



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



ASPECTOS DE LA DINÁMICA POBLACIONAL DE LA BALLENA AZUL (*Balaenoptera musculus*) DEL PACÍFICO NORESTE

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO
DE DOCTOR EN CIENCIAS MARINAS

PRESENTA

Christian Daniel Ortega Ortiz

LA PAZ, B.C.S., AGOSTO DEL 2009



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



ASPECTOS DE LA DINÁMICA POBLACIONAL DE LA BALLENA AZUL (*Balaenoptera musculus*) DEL PACÍFICO NORESTE

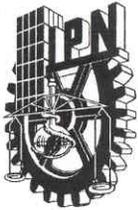
TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO
DE DOCTOR EN CIENCIAS MARINAS

PRESENTA

Christian Daniel Ortega Ortiz

LA PAZ, B.C.S., AGOSTO DEL 2009



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARIA 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 23 del mes de Junio del 2009 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:

**“ASPECTOS DE LA DINÁMICA POBLACIONAL DE LA BALLENA AZUL
(*Balaenoptera musculus*) DEL PACÍFICO NORESTE”**

Presentada por el alumno:

ORTEGA

Apellido paterno

ORTIZ

materno

CHRISTIAN DANIEL

nombre(s)

Con registro:

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

Aspirante al grado de:

DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

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

[Signature]
DRA. DIANE GENDRON LANIEL

PRESIDENTE

[Signature]
DR. CASIMIRO QUIÑONEZ VELÁZQUEZ

SECRETARIO

[Signature]
DR. VÍCTOR MANUEL GÓMEZ MUÑOZ

SEGUNDO VOCAL

[Signature]
DR. CARLOS M. ÁLVAREZ FLORES

TERCER VOCAL

[Signature]
DR. LUIS ENRÍQUEZ PAREDES

EL PRESIDENTE DEL COLEGIO

[Signature]
DR. RAFAEL CERVANTES DUARTE



IPN
CICIMAR
DIRECCION



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 26 del mes Agosto del año 2009, el (la) que suscribe MC. CHRISTIAN DANIEL ORTEGA ORTIZ alumno(a) del

Programa de DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

con número de registro B051212 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo al dirección de:

DRA. DIANE GENDRON LANIEL y cede los derechos del trabajo titulado:

"ASPECTOS DE LA DINÁMICA POBLACIONAL DE LA BALLENA AZUL

(*Balaenoptera musculus*) DEL PACÍFICO NORESTE"

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: cortegao@ipn.mx dgendron@ipn.mx

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

MC. CHRISTIAN DANIEL ORTEGA ORTIZ

nombre y firma

***A mi familia y a mi esposa,
por todo su apoyo incondicional.***

AGRADECIMIENTOS

Un profundo agradecimiento a mi directora de tesis, la Dra. Diane Gendron, por su apoyo invaluable, su paciencia e interés en este trabajo; además por todas sus enseñanzas sobre esta interesante línea de investigación. Asimismo agradezco enormemente al comité de tesis: Dr. Víctor Gómez, Dr. Casimiro Quiñónez, Dr. Carlos Álvarez, Dr. Luis Enríquez Paredes y Dra. Claudia Hernández, por su tiempo y comentarios sobre este trabajo de investigación. En especial al Dr. Carlos Álvarez, por su gran paciencia y tiempo en las enseñanzas sobre la modelación. Gracias.

Un agradecimiento especial a todas aquellas personas que contribuyeron en el desarrollo de este trabajo: Fernando Sánchez (asesor fotográfico), Sandy Lanham (piloto de avioneta), Agustín Payan (piloto helicóptero de radio-control), Ciro Arista, Javier Álvarez, Manuel Zamarrón (capitanes de embarcación); Alfredo, Efraín y Macario (choferes). Asimismo un merecido agradecimiento a todos mis compañeros del laboratorio y a los voluntarios que me brindaron su valiosa ayuda en la recolecta de datos para este estudio: Raúl Díaz, Fabiola Guerrero, Geraldine Busquets, Mario Pardo, Natalia Espino, Agnes Rocha, Laura Martínez, Marisol Rueda, Aurora Paniagua, Cristina Pinedo, Edith Berthiaume y Ricardo Mirsha; y en especial a Azucena Ugalde por su ayuda con el trabajo de fotoidentificación. A Claudia Cabrera por ofrecerme siempre alojamiento durante mis estancias en Ensenada. A los Drs. Pablo del Monte, Víctor Cruz y Fernando Elorriaga por sus enseñanzas, comentarios y charlas. También agradezco al personal del CICIMAR por su gran ayuda durante mi postgrado, en especial a Humberto y César (servicios escolares); Teresa, Laura, Martina y Juan (personal de biblioteca); Susana, Manuel, Mario, Malva y Maragarita (personal del cómputo) por su gran ayuda en las dificultades computacionales.

