



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



ABUNDANCIA Y TASA DE SUPERVIVENCIA DE BALLENAS AZULES EN EL GOLFO DE CALIFORNIA

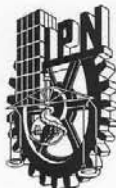
TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO
DE MAESTRO EN CIENCIAS
EN
MANEJO DE RECURSOS MARINOS**

PRESENTA

AZUCENA UGALDE DE LA CRUZ

LA PAZ, B.C.S., ABRIL DE 2008



INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REVISION DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 25 del mes de Febrero del 2008 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis de grado titulada:

"ABUNDANCIA Y TASA DE SUPERVIVENCIA DE BALLENAS AZULES
EN EL GOLFO DE CALIFORNIA"

Presentada por el alumno:

UGALDE

Apellido paterno

DE LA CRUZ

materno

AZUCENA

nombre(s)

Con registro:

B	0	5	1	2	0	0
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante al grado de:

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **SU APROBACION DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISION REVISORA

Director de tesis
PRIMER VOCAL

DRA. DIANE GENDRON LANIEL

PRESIDENTE

DR. VÍCTOR MANUEL GÓMEZ MUÑOZ

SECRETARIO

DR. JAIME GÓMEZ GUTIÉRREZ

SEGUNDO VOCAL

MC. GUSTAVO DE LA CRUZ AGÜERO

TERCER VOCAL

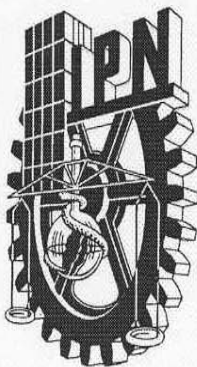
DR. ENRIQUE MORALES BOJÓRQUEZ

EL PRESIDENTE DEL COLEGIO

DR. RAFAEL CERVANTES DUARTE



I. P. N.
CICIMAR
DIRECCION



INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 07 del mes Marzo del año 2008, el (la) que suscribe AZUCENA UGALDE DE LA CRUZ alumno(a) del Programa de MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS con número de registro B051200 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de: DRA. DIANE GENDRON LANIEL y cede los derechos del trabajo titulado: "ABUNDANCIA Y TASA DE SUPERVIVENCIA DE BALLENAS AZULES EN EL GOLFO DE CALIFORNIA" al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: azu_ugalde@hotmail.com dgendron@ipn.mx
Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

AZUCENA UGALDE DE LA CRUZ

nombre y firma

DEDICATORIA

A mis padres Félix y Hermilo

A mis hermanos Enrique, Guadalupe, Yesenia, Carla y Adán

A MI SOBRINA Evelyn

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico otorgado durante la realización de esta tesis y al Programa Institucional de Formación de Investigadores (PIFI).

Al proyecto CGPI “Estructura poblacional y movimiento de algunos cetáceos del golfo de california”, a partir del cual provienen los datos empleados en este trabajo.

A la Dra. Diane Gendron por aceptarme como alumna, por la ayuda brindada durante el desarrollo de esta tesis y por su comprensión.

A los integrantes del comité revisor por sus valiosos comentarios para mejorar la calidad de este documento: Enrique Morales, Jaime Gómez, Víctor Gómez, Gustavo de la Cruz.

A Ciro Arista, Antonio Zamarrón y Javier Álvarez, por su valiosísima ayuda y por compartir su experiencia de trabajo en el mar con todos los alumnos.

A Isabel por su colaboración y apoyo durante la realización de la tesis.

Y a todos aquellos que han participado en la obtención de datos dentro del proyecto de ballena azul, a quienes que no conocí y mis compañeros actuales: Christian, Geraldine, Fabiola, Raúl, Marisol, Natalia, Ibiza, Agnes, Laura. Y particularmente, por el club de “BABISURIS” y por todas las experiencias DIVERTIDAS e INIGUALABLES vividas tras la gran **AZUL**.

CONTENIDO

GLOSARIO.....	i
RESUMEN.....	iii
ABSTRACT.....	iv
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. ANTECEDENTES.....	4
3. OBJETIVOS.....	7
4. ÁREA DE ESTUDIO.....	8
5. MATERIAL Y MÉTODO.....	10
5.1. Trabajo de campo	10
5.2. Trabajo de gabinete	13
5.2.1. Foto-identificación.....	13
5.2.2. Estimación de abundancia.....	15
5.2.3. Estimación de tasa de supervivencia	20
6. RESULTADOS	23
6.1. Base de datos y foto-identificación	23
6.2. Estimación de abundancia de ballenas azules para la zona Loreto- Bahía de la Paz.....	25
6.2.1. Modelos para población cerrada	25
6.2.2. Modelos para población abierta	27
6.3. Estimación de abundancia de ballenas azules para el Golfo de California.....	29
6.3.1. Modelos para población cerrada	29
6.3.2. Modelos para población abierta.....	31
6.4. Tasa de supervivencia	33
7. DISCUSIÓN.....	36
8. CONCLUSIONES.....	46
9. RECOMENDACIONES.....	47
10. BIBLIOGRAFÍA.....	48
11. ANEXOS.....	55

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudio, delimitando la zona entre Loreto y La Paz (línea azul), donde el esfuerzo de observación fue ininterrumpido durante el periodo de estudio (1993-2006), y otras regiones del Golfo (líneas rojas), donde se realizó esfuerzo muestreo adicional en 1997, 2002, y 2006.....	11
Figura 2. Ejemplos de fotografías de ballenas azules de distinta calidad: a) excelente, b) buena, c) regular y d) mala.	14
Figura 3. Número acumulado de individuos identificados a través del tiempo (línea continua) y proporción de los individuos nuevos foto-identificados por año (línea discontinua) en el Golfo de California.....	24
Figura 4. Fig. 4. Abundancia intra anual de ballenas azules en la región Loreto-Bahía de la Paz desde 1994 a 2006, estimada con el modelo Chapman (a) y con el modelo binomial (b).	26
Figura 5. Abundancia interanual de ballenas azules estimada con el modelo Jolly-Seber para la región Loreto- Bahía de la Paz. Se muestran los intervalos de confianza obtenidos con la aproximación normal (a) y el método de Manly (b).	28
Figura 6. Abundancia de ballenas azules en el Golfo de California estimada con el modelo Chapman (a) y con el modelo binomial (b).....	30
Figura 7. Abundancia de ballenas azules estimada para el Golfo de California, mostrando los intervalos de confianza obtenidos con la aproximación normal (a) y con el método de Manly (b).....	32
Figura 8. Tasa de encuentro estimada para machos y hembras en el Golfo de California.....	35

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Esfuerzo de navegación en búsqueda de ballenas azules en la zona Loreto-Bahía de la Paz, y en otras regiones del Golfo de California desde 1993 a 2006.....	23
Tabla 2. Número de individuos foto-identificados en la primera (n_1) y segunda (n_2) muestra, y las foto-recapturas entre ambas (m) para la estimación intra anual de la zona Loreto-Bahía de la Paz.....	25
Tabla 3. Datos y parámetros utilizados en la estimación de abundancia de ballenas azules en la región entre Loreto y Bahía de la Paz con el modelo Jolly-Seber (n_i = individuos en muestra i ; $R_i = n_i$; m_i = individuos foto-identificados en $i-1$ foto-recapturados en la muestra i ; z_i = individuos foto-recapturados antes y después muestra i , pero no en la muestra i ; r_i = individuos foto-identificados en n_i que son foto-recapturados en muestras posteriores.....	27
Tabla 4. Número de ballenas azules en la primera (n_1) y segunda (n_2) muestra, y foto-recapturas entre ambas (m) para el Golfo de California.....	29
Tabla 5. Datos y parámetros utilizados en la estimación abundancia de ballenas azules en todo el Golfo de California con el modelo Jolly-Seber.....	31
Tabla 6. Modelos ajustados para estimar la tasa de sobrevivencia por grupo de edad: (C= crías, Ag1= juveniles y adultos de edad conocida, Ag2= juveniles y adultos de edad no conocida, A= juveniles y adultos de Ag1 y Ag2 mixtos, CIAC= Criterio de Información de Akaike, No. Par.= Número de parámetros, Φ = tasa de supervivencia, p = tasa de encuentro, t = tiempo, $(.)$ = parámetro constante).....	33
Tabla 7. Modelos ajustados para estimar la tasa de sobrevivencia por sexo: (M= machos, H= hembras, CIAC= Criterio de Información de Akaike, Φ = tasa de supervivencia, p = tasa de encuentro, t = tiempo, $(.)$ = parámetro constante)	34

GLOSARIO

Anomalía: Desviación excesiva de la variación usual (Weihaupt, 1984).

Abundancia: Es el número de individuos de una especie en un área determinada (Smith y Smith, 2001).

Cetáceos: Grupo de mamíferos marinos que incluye a las ballenas, delfines y marsopas (Berta y Sumich, 1999).

Criterio de Información de Akaike: Criterio utilizado para seleccionar entre diferentes modelos aplicados a un mismo fenómeno (Hilborn y Mangel, 1997).

El Niño: Es un evento de fluctuación climática centrado en el Pacífico, el cual ocurre entre cada 2 y 10 años. La señal más obvia es la aparición de agua inusualmente cálida fuera de la costa de Ecuador y Perú. Este evento está asociado a un cambio en la presión atmosférica sobre la cuenca del Pacífico, provocando que los vientos ecuatoriales disminuyan o incluso se reviertan. La corriente ecuatorial que se dirige al oeste disminuye su intensidad y la contracorriente hacia el este se incrementa. Dentro de los meses que ocurren estos cambios atmosféricos, así como las olas Kelvin que se producen atraviesan el Pacífico Ecuatorial, lo cual provoca un calentamiento periódico del agua superficial provocando una profundización de la termoclina en el Pacífico Este, lo que provoca una disminución de las surgencias costeras (Brown *et al.*, 1989).

Eufaúsidos: También llamado “krill”, son crustáceos pelágicos parecidos a camarones de 3 cm de longitud, aproximadamente. Poseen branquias externas adheridas a los apéndices torácicos y dos fases larvarias (caliútopis y furciliás). Todos son marinos y la mayor parte son filtradores; algunos se alimentan de fitoplancton y otros de zooplancton (Barnes, 1984).

Misticeto: Una ballena que tiene barbas en lugar de dientes, comprende uno de los subórdenes vivientes del orden Cetacea. Estos se alimentan mediante un aparato altamente especializado de filtración constituido por placas o barbas adheridas a la mandíbula superior el cual permite filtrar organismos por lo general muy pequeños.

Población: Grupo de individuos de la misma especie que viven en un área definida y en un tiempo concreto.

Surgencia: Proceso mediante el cual el agua de fondo fría y rica en nutrientes es acarreada a la superficie. La surgencia en las costas es más marcada en la zona donde predominan los vientos Alisios, pero pueden ocurrir donde quiera que los vientos conduzcan las masas de agua superficiales lejos de la costa (Thurman, 1990).

Tasa de mortalidad: La proporción del número de muertes en un determinado intervalo de tiempo frente al número de individuos vivos al principio de tal intervalo (Smith y Smith, 2000).

Tasa o probabilidad de encuentro: probabilidad de que el individuo esté vivo y en la muestra que se toma (Cooch y White, 2007).

Tasa de supervivencia: La proporción del número de individuos vivos en un determinado intervalo de tiempo frente al número de individuos vivos al principio de este intervalo de tiempo (Smith y Smith, 2001).

RESUMEN

La abundancia es uno de los parámetros de principal interés en estudios poblacionales, particularmente para especies amenazadas. Una de estas especies es la ballena azul, la cual estuvo sujeta a una caza intensiva a principios del siglo XX. Una parte de la población del Pacífico Noreste migra en el invierno al Golfo de California, zona de crianza y alimentación. Con base en datos de 355 ballenas azules foto-identificadas entre 1993 y 2006, principalmente en el suroeste del Golfo de California, se estimó la abundancia tanto intra anual como interanual, así como la tasa de supervivencia de crías menores a 1 año de edad, juveniles y adultos. Para estimar la abundancia se emplearon los modelos de captura-recaptura de Chapman, de Jolly-Seber y un método de máxima verosimilitud basado en una función de densidad de probabilidad binomial. La abundancia intra anual mínima estimada, para la zona suroeste, fue de 18 ballenas (Intervalo de confianza-IC=9-27, 95%) en 1995 y la máxima de 155 ballenas (IC=86-224, 95%) en 2006. De 1999 a 2006 la abundancia intra anual estimada osciló alrededor de 100 ballenas y la abundancia interanual osciló alrededor de 200 ballenas en el mismo periodo. La diferencia entre ambas estimaciones se relaciona con el movimiento de las ballenas entre distintas regiones del golfo, lo que se ha observado en estudios previos. Al incluir datos de otras zonas del Golfo de California, la abundancia estimada para 1997 fue de 209 ballenas (IC=108-549, 95%) y para 2006 fue de 238 ballenas (IC=142-474, 95%). La tasa de supervivencia estimada para juveniles y adultos fue de 0.980 (IC=0.952-0.991, 95%), similar a la obtenida para ballenas azules en el Atlántico Norte. Para crías menores a un año de edad la tasa de supervivencia fue de 0.405 (IC=0.253-0.568, 95%). Está primera estimación para crías de ballena azul, posiblemente, esté subestimada por la baja tasa de encuentro observada para individuos juveniles. La supervivencia entre sexos no fue diferente; sin embargo, la tasa de encuentro fue similar durante todo el periodo de estudio para las hembras, a diferencia de los machos los cuales presentaron una tasa de encuentro con mayor fluctuación. Lo anterior sugiere preferencia de las hembras por la zona suroeste del Golfo de California, lo que coincide con estudios previos. La baja abundancia observada en algunos años, aparentemente relacionada con el decremento en la abundancia de sus presas, lo cual se ha vinculado con factores ambientales, incita a considerar a la ballena azul como un bioindicador del ecosistema.

Palabras clave: Ballena azul, estimación de abundancia, captura-recaptura, foto-identificación, tasa de supervivencia, tasa de encuentro.

ABSTRACT

Abundance is one of the main parameters in population studies, particularly for threatened species. One of these species is the blue whale, which was subjected to intensive whaling at the beginning of the twentieth century. A part of the population in the Northeast Pacific migrates during winter to the Gulf of California, a nursing and feeding ground. The blue whale's intra and inter-annual abundance, as well as the survival rate for calves under one year of age, juveniles and adults were estimated based on data of 355 photo-identified blue whales between 1993 and 2006, mainly in the southwestern Gulf of California. To estimate abundance, the Chapman and Jolly Seber capture-recapture models and a method of maximum likelihood supported in a binomial probability density function were used. The minimum intra-annual abundance for the southwestern Gulf of California was of 18 whales (Confidence Interval-CI= 9-27, 95%) in 1995, and the maximum was of 155 whales (CI = 86-224, 95%) in 2006. Intra-annual abundance estimation from 1999 to 2006 oscillated around 100 whales and inter-annual abundance oscillated around 200 whales in the same period. The difference between the two estimates relates to movements of the whales between different areas of the Gulf of California, observed in previous studies. Including blue whale data from other areas of the Gulf of California, the abundance estimate was of 209 whales (CI = 108-549, 95%) for 1997, and 238 whales (CI = 142-474, 95%) for 2006. The juvenile and adult estimated survival rates were of 0.980 (CI = 0.952-0.991, 95%), similar to that estimated for blue whales in the North Atlantic. Survival rate estimation for calves under one year of age was of 0.405 (CI = 0.253-0.568, 95%). This first estimate for blue whale calves is perhaps underestimated due to the low encounter rate for juvenile individuals. Survival rate between sexes was not different; however, the encounter rate was similar for females during the study period, in contrast to the males, whose encounter rate show major fluctuations. These results suggest female preferences for the southwestern area, which coincide with previous studies. The low abundance of the whales observed in some years apparently associated with a decrease in their prey abundance, which in turn has been linked with environmental factors; incite to consider the blue whale as an ecosystem bioindicator.

Keywords: Blue Whale, abundance estimation, capture-recapture, photo identification survival rate, encounter rate.

1. INTRODUCCIÓN

A nivel mundial existen especies animales que se encuentran amenazadas o en peligro de extinción. En el medio marino los grandes cetáceos, como los misticetos o ballenas barbadas y el cachalote, fueron sometidos a una sobreexplotación por la caza comercial en los últimos dos siglos, por lo que sus poblaciones se redujeron a pequeñas fracciones de su tamaño original (Clapham *et al.*, 1999).

Entre el grupo de los misticetos la ballena azul, *Balaenoptera musculus*, fue la especie de mayor importancia económica para las industrias por su masiva biomasa (Tomilin, 1957). Debido a que es el animal más grande que existe en la actualidad (hasta 33 m de longitud y un peso de 120 toneladas), el producto de carne y aceite que se obtenía de una sola ballena era de dos a seis veces mayor en comparación con cetáceos de menor tamaño (Leatherwood *et al.*, 1988).

Inicialmente, esta especie estuvo fuera del alcance de los balleneros debido a ese gran tamaño y por su velocidad de nado. Posteriormente, se construyeron barcos más grandes y rápidos y se inventaron los arpones explosivos, a principios del siglo XX; lo cual colocó a las ballenas azules en una condición más vulnerable para la caza comercial (Yochem y Leatherwood, 1985). Lo que ocasionó que la abundancia de sus poblaciones disminuyera drásticamente, principalmente en el Atlántico Norte y en el Océano Antártico; en esta última región las ballenas cazadas rendían, aproximadamente, el 75% de la producción mundial de aceite (Tomilin, 1957).

Por tal motivo, la Comisión Ballenera Internacional otorgó protección a las ballenas azules del Atlántico Norte en el año 1955, extendiéndose el decreto de protección a aquéllas en la Antártica en 1965 y a las del Pacífico Norte en 1966 (Reeves *et al.*, 1998).

Después de algunos años del decreto de protección, se implementó un plan con el propósito de verificar la recuperación de sus poblaciones, así como promover la conservación de esta especie en el Océano Pacífico y Atlántico Norte. Entre los objetivos de este plan de conservación está el realizar estimaciones de abundancia, determinar sus cambios temporales, así como identificar los hábitats esenciales para esta especie durante sus movimientos migratorios (Reeves *et al.*, 1998).

Las ballenas azules tienen una distribución cosmopolita, se alimentan de eufáusidos tanto en ambientes pelágicos como costeros y realiza movimientos migratorios estacionales. Éstos se realizan desde las zonas templadas, utilizadas para alimentación durante el verano, hacia zonas subtropicales de relativamente alta productividad durante el invierno (Rice, 1974; Calambokidis *et al.*, 1990; Chandler *et al.*, 1999; Mate *et al.*, 1999). En el Pacífico Noreste, se ha comprobado la migración de ballenas azules desde las costas de California hacia Baja California (Rice, 1974, Etnoyer *et al.*, 2004), el Golfo de California (Calambokidis *et al.*, 1990; Etnoyer *et al.*, 2006) y al Domo de Costa Rica (Chandler *et al.*, 1999; Mate *et al.*, 1999; Stafford y Fox, 1999).

El Golfo de California no sólo es una zona importante de alimentación durante el invierno para las ballenas azules, además, se han observado hembras con cría, por lo que se considera como zona de crianza y es la única reconocida para el Pacífico Norte hasta el momento (Gendron, 2002). Se han realizado muestreos interanuales de manera ininterrumpida desde 1993 a la fecha, principalmente, en la región suroeste del Golfo de California. En tales muestreos, se han obtenido fotografías de ballenas azules para su identificación individual y estudios de organización social; además de la recolección de muestras de tejidos, como piel y grasa, para la determinación del sexo de los individuos, así como estudios de contaminación y de alimentación, entre otros (Gendron y Mesnik, 2001; Gendron, 2002; Martínez-Serrano, 2005; Flores-Lozano, 2005; Rueda-Flores, 2007).

