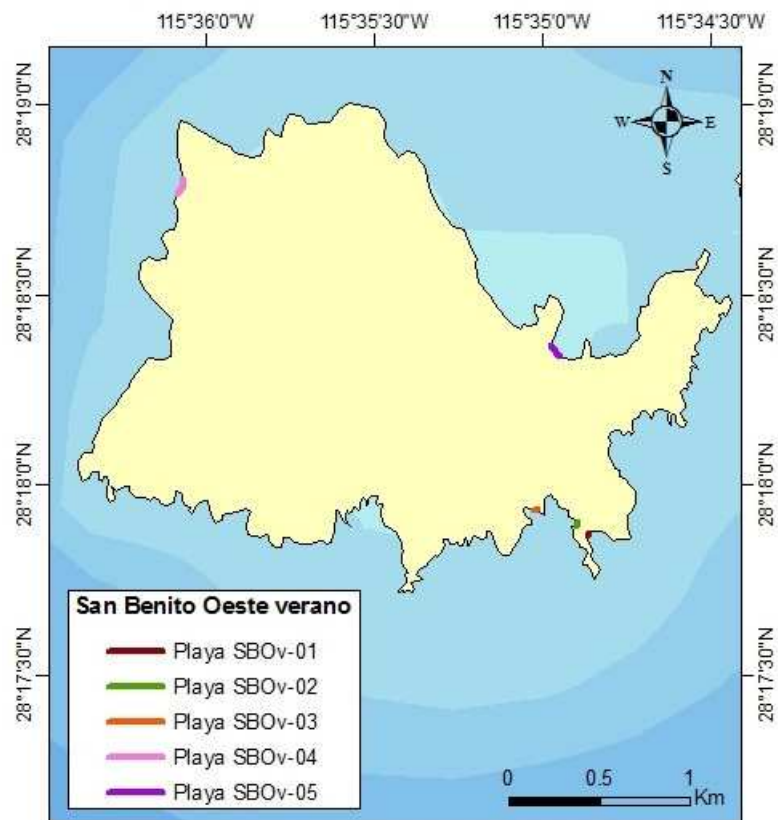
**Figura 24.** Playas con individuos de *M. angustirostris* y sus respectivos conteos correspondientes a verano en Todos Santos con el uso del método foto-lancha.



**Figura 25.** Playa con individuos de *M. angustirostris* y sus respectivos conteos correspondientes a verano en Isla San Jerónimo con el método foto-lancha.

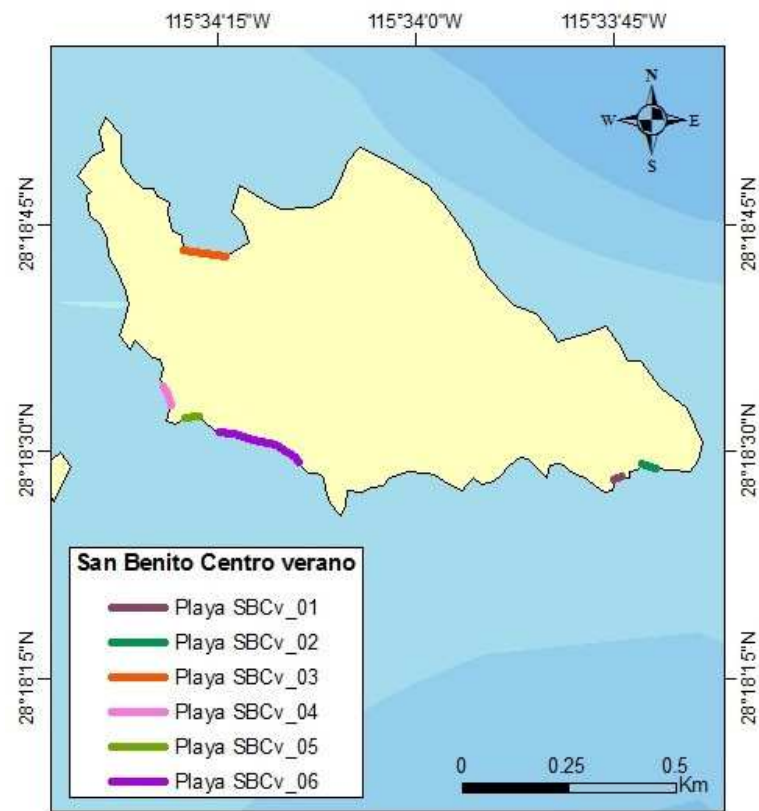


**Figura 26.** Playa con individuos de *M. angustirostris* y sus respectivos conteos correspondientes a verano en Isla Guadalupe con el método foto-lancha.