Finalmente agradezco a las siguientes instituciones por su apoyo económico durante el transcurso del programa de doctorado y para desarrollar este trabajo de investigación: CONACyT, PIFI y COFAA del I.P.N., Universidad de Colima, Environmental Flying Services, Marine Mammal Center Japan, American Cetacean Society y Cetacean Society International.

ÍNDICE

1. GLOSARIO.....	1
2. LISTA DE TABLAS.....	4
3. LISTA DE FIGURAS.....	6
4. RESUMEN.....	10
5. ABSTRACT.....	11
6. INTRODUCCIÓN.....	12
7. ANTECEDENTES.....	15
7.1. Generalidades de la ballena azul.....	15
7.1.1. Historia de explotación.....	16
7.1.2. Estado actual de las poblaciones de ballena azul.....	17
7.2. Medición de la longitud total de los cetáceos.....	18
7.2.1. Métodos fotogramétricos.....	19
7.3. Estructura por longitud total de los cetáceos.....	20
7.4. Crecimiento individual de los cetáceos.....	21
7.4.1. Modelos de crecimiento individual.....	22
7.5. Estructura por edad de los cetáceos.....	23
7.5.1. Determinación de la edad en cetáceos.....	23
7.5.2. Inferencia del estado poblacional a partir de la estructura por edad.....	26
7.6. Modelos poblacionales empleados en cetáceos.....	27
7.6.1. Tipos de modelos para describir la dinámica de una población.....	27
8. OBJETIVOS.....	30
8.1. Objetivo general.....	30

8.2. Objetivos particulares	30
9. MATERIALES Y MÉTODOS	31
9.1. Área de estudio	31
9.2. Trabajo de campo	32
9.3. Desarrollo del método de fotogrametría para estimar la longitud total de la ballena azul	33
9.3.1. Experimento 1: Desarrollo del método de fotosecuencias con objeto fijo en tierra.....	33
9.3.2. Experimento 2: Desarrollo del método de fotosecuencias con ballenas azules.....	35
9.3.3. Fuentes de error del método de fotosecuencias	37
9.3.4. Método fotogramétrico independiente (fotogrametría aérea).....	40
9.3.5. Precisión del método de fotosecuencias.....	42
9.4. Determinación de la estructura por longitud total de la ballena azul del Pacífico Noreste: grupo del Golfo de California (GC)	43
9.4.1. Comparación entre estructuras por longitud total de hembras reproductivas del GC y las hembras reproductivas capturadas en California-Baja California.....	44
9.5 Descripción del crecimiento individual de la ballena azul del Pacífico Noreste: grupo del Golfo de California (GC)	45
9.5.1. Datos de longitud y edad observados en la ballena azul del GC.....	45
9.5.2. Modelos del crecimiento individual.....	45
9.5.3. Ajuste de un modelo a los datos.....	46
9.5.4. Consideraciones biológicas para estimar los parámetros del crecimiento individual.....	48
9.6. Determinación de la estructura por categorías de edad de la ballena azul del Pacífico Noreste: grupo del Golfo de California (GC)	49

9.6.1. Estimación de la edad a partir del empleo de los parámetros del crecimiento individual.....	49
9.6.2. Estimación de categorías de edad mediante un análisis de progresión modal.....	49
9.6.3. Descripción de la estructura por categorías de edad en diferentes escenarios de la población, a partir de un modelo de simulación.....	50

9.7. Estimación de los parámetros de la dinámica poblacional y el estado actual de la ballena azul del Pacífico Noreste..... 51

9.7.1. Datos de abundancia y capturas observados en la población de ballena azul del Pacífico Noreste.....	51
9.7.2. Modelo de dinámica poblacional estructurado por categorías de edad	56
9.7.2.1. Condiciones iniciales.....	56
9.7.2.2. Descripción del modelo estructurado por categorías de edad..	58
9.7.2.3. Estimación de parámetros.....	62
9.7.2.4. Dinámica de la población obtenida con el modelo estructurado al considerar un escenario de doble captura.....	63
9.7.3. Modelo de dinámica poblacional no-estructurado	63
9.7.4. Modelo estadístico: criterio de ajuste.....	64
9.7.4.1. Ajuste del modelo estructurado.....	64
9.7.4.2. Análisis de sensibilidad de los datos al modelo estructurado...	66
9.7.4.3. Ajuste del modelo no-estructurado.....	67
9.7.4.4. Ajustes alternativos del modelo no-estructurado.....	67
9.7.4.5. Dinámica de la población obtenida con el modelo no-estructurado al considerar un escenario de doble captura.....	69
9.7.5. Intervalos de confianza para los parámetros estimados de los modelos de dinámica poblacional.....	69