Los datos de foto-identificación acumulados durante estos años, permitieron realizar estimaciones de abundancia verificando sus variaciones durante esta serie de tiempo en la zona suroeste del Golfo de California, lo que nos brinda información de la importancia de esta zona para las ballenas azules. También se estimó la tasa de supervivencia de individuos adultos y, se aproxima, por primera vez la tasa de supervivencia para individuos menores a un año de edad. Tales datos son una herramienta importante en la modelación de la dinámica y del estado de salud de una población (Barlow *et al.*, 1997; Branch *et al.*, 2004), por lo que su estimación debe ser lo más robusta posible, lo que fomenta una discusión acerca de algunos de los modelos utilizados en este tipo de estudios.

2. ANTECEDENTES

La estimación de la abundancia para diferentes poblaciones silvestres, se ha realizado, principalmente, mediante dos métodos: muestreo de distancias por transecto lineal o captura-recaptura. El muestreo de distancias se basa en el registro de distancias perpendiculares de los animales u objetos detectados respecto a una línea o transecto seguido en un área particular; éste estima sólo la abundancia y la densidad en un área específica (Buckland *et al.*, 1993). Mientras que el método de captura-recaptura consiste en tomar una muestra de animales de la población, marcarlos de alguna manera para su identificación futura y regresarlos nuevamente a la población, lo que permite, además de la abundancia, estimar otros parámetros poblacionales (e.g. supervivencia, reclutamiento) (Seber, 1982; Hammond, 1986; Pollock *et al.*, 1990; Amstrup *et al.*, 2005).

Para el método de captura-recaptura, los individuos de ciertas especies (e.g. aves, roedores) se identifican mediante marcas artificiales que se les colocan en el cuerpo (e.g. etiquetas, anillos) (Smith, 1980; Wilson *et al.*, 1996). En otras especies, los individuos se identifican a través de fotografías (foto-identificación) de las marcas presentes de manera natural (e.g. pigmentación, cicatrices) (Hammond, 1986; Wilson *et al.*, 1996; Caro, 1998).

En el caso de las ballenas azules, la pigmentación gris moteada que exhibe en los costados del cuerpo es su principal característica de identificación; adicionalmente, la variabilidad morfológica de la aleta dorsal, así como las marcas presentes en la aleta caudal, son características secundarias (Sears *et al.*, 1990; Gendron, 2002).

De esta especie existen catálogos fotográficos en tres regiones: 1) en el Atlántico Noroeste, donde el esfuerzo de muestreo se ha enfocado en el Golfo de San Lorenzo desde 1979 hasta la fecha; con los datos obtenidos se determinó la residencia, distribución y fidelidad al sitio de estos animales (Sears *et al.*, 1990; Ramp, *et al.*, 2006); 2) en California y a lo largo de la costa occidental de la

Península de Baja California, con datos desde 1986, se ha determinado la residencia y movimientos migratorios (Calambokidis, 1990; Calambokidis y Barlow, 2004), y 3) en el Golfo de California, con un esfuerzo ininterrumpido desde 1993, se ha obtenido, entre otros, información de los intervalos entre nacimientos (Gendron, 2002).

El primer intento para estimar la abundancia de las poblaciones de ballena azul con datos de foto-identificación, fue en el Golfo de San Lorenzo en el Atlántico Norte. La abundancia estimada fue de 75 ballenas hasta a un máximo de 193 ballenas, durante el periodo de 1982 a 1987 (Hammond *et al.*, 1990b).

Posteriormente, se realizó la estimación de abundancia en el Pacífico Oriental Tropical, con el método de muestreo de distancias por transecto lineal, la cual fue de 1,415 ballenas azules con un intervalo de confianza (IC) de 1,078-2501 (Wade y Gerrodette, 1993). En esta zona se han observado ballenas azules durante todo el año, por lo que se plantea que estos animales proceden tanto del Hemisferio Norte como del Hemisferio Sur, con un traslape temporal (Reilly y Thayer, 1990).

En el Pacífico Noreste, en el área de California, Oregon y Washington, se ha estimado un número de 2,024 ballenas azules con un coeficiente de variación (CV) de 0.26, con datos de captura-recaptura, el cual es menor en comparación con las 2,994 ballenas (CV = 0.14) estimadas con el muestreo de distancias para esta misma zona y tiempo. No obstante, para la última estimación se incluyen datos recolectados en la costa occidental de la Península de Baja California (Calambokidis y Barlow, 2004).

Para el Golfo de California se realizaron estimaciones de abundancia con el método de muestreo de distancias en dos áreas y periodos distintos: (1) en un censo por mar a lo largo de la costa occidental de la Península de Baja California, en junio de 1994, con un número estimado de 576 ballenas (Intervalo de confianza (IC)=279-1189, 95%) y (2) con un censo aéreo, en el Golfo de California en febrero de 1997, estimando 283 ballenas (IC=114-703, 95%) (Gendron, 2002).

Por otra parte, respecto a la tasa de supervivencia obtenida a partir de datos de foto-identificación, existe una estimación de 0.975 (IC=0.960-0.985, 95%) para individuos adultos de ballena azul, la cual se obtuvo a partir de una serie de 20 años de datos en el Golfo de San Lorenzo, Quebec, Canadá (Ramp *et al.*, 2006).

3. OBJETIVOS

Objetivo General

Determinar la abundancia y tasa de supervivencia de las ballenas azules en el Golfo de California durante el periodo 1993-2006.

Objetivos Particulares

- 1) Identificar individuos de ballena azul a través de la foto-identificación.
- 2) Estimar la abundancia intra e interanual con modelos de captura-recaptura.
- 3) Estimar la tasa de supervivencia por edad y sexo.

4. ÁREA DE ESTUDIO

El Golfo de California es un mar semicerrado ubicado entre la Península de Baja California y la región continental de México. Su extensión es de 80 a 200 km de ancho y 1,130 km de longitud, aproximadamente (Case y Cody, 1993; Lavín y Marinone, 2003).

El Golfo de California está dividido en dos principales provincias fisiográficas y oceanográficas: la región norte donde la profundidad promedio es de 200 m; y la región sur caracterizada por un aumento en la profundidad y batimetría variada, encontrándose cuencas de hasta 3,000 y 3,500 m de profundidad. Estas regiones están separadas por un grupo de islas ubicadas cerca de los 29° N, de las cuales Isla Tiburón y Ángel de la Guarda sobresalen por su tamaño (Álvarez- Borrego y Schwartzlose, 1979; Case y Cody, 1993). Esta zona de islas presenta varios canales cuyas profundidades van de 300 a 600 m (Case y Cody, 1993; Lavín y Marinone, 2003). La zona de entrada del golfo (o boca externa), está localizada en una zona de transición oceánica hidrográficamente compleja, entra en contacto con el Océano Pacífico Tropical Este, el límite de la zona de entrada se localiza desde Cabo San Lucas hasta a Cabo Corrientes (Fig. 1) (Lavín y Marinone, 2003)

Es un área subtropical con altas tasas de productividad primaria, donde las surgencias, usualmente, son más frecuentes en la Costa Este durante el invierno y primavera y en la Costa Oeste durante el verano (Álvarez-Borrego y Lara-Lara, 1991). Estas surgencias son forzadas, principalmente, por el viento predominante que proviene del noroeste durante el invierno y primavera y del sureste durante el verano y otoño. El cambio de dirección del viento es producto de la variabilidad estacional en la intensidad y ubicación en los centros de presión atmosférica y al efecto que provocan las cadenas montañosas en ambos lados del mismo: en otoño, invierno y primavera el viento sopla del noroeste con una velocidad de 8 a 12 m s⁻¹, mientras que en verano sopla desde el suroeste con una velocidad promedio menor a 5 m s⁻¹ (Lavín y Marinone, 2003). En la región norte la mezcla por corrientes de

mareas es muy fuerte lo que permite a grandes cantidades de sedimentos mantenerse en suspensión (Álvarez-Borrego y Lara-Lara, 1991).

Las islas ubicadas a lo largo de la península de Baja California, proveen línea de costa adicional, lo que permite que los procesos de mezcla y surgencias tengan una mayor influencia en la productividad primaria. En los canales entre las islas o entre islas y la costa, la mezcla de mareas provoca surgencias frecuentes. Éstas características explican, de manera general, los sitios donde existe usualmente mayor renovación de nutrientes, producción y distribución de fitoplancton y zooplancton dentro del Golfo de California (Brinton y Townsend, 1980).

5. MATERIAL Y MÉTODO

5.1. Trabajo de campo

La información utilizada para la realización de este trabajo, proviene de la base de datos y del catálogo fotográfico de ballenas azules del Laboratorio de Ecología de Mamíferos Marinos del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN).

Esta información proviene de muestreos realizados durante la temporada de invierno y primavera (enero a mayo), desde 1993 hasta 2006. El esfuerzo de muestreo fue ininterrumpido, durante todo el periodo de estudio, para el área comprendida entre Loreto y Bahía de la Paz. Adicionalmente, se realizaron muestreos en otras regiones del Golfo de California: zona oceánica al este-sureste de la Bahía de la Paz y en el Alto Golfo en los años 1997, 2002, y 2006 (Fig.1, Anexo 1); en el año 2005 se realizaron dos cruceros oceanográficos desde San Felipe hasta la zona de entrada al Golfo de California (Anexo 1). En lo sucesivo, las estimaciones que incluyan datos obtenidos en éstas regiones se mencionarán como Golfo de California.

Los muestreos se llevaron a cabo a bordo de embarcaciones menores: lanchas de 7 m de eslora con motor fuera de borda (CICIMAR II, IV, XX) y de 9 m de eslora con motor diesel (CICIMAR XV). Además, se utilizaron embarcaciones mayores (Amigo, Bip XII, José Andrés y Buque de la Armada de México) para los muestreos alejados de la costa.

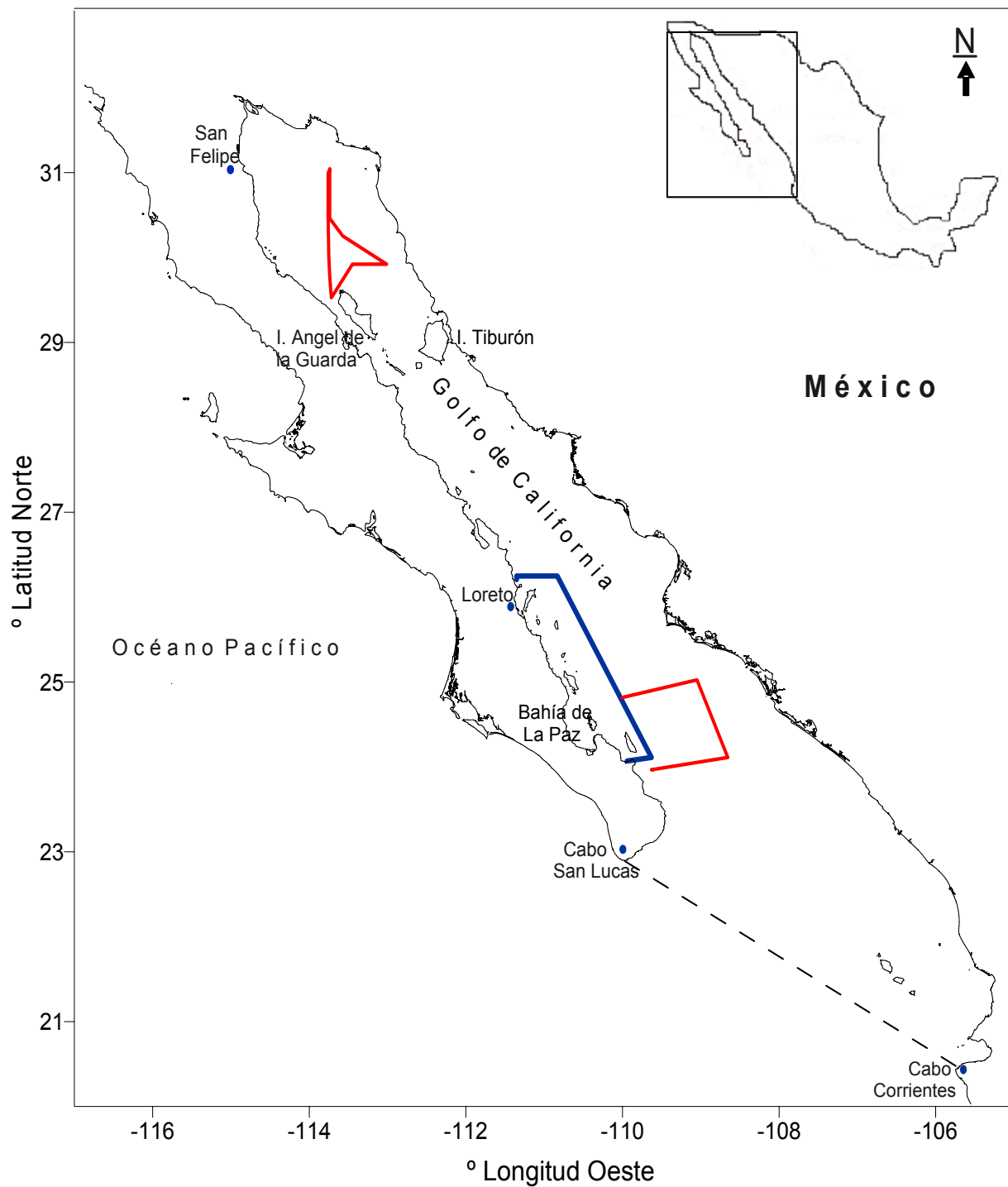


Fig. 1. Área de estudio, delimitando la zona entre Loreto y La Paz (línea azul), donde el esfuerzo de observación fue ininterrumpido durante el periodo de estudio (1993-2006), y otras regiones del Golfo (líneas rojas), donde se realizó esfuerzo muestreo adicional en 1997, 2002, y 2006.

Se realizaron recorridos navegando a una velocidad aproximada de 10 nudos, en condiciones oceanográficas y climáticas adecuadas (0 a 3 en la escala Beaufort); después de lapsos de 30-40 minutos se hicieron paradas de observación durante 10 minutos, lo anterior con el fin de maximizar la probabilidad de observación de ballenas que estuviesen sumergidas. Durante los recorridos y paradas de observación se registraron la hora, posición geográfica y condiciones ambientales en ese momento.

Al encontrar a las ballenas, se trató de fotografiarlas siguiendo el método propuesto por Sears *et al.* (1990): el fotógrafo debe estar en posición perpendicular al costado de la ballena tomando como punto de referencia la aleta dorsal, procurando que el sol quede atrás del fotógrafo para evitar imágenes brillantes. El procedimiento anterior se siguió tanto para el costado derecho como para el izquierdo, cuando las condiciones oceanográficas y la conducta del animal así lo permitieron. Adicionalmente, se fotografió la aleta caudal cuando fue mostrada. Se utilizaron cámaras Réflex de 35 mm con un lente de 80-300 mm con película en blanco y negro ASA 400; a partir del año 2005 se utilizaron cámaras digitales Canon EOS 10 y EOS 20 con lente de 80-300 mm.

La información del sexo de los animales (Enríquez-Paredes, 2005), se obtuvo a partir del análisis molecular de la piel descamada y piel proveniente de biopsias recolectada con puntas y flechas diseñadas para ello (ver método en Gendron, 2002). El dato exacto de edad se tiene solo para aquellos individuos que fueron identificados como crías, en el mar, estos individuos se reconocen por ser de un tamaño considerablemente menor en comparación con un individuo acompañante, el cual se asume como su madre (Gendron, 2002).

5.2. Trabajo de gabinete

5.2.1. Foto-identificación

Las fotografías recolectadas durante una temporada, incluyendo también algunas aportadas por colaboradores externos, se compararon entre sí visualmente, para identificar y separar a los individuos. Para buscar foto-recapturas, es decir, la identificación de un individuo ya conocido, se compararon las fotografías de una temporada con todas aquellas contenidas en el catálogo. En este estudio se compararon sólo las fotografías de 2003 a 2006, debido a que de los años anteriores el trabajo de foto-identificación ya se había realizado (Gendron, 2002). En el trabajo de comparación participaron otros dos colaboradores de manera independiente, con el fin de reafirmar que la identificación o no identificación de los individuos fuese la correcta.

Después de la comparación, las fotografías se calificaron de acuerdo a su calidad: 1) excelente, 2) buena, 3) regular y 4) mala. La calidad 1 corresponde a una fotografía en la que se observe una buena porción del cuerpo incluyendo la aleta dorsal, además, el animal debe estar en posición perpendicular y la fotografía debe poseer buena nitidez (Fig. 2). El resto de las calidades corresponde a fotografías en las cuales no se observa una o más de las características antes mencionadas. Dicha calidad se valida de acuerdo al criterio y consenso al que lleguen los tres revisores. Para evitar sesgos por identificación errónea, para este trabajo, se tomaron en cuenta sólo fotografías de calidad 1 a 3 (Hammond *et al.*, 1990a).

Después de la asignación de calidad, las fotografías se integran al catálogo, el cual está dividido en diez categorías de acuerdo a la forma y características de la aleta dorsal de las ballenas azules siguiendo la clasificación propuesta por González-Moreno (2004). Cada categoría se subdivide a su vez en 5 secciones de acuerdo al patrón de pigmentación. Tanto en el catálogo como en la base de datos, cada individuo se identifica por un número (e.g. 0001, 0120).

El conteo de ballenas foto-identificadas se realizó por separado para cada costado, debido a que algunos individuos sólo tienen uno de los dos costados fotografiados y que no es posible identificarlos comparando costados diferentes.

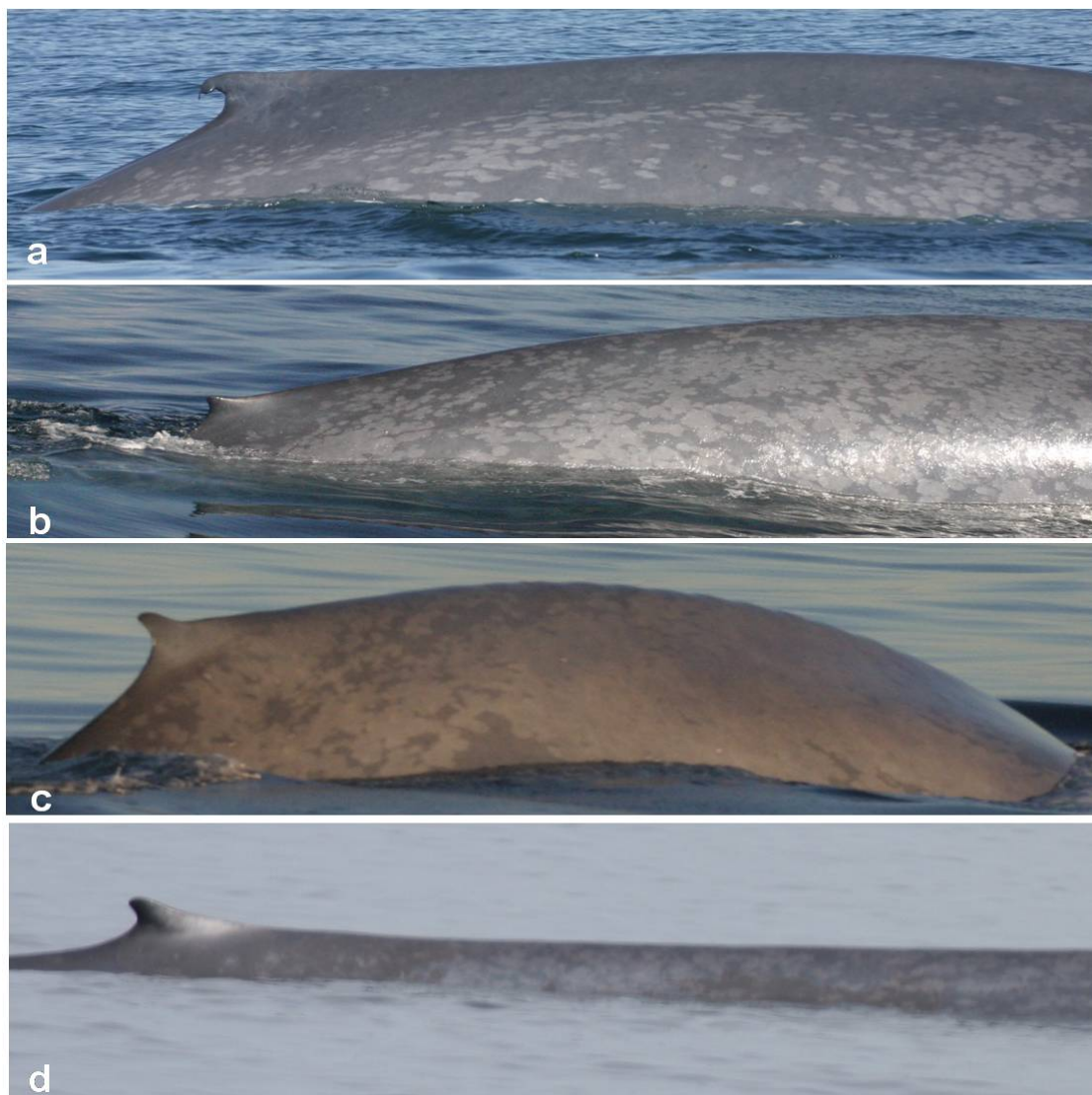


Fig. 2. Ejemplos de fotografías de ballenas azules de distinta calidad: a) excelente, b) buena, c) regular y d) mala.