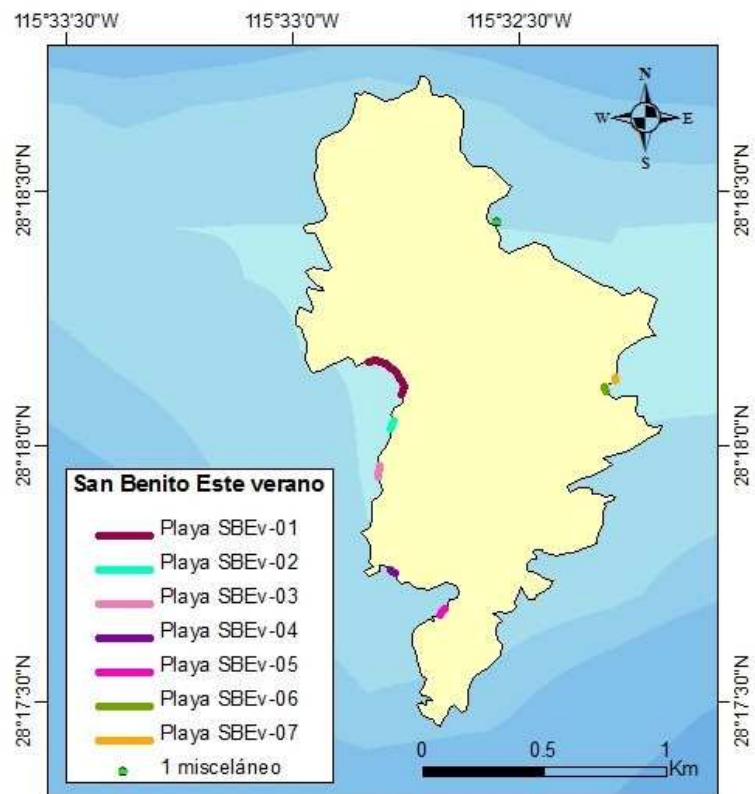
Playa	Categorías							Total
	M	Msub	H	J	C	Misc		
SBOv-01	1	1	0	9	0	2	13	
SBOv-02	0	1	0	4	0	1	6	
SBOv-03	0	0	1	0	0	0	1	
SBOv-04	4	0	0	1	0	8	13	
SBOv-05	7	17	0	5	0	0	29	

**Figura 27.** Playa con individuos de *M. angustirostris* y sus respectivos conteos correspondientes a verano en San Benito Oeste con el método foto-lancha.



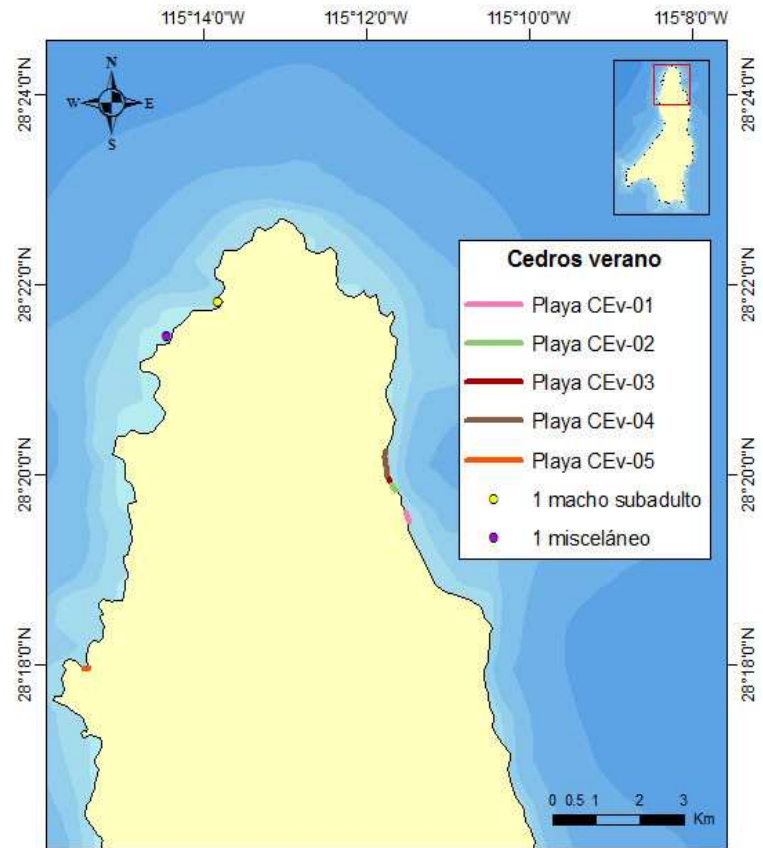
Playa	Categorías							Total
	M	Msub	H	J	C	Misc		
SBCv-01	1	0	1	0	0	0	2	
SBCv-02	0	1	1	1	0	1	4	
SBCv-03	30	0	5	0	0	0	34	
SBCv-04	2	0	4	0	0	0	6	
SBCv-05	1	0	4	0	0	0	5	
SBCv-06	30	0	9	0	0	0	39	

**Figura 28.** Playa con individuos de *M. angustirostris* y sus respectivos conteos correspondientes a verano en San Benito Centro con el método directo-tierra.