10. RESULTADOS..... 71

10.1. Método fotogramétrico para estimar la longitud total de la ballena azul	71
10.1.1. Empleo del método de fotosecuencias con objeto fijo en tierra (contenedores del camión).....	71
10.1.2. Método de fotosecuencias aplicado a ballenas azules.....	71
10.1.3. Fuentes de error del método de fotosecuencias.....	71
10.1.4. Comprobación del método de fotosecuencias.....	73
10.1.5. Precisión del método de fotosecuencias.....	74
10.2. Estructura por longitud total de la ballena azul del Pacífico Noreste: grupo del Golfo de California (GC).....	74
10.2.1. Estructuras por longitud total de hembras reproductivas del Golfo de California y California-Baja California.....	79
10.3 Crecimiento individual de la ballena azul del GC.....	80
10.3.1. Parámetros del crecimiento individual estimados con consideraciones biológicas.....	81
10.4. Estructura por categorías de edad de la ballena azul del Pacífico Noreste: grupo del Golfo de California (GC).....	82
10.4.1. Categorías de edad obtenidas al emplear los parámetros del crecimiento individual.....	82
10.4.2. Categorías de edad obtenidas con el análisis de progresión modal.	83
10.4.3. Simulación de las categorías de edad en diferentes escenarios de la población.....	84
10.5. Dinámica y estado poblacional de la ballena azul del Pacífico Noreste.	86
10.5.1. Modelo estructurado por categorías de edad.....	86
10.5.1.1. Sensibilidad de los datos al modelo.....	86
10.5.1.2. Parámetros estimados.....	88
10.5.1.3. Parámetros y trayectoria poblacional al considerar un escenario de doble captura.....	95

10.5.2. Modelo no-estructurado.....	97
10.5.2.1. Ajustes alternativos del modelo no-estructurado.....	101
10.5.2.2. Parámetros y trayectoria poblacional del modelo no-estructurado al considera un escenario de doble captura.....	105
11. DISCUSIÓN.....	106
11.1. El método fotogramétrico de fotosecuencias.....	106
11.1.1. Método de fotosecuencias vs. otras técnicas fotogramétricas.....	107
11.1.2. Comparación de los métodos fotogramétricos empleados en la ballena azul.....	109
11.2. La estructura por longitud total de la ballena azul del Pacífico Noreste: grupo del Golfo de California (GC).....	110
11.2.1. Estructura por longitud en poblaciones de ballena azul.....	110
11.3. El crecimiento individual de la ballena azul del Pacífico Noreste: grupo del Golfo de California (GC).....	117
11.3.1. Crecimiento individual de otras poblaciones de ballena azul	119
11.4. La estructura por categorías de edad de la ballena azul del Pacífico Noreste: grupo del Golfo de California (GC).....	122
11.4.1. Estructura por categorías de edad: ¿Indicador del estado de una población?.....	123
11.5. Los parámetros de la dinámica poblacional actual de la ballena azul del Pacífico Noreste.....	126
11.5.1. Modelo estructurado por categorías de edad.....	126
11.5.1.1. Sensibilidad de los datos al modelo	126
11.5.1.2. Parámetros estimados.....	127
11.5.2. Modelo no-estructurado: el logístico generalizado.....	129
11.5.2.1. Parámetros estimados.....	129
11.5.2.2. Ajustes alternativos.....	131

11.5.3. Conocimiento previo sobre los parámetros de dinámica poblacional	134
11.6. El estado actual de la población de ballena azul del Pacífico Noreste....	144
11.6.1. Síntesis sobre el estado de la población obtenido con los modelos de dinámica poblacional.....	145
11.6.2. Conocimiento previo del estado poblacional de la ballena azul del Pacífico Noreste.....	149
11.6.3. Fotosecuencias: ¿Herramienta para investigar el estado de una población?.....	151
12. CONCLUSIONES.....	153
13. LITERATURA CITADA.....	154
14. ANEXOS.....	173
14.1. Anexo I: Proceso para armar una fotosecuencia de una ballena azul.....	173
14.2. Anexo II: Subestimaciones de la longitud del contenedor de un trailer debido al ángulo.....	181
14.3. Anexo III: Proceso para medir fotografías aéreas de una ballena azul obtenidas desde una avioneta.....	182
14.4. Anexo IV: Categorías de edad de las ballenas azules capturadas de la población del Pacífico Noreste durante el periodo 1924-1930, 1932-1939 y 1949-1965.....	184

1. GLOSARIO

Abundancia: número o cantidad de organismos en una región o sistema particular.