5.2.2. Estimación de abundancia

Los modelos de captura-recaptura se aplican de acuerdo a situaciones particulares: 1) poblaciones cerradas, en las cuales se asume que no hay pérdidas (muerte y emigración) o adiciones (nacimiento e inmigración) de individuos a la población durante el periodo de estudio; y 2) poblaciones abiertas, donde se toman en cuenta adiciones y pérdidas que ocurren durante el estudio (Seber, 1982; Pollock *et al.*, 1990).

Estos modelos se sustentan en una serie de supuestos generales, debido que en su origen se capturaba físicamente a los animales, para el presente trabajo se mencionan solo aquéllos vinculados a la foto-identificación. Para poblaciones cerradas se requiere que: 1) no haya adiciones o pérdidas de individuos; 2) todos los animales tengan la misma probabilidad de ser foto-identificados y 3) las características de identificación no cambian durante el estudio (Seber, 1982; Pollock *et al.*, 1990).

En periodos de estudio cortos, el supuesto de población cerrada es aceptable, aún siendo una población abierta (Matthews *et al.*, 2001; Amstrup *et al.*, 2005). En este trabajo, se consideró como población cerrada a las ballenas que estuvieron presentes en una sola temporada.

Para la estimación de abundancia se utilizó la modificación de Chapman al modelo de Petersen, en lo sucesivo modelo Chapman (Ec.1 a 3). Este modelo es apropiado para el muestreo sin reemplazo, es decir, se ignoran múltiples foto-identificaciones del mismo animal en una sola muestra y la estimación se realiza por pares de muestras (Seber, 1982; Hammond, 1986). Para obtener el par de muestras, se dividió la temporada en dos, utilizando como criterio de división la mediana del número total de foto-identificaciones y de éstas sólo se tomo en cuenta un registro por individuo.

$$N = \frac{(n_1 + 1)(n_2 + 1) - 1}{m + 1} \quad (1)$$

$$\text{Var} N = \frac{(n_1 + 1)(n_2 + 1)(n_1 - m_2)(n_2 - m_2)}{(m_2 + 1)^2 (m_2 + 2)} \quad (2)$$

$$\text{IC} = N \pm 1.96 * \sqrt{\text{Var} N} \quad (3)$$

donde:

N = Abundancia;

n_1 = Número de individuos foto-identificados en la primera muestra;

n_2 = Número de individuos foto-identificados en la segunda muestra;

m = Número de individuos foto-identificados en ambas muestras (foto-recapturas);

Var N = Varianza del valor de N estimado;

IC = Intervalo de confianza

Por otra parte, una de las debilidades al supuesto de población cerrada es que, aunque ocurran nacimientos durante el periodo de estudio, se pueden tomar en cuenta como individuos no marcados al tiempo de la segunda muestra (Seber, 1982). Por tal motivo, se tomaron en cuenta las crías registradas, aún utilizando modelos para población cerrada. En cuanto a la mortalidad, la duración de una temporada (5 meses) se considera despreciable para que ésta ocurra, por lo menos no en una tasa alta, ya que las ballenas azules son animales muy longevos (Yochem y Leatherwood, 1985).

Adicionalmente, se utilizó un procedimiento alternativo para la estimación de la abundancia intra anual: un método de máxima verosimilitud basado en la función de densidad de probabilidad binomial, en lo sucesivo modelo binomial (Ec. 4) (Haddon, 2001; García-Aguilar y Morales-Bojórquez, 2005). Lo anterior se debe a que la foto-identificación es el resultado de un evento de presencia o ausencia de los animales;

al existir sólo dos resultados posibles, el tipo de distribución que subyace a este tipo de datos es binomial (Williams *et al.*, 2001).

$$P\{m | n, p\} = \left[\frac{n!}{m!(n-m)!} \right] p^m (1-p)^{(n-m)} \quad (4)$$

La abundancia se estimó al maximizar la función de verosimilitud (Ec. 5), obtenida de la transformación logarítmica de los componentes de la ecuación 4 (García-Aguilar y Morales-Bojórquez, 2005). Para la maximización se utilizó la función Solver de Excel utilizando el algoritmo de búsqueda directa de Newton:

$$\ln L(m | n_2, \frac{n_1}{N}) = \sum_{i=1}^{n_2} \ln(i) - \left[\sum_{i=1}^m \ln(i) + \sum_{i=1}^{n_2-m} \ln(i) \right] + m \ln\left(\frac{n_1}{N}\right) + (n_2 - m) \ln\left(1 - \frac{n_1}{N}\right) \quad (5)$$

donde:

$\ln L$ = Logaritmo de la verosimilitud;

N = Abundancia;

n_1 = Número de individuos foto-identificados en la primera muestra;

n_2 = Número de individuos foto-identificados en la segunda muestra;

m = Número de individuos foto-identificados en ambas muestras.

Para obtener los intervalos de confianza se utilizó un perfil de verosimilitud (Anexo 2 y 3), estimando 1000 posibles valores de N para cada año, incrementado N en 1 para cada estimación. Los intervalos de confianza se estimaron con base en una distribución χ^2 con 1 grado de libertad (Ec. 6). Para cada parámetro N , el intervalo de confianza se define como todos los valores de N que cumplan la siguiente condición (García-Aguilar y Morales-Bojórquez, 2005):

$$IC = 2(L(Y | N_{est}) - L(Y | N)) < \chi^2_{1, 1-\alpha} \quad (6)$$

Donde:

$L(Y | N_{\text{est}})$ = Logaritmo de la verosimilitud del valor más probable de N.

$L(Y | N)$ = Logaritmo de la verosimilitud de cada uno de los valores estimados de N.

$\chi^2_{1,1-\alpha}$ = Son los valores de la distribución χ^2 con 1 grado de libertad a un nivel de confianza del 95%.

Adicionalmente, se utilizó el modelo Jolly Seber (Ec. 7) (Seber, 1982; Pollock *et al.*, 1990) para poblaciones abiertas. Este modelo se sustenta en los siguientes supuestos: 1) cada animal tiene la misma probabilidad de ser foto-identificado al tiempo de cada muestra, 2) las marcas de identificación no cambian ni se pierdan a través del periodo de estudio y 3) la emigración debe ser permanente. En este caso, la estimación se realizó entre muestras anuales, tomando en cuenta también sólo un registro por individuo en cada muestra.

$$N_i = \frac{n_i + 1}{m_i + 1} \left\{ \frac{z_i (R_i + 1)}{r_i + 1} + m_i \right\} \quad (7)$$

donde:

i = Año en que se toma la muestra (1,2,...k);

N_i = Abundancia en el tiempo i ($i= 2, \dots, k-1$);

n_i = Número de individuos foto-identificados en la muestra i ($i= 1, \dots, k$);

R_i = En caso de realizar capturas físicas, es el número de individuos liberados de los que se capturaron en n_i ($i = 1, \dots, k-1$), en este caso es igual que n_i debido a que solo se fotografía.

m_i = Número de individuos foto-identificados en $i-1$ foto-recapturados en la muestra i ($i= 2, \dots, k$).

z_i = Número de individuos foto-recapturados antes y después de la muestra i , pero no en la muestra i ($i=2, \dots, k-1$);

r_i = Número de individuos foto-identificados en n_i que son foto-recapturados en las muestras posteriores ($i=2, \dots, k-1$).

Para el modelo Jolly-Seber se emplearon dos métodos alternos para la estimación de la varianza y el intervalo de confianza: con las Ecs. 8 y 3 en el primer caso, una aproximación normal (Seber, 1982):

$$\text{Var } N_i = [N_i (N_i - n_i)] \times \left[\left(\frac{M_i - m_i + R_i}{M_i} \right) \left(\frac{1}{r_i} - \frac{1}{R_i} \right) + \left(\frac{N_i - M_i}{M_i (m_i)} \right) \right] \quad (8)$$

y con el método propuesto por Manly (1984) (Ecs. 9 a 13):

$$T_1(N_i) = \log_e(N_i) + \log_e \left[\frac{1 - (p_i/2) + \sqrt{1 - p_i}}{2} \right] \quad \text{donde: } p_i = \frac{n_i}{N_i} \quad (9)$$

$$\text{Var}[T_1(N_i)] = \left(\frac{M_i - m_i + R_i + 1}{M_i + 1} \right) \left(\frac{1}{r_i + 1} - \frac{1}{R_i + 1} \right) + \frac{1}{m_i + 1} + \frac{1}{n_i + 1} \quad (10)$$

$$T_{1l} = T_1(N_i) - 1.6\sqrt{\text{Var}[T_1(N_i)]} \quad (11)$$

$$T_{1s} = T_1(N_i) + 2.4\sqrt{\text{Var}[T_1(N_i)]} \quad (12)$$

donde para $T_1(N_i)$:

T_{1l} = límite de confianza inferior para

T_{1s} = límite de confianza superior

El intervalo de confianza para la abundancia (N_i) es:

$$\frac{(4L + n_i)^2}{16L} < N_i < \frac{(4U + n_i)^2}{16U} \quad (13)$$

Donde:

$$L = e^{T_{1l}}, \quad U = e^{T_{1s}},$$

$$e = 2.71828...$$

Respecto al supuesto de que todos los individuos tengan la misma probabilidad de ser foto-identificados raramente se cumple en la naturaleza. Algunas de las fuentes de variación pueden ser las variables ambientales (e.g. temperatura, hora del día), el esfuerzo de muestreo, comportamiento de los animales, heterogeneidad individual debido al sexo, edad o peso corporal (Otis *et al.*, 1978). Existen modelos que toman en cuenta en la estimación la heterogeneidad de captura entre individuos (Otis *et al.*, 1978); sin embargo, en este trabajo, el número de foto-capturas no fue suficiente para aplicarlos con éxito.

Por otra parte, debido a que no se cuenta con un muestreo representativo de todo el golfo en todos los años, se planteó realizar dos estimaciones diferentes: una que incluya sólo a los individuos foto-identificados en la región entre Loreto y Bahía de la Paz, y otra tomando en cuenta individuos foto-identificados en otras regiones del Golfo (Fig. 1) para 1997, 2002, 2005 y 2006.

5.2.3. Estimación de tasa de supervivencia

La tasa de supervivencia se estimó a través del programa MARK V.5.1, el cual tiene como base el modelo Cormack-Jolly-Seber. Este modelo es general y está restringido para estimar la tasa de supervivencia aparente (Φ) y la tasa de recaptura (p), las cuales varían en función del tiempo (t), es decir, incluye estimaciones para cada ocasión de encuentro; sin embargo, lo anterior resta precisión a la estimación. El programa MARK V.5.1, a través de técnicas numéricas de máxima verosimilitud, permite la reparametrización del modelo Cormack-Jolly-Seber, con el fin de mejorar la precisión del estudio. Aquí se exploran otros modelos, en los cuáles se asume que Φ o p son constantes en el tiempo ($\cdot$), o bien, que estos parámetros pueden ser modelados en función de variables auxiliares como el sexo de los individuos, la edad, entre otros (Cooch y White, 2007).

Para realizar las estimaciones el programa MARK requiere del historial de encuentro de los individuos, en el cual están registradas las veces en que cada individuo se ha fotografiado durante el periodo de estudio. En este historial el número 1 representa las ocasiones en las que se ha fotografiado y 0 en las que no ha sido así, durante las 14 ocasiones de encuentro (1993 a 2006); por ejemplo:

Individuo 0028 10010000111001

Individuo 0300 00000001100010

El historial de encuentro está constituido por los individuos seleccionados con fotografías de buena calidad, independientemente de la zona en que se fotografiaron. Sin embargo, una gran proporción de éstos se fotografiaron sólo una vez (56.3%) durante todo el periodo de estudio, lo que causa una subestimación en la tasa de supervivencia (Mizroch *et al.*, 2004); por tal motivo sólo se tomaron en cuenta aquéllos que contaran con dos o más foto-identificaciones (43.6%), con excepción de aquéllos foto-identificados en el último año.

Para estimar la tasa de supervivencia por edad se utilizó el historial de encuentro de aquellos individuos que fueron identificados como crías (C), con sus subsecuentes identificaciones como juveniles y adultos (Ag1) y de los que no se conoce la edad exacta (Ag2), estos últimos se manejarán como el grupo de juveniles-adultos. Para las crías si se tomó en cuenta a aquellos que se foto-identificaron una vez, ya que se infiere que son fieles a la zona en que nacieron.

Por otra parte, se estimó la tasa de supervivencia por sexo para verificar si existen diferencias entre ambos; para ello se utilizó el historial de encuentro de los individuos que cuentan con este dato (hembras n=69, machos n=36), sin tomar en cuenta crías.

A su vez, en el programa MARK V.5.1, se llevó a cabo la selección del mejor modelo, la cual se basó en el Criterio de Información de Akaike (CIAC). El modelo

con el menor valor de CI_{Ac} se consideró como el que mejor representa a los datos observados. Adicionalmente, se obtuvo el valor ΔCI_{Ac} , el cual indica la diferencia entre el mejor modelo y el resto. Si el valor de ΔCI_{Ac} es menor a 2, entonces ambos modelos tienen un soporte similar; si es mayor a 2 y menor que 7, indica que hay una diferencia entre los modelos, y un valor de ΔCI_{Ac} mayor a 7, hay una fuerte evidencia que indica que los modelos no tienen soporte en los datos observados. (Cooch y White, 2007). Así mismo, en el programa MARK V.5.1 se obtuvo el IC para los parámetros estimados Φ y p , con un nivel de confianza del 95% a partir de perfiles de verosimilitud.

6. RESULTADOS

6.1. Base de datos y foto-identificación

Durante el periodo de muestreo en la zona Loreto-Bahía de la Paz se realizó un esfuerzo de búsqueda anual en promedio de 1,623 millas náuticas, incrementándose desde 1999 a 2006; el año con mayor esfuerzo tomando en cuenta las diferentes regiones de muestreo fue en 2005 (Tabla 1; Anexo1).

Tabla 1. Esfuerzo de navegación en búsqueda de ballenas azules en la zona Loreto-Bahía de la Paz, y en otras regiones del Golfo de California desde 1993 a 2006.

Año	Loreto-La Paz (millas)	Otras regiones (millas)
1993	1464.1	-
1994	1291.9	-
1995	1370.8	-
1996	1427.1	-
1997	957.6	584.6
1998	747.1	-
1999	1352.3	-
2000	1467.7	-
2001	1528.4	-
2002	1603.6	346.2
2003	1604.4	-
2004	1691.3	-
2005	1597.4	1446.0
2006	2689.2	146.4

Se identificaron en promedio 44 individuos por año, de los cuales en promedio 21 correspondieron a individuos nuevos (no identificados previamente) y 24 fueron individuos con foto-recaptura. De la selección de individuos con fotografías de buena calidad, se obtuvo un total de 355, cantidad acumulada en todo el periodo de estudio (1993-2006).

De la selección de fotografías de mejor calidad, aquéllas del costado derecho, estuvieron mejor representadas en cuanto a cantidad de individuos ($n=355$), en comparación con el izquierdo ($n=308$), por lo cual sólo se utilizaron las fotografías del lado derecho para la estimación tanto de abundancia como de supervivencia.

A partir del número acumulado de individuos fotografiados a través del tiempo, se observa que la curva aún no alcanza una asíntota, por lo que se considera que no se ha fotografiado a todos los individuos que migran al Golfo de California. Cada año se fotografían individuos nuevos, sin embargo, se observa una disminución en la proporción de éstos a través del tiempo (Fig. 3). En el año 2005, la proporción de nuevos individuos vs acumulados, aumenta debido a que en ese año el muestreo cubrió todas las regiones del Golfo de California (Tabla 1, Anexo 1).

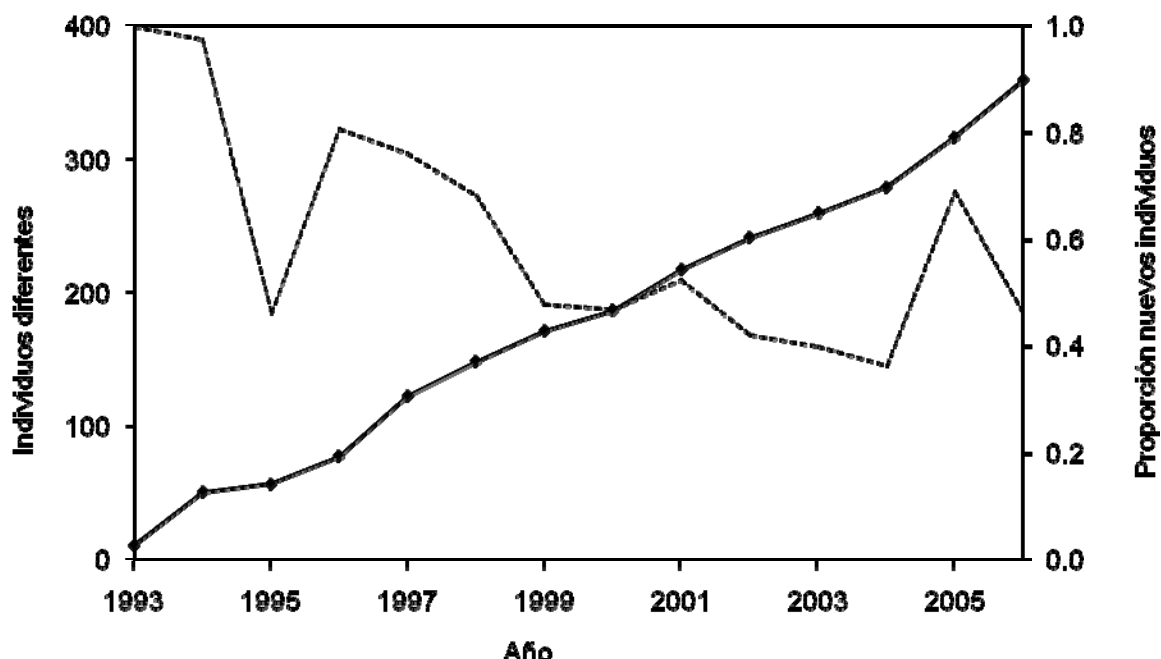


Fig. 3. Número acumulado de individuos foto-identificados a través del tiempo (línea continua) y proporción de los individuos nuevos foto-identificados por año (línea discontinua) en el Golfo de California.