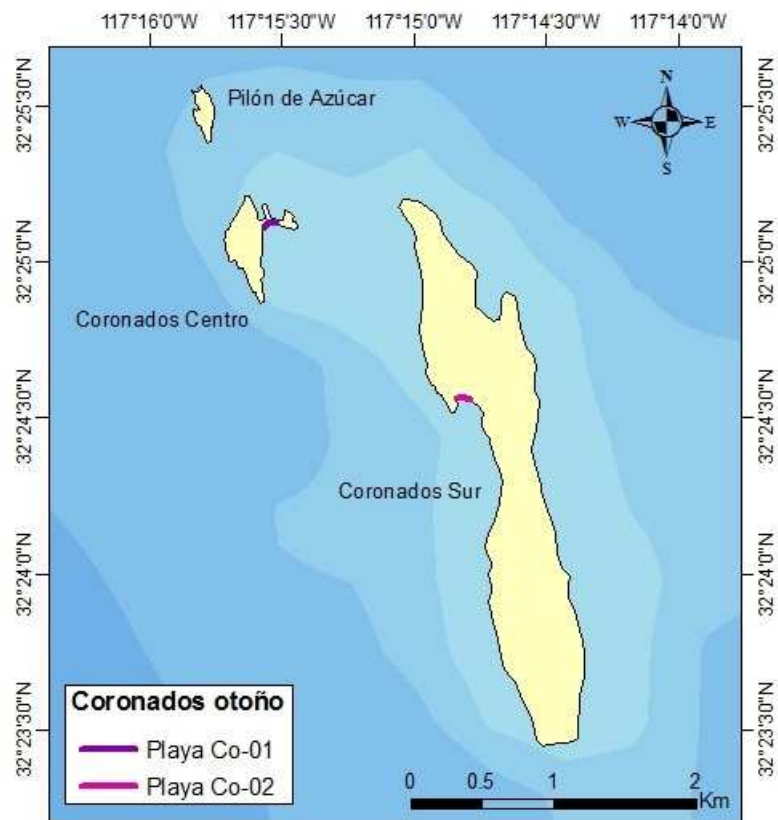
Playa	Categorías							Total
	M	Msub	H	J	C	Misc		
SBEv-01	2	2	2	6	0	7	19	
SBEv-02	0	0	0	0	0	1	1	
SBEv-03	4	6	0	2	0	9	21	
SBEv-04	0	0	0	0	0	1	1	
SBEv-05	0	0	1	0	0	0	1	
SBEv-06	0	0	1	1	0	0	2	
SBEv-07	0	0	0	2	0	1	3	

**Figura 29.** Playa con individuos de *M. angustirostris* y sus respectivos conteos correspondientes a verano en San Benito Este con el método foto-lancha.



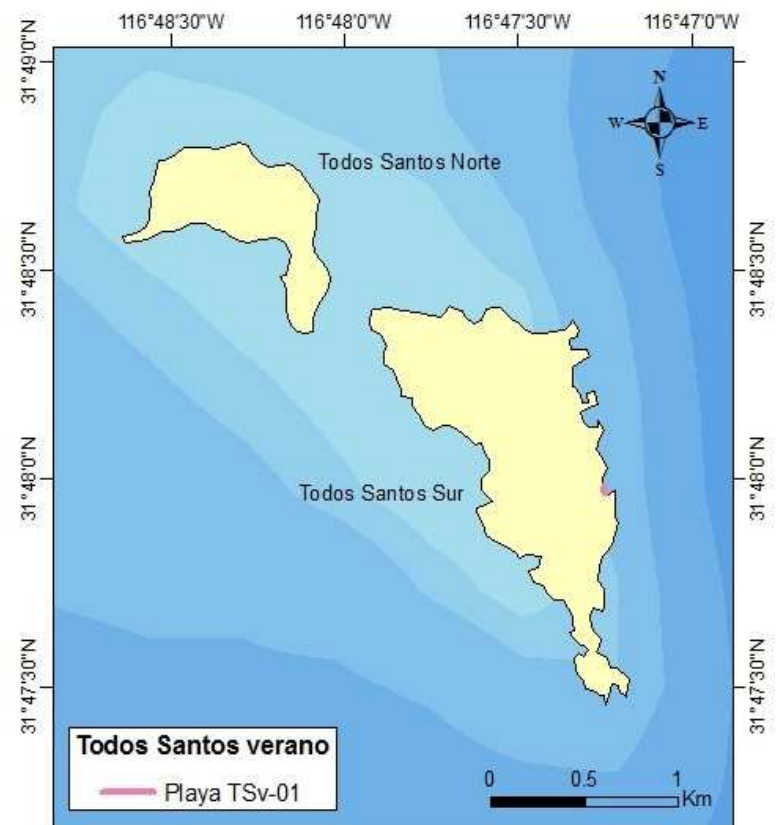
Playa	Categorías							Total
	M	Msub	H	J	C	Misc		
CEv-01	1	3	0	0	0	0	4	
CEv-02	4	3	0	2	0	0	9	
CEv-03	1	1	0	2	0	1	5	
CEv-04	1	14	0	3	0	0	18	
CEv-05	3	12	2	5	0	0	22	