Capacidad de carga: número de organismos o biomasa máxima hipotética que el ambiente puede mantener sin que ocurran cambios (Haddon, 2001).

Cetáceo: grupo de mamíferos marinos pertenecientes al orden *Cetacea*, el cual se divide en los subordenes: *Mysticeti* y *Odontoceti* (Ballance, 2009).

Crecimiento individual: el incremento mensurable, en longitud o peso, de un sistema viviente, dado por la asimilación de material orgánico obtenido del ambiente (Bertalanffy, 1938).

Densodependencia: se refiere a la dependencia que presenta un parámetro sobre la densidad poblacional (McCallum, 2000).

Dinámica poblacional: estudia los cambios en el tamaño, parámetros poblacionales, dimensiones físicas de sus miembros y estructura por edad y sexo, que sufren las poblaciones biológicas; así como los factores que ocasionan dichos cambios (Hastings, 1997).

Estructura poblacional: arreglo y frecuencia de los organismos que conforman a la población (Begg, 2005).

Fecundidad: en biología y demografía, se refiere a la capacidad reproductiva potencial de un individuo o población (McCallum, 2000). En este estudio se refirió como la proporción de hembras potencialmente reproductivas.

Fotogrametría: es la técnica y el equipo para obtener medidas sobre las fotografías (Corral-Medrano *et al.*, 1994).

Fotoidentificación: técnica que permite identificar a las ballenas como individuos a partir del patrón de pigmentación o marcas del cuerpo observadas en fotografías.

Fotosecuencias: técnica fotogramétrica desarrollada en este estudio con el propósito de estimar la longitud total de la ballena azul.

Longitud total: tamaño o dimensión longitudinal del cuerpo de un organismo (Bertalanffy, 1938).

Misticeto: cetáceo con barbas (Ballance, 2009).

Modelo: es la representación abstracta y simplificada de un proceso o sistema a partir de una o varias ecuaciones (McCallum, 2000; Haddon, 2001).

Modelo de estimación: conjunto de ecuaciones que generan un vínculo entre la información proyectada por el modelo y los datos observados. En este tipo de modelos los parámetros son estimados a través de la confrontación con los datos (Hilborn & Mangel, 1997).

Modelo de simulación: conjunto de ecuaciones que describen como los principales elementos del sistema cambian a través del tiempo o espacio. En estos modelos los parámetros están previamente determinados (Hilborn & Mangel, 1997).

Parámetro: una propiedad cuantitativa (de un sistema) la cual se asume que permanece constante en algún tiempo definido (Hilborn & Walters, 1992; Haddon, 2001). En ecología poblacional se refiere a un atributo de la misma población (Haddon, 2001).

Población: una colección de individuos de la misma especie reconocida como identidad (Haddon, 2001).

Proyección: describe lo que podría pasar, dando ciertas hipótesis. Las proyecciones revelan información sobre las condiciones del presente, y aproximan sobre el comportamiento futuro (ver Caswell, 2001).

Supervivencia: parámetro definido como la probabilidad de vivir desde el nacimiento hasta la edad x (Usher, 1981; Caswell, 2001).

2. LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Categorías de edad de la ballena azul de acuerdo con la edad o longitud total de los organismos (Gambell, 1976b; 1979; Lockyer, 1984; Brueggeman <i>et al.</i> , 1985; Yochem & Leatherwood, 1985).....	49
Tabla 2. Nomenclatura de los datos de abundancia y capturas observadas en la población de ballena azul del Pacífico Noreste.....	51
Tabla 3. Estimaciones de abundancia de la ballena azul en el Pacífico Noreste, obtenidas a partir del método de muestreo de distancias por transectos lineales y modelos basados en marcaje-recaptura fotográfica. CV = Coeficiente de variación. Cada estimación de abundancia obtenida con los modelos de marcaje-recaptura fotográfica fue asignada al año intermedio del periodo en el que fue obtenida, p. ej. la estimación de 2,000 ballenas correspondió al año 1992.....	52
Tabla 4. Número total anual de ballenas azules capturadas (C_t) de la población del Pacífico Noreste. Se agrega la desviación estándar calculada a partir de la Información de IWC	54
Tabla