6.2. Estimación de abundancia de ballenas azules para la zona Loreto-Bahía de la Paz.

6.2.1. Modelos para población cerrada

La abundancia intra anual se estimó para todo el periodo de estudio, excepto el primer año de muestreo debido a que el tamaño de muestra fue bajo y no hubo foto-recapturas, al igual que en el 2005. Por otra parte, el mayor número de individuos así como foto-recapturas, se observaron en los años 2001, 2004 y 2006 (Tabla 2).

Tabla 2. Número de individuos foto-identificados en la primera (n_1) y segunda (n_2) muestra, y las foto-recapturas entre ambas (m) para la estimación intra anual de la zona Loreto-Bahía de la Paz.

Año	n_1	n_2	m
1993	6	5	0
1994	28	19	5
1995	6	10	3
1996	15	13	4
1997	20	28	5
1998	13	24	5
1999	14	37	4
2000	20	21	4
2001	34	37	11
2002	30	29	7
2003	24	29	8
2004	37	31	13
2005	14	16	0
2006	39	38	9

La abundancia estimada con el modelo Chapman, osciló entre 18 (IC = 9-27) en 1995 y 155 (IC = 86-224) en 2006 (Fig. 4a), la primera es muy baja ya que la muestra fue, relativamente pequeña (Tabla 2). De forma similar, con el modelo binomial la estimación de abundancia osciló entre 20 ballenas (IC = 10-70) en 1995 y 165 ballenas (IC = 101-319) en 2006 (Fig. 4b). A partir de 1999 y hasta 2004, la abundancia estimada es similar entre estos años con ambos modelos, oscilando alrededor de los 100 individuos (Fig. 4a y b).

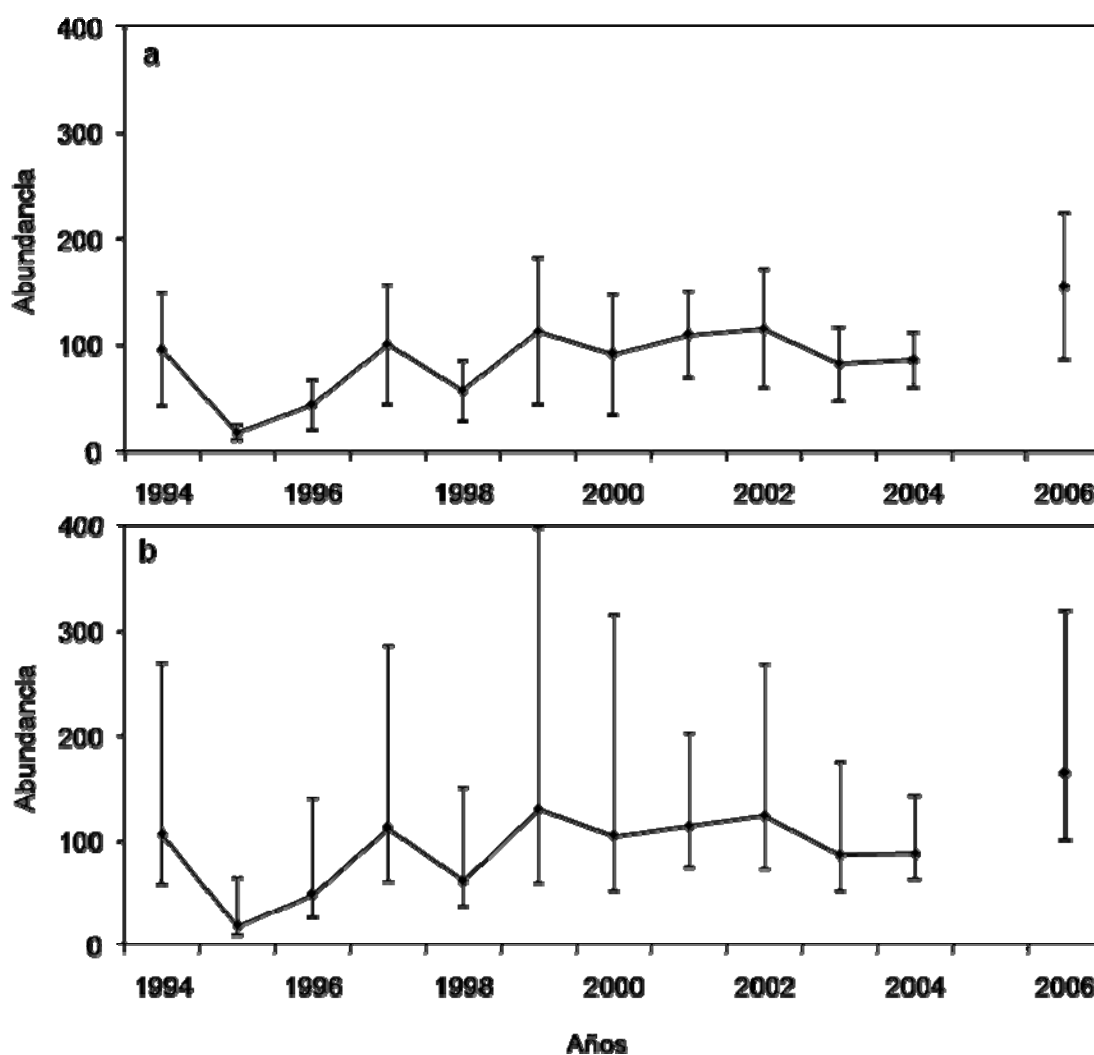


Fig. 4. Abundancia intra anual de ballenas azules en la región Loreto-Bahía de la Paz desde 1994 a 2006, estimada con el modelo Chapman (a) y con el modelo binomial (b).

Las estimaciones de abundancia con el modelo Chapman y el modelo binomial presentan una tendencia similar a través del periodo de estudio. No obstante, el IC estimado con el modelo Chapman (Fig. 4a) es menos amplio y simétrico en comparación con el estimado a partir del modelo binomial (Fig. 4b).

6.2.2. Modelos para población abierta

Los datos utilizados para estimar la abundancia interanual con el modelo Jolly-Seber se muestran en la Tabla 3. Se observa que el número de individuos por muestra (n_i) es mayor que el utilizado con el modelo Chapman, lo cual se debe a que la muestra comprende a todos los individuos fotografiados en un año, a diferencia de los modelos para población cerrada.

Tabla 3. Datos y parámetros utilizados en la estimación de abundancia de ballenas azules en la región entre Loreto y Bahía de la Paz con el modelo Jolly-Seber (n_i = individuos en muestra i ; $R_i = n_i$; m_i = individuos foto-identificados en $i-1$ foto-recapturados en la muestra i ; z_i = individuos foto-recapturados antes y después muestra i , pero no en la muestra i ; r_i = individuos foto-identificados en n_i que son foto-recapturados en muestras posteriores.

Año	n_i	R_i	m_i	Z_i	r_i
1993	11	11	0	0	7
1994	41	41	1	6	51
1995	13	13	8	49	23
1996	24	24	9	63	41
1997	42	42	15	89	47
1998	32	32	18	118	40
1999	48	48	45	113	36
2000	32	32	38	111	22
2001	61	61	68	65	18
2002	51	51	18	49	49
2003	45	45	27	71	34
2004	55	55	47	58	20
2005	30	30	21	57	10
2006	69	69	67	57	10

La abundancia estimada con el modelo Jolly-Seber, osciló entre 57 ballenas (IC= 49-65) en 1995 y 256 ballenas (IC = 120-392) en 2005. La abundancia estimada fluctúa alrededor de 200 ballenas a partir de 1997 (Fig. 5 a y b) y se observa un patrón similar a la estimación intra anual en el del periodo de estudio. El IC estimado para el modelo Jolly-Seber con la aproximación normal es pequeño y abarca valores negativos en la estimación del año 1994 (Fig. 5a), a diferencia del IC obtenido con el método de Manly, el cuál es más amplio y asimétrico (Fig. 5b).

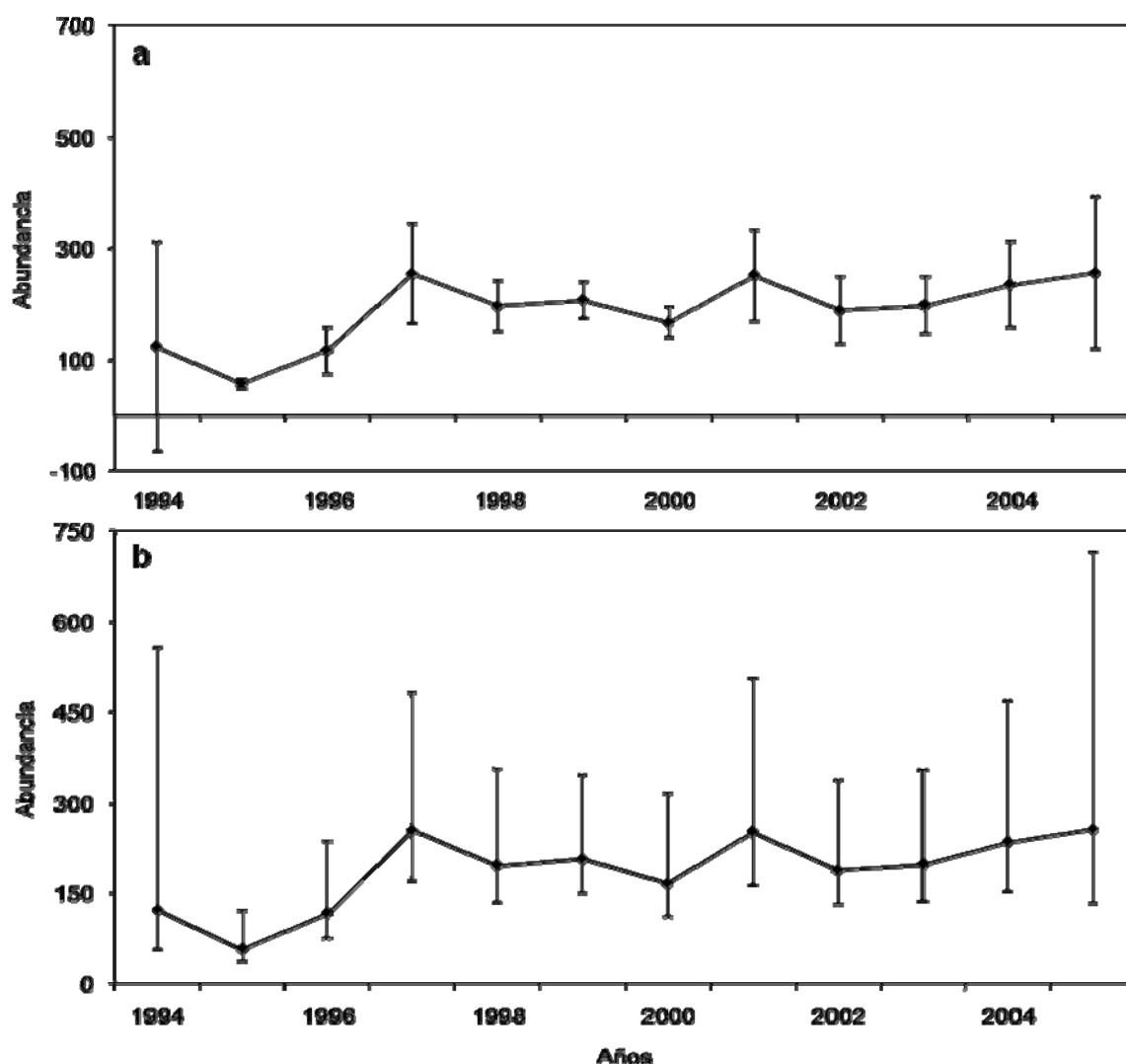


Fig. 5. Abundancia interanual de ballenas azules estimada con el modelo Jolly-Seber para la región Loreto- Bahía de la Paz. Se muestran los intervalos de confianza obtenidos con la aproximación normal (a) y el método de Manly (b).

6.3. Estimación de abundancia de ballenas azules para el Golfo de California.

6.3.1. Modelos para población cerrada

La abundancia estimada tomando en cuenta el muestreo en diferentes zonas del Golfo de California con el modelo Chapman varió entre 139 (IC= 69-208) ballenas en el año 2002 y 299 ballenas (IC= 34-563) en el 2005 (Tabla 4, Fig. 6a). Con el modelo binomial la estimación osciló entre 150 ballenas (IC= 86-328) para el 2002 y 238 ballenas (IC= 142-474) para el 2006 (Fig. 6b). La estimación para 2005 fue más alta (N= 440) sin embargo solo hubo 2 recapturas y el intervalo de confianza estimado fue muy amplio de 146 a 2454 ballenas.

Tabla 4. Número de ballenas azules en la primera (n_1) y segunda (n_2) muestra, y foto-recapturas entre ambas (m) para el Golfo de California.

Año	n_1	n_2	m
1997	36	29	5
2002	30	35	7
2005	28	30	2
2006	39	55	9

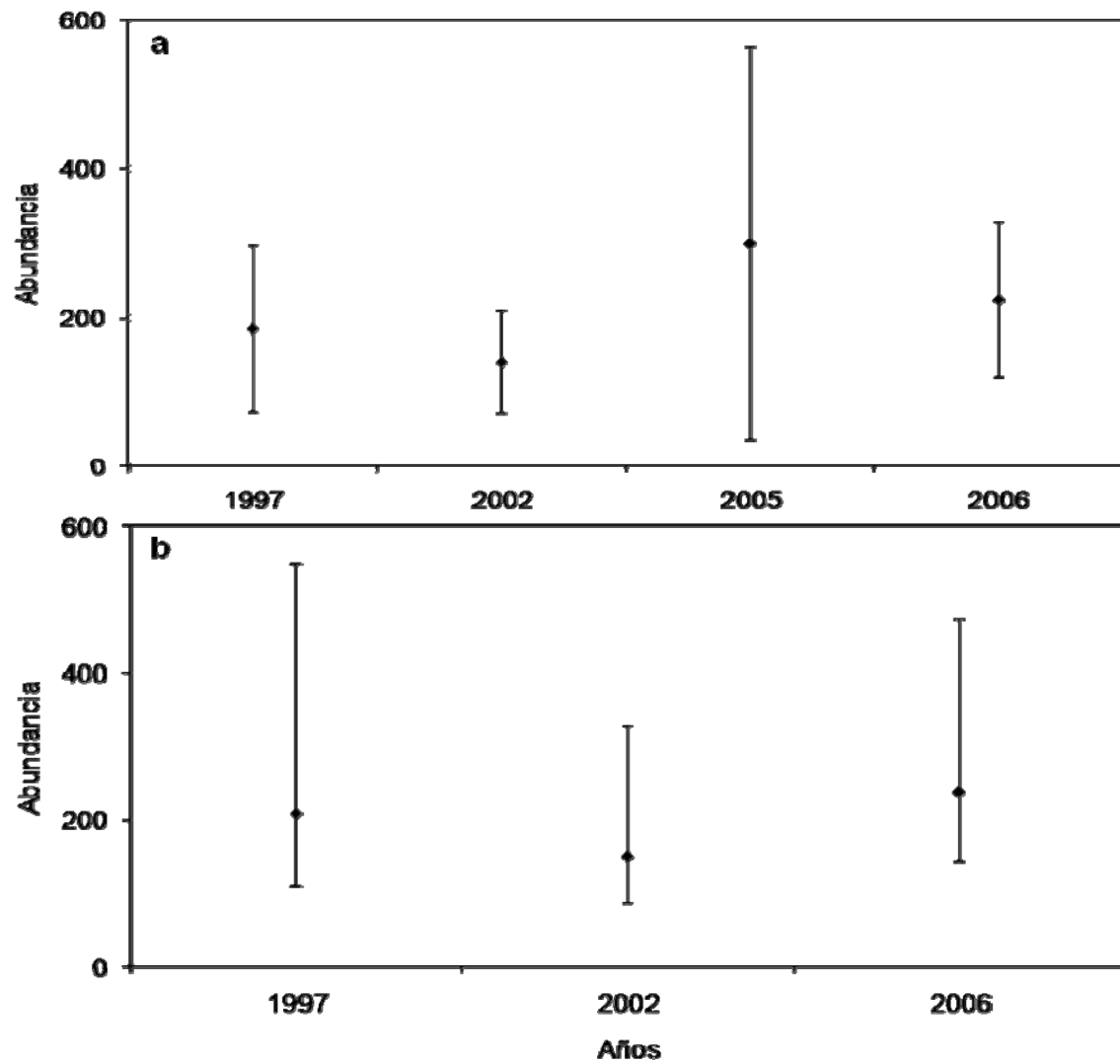


Fig. 6. Abundancia de ballenas azules en el Golfo de California estimada con el modelo Chapman (a) y con el modelo binomial (b).

6.3.2. Modelos para población abierta

Con el modelo Jolly-Seber la estimación se incrementó hasta 437 ballenas (IC= 259-615) en 1997 y 557 (IC= 266-849) en 2005. De igual manera que el caso anterior, los intervalos de confianza fueron más amplios con el método de Manly (Tabla 5; Fig. 7a y b).

Tabla 5. Datos y parámetros utilizados en la estimación abundancia de ballenas azules en todo el Golfo de California con el modelo Jolly-Seber

Año	n_i	R_i	M_i	m_i	Z_i	r_i
1997	59	59	124	16	88	48
1998	38	38	128	18	118	41
2002	57	57	72	18	53	56
2005	55	55	269	26	65	14

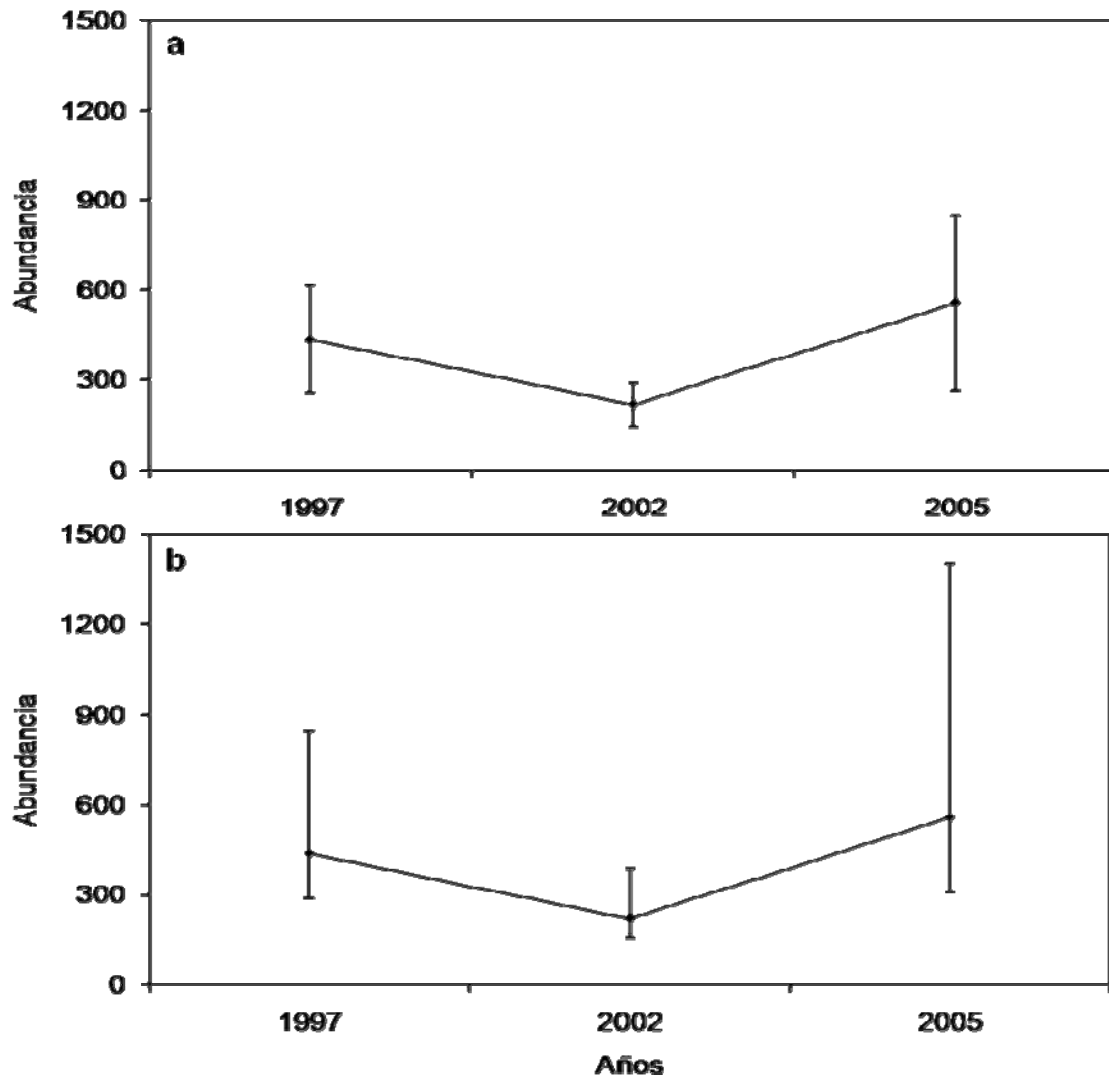


Fig. 7. Abundancia de ballenas azules estimada para el Golfo de California, mostrando los intervalos de confianza obtenidos con la aproximación normal (a) y con el método de Manly (b).