**Figura 30.** Playa con individuos de *M. angustirostris* y sus respectivos conteos correspondientes a verano en Isla Cedros con el método foto-lancha.



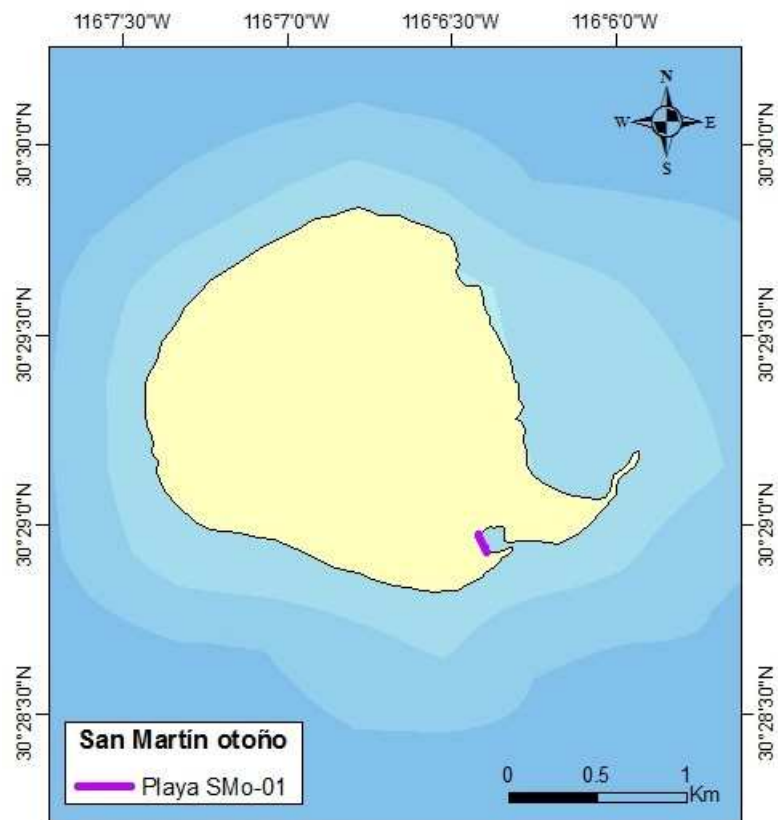
Playa	Categorías							Total
	M	Msub	H	J	C	Misc		
Co-01	0	0	0	4	0	0	4	
Co-02	0	0	0	7	0	4	11	

**Figura 31.** Playa con individuos de *M. angustirostris* y sus respectivos conteos correspondientes a otoño en Isla Coronados con el método foto-lancha.



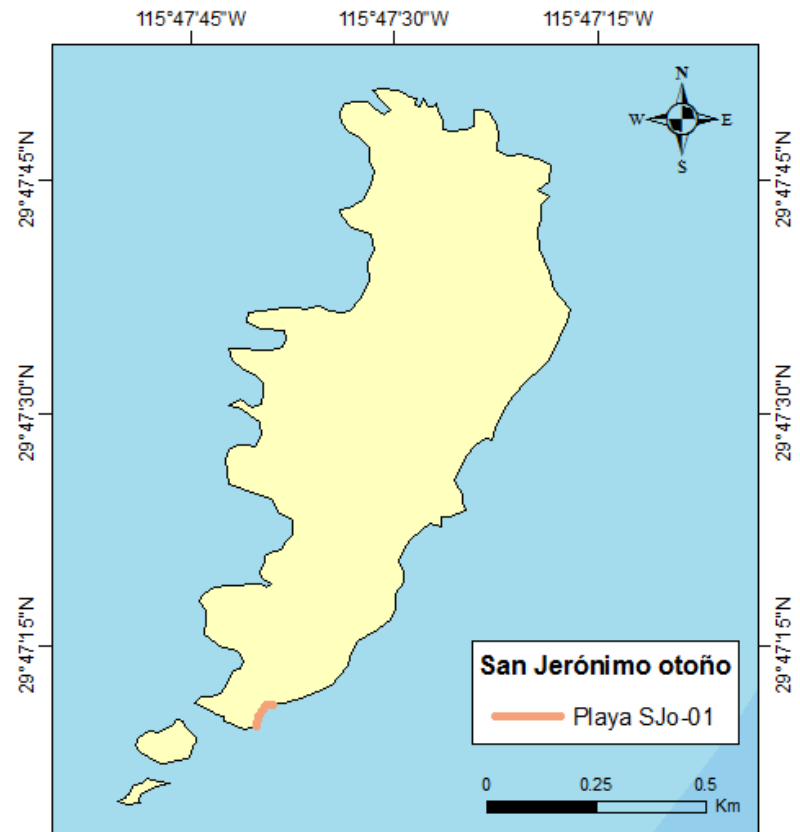
Playa	Categorías							Total
	M	Msub	H	J	C	Misc		
TSv-01	0	0	2	2	0	1	5	

**Figura 32.** Playa con individuos de *M. angustirostris* y sus respectivos conteos correspondientes a otoño en Isla Todos Santos con el método foto-lancha.



Playa	Categorías						Total
	M	Msub	H	J	C	Misc	
SMo-01	0	0	0	12	0	0	12

**Figura 33.** Playa con individuos de *M. angustirostris* y sus respectivos conteos correspondientes a otoño en Isla San Martín a través de fotografías tomadas durante el conteo directo-tierra.



Playa	Categorías						Total
	M	Msub	H	J	C	Misc	
SJo-01	0	0	0	13	0	3	16

**Figura 34.** Playa con individuos de *M. angustirostris* y sus respectivos conteos correspondientes a otoño en Isla San Jerónimo con el método foto-lancha.

## ANEXO III

**Tabla 1.** Clasificación de 89 playas del área de estudio consideradas para obtener una muestra representativa para el examen de repetitividad.

Playa	Isla	No. de fotos de la secuencia	Inclinación	Abundancia	Dificultad	Calidad
1	SBE	3	plano	abundante	Difícil	alta
2	SBE	1	plano	poco abundante	Fácil	alta
3	SBE	3	plano	abundante	Difícil	alta
4	SBE	3	anfiteatro	poco abundante	Difícil	alta
5	SBE	3	anfiteatro	poco abundante	Fácil	alta
6	SBE	3	plano	poco abundante	Fácil	baja
7	SBE	3	anfiteatro	poco abundante	Difícil	baja
8	SBE	1	anfiteatro	poco abundante	Fácil	alta
9	SBE	8	plano	abundante	Difícil	alta
10	SBE	4	anfiteatro	abundante	Fácil	alta
11	SBE	3	anfiteatro/plano	poco abundante	Fácil	alta
12	SBE	1	anfiteatro	poco abundante	Fácil	alta
13	SBE	15	plano	abundante	Difícil	alta
14	SBE	1	plano	poco abundante	Difícil	alta
15	SBC	1	anfiteatro	poco abundante	Fácil	alta
16	SBC	2	anfiteatro	poco abundante	Fácil	alta
17	SBC	2	anfiteatro	abundante	Fácil	alta
18	SBC	1	anfiteatro	poco abundante	Fácil	alta
19	SBC	1	anfiteatro	poco abundante	Difícil	alta
20	SBC	1	anfiteatro	poco abundante	Fácil	alta
21	SBC	1	anfiteatro	poco abundante	Fácil	alta
22	SBC	3	anfiteatro	poco abundante	Difícil	baja
23	SBC	4	plano	abundante	Difícil	baja
24	SBC	9	anfiteatro	abundante	Difícil	alta
25	SBC	1	anfiteatro	poco abundante	Fácil	alta
26	SBC	3	plano	poco abundante	Difícil	alta
27	SBC	5	anfiteatro	poco abundante	Difícil	alta
28	SBC	3	anfiteatro	abundante	Difícil	baja
29	SBC	2	anfiteatro	poco abundante	Difícil	alta
30	SBC	11	plano	abundante	Fácil	baja
31	SBC	1	plano	poco abundante	Difícil	alta

**Tabla 1.** Clasificación de 89 playas del área de estudio consideradas para obtener una muestra representativa para el examen de repetitividad. Continuación...