6.4. Tasa de supervivencia.

El historial de encuentro comprende 355 individuos con fotografías de buena calidad. No obstante, éste se redujo al eliminar a aquellos individuos que se habían visto solo una vez. Para la estimación de supervivencia por clases de edad, se contó con 51 individuos foto-identificados como crías y 143 individuos juveniles-adultos de edad no conocida, en este caso el análisis se realizó para 13 ocasiones de captura (1994 a 2006, en 1993 los datos son insuficientes, sólo una cría). La tasa de supervivencia estimada para individuos menores de 1 año de edad $\Phi = 0.405$ (IC= 0.253-0.568) fue significativamente menor que para individuos juveniles o adultos $\Phi = 0.980$ (IC= 0.952-0.991). El modelo que mejor representa los datos observados es aquel en el que la supervivencia se asume como constante y diferente entre los grupos de edad y la tasa de encuentro es variable en el tiempo (Tabla 6).

Tabla 6. Modelos ajustados para estimar la tasa de supervivencia por grupo de edad: (C= crías, Ag1= juveniles y adultos de edad conocida, Ag2= juveniles y adultos de edad no conocida, A= juveniles y adultos de Ag1 y Ag2 mixtos, CIAC= Criterio de Información de Akaike, No. Par.= Número de parámetros, Φ = tasa de supervivencia, p = tasa de encuentro, t = tiempo, $(.)$ = parámetro constante).

Modelo	CIAC	Δ CIAC	Verosimilitud del modelo	No. Par.
Φ (C. $\neq$ A.) p (Ct = At)	1195.82	0.00	1.00	14
Φ (C. $\neq$ A.) p (Ct = Ag1t $\neq$ Ag2t)	1203.63	7.81	0.02	26
Φ (C. $\neq$ A.) p (C. $\neq$ Ag1t $\neq$ At)	1211.14	15.32	0.00	26
Φ (C. $\neq$ Ag1. $\neq$ Ag2) p (C. $\neq$ Ag1t $\neq$ Ag2t)	1212.49	16.66	0.00	27
Φ (C. $\neq$ A.) p (C. = Ag1. $\neq$ Ag2t)	1214.94	19.12	0.00	16

Para la estimación de la tasa de supervivencia por sexo, el historial de encuentro estuvo constituido por 105 individuos: 69 hembras y 36 machos. De igual manera, el modelo que asume la tasa de supervivencia constante es el que mejor representa los datos y en este caso no hubo diferencias en la supervivencia entre machos y hembras ($\Phi = 0.990$; IC= 0.953-0.998). Por otra parte, respecto a la tasa de encuentro, el CIAC indica que los primeros dos modelos tienen un soporte similar en

los datos observados: uno indica que la tasa de encuentro es constante para hembras y variable con el tiempo para los machos y diferente entre ambos sexos; el segundo mejor modelo indica que la tasa de encuentro es igual entre sexos y variable en el tiempo. Para una mejor ilustración en la figura 8, se muestran los valores de p obtenidos con el modelo $\Phi (M. \neq H.) \ p (Mt = Ht)$ para cada sexo. Se observa que la tasa de encuentro en hembras muestra un patrón similar, a diferencia de los machos cuya tasa de encuentro muestra una mayor variabilidad en todo el periodo de estudio

Tabla 7. Modelos ajustados para estimar la tasa de sobrevivencia por sexo: (M= machos, H= hembras, CIAC= Criterio de Información de Akaike, Φ = tasa de supervivencia, p = tasa de encuentro, t = tiempo, $(.)$ = parámetro constante).

Modelo	CIAC	Δ CIAC	Verosimilitud del modelo	No. Par.
$\Phi (M. = H.) \ p (Mt \neq H.)$	958.15	0.00	1.00	14
$\Phi (M. = H.) \ p (Mt = Ht)$	958.53	0.39	0.82	13
$\Phi (M. \neq H.) \ p (Mt = Ht)$	960.31	2.16	0.33	14
$\Phi (M. = H.) \ p (Mt \neq Ht)$	966.09	7.94	0.02	25
$\Phi (M. = H.) \ p (M. = H.)$	969.63	11.48	0.01	2

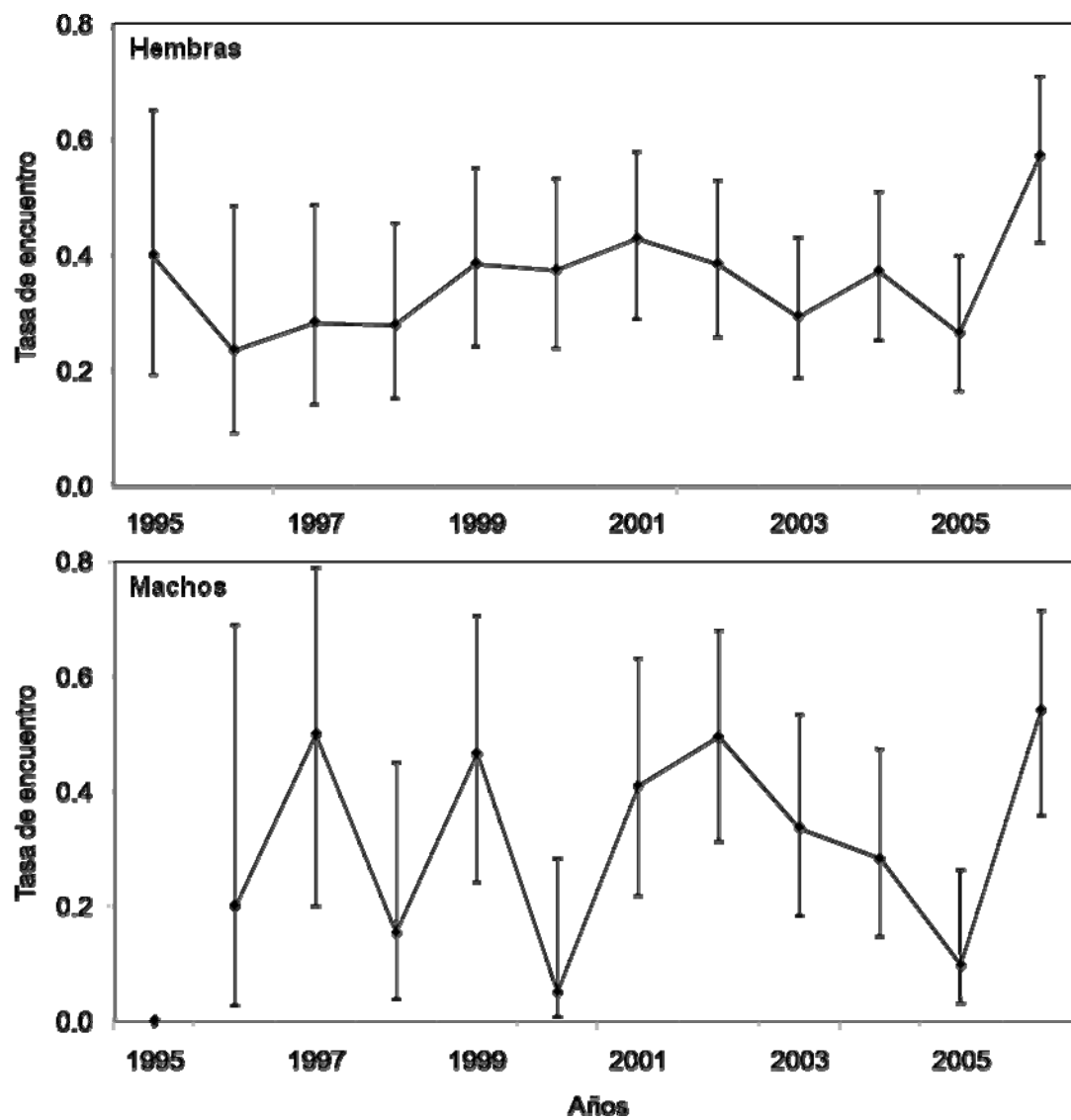


Fig. 8. Tasa de encuentro estimada para machos y hembras en el Golfo de California.

7. DISCUSIÓN

En el estudio de la ecología de poblaciones uno de los parámetros más importantes que interesa conocer de una población es su tamaño, así como los parámetros vinculados con los cambios en su abundancia (Krebs, 1999), principalmente en especies amenazadas. Para muchas de estas especies no se puede determinar la abundancia por recuentos directos, ya que pueden ser muy costosos en términos de tiempo y dinero. Uno de los métodos de muestreo alternos que se usan es el de captura recaptura, ampliamente utilizado, y con el que se puede estimar la abundancia a partir de una muestra de individuos (Smith y Smith, 2000).

Este método de muestreo ha sido particularmente útil para estudios sobre cetáceos, especies cazadas intensivamente, cuyos rangos de distribución son bastante amplios, y por consiguiente de difícil acceso, como en el caso de las ballenas azules (Hammond *et al.* 1990b).

Gracias a los datos de foto-identificación acumulados en un periodo de 14 años en el Golfo de California, se ha podido estimar la abundancia de ballenas azules en esta zona, además de verificar su tendencia. Este estudio se realizó en una escala espacial pequeña, no obstante, el Golfo de California se considera como un hábitat clave para la población de ballenas azules del Pacífico norte, por ser una zona de crianza donde las actividades de alimentación también son importantes (Gendron, 2002). Además, estos datos se utilizaron para probar distintos modelos de captura-recaptura para discutir acerca de la robustez de los mismos.

Para la aplicación de modelos de captura-recaptura se debe cumplir con los supuestos subyacentes para tener una mejor precisión de las estimaciones. Tal precisión está influida por muchos factores, tales como el número de individuos capturados y el grado de la heterogeneidad en la captura de los animales (Amstrup *et al.*, 2005).

Foto-identificación

Uno de los supuestos principales es que las características utilizadas para identificar a los individuos, no se pierdan o cambien en el tiempo (Seber, 1982). Las ballenas azules son identificables por el patrón de pigmentación, el cual es único a cada individuo (Sears *et al.*, 1990) y no cambia desde el nacimiento (Gendron, 2002), lo que la hace una característica confiable para estudios de captura-recaptura. Además, las ballenas azules presentan marcas adquiridas (e.g. cicatrices) que también son útiles como característica secundaria de identificación (Ugalde de la Cruz, 2005). Una ventaja de la pigmentación de la ballena azul, es que posibilita la foto-identificación de las crías, a diferencia de otras especies de cetáceos, como la ballena de cabeza arqueada (*Balaena mysticetus*), en la que las crías no presentan marcas distinguibles (Da Silva, 2000) o las ballenas jorobadas, cuyas crías presentan cambios en la pigmentación de la aleta caudal (característica de identificación) y no muestran la aleta caudal con regularidad (Carlson *et al.*, 1990).

Modelos y sesgos

Para estimar abundancia, los modelos más ampliamente utilizados como el de Chapman y Jolly-Seber (Seber, 1982; Pollock, 1990; Alvarez *et al.*, 1990; Calambokidis *et al.*, 1990; Urban, 2001; Calambokidis y Barlow, 2004), requieren que todos los individuos tengan la misma probabilidad de ser foto-identificados (Seber, 1982). Esta homogeneidad generalmente no se observa en la naturaleza, ya que la probabilidad de ver a un individuo puede variar en función de la edad, sexo, comportamiento, entre otros factores (Amstrup *et al.*, 2005). Se ha comprobado que un alto nivel de heterogeneidad en la captura provoca una subestimación de la abundancia hasta en un 30%, utilizando el modelo de Chapman y Jolly-Seber (Carothers, 1973). No obstante, existen modelos aplicados para poblaciones cerradas que toman en cuenta la heterogeneidad entre individuos; sin embargo estos estimadores presentan un sesgo tolerable solo si el número de ocasiones de foto-

captura son 5 (Otis *et al.*, 1978). Debido al bajo número de ballenas azules foto-identificadas cada año, en promedio 44 animales, no fue posible usar estos modelos.

Dada la imposibilidad del uso de modelos más apropiados, generalmente se opta por utilizar el modelo Chapman para la estimación de abundancia. Sin embargo, en su lugar se ha recomendado la utilización del método de máxima verosimilitud para la estimación de la abundancia (Haddon, 2001). Éste se considera el más apropiado ya que toma en cuenta el tipo de datos con los que se trabaja, en este caso datos de distribución binomial (Haddon, 200; Williams *et al.*, 2001). Este método selecciona como el mejor estimado a aquel parámetro (abundancia) para el que se obtiene el valor de la verosimilitud más alto, obtenido mediante optimización numérica de la función de verosimilitud (Neter, *et al.*, 1996; Williams *et al.*, 2001; Haddon, 2001). Además, respecto al procedimiento utilizado para la estimación de los intervalos de confianza para el modelo Chapman y Jolly-Seber, se considera que es únicamente una aproximación, ya que el estimador presenta una distribución normal, solo asintóticamente, y si el tamaño de muestra es pequeño, la distribución de los datos usualmente no es normal (Burnham y Anderson, 2002). Debido a esto, la aproximación normal será deficiente al producirse intervalos estrechos que no revelan el error real, por lo que se recomienda utilizar los perfiles de verosimilitud (Lebreton *et al.*, 1992; Burnham y Anderson, 2002). Para poblaciones abiertas, no existen otros modelos que estimen abundancia por verosimilitud, sin embargo, para la estimación del intervalo de confianza, se recomienda utilizar el método propuesto por Manly (1984) en lugar de la aproximación normal.

Las diferencias mencionadas, son notorias en las estimaciones obtenidas en este trabajo, los intervalos de confianza son simétricos y más reducidos con la aproximación normal, a diferencia de aquellos obtenidos con el perfil de verosimilitud y el método de Manly. Incluso, con la aproximación normal se obtuvieron resultados ilógicos, como el intervalo de confianza estimado para el año 1994 con el modelo Jolly-Seber, el cual abarcó hasta un valor negativo (Fig. 5a).

Abundancia

Las estimaciones de abundancia intra anuales obtenidas en la zona Loreto-La Paz, mostraron mayores fluctuaciones en los primeros años (1994-1998), a diferencia de los últimos años de estudio (1999-2006), cuando oscilaron alrededor de 100 ballenas (Fig. 4). En estas comparaciones intra anuales, se observó un número bajo de foto-recapturas, lo cual indica que pocas ballenas permanecen un largo tiempo en el área. Esto coincide con el bajo porcentaje (20%) de las ballenas que permanecen entre 2 y 20 días y solo el 16% más de 20 días (Gendron, 2002).

Por otra parte, las estimaciones de abundancia interanuales, fueron más altas que las intra anuales, sin embargo el número de muestra fue mayor. No obstante, a lo largo del periodo de estudio ambas estimaciones, intra e interanuales, presentaron un patrón similar (Figs. 4 y 5), aunque en comparaciones interanuales la abundancia fluctuó alrededor de 200 ballenas a partir de 1999. De igual manera, el número de foto-recapturas fue bajo, lo que se interpreta por los movimientos de los individuos entre distintas zonas del Golfo de California (Gendron, 2002).

Al incluir muestras de otras regiones del Golfo, la abundancia intra anual máxima, usando el modelo Chapman, fue de 300 animales (IC= 34-563) en 2005. Sin embargo, al utilizar el método de máxima verosimilitud la estimación se incrementó a 440 animales, junto con un intervalo de confianza más amplio (IC= 146-2454). La principal causa de esta alta imprecisión se debió a que se contó con solo dos foto-recapturas. Si bien en este año se realizó el mayor esfuerzo de muestreo en diferentes áreas del Golfo de California (Tabla 1, Apéndice 1), este recorrido fue en un tiempo corto, por lo que existe baja probabilidad que las ballenas se mezclen entre zonas.

Por otra parte, la abundancia de ballenas azules, incluyendo muestras de diferentes zonas del Golfo de California, estimada con dos métodos independientes: el modelo binomial (en este trabajo) 209 ballenas (IC= 108-549) en 1997 y 238

ballenas (IC= 142-474) en 2006, y con el método de muestreo de distancias 283 ballenas (IC= 114-703) en 1997 (Gendron, 2002), presentan una clara similitud. Comparando estas estimaciones con aquella obtenida para las ballenas azules del Pacífico Noreste (2,994 ballenas, CV= 0.14; Calambokidis *et al.*, 2004), se corrobora lo propuesto por Gendron (2002), que menos de la mitad de las ballenas que se alimentan fuera de California migra al Golfo de California, por lo menos durante un año.

Con el modelo Jolly-Seber, la estimación, para el Golfo de California, para este mismo año fue de 557 ballenas (IC= 308-1402). Sin embargo, esta estimación se obtiene de comparaciones interanuales y es posible que sea resultado del movimiento de individuos entre distintas zonas, como se mencionó anteriormente, o bien que migren diferentes grupos de ballenas desde California de manera alterna entre años. Esto último también se apoya en la foto-identificación de un alto número de nuevos individuos cada año. Además, con base en estudios de la variabilidad genética de las ballenas azules que migran al Golfo de California, se argumenta que se tiene representada la población del Pacífico Noreste (Enríquez-Paredes, 2005).

Tasa de supervivencia

La tasa de supervivencia se estima a partir del seguimiento, durante cierto tiempo, de un grupo de individuos, los cuales generalmente no se encuentran en todas las ocasiones de muestreo (Lebreton *et al.*, 1992). Originalmente el modelo Cormack-Jolly-Seber se utilizaba para estimar la supervivencia en cada ocasión de muestreo (Lebreton *et al.*, 1992), lo que no siempre resulta adecuado (Hammond *et al.*, 1990b; Calambokidis y Barlow, 2004). El programa MARK, que utiliza también técnicas de máxima verosimilitud, modela la probabilidad de supervivencia así como la probabilidad de encuentro, de modo que permita conocer si éstas difieren en el tiempo, edad y otras variables categóricas (Cooch y White, 2007). En cuanto al sesgo, la tasa de supervivencia es más robusta a la heterogeneidad de captura, sin embargo la precisión se ve afectada dependiendo de la magnitud de la violación de

la suposición (Amstrup *et al.*, 2005). En este caso, la heterogeneidad que representa el porcentaje alto de ballenas que se avistan sólo una vez en la zona, se solucionó al eliminar estos registros.

La tasa de supervivencia estimada para ballenas azules adultas en este trabajo fue de $\Phi = 0.980$ (IC= 0.952-0.991), similar a la estimada para la misma especie en el Golfo de San Lorenzo ($\Phi = 0.975$, IC= 0.960-0.985; Ramp *et al.*, 2006). En comparación con otras especies de misticetos, esta estimación yace en el rango estimado para las ballenas jorobadas adultas del Océano Atlántico Noreste $\Phi = 0.991$ (IC= 0.919-0.999; Robbins, 2007). Mientras que para ballenas grises del Pacífico Noroeste la tasa de supervivencia, aparentemente, es menor $\Phi = 0.951$ (IC= 0.917-0.972; Bradford *et al.*, 2006).

No se encontraron diferencia en la tasa de supervivencia entre sexos. En contraste, se presentaron diferencias en la tasa de encuentro, la cual presentó una baja fluctuación para las hembras durante el periodo de estudio mientras que para los machos la fluctuación fue mayor (Fig. 8). Lo anterior corrobora que las hembras hacen mayor uso de la zona, lo que concuerda con estudios anteriores indicando la preferencia de las hembras por las zonas costeras (Gendron, 2002).

La supervivencia estimada para las crías de ballena azul para el primer año de edad $\Phi = 0.405$ (IC= 0.253-0.568); en general fue mas baja en comparación con otras especies de misticetos, como la ballena gris cuya tasa de supervivencia fue de $\Phi = 0.70$ (CI= 0.49-0.85; Bradford *et al.*, 2006), y de $\Phi = 0.664$ (IC= 0.517-0.784) para ballena jorobada del Atlántico Noreste (Robbins, 2007).

De forma general, las tasas de supervivencia estimadas para crías y adultos de ballena azul concuerdan con la observada en diferentes especies de mamíferos, mostrando baja supervivencia de juveniles seguida por un periodo con altos niveles de supervivencia (Caughley, 1966). Sin embargo, la tasa de supervivencia de las crías menores a un año fue más baja que en otras especies. Aunque no se conoce el

comportamiento de las crías de ballena azul con respecto a su movimiento después del destete, el cual ocurre entre los 6 y 7 meses (Lockyer, 1984), se asume que son fieles al lugar de crianza. Por lo que la tasa de supervivencia estimada para crías, podría estar sesgada debido a la baja tasa de encuentro de este grupo de edad, principalmente de aquellos foto-identificados en los últimos años del periodo de estudio. Ya que se cuenta con registros de primer foto-recaptura hasta después de 5 o 6 años. No obstante, un alto porcentaje de crías, (5 de 7 crías foto-identificadas en 1994 y el total de las crías del 1997, $n=4$) no se han foto-recapturado hasta la fecha, lo cual aparentemente sugiere un alto porcentaje de mortalidad.

Aspectos ecológicos

En el aspecto ecológico, el número de individuos que habitan un área particular depende de la capacidad del mismo hábitat para sostener los requerimientos biológicos de una especie, siendo uno de los más críticos la disponibilidad de presas (Moss *et al.*, 1982). Para mamíferos se ha sugerido que esa capacidad de carga del ecosistema, probablemente, varía anualmente dependiendo de los recursos alimenticios disponibles (Demaster *et al.*, 1982, citado en Reynolds y Rommel, 1999).

Se ha observado que los movimientos de la ballena azul están relacionados con la abundancia de eufáusidos de los cuales se alimentan (Nemoto, 1959). La alimentación en altas latitudes es intensiva sobre grandes agregaciones de eufausidos (Croll *et al.*, 1996) y durante su ruta de migración al sur, en la costa occidental de la Península de Baja California también se han registrado actividades de alimentación (Gendron, 2002). Además, se ha observado por seguimiento vía satélite, que las ballenas azules permanecen cierto tiempo en sitios donde se observan frentes (sitios de alta productividad) en la misma costa occidental (Etnoyer *et al.*, 2004).

En el Golfo de California la presa principal de las ballenas azules es el eufaúsido *Nictyphanes simplex* (Gendron 1992, Del Ángel-Rodríguez, 1997), la especie más abundante y ampliamente distribuida en el Golfo de California, con una abundancia máxima y periodo reproductivo reportados entre los meses de febrero y Junio (Brinton y Townsend, 1980, Gendron, 1990). Debido a la alta productividad del Golfo de California durante el invierno, este sitio es muy importante para las hembras lactantes, las cuales pierden buena parte de sus reservas de grasa para la alimentación de sus crías, ya que estas pueden crecer 10 m en 6 meses (Yochem y Leatherwood, 1985).

Para el año 1993 no fue posible realizar ninguna estimación debido al bajo número de ballenas fotografiadas, a pesar de haber aplicado un esfuerzo de búsqueda considerable (Tabla 1). Este bajo número se asocia con el fenómeno de El Niño, ya que durante este evento se ha observado una disminución en la abundancia de eufaúsidos, en 1982-83 (Lavaniegos, 1987), 1986-87 y 1992 (Gendron, 1992); lo cual se atribuye a un bajo reclutamiento de *N. simplex*, de afinidad a aguas templado-cálidas, debido a que no se presentan condiciones adecuadas para la reproducción (Lavaniegos, 1987). Para 1998, nuevamente se observa que la abundancia de ballena azul disminuyó, en comparación con años anteriores, asimismo se reporta un retraso en la migración de ballenas de California a diferencia de otros años (Burtenshaw *et al.*, 2004). En el año 1995 la abundancia fue la más baja de la serie, pero con un esfuerzo de búsqueda también considerable (Tabla 1). Aunque en este año no ocurrió ningún evento de El Niño, si se presentaron anomalías positivas de la temperatura del agua (cambio de 3.5°C desde -2°C a 1.5°C) de enero a marzo de 1995 que afectó todo el Golfo de California (Lavin, 2003).

La disminución del alimento durante el evento de El Niño 97-98, el cual fue más pronunciado a partir del verano de 1997 (Wolter y Timlin, 1998), podría haber afectado las crías nacidas en 1997, las cuales se estima fueron destetadas en ese verano y por lo tanto con mayor dificultad para alimentarse.

Por otra parte, en cuanto a mortalidad (o supervivencia en sentido inverso), las causas naturales más comunes en poblaciones de mamíferos marinos, incluyen depredación, parásitos, inanición y traumas (Berta y Sumich, 1999). Sin embargo, para ballenas azules existen pocos reportes de muerte asociados a las causas anteriores, ya que los varamientos son poco frecuentes (ENS, 2007). En el año 2000 dos juveniles de 18 m se encontraron varados en las costas de Baja California (Valdez-Márquez *et al.*, 2004), Y a partir de la talla observada se estima que estos individuos tenían aproximadamente un año de edad (Gendron, 2002). En las ballenas azules del Golfo de California se observan marcas que se asocian a accidentes con embarcaciones o redes, sin embargo estos ocurren en baja frecuencia (Ugalde de la Cruz, 2005). No obstante, recientemente fuera de California en el año 2007, se reportaron 3 varamientos de ballenas azules en las costas de California, aparentemente provocados por colisiones con embarcaciones (ENS, 2007).

En cuanto a la depredación, las orcas (*Orcinus orca*) son los depredadores más notables para diferentes especie de mamíferos marinos, las cuales atacan principalmente a animales pequeños (Weller, 2002). En el caso de las ballenas azules, se ha reportado un ataque ocurrido en el suroeste de la Península de Baja California, donde un grupo de más de 40 orcas agredían a un juvenil de ballena azul (Tarpy, 1979). Además se deduce indirectamente, el ataque hacia las crías de ballena azul, mediante las marcas que dejan las orcas sobre sus presas. La presencia de este tipo de marcas fue mayor en hembras de ballenas azules fotografiadas en el Golfo de California en comparación con los machos (Ugalde de la Cruz, 2005). Esto sugiere que las orcas, al intentar atacar a las crías, lastiman a las hembras que las acompañan (Weller, 2002). Se plantea, entonces que la disminución en la abundancia de alimento así como la amenaza por parte de depredadores como las orcas, sean las principales causas de mortalidad, principalmente para las crías menores a 1 año de edad, las cuales son más vulnerables.

Como consideración final, debido a su gran tamaño y a una alta tasa metabólica, la ballena azul requiere de una gran cantidad de alimento diaria para poder sostener sus actividades biológicas (Acevedo *et al.*, 2002). Su distribución se asocia a sitios donde el alimento es abundante, sin embargo, al depender principalmente de un solo un tipo de presa, la hace más vulnerable a una disminución en la abundancia del alimento. El patrón de abundancia registrado en la segunda parte del periodo de estudio y la relación con la abundancia de sus presas, establece un marco de referencia para el monitoreo de esta especie en años futuros, no solo como hábitat clave para la recuperación y conservación de esta especie, si no también como un bioindicador del ecosistema. Por otra parte, si bien este estudio se realizó en una escala espacial pequeña, se ha podido estimar la supervivencia de crías, el cual es el primer reporte para la especie, mismo que podrá ser utilizado para la determinación de otros parámetros poblacionales.

8. CONCLUSIONES

- 1) El método de máxima verosimilitud a través de la función de distribución binomial, es el método más adecuado para estimar la abundancia de ballenas azules en el Golfo de California, con base en datos de foto-identificación.
- 2) La abundancia intra anual en la zona Loreto-Bahía de la Paz presentó una mayor fluctuación durante los primeros años, de 1994 a 1998, a diferencia del periodo de 1999 a 2006, cuando se estimaron alrededor de 100 individuos por año.
- 3) La abundancia interanual fue mayor que la intra anual en la zona Loreto-Bahía de la Paz, posiblemente causado por el movimiento de ballenas entre distintas zonas de acuerdo a observaciones previas. No obstante, ambas estimaciones mostraron patrones de fluctuación similares durante el periodo de estudio.
- 4) La abundancia estimada a partir de modelos de captura-recaptura incluyendo muestras de diferentes zonas del Golfo, corrobora lo observado en estudios previos, que menos de la mitad de las ballenas azules estimadas para el Pacífico Noreste migra al Golfo de California, al menos durante un año.
- 5) La tasa de supervivencia estimada para crías de ballena azul fue baja, a diferencia de los adultos, lo que concuerda con el patrón observado para mamíferos en general. Aunque, la tasa de supervivencia de crías pudiera estar subestimada, debido a la baja tasa de encuentro de individuos juveniles.
- 6) La similitud en la tasa de encuentro de hembras en todo el periodo de estudio en contraste con la fluctuación de la misma para los machos, indican una mayor incidencia de las hembras en la zona de estudio.

9. RECOMENDACIONES

Se recomienda realizar un amplio esfuerzo de muestreo incluyendo diferentes zonas del Golfo de California, con el fin de contar con un número de muestra representativo para lograr estimaciones de abundancia más precisas y estudiar con detalle los movimientos entre regiones.

En los casos que no se cuente con un esfuerzo de muestreo suficiente, y que no se puedan emplear los modelos que tomen en cuenta la heterogeneidad de captura en de la estimación, se recomienda utilizar el método de máxima verosimilitud y la función de distribución binomial para estimar la abundancia e intervalos de confianza.

10. BIBLIOGRAFIA

- Acevedo-Gutiérrez, D. A., B.R. Croll & B. R. Tershy. 2002. High feeding costs limit dive time in the largest whales. *J. Exp. Biol.* 205:1747–1753.
- Álvarez-Borrego, S. & R.A. Schwartzlose, 1979. Masas de agua del Golfo de California. *Ciencias marinas*. 6 (1, 2):43-63.
- Álvarez, C., A. Aguayo, R. Rueda & J. Urban. 1990. A note on the stock size of humpback whales along the Pacific coast of Mexico. *Rep. Int. Whal. Commn. Spec. Iss.* 12:191-193.
- Álvarez-Borrego, S. & J.R. Lara-Lara. 1991. The physical environment and primary productivity of the Gulf of California. *En: J.P. Dauphin y B. Simoneit (Eds.). The Gulf and Peninsular province of the California*. Amer. Assoc. of Petrol. Geol. Memoirs No. 47.
- Amstrup, S.C., T.L. McDonald & B.F.J. Manly. 2005. Handbook of capture-recapture analysis. Princeton University Press. New Jersey. 313 p.
- Barlow, J. & P. Clapham. 1997. A new birth-interval approach to estimating demographic parameters of humpback whales. *Ecology* 78 (2):535-546.
- Barnes, R.D. 1984. Zoología de los invertebrados. 4ª. Edición. Nueva Editorial Interamericana, S.A. de C.V. 1157 p.
- Berta, A. & J. L. Sumich. 1999. Marine mammals: evolutionary biology. Academic Press. California. 494 pp.
- Bradford, A. L., P. R. Wade, D. W. Weller, A.M. Burdin, Y.V. Ivashchenko, G.A. Tsidulko, G. R. VanBlaricom & R. L. Brownell Jr. 2006. Survival estimates of western gray whales *Eschrichtius robustus* incorporating individual heterogeneity and temporary emigration. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 315:293–307.
- Branch, T., K. Matsuoka & T. Iyashita. 2004. Evidence for increases in Antarctic blue whales based on bayesian modeling. *Mar. Mammal Sci.* 20(4):726-754
- Brinton, E. & A.W. Townsend. 1980. Euphausiids in the Gulf of California-the 1957 cruises. CalCOFI Rep., Vol. XXI, 1980.
- Brown, J., A. Colling, D. Park, J. Phillips, D. Rothery & J. Wright. 1989. Ocean circulation. 2ª edition. The Open University. 238 p.

- Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham & J.L. Laake. 1993. Distance sampling: estimating abundance of biological populations. 1a. Ed. Chapman and Hall. London. 446 p.
- Burnham, K. & D. Anderson. 2002. Model Selection and multi-model Inference. 2nd edition. Springer-Verlag. 488 p.
- Burtenshaw, J.C., E. M. Oleson, J. A. Hildebrand & J.A. Mercer. 2004. Acoustic and satellite remote sensing of blue whales in the Northeast Pacific. *Deep-Sea Res. II*. 51:967-986.
- Calambokidis, J., G.H. Steiger, J.C. Cubbage, K.C. Balcomb, C. Ewald, S. Kruse, R. Wells, & R. Sears. 1990. Sightings and movements of blue whales off Central California 1986-1988 from photo-identification of individuals. *Rep. Int. Whal. Commn. Spec. Iss.* 12:343-348.
- Calambokidis, J. & J. Barlow. 2004. Abundance of blue and humpback whales in the Eastern North Pacific estimated by capture-recapture and line-transect methods. *Mar. Mammal Sci.* 20(1):63-85.
- Carlson, C., C. A. Mayo. & H. Whitehead. 1990. Changes in the ventral fluke pattern of the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*), and its effect on matching, evaluation of its significance to photo-identification research. *Rep. Int. Whal. Commn, Spec. Iss.* 12:105-111.
- Caro, T. 1998. Behavioral ecology and conservation biology. Oxford University Press. 582p.
- Carothers, A.D. 1973. Capture-recapture methods applied to a population with known parameters. *J. Anim. Ecol.* 42:125-146.
- Case, T.J. & M.L. Cody. 1993. Island biogeography in the sea of Cortez. University of California Press. 508 p.
- Caugley, G. 1966. Mortality patterns in mammals. *Ecology* 47:906-918.
- Clapham, P.J., S.B. Young, R.L. Brownell. 1999. Baleen whales: conservation issues and the status of the most endangered populations. *Mammal Rev.* 29:35–60
- Cooch, E. & G. White. 2007. Program Mark: a gentle introduction. Disponible en: <http://www.cnr.colostate.edu/~gwhite/mark/mark.htm>
- Chandler, T.E., J. Calambokidis & K. Rasmussen. 1999. Population identity of blue whales on the Costa Rica Dome. Abstract in the 13th Biennial Conference. Hawaii.

- Croll, D. A., B. Marinovic, S. Benson, F. P. Chavez, N. Black, R. Ternullo & B. R. Tershy. 2005. From wind to whales: trophic links in a coastal upwelling system. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 289:117–130.
- Da Silva, C.Q., J. Zeh, D. Madigan, J. Laake, D. Rugh, L. Baraff, W. Koski, & G. Miller. 2000. Capture-recapture estimation of bowhead whale population size using photo-identification data. *J. Cetacean Res. Manage.* 2(1):45-61
- Del Ángel-Rodríguez, J.A. 1997. Hábitos alimentarios y distribución espacio-temporal de los rorcuales común (*Balaenoptera physalus*) y azul (*Balaenoptera musculus*) en la Bahía de La Paz, B.C.S. México. CICIMAR-IPN. La Paz, B.C.S. 68 p.
- Enríquez Paredes, L. M. 2005. Identidad genética de la población de ballena azul (*Balaenoptera musculus*) en el Pacífico Nororiental: agregaciones mexicanas. Tesis de Doctorado. UABC. Ensenada, Baja California, México. 198 p.
- Etnoyer, P., D. Canny, B. Mate & L. Morgan. 2004. Persistent pelagic habitats in the Baja California to Bering Sea (B2B) Ecorregion. *Oceanography* 17 (1):90:101.
- Etnoyer, P., D. Canny, B. Mate, L. Morgan, J. G. Ortega-Ortiz & W. J. Nichols. 2006. Sea-surface temperature gradients across blue whale and sea turtle foraging trajectories off the Baja California Peninsula, Mexico. *Deep-Sea Res. II* 53:340–358.
- ENS- Environment News Service. 2007. Third Blue Whale Found Dead Off California Coast. Disponible en: <http://www.ens-newswire.com/ens/sep2007/2007-09-21-095.asp>
- Flores-Lozano, N.A. 2005. Plaguicidas organoclorados y bifenil policlorados como indicadores de la estructura poblacional de la ballena azul (*Balaenoptera musculus*) del Golfo de California. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. La Paz, B.C.S. 80 p.
- García-Aguilar, M. & 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. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 297: 297–302.
- Gendron, D. 1990. Relación entre la abundancia de eufaúsidos y de ballenas azules (*Balaenoptera musculus*) en el Golfo de California. Tesis de maestría. CICIMAR-IPN. La Paz, B.C.S. 64 p.
- Gendron, D. 1992. Population structure of daytime surface swarms of *Nyctiphanes simplex* (Crustacea: Euphausiacea) in the Gulf of California, Mexico. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 87:1-6.