<b>Playa</b>	<b>Isla</b>	<b>No. de fotos de la secuencia</b>	<b>Inclinación</b>	<b>Abundancia</b>	<b>Dificultad</b>	<b>Calidad</b>
32	SBO	1	anfiteatro	poco abundante	fácil	alta
33	SBO	1	anfiteatro	poco abundante	fácil	alta
34	SBO	3	anfiteatro	poco abundante	fácil	alta
35	SBO	2	anfiteatro	poco abundante	difícil	alta
36	SBO	3	anfiteatro	poco abundante	fácil	alta
37	SBO	1	anfiteatro	poco abundante	fácil	alta
38	SBO	1	anfiteatro	poco abundante	fácil	alta
39	SBO	7	anfiteatro	abundante	difícil	baja
40	SBO	1	anfiteatro	poco abundante	fácil	baja
41	SBO	1	anfiteatro	poco abundante	fácil	baja
42	SBO	4	anfiteatro	abundante	difícil	alta
43	SBO	6	anfiteatro	abundante	fácil	alta
44	SBO	5	anfiteatro	abundante	difícil	alta
45	SBO	1	anfiteatro	poco abundante	fácil	alta
46	SBO	5	plano	poco abundante	difícil	alta
47	SBO	1	anfiteatro	poco abundante	fácil	baja
48	SBO	9	anfiteatro	poco abundante	fácil	baja
49	SBO	2	plano	poco abundante	difícil	baja
50	SBO	5	anfiteatro	abundante	difícil	baja
51	SBO	1	anfiteatro	poco abundante	difícil	baja
52	SBO	2	anfiteatro	poco abundante	difícil	alta
53	SBO	1	anfiteatro	poco abundante	fácil	baja
54	Cedros	1	plano	poco abundante	fácil	alta
55	Cedros	1	anfiteatro	poco abundante	fácil	alta
56	Cedros	1	anfiteatro	poco abundante	fácil	alta
57	Cedros	24	anfiteatro	abundante	fácil	alta
58	Cedros	11	anfiteatro	abundante	fácil	alta
59	Cedros	8	anfiteatro	abundante	fácil	alta
60	Cedros	20	anfiteatro	abundante	fácil	alta
61	Cedros	6	anfiteatro	abundante	fácil	alta
62	Cedros	4	anfiteatro	poco abundante	fácil	alta
63	Cedros	8	anfiteatro	poco abundante	fácil	alta
64	Cedros	1	anfiteatro	poco abundante	fácil	alta

**Tabla 1.** Clasificación de 89 playas del área de estudio consideradas para obtener una muestra representativa para el examen de repetitividad. Continuación...

<b>Playa</b>	<b>Isla</b>	<b>No. de fotos de la secuencia</b>	<b>Inclinación</b>	<b>Abundancia</b>	<b>Dificultad</b>	<b>Calidad</b>
65	Cedros	3	anfiteatro	poco abundante	fácil	alta
66	Cedros	3	anfiteatro	poco abundante	fácil	alta
67	Cedros	6	anfiteatro	poco abundante	fácil	alta
68	Cedros	3	plano	poco abundante	fácil	baja
69	Cedros	1	anfiteatro	poco abundante	fácil	baja
70	Cedros	1	anfiteatro	poco abundante	difícil	baja
71	Cedros	2	anfiteatro	abundante	difícil	baja
72	Cedros	5	plano	abundante	difícil	baja
73	Cedros	7	anfiteatro	abundante	difícil	baja
74	Cedros	1	anfiteatro	poco abundante	difícil	baja
75	Guadalupe	1	anfiteatro	poco abundante	fácil	baja
76	Guadalupe	12	anfiteatro	poco abundante	fácil	alta
77	Guadalupe	7	plano	poco abundante	difícil	baja
78	Guadalupe	91	plano	abundante	difícil	alta
79	Guadalupe	4	plano	poco abundante	fácil	alta
80	Guadalupe	60	plano	abundante	difícil	alta
81	Guadalupe	46	plano	abundante	fácil	alta
82	Guadalupe	79	plano	abundante	difícil	alta
83	Guadalupe	13	plano	poco abundante	fácil	alta
84	Coronados	2	plano	poco abundante	fácil	alta
85	Coronados	7	plano	poco abundante	fácil	alta
86	San Jerónimo	1	anfiteatro	poco abundante	fácil	alta
87	San Jerónimo	4	anfiteatro	poco abundante	fácil	alta
88	San Jerónimo	3	anfiteatro	poco abundante	difícil	alta
89	San Jerónimo	4	anfiteatro	poco abundante	fácil	alta

## ANEXO IV

**Tabla 1.** Playas consideradas para la comparación de métodos de conteo. Se señalan el tipo de conteo realizado en cada playa, el número de hembras correspondiente y la fecha en que se llevó a cabo cada conteo. Algunas playas fueron fusionadas para hacer coincidir con los conteos a partir de otros métodos.

Isla	Playa	Método de conteo									
		Directo-lancha		Foto-lancha		Directo-tierra		Foto-aire			
		Hembras	Fecha	Hembras	Fecha	Hembras	Fecha	Hembras	Fecha		
Cedros	CEi-06	66	18-ene-09	65	18-ene-09						
Cedros	CEi-07	134	18-ene-09	131	18-ene-09						
Cedros	CEi-08 y 09	45	18-ene-09	42	18-ene-09						
Cedros	CEi-11	16	18-ene-09	20	18-ene-09						
SBO	SBOi-02	4	24-ene-09	3	24-ene-09	4	21-ene-09	4	19-ene-09		
SBO	SBOi-05	15	24-ene-09	15	24-ene-09	17	21-ene-09				
SBO	SBOi-06	30	24-ene-09	35	24-ene-09	43	21-ene-09				
SBO	SBOi-07			12	24-ene-09	14	21-ene-09				
SBO	SBOi-08			12	24-ene-09	24	21-ene-09				
SBO	SBOi-09			9	24-ene-09	12	21-ene-09				
SBO	SBOi-10			31	24-ene-09	49	21-ene-09	43	19-ene-09		
SBO	SBOi-11			1	24-ene-09	1	21-ene-09				
SBO	SBOi-12			45	24-ene-09	47	21-ene-09			38	19-ene-09
SBO	SBOi-13			204	24-ene-09	209	21-ene-09				
SBO	SBOi-14			3	24-ene-09	3	21-ene-09				
SBO	SBOi-15			49	24-ene-09	49	21-ene-09				
SBO	SBOi-16			1	24-ene-09	1	21-ene-09				
BO	SBOi-17			56	24-ene-09	57	21-ene-09			57	19-ene-09

**Tabla 1.** Playas consideradas para la comparación de métodos de conteo. Se señalan el tipo de conteo realizado en cada playa, el número de hembras correspondiente y la fecha en que se llevó a cabo cada conteo. Algunas playas fueron fusionadas para hacer coincidir con los conteos a partir de otros métodos. Continuación...

Isla	Playa	Método de conteo							
		Directo-lancha		Foto-lancha		Directo-tierra		Foto-aire	
		Hembras	Fecha	Hembras	Fecha	Hembras	Fecha	Hembras	Fecha
SBO	SBOi-18			3	24-ene-09	3	21-ene-09		
SBO	SBOi-19			139	24-ene-09	135	21-ene-09	153	19-ene-09
SBO	SBOi-20					36	21-ene-09	32	19-ene-09
SBO	SBOi-26					19	21-ene-09	13	19-ene-09
SBO	SBOi-27			28	21-ene-09	33	21-ene-09		
SBO	SBOi-28 y 29			56	21-ene-09	67	21-ene-09	64	19-ene-09
SBO	SBOi-30					17	21-ene-09	19	19-ene-09
SBC	SBCi-01			5	22-ene-09	7	22-ene-09	2	19-ene-09
SBC	SBCi-02			30	22-ene-09	26	22-ene-09	25	19-ene-09
SBC	SBCi-03			213	22-ene-09	224	22-ene-09	221	19-ene-09
SBC	SBCi-04			1	22-ene-09	1	22-ene-09		
SBC	SBCi-05			102	22-ene-09	105	22-ene-09	99	19-ene-09
SBC	SBCi-08	15	22-ene-09	16	22-ene-09	17	22-ene-09	17	19-ene-09
SBC	SBCi-09			2	22-ene-09	2	22-ene-09	4	19-ene-09
SBC	SBCi-10			24	22-ene-09	27	22-ene-09	25	19-ene-09
SBC	SBCi-11			12	22-ene-09	11	22-ene-09	11	19-ene-09
SBC	SBCi-14	85	22-ene-09	94	22-ene-09	92	22-ene-09	96	19-ene-09
SBC	SBCi-15					17	22-ene-09	14	19-ene-09

**Tabla 1.** Playas consideradas para la comparación de métodos de conteo. Se señalan el tipo de conteo realizado en cada playa, el número de hembras correspondiente y la fecha en que se llevó a cabo cada conteo. Algunas playas fueron fusionadas para hacer coincidir con los conteos a partir de otros métodos. Continuación...

Isla	Playa	Método de conteo							
		Directo-lancha		Foto-lancha		Directo-tierra		Foto-aire	
		Hembras	Fecha	Hembras	Fecha	Hembras	Fecha	Hembras	Fecha
SBC	SBCi-16			16	22-ene-09	15	22-ene-09		
SBC	SBCi-17			11	22-ene-09	10	22-ene-09	10	19-ene-09
SBC	SBCi-19			19	22-ene-09	21	22-ene-09	25	19-ene-09
SBE	SBEi-01			162	23-ene-09	165	23-ene-09	161	19-ene-09
SBE	SBEi-04			38	23-ene-09	41	23-ene-09	41	19-ene-09
SBE	SBEi-05			89	23-ene-09	96	23-ene-09	86	19-ene-09
SBE	SBEi-08					102	23-ene-09	79	19-ene-09
SBE	SBEi-09			11	23-ene-09	14	23-ene-09	6	19-ene-09
SBE	SBEi-10					26	23-ene-09	22	19-ene-09
SBE	SBEi-11			21	23-ene-09	26	23-ene-09		
SBE	SBEi-12					66	23-ene-09	63	19-ene-09
SBE	SBEi-13					30	23-ene-09	27	19-ene-09
Guadalupe	Gi-01	23	13-ene-09	25	13-ene-09	25	13-ene-09	19	07-ene-09
Guadalupe	Gi-02	845	13-ene-09	789	13-ene-09			615	07-ene-09
Guadalupe	Gi-03	252	13-ene-09	230	13-ene-09			190	07-ene-09
Guadalupe	Gi-04	386	13-ene-09	354	13-ene-09	414	13-ene-09	306	07-ene-09
Guadalupe	Gi-11			23	15-ene-09			12	07-ene-09