- Gendron, D. & S.L. Mesnik. 2001. Sloughed skin: a method for the systematic collection of tissue samples from Baja California blue whales. *J. Cetacean Res. Manage.* 3(1):77-79.
- Gendron, D. 2002. Ecología poblacional de la ballena azul, *Balaenoptera musculus*, de la Península de Baja California. Tesis de doctorado. CICESE. Ensenada, B.C. 112 p.
- Gonzalez-Moreno, N.I. 2004. El balano foronte *Xenobalanus globicipitis*, como possible indicador de estancia temporal de la ballena azul (*Balaenoptera musculus*) en aguas de Baja California Sur. Tesis de licenciatura. UNAM. México, D.F. 54 p.
- Haddon, M. 2001. Modeling and quantitative methods in fisheries. Chapman and Hall/CRC. Boca Ratón, Fl. 406 p.
- Hammond, P.S. 1986. Estimating the size of naturally marked whale populations using capture-recapture techniques. *Rep. Int. Whal. Commn. Spec. Iss.* 8:253-282.
- Hammond, P.S., S.A. Mizroch & G.P. Donovan. 1990a. Individual recognition of cetaceans: use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. *Rep. Int. Whal. Commn. Spec. Iss.* 12. 440pp.
- Hammond, P.S., R. Sears & M. Bérubé. 1990b. A note on problems in estimating the number of blue whales in the Gulf of St Lawrence from photo-identification data. *Rep. Int. Whal. Commn. Spec. Iss.* 12:335-342.
- Hilborn, R. & M. Mangel. 1997. The ecological detective: confronting models with data. Princeton University Press. New Jersey. 315 p.
- Krebs, C.J. 1999. Ecological Methodology. Addison-Welsey Educational Publishers, Inc. 620 p.
- Lavaniegos-Espejo, B.E. 1987. Efectos del evento del Niño 1982-1983 sobre las poblaciones de eufaúsidos del Golfo de California. Tesis de Maestría. CICESE. Ensenada, B.C. 113 p.
- Lavín, M.F. & S.G. Marinone. 2003. An overview of the physical oceanography of the Gulf of California. En: Velasco-Fuentes, O.U., J. Sheinbaum & J.L. Ochoa (Eds.). Nonlinear Processes in geophysical fluid dynamics. Kluwer Academic Publishers, Holanda. ISBN. 173-204.

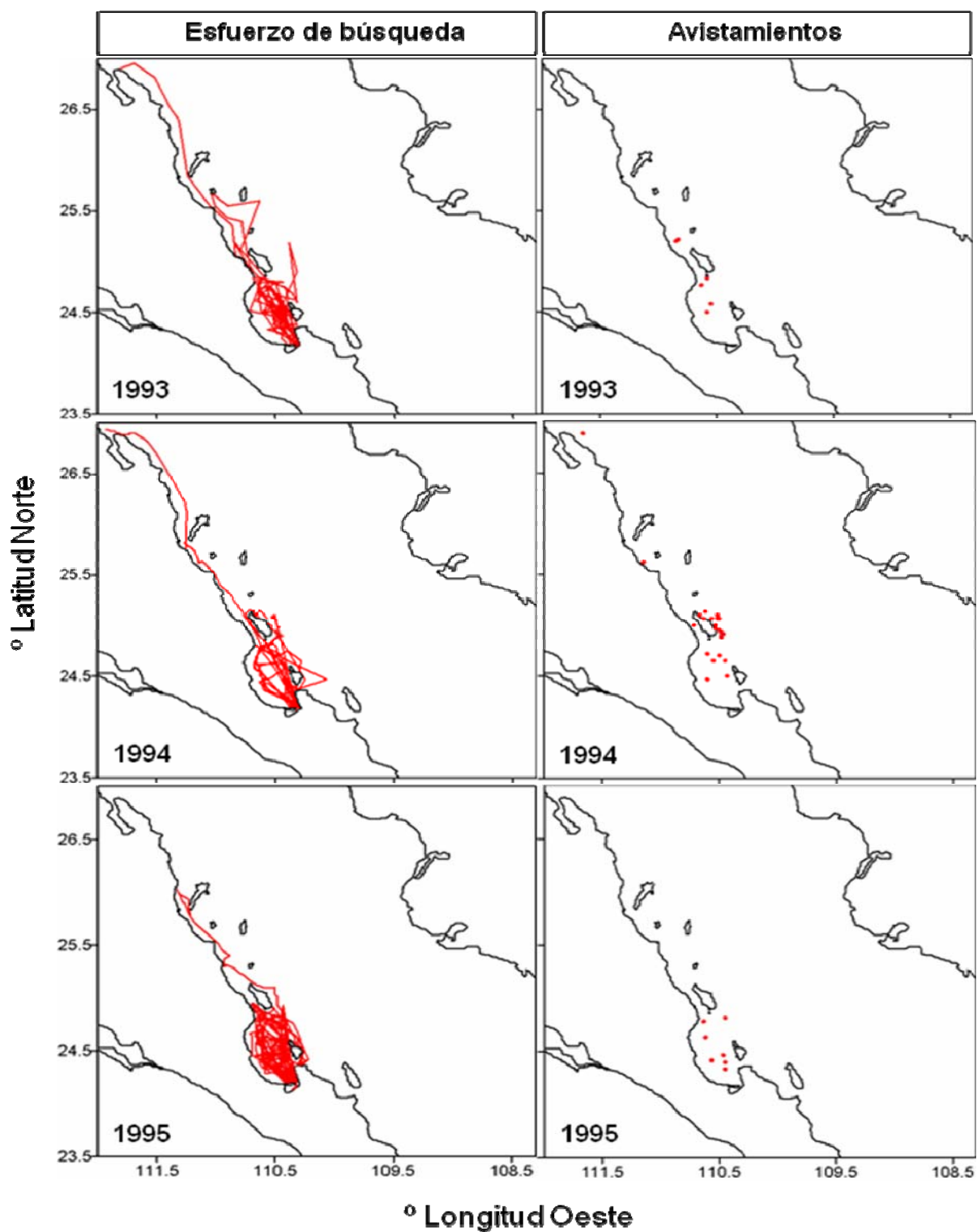
- Leatherwood, S., R.R. Reeves, W.F. Perrin & W.E. Evans. 1988. Whales, dolphins and porpoises of the Eastern North Pacific and adjacent arctic waters. Dover Publications, Inc., New York. 245 p.
- Lebreton, J.D., Burnham, K.P., Clobert, J. & D.R. Anderson. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecol. Monogr.* 62(1):67-118.
- Lockyer, C.H. 1984. Review of baleen whale (mysticeti) reproduction and implications for management. *Rep. Int. Whal. Commn. Spec. Iss.* 6:27-50.
- Manly, B.J. 1984. Obtaining confidence Limits on Parameters of the Jolly-Seber Model for Capture-Recapture Data. *Biometrics.* 40:749-758.
- Martínez-Serrano, I. 2005. Patrón de asociaciones entre individuos de ballena azul (*Balenoptera musculus*) en el suroeste del Golfo de California, México. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. La Paz, B.C.S 95 p.
- Mate, B.R., B.A. Largerquist & J. Calambokidis. 1999. Movements of North Pacific blue whales during the feeding season off southern California and their southern fall migration. *Mar. Mammal Sci.* 15:1246-1257.
- Mizroch, S.A., L.M. Herman, J.M. Straley, D.A. Glockner-Ferrari, C. Jurasz, J. Darling, S. Cerchio, C.M. Gabriele, D.R. Salden & O. von Ziegesar. 2004. Estimating the adult survival rate of central North Pacific humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). *J. Mammal* 85:963–972.
- Moss, R., A. Watson & J. Ollason. 1982. Animal population dynamics. Chapman and Hall, London. 80 p.
- Nemoto T. 1959. Food of baleen whales with reference to whale movements. *Sci. Rep. Whales Res. Inst.* 14:149-290.
- Neter, J., M.H. Kutner, C.J. Nachtsheim & W. Wasserman. 1996. Applied linear statistical models. 4a. edición. Mc-Graw-Hill Companies, Inc. 1408 p.
- Otis, D.L., K.P. Burnham, G.C. White & D.R. Anderson. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildl. Monogr.* 62:1-135.
- Pollock, K.H., J.D. Nichols, C. Brownie, & J.E. Hines. 1990. Statistical inference for capture-recapture experiments. *Wildl. Monogr.* 107:1-97.

- Ramp, C., M. Bérubé, W. Hagen & R. Sears. 2006. Survival of adult blue whales *Balaenoptera musculus* in the Gulf of St. Lawrence, Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 319: 287–295.
- Reeves, R.R., P.J. Clapham, R.L. Brownell & G.K. Silber. 1998. Recovery plan for the blue whale (*Balaenoptera musculus*). National Marine Fisheries Service. 42 p.
- Reilly, S.B. & V.G. Thayer, 1990. Blue whale (*Balaenoptera musculus*) distribution in the Eastern Tropical Pacific. *Mar. Mammal Sci.* 6(4):265-277.
- Reynolds, J.E. & S.A. Rommel. 1999. Biology of marine mammals. Smithsonian Institution Press, Washington. 578p.
- Rice, D.W. 1974. Whales and whale research in the Eastern North Pacific. Pp 170-195 *In*: Shevill, W.F. (ed.) The whale problem: a status report, Harvard Univ. Press. Cambridge, Mass.
- Robbins, J. 2007. Structure and dynamics of the Gulf of Maine humpback whale population. Phd. Thesis. University of St. Andrews. Scotland, U.K. 168 p.
- Rueda-Flores, M. 2007. Variabilidad en los perfiles de ácidos grasos de ballenas azules (*Balaenoptera musculus*) en el Golfo de California. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. La Paz. B.C.S.
- Sears, R., J.M. Williamson, F.W. Wenzel, M. Berube, D. Gendron & P.W. Jones. 1990. Photographic identification of the blue whale (*Balaenoptera musculus*) in the Gulf of St. Lawrence, Canada. *Rep. Int. Whal. Commn. Spec. Iss.* 12:335-342.
- Seber, G.A.F. 1982. The estimation of animal abundance and related parameters. 2a. Ed. Charles Griffin and Company LTD. 654 p.
- Smith, R.L. 1980. Ecology and field biology. Third edition. Harper and Row Publishers. New York. 835 p.
- Smith, R.L. & T.M. Smith. 2001. Ecología. 4ª. edición. Pearson Educación. 642 p.
- Stafford, K.M. & C.G. Fox. 1999. An acoustic link between blue whales in the eastern tropical Pacific and the northeast Pacific. *Mar. Mammal Sci.* 15:1258-1268.
- Tarpy, C. 1979. Killer whale attack. *Natl. Geogr.* 155:542-545.
- Thurman, H.V. 1990. Essentials of oceanography. Third edition. Merrill. Publishing Company. 398 p.

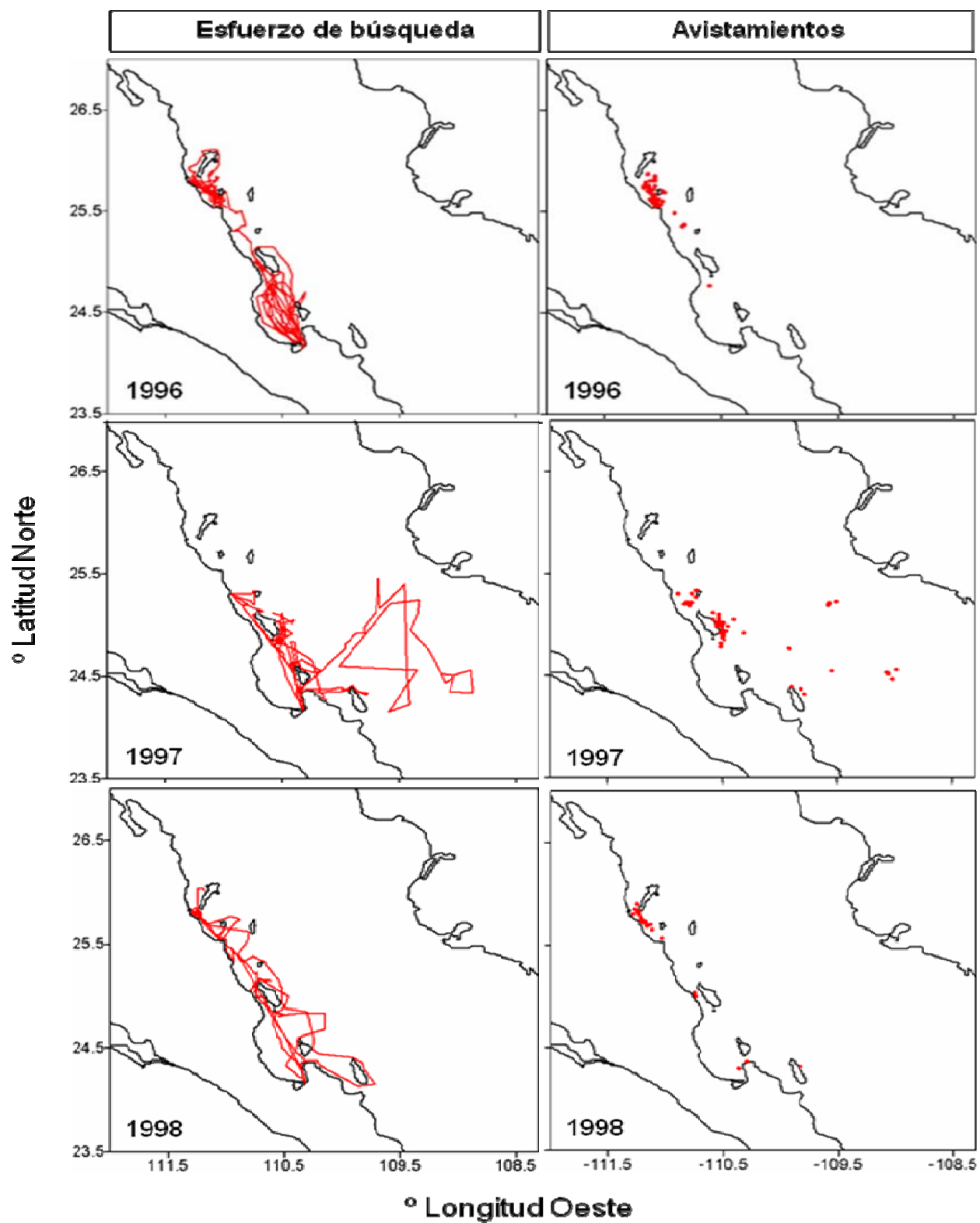
- Tomilin, A.G. 1957. Mammals of the U.S.S.R. and adjacent countries. Vol. IX. Cetacea. Israel program for Scientific Translations, Jerusalem.
- Ugalde de la Cruz, A. 2005. Descripción y cambios a través del tiempo de las marcas naturales en ballenas azules fotografiadas alrededor de la Península de Baja California. Tesis de Licenciatura. UAEM. Cuernavaca, Mor. 65 p.
- Urbán-Ramírez, J.R. 2001. Estructura poblacional, abundancia y destinos migratorios de las ballenas jorobadas que invernan en el Pacífico Mexicano. Tesis doctoral. UNAM. México. 70 p.
- Valdez-Márquez, M., M.L. Lares, V. Camacho-Ibar, & D. Gendron. 2004. Chlorinated hydrocarbons in skin and blubber of two blue whales (*Balaenoptera musculus*) stranded along the Baja California Coast. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 72:490-495.
- Wade, P.R. & T. Gerrodette. 1993. Estimates of cetacean abundance and distribution in the Eastern Tropical Pacific. *Rep. Int. Whal. Commn.* 43:477-493.
- Weihaupt, J.G. 1984. Exploración de los océanos. Compañía Editorial Continental, S.A. de C.V. México. 640 p.
- Weller, D.W. 2002. Predation on marine mammals. 985-994. En F.W. Perrin, B. Würsig & J.G.M. Thewissen (eds.). *Encyclopedia of marine mammals*. Academic Press.
- Wilson, D.E., C.E. Russel, J.D. Nicols, R. Rudran & M.S. Foster. 1996. Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press. Washington. 409 p.
- Williams, B.K., James, D.N. & M.J. Conroy. 2001. Analysis and management of animal populations: modeling, estimation and decision making. Academic Press. 800 p.
- Wolter, K. & M.S. Timlin. 1998. Measuring the strength of ENSO - how does 1997/98 rank? *Weather* 53: 315-324.
- Yochem, P.K. & S. Leatherwood. 1985. Blue whale, *Balaenoptera musculus* (Linnaeus, 1758). 193-240. En Ridgeway S.H. & R. Harrison (eds.). *Handbook of marine mammals*. Vol. 3. The sirenians and baleen whales. Academic Press, London.

A N E X O S

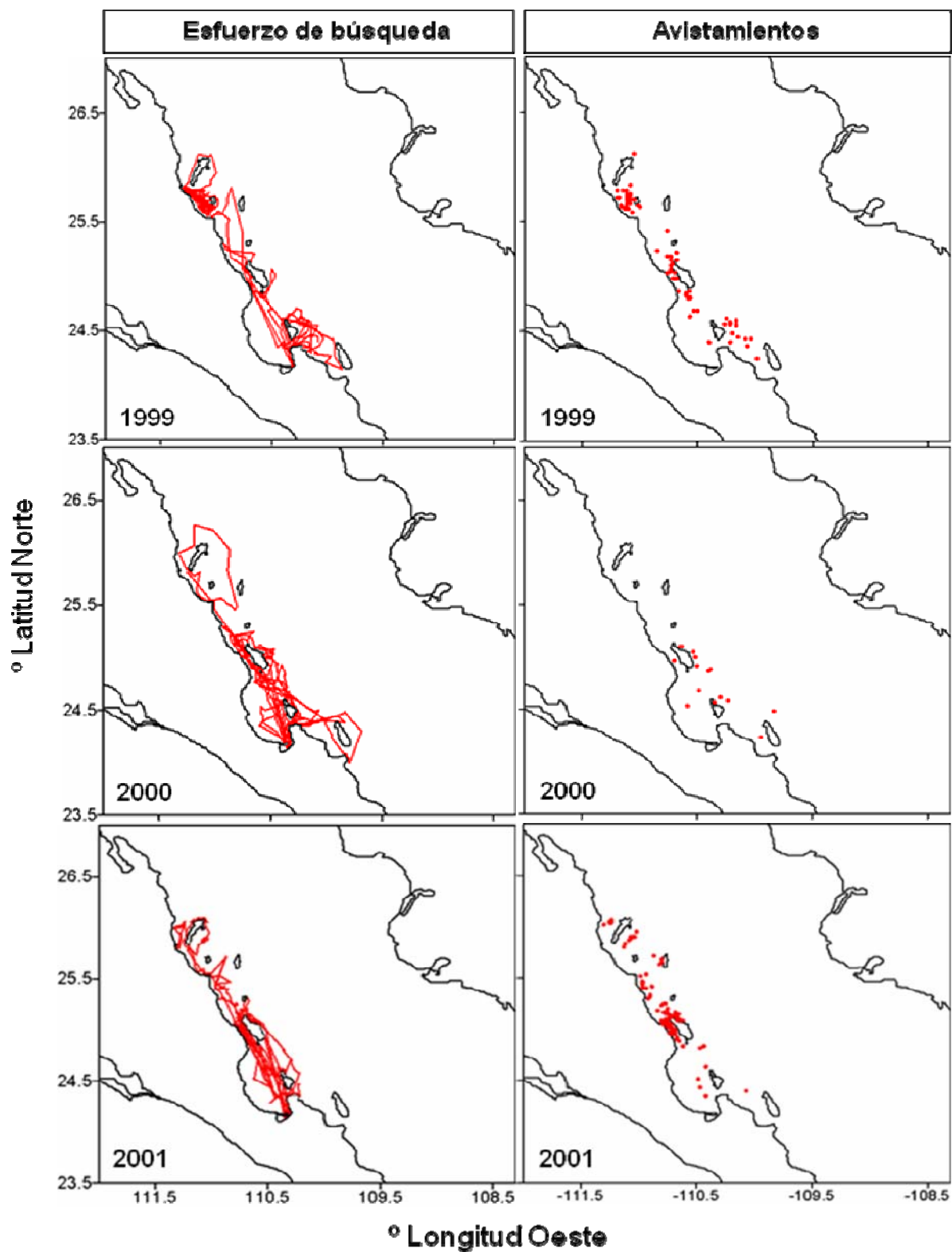
Anexo 1. Mapas que muestran el esfuerzo de búsqueda de ballenas azules para Loreto-Bahía de la Paz y otras zonas del Golfo de California desde 1993 al 2006.