**Tabla 2.** Playas consideradas para los análisis estadísticos de la comparación entre métodos de conteo: W de Kendall y prueba de rangos señalados de Wilcoxon. La primera columna corresponde a las playas consideradas para la prueba W de Kendall; mientras que el resto señalan las playas utilizadas en cada una de las 6 combinaciones posibles de métodos de conteo para la prueba de rangos señalados de Wilcoxon.

W de Kendall	Wilcoxon					
	Combinación 1	Combinación 2	Combinación 3	Combinación 4	Combinación 5	Combinación 6
	Directo-lancha vs. Foto-lancha	Directo-lancha vs. Directo-tierra	Directo-lancha vs. Foto-aire	Foto-lancha vs. Directo-tierra	Foto-lancha vs. Foto-aire	Directo-tierra vs. Foto-aire
SBOi-02	CEi-06	SBOi-02	SBOi-02	SBOi-02	SBOi-02	SBOi-02
SBOi-10	CEi-07	SBOi-05	SBCi-08	SBOi-05	SBOi-10	SBOi-10
SBOi-12	CEi-08 y 09	SBOi-06	SBCi-14	SBOi-06	SBOi-12	SBOi-12
SBOi-17	CEi-11	SBCi-08	Gi-01	SBOi-07	SBOi-17	SBOi-17
SBOi-19	SBOi-02	SBCi-14	Gi-02	SBOi-08	SBOi-19	SBOi-19
SBOi-28 y 29	SBOi-05	Gi-01	Gi-03	SBOi-09	SBOi-28 y 29	SBOi-20
SBCi-01	SBOi-06	Gi-04	Gi-04	SBOi-10	SBCi-01	SBOi-26
SBCi-02	SBCi-08			SBOi-11	SBCi-02	SBOi-28 y 29
SBCi-03	SBCi-14			SBOi-12	SBCi-03	SBOi-30
SBCi-05	Gi-01			SBOi-13	SBCi-05	SBCi-01
SBCi-08	Gi-02			SBOi-14	SBCi-08	SBCi-02
SBCi-09	Gi-03			SBOi-16	SBCi-09	SBCi-03
SBCi-10	Gi-04			SBOi-17	SBCi-10	SBCi-05
SBCi-11				SBOi-18	SBCi-11	SBCi-08
SBCi-14				SBOi-19	SBCi-14	SBCi-09
SBCi-17				SBOi-27	SBCi-17	SBCi-10
SBCi-19				SBOi-28 y 29	SBCi-19	SBCi-11
SBEi-01				SBCi-01	SBEi-01	SBCi-14
SBEi-04				SBCi-02	SBEi-04	SBCi-15

**Tabla 2.** Playas consideradas para los análisis estadísticos de la comparación entre métodos de conteo: W de Kendall y prueba de rangos señalados de Wilcoxon. La primera columna corresponde a las playas consideradas para la prueba W de Kendall; mientras que el resto señalan las playas utilizadas en cada una de las 6 combinaciones posibles de métodos de conteo para la prueba de rangos señalados de Wilcoxon. Continuación...

W de Kendall	Wilcoxon					
	Combinación 1	Combinación 2	Combinación 3	Combinación 4	Combinación 5	Combinación 6
	Directo-lancha vs. Foto-lancha	Directo-lancha vs. Directo-tierra	Directo-lancha vs. Foto-aire	Foto-lancha vs. Directo-tierra	Foto-lancha vs. Foto-aire	Directo-tierra vs. Foto-aire
SBEi-05				SBCi-03	SBEi-05	SBCi-17
SBEi-09				SBCi-04	SBEi-09	SBCi-19
Gi-01				SBCi-05	Gi-01	SBEi-01
Gi-04				SBCi-08	Gi-02	SBEi-04
				SBCi-09	Gi-03	SBEi-05
				SBCi-10	Gi-04	SBEi-08
				SBCi-11	Gi-11	SBEi-09
				SBCi-14		SBEi-10
				SBCi-16		SBEi-12
				SBCi-17		SBEi-13
				SBCi-19		Gi-01
				SBEi-01		Gi-04
				SBEi-04		
				SBEi-05		
				SBEi-09		
				SBEi-11		
				Gi-01		
				Gi-04		