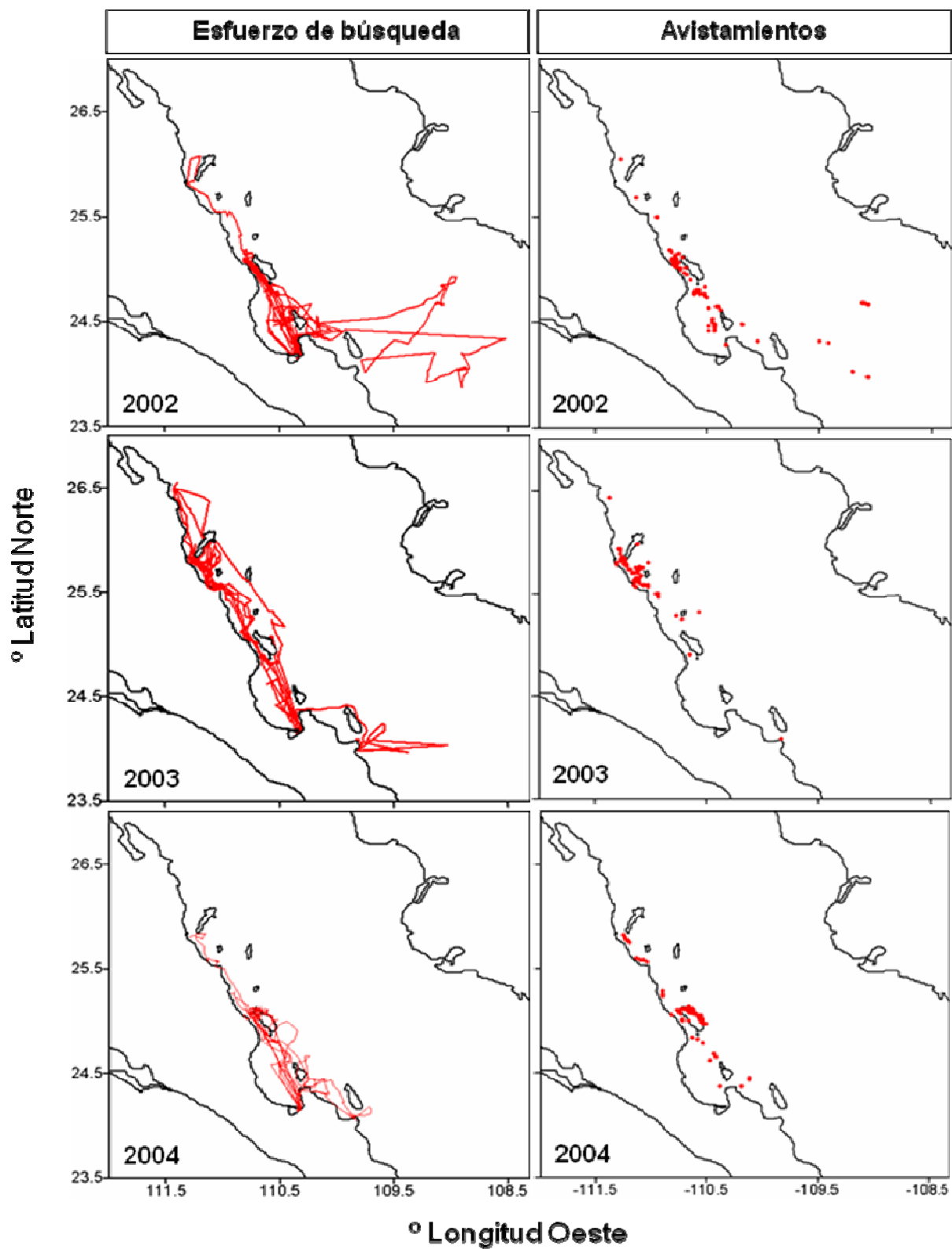
Anexo 1. Continuación.



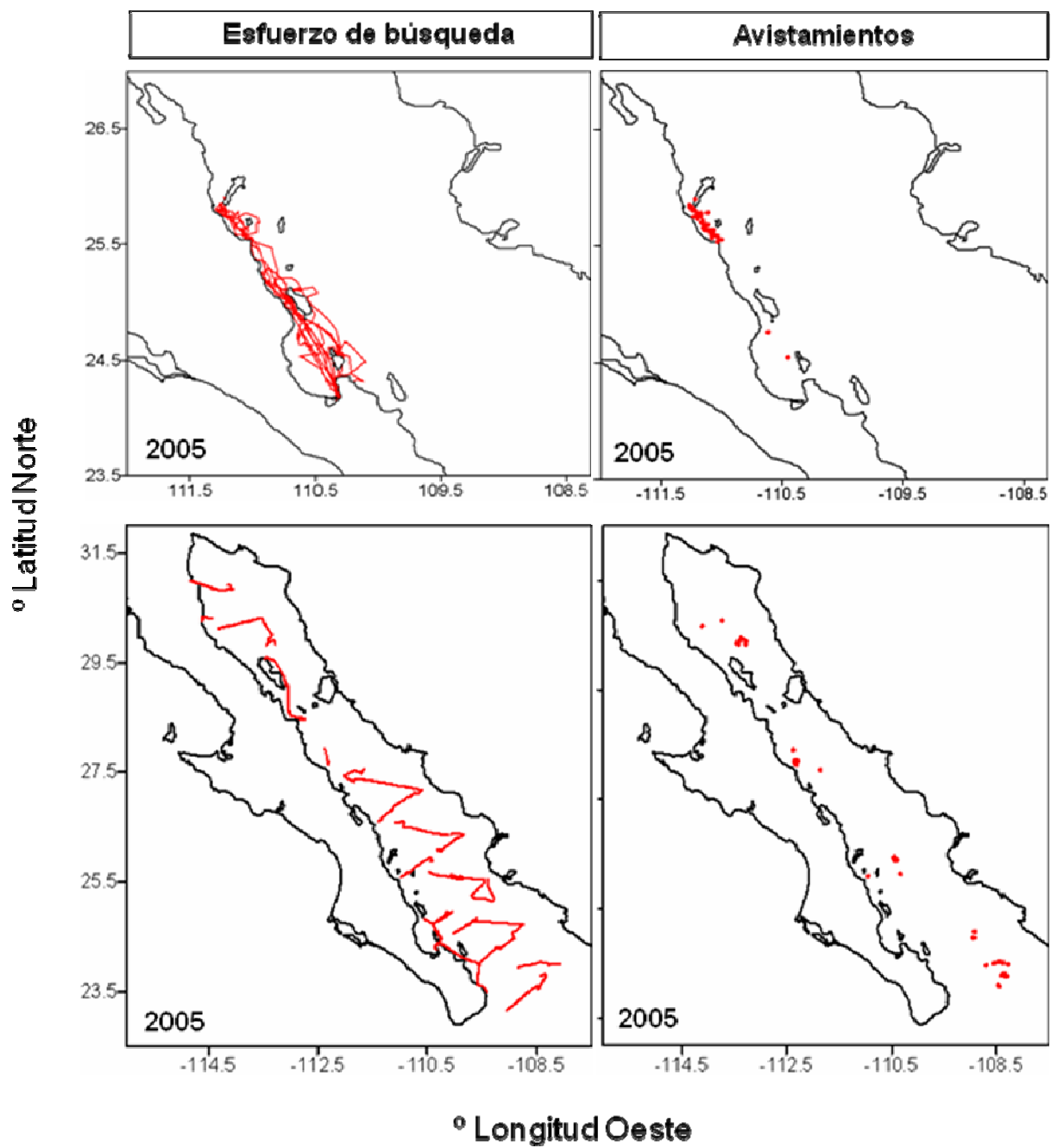
Anexo 1. Continuación.



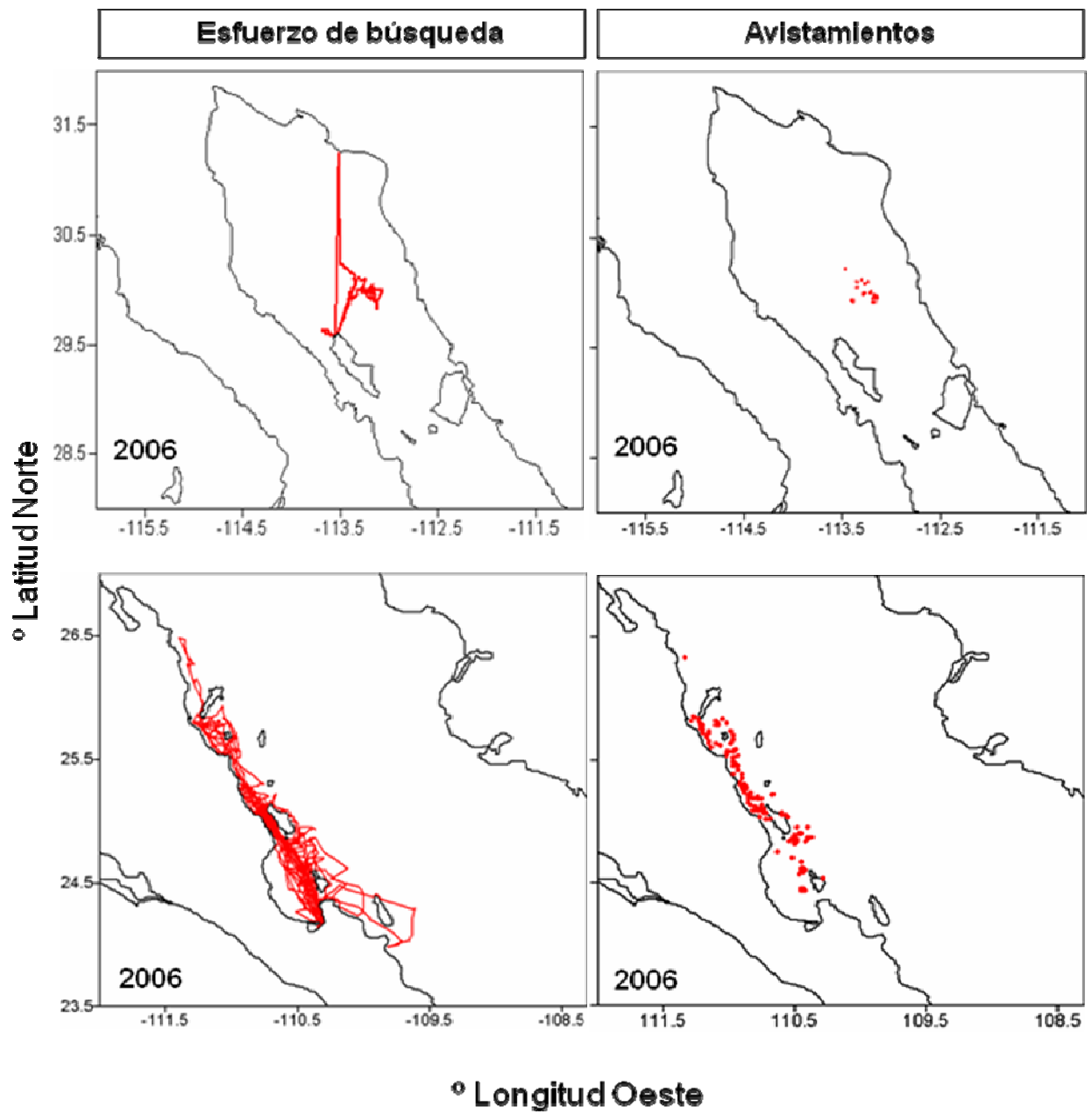
Anexo 1. Continuación.



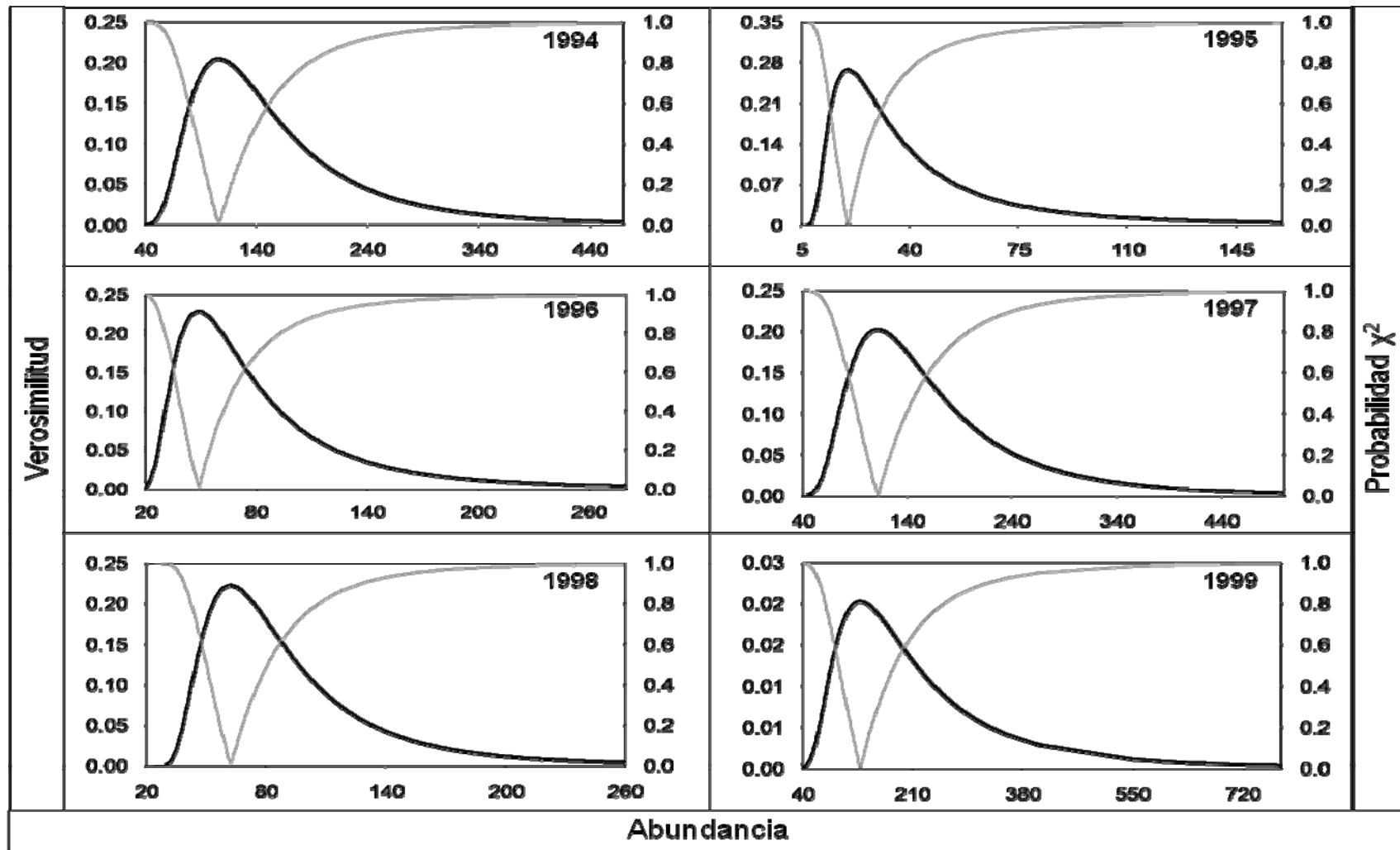
Anexo 1. Continuación.



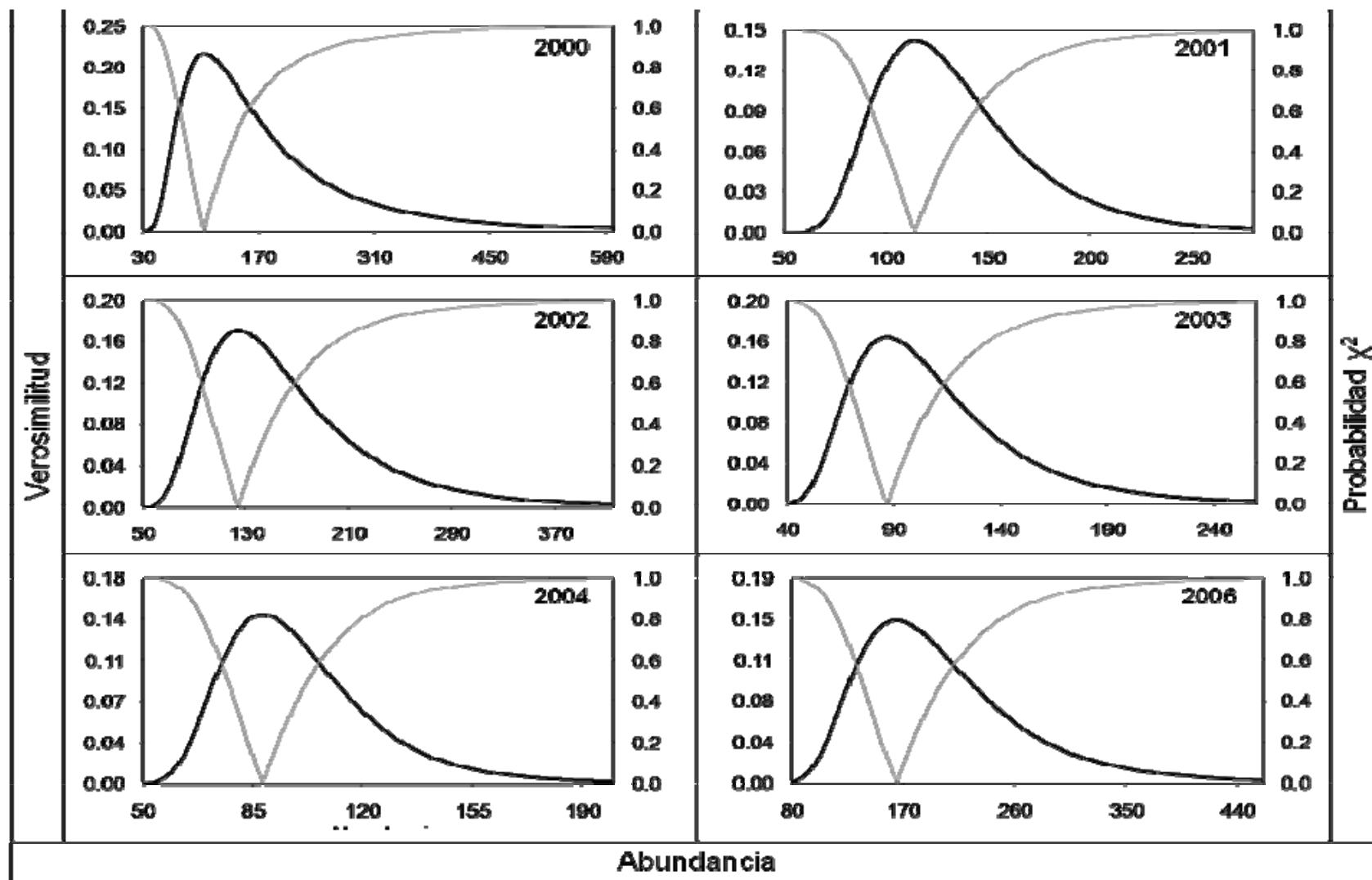
Anexo 1. Continuación.



Anexo 2: Perfiles de verosimilitud (línea negra) para la abundancia de ballenas azules, en la zona Loreto-Bahía de la Paz, estimada con el modelo binomial y los intervalos de confianza definidos por la distribución χ^2 (línea gris).



Anexo 2. Continuación.



Anexo 3: Perfiles de verosimilitud (línea negra) para la abundancia de ballenas azules, en el Golfo de California, estimada con el modelo binomial y los intervalos de confianza definidos por la distribución χ^2 (línea gris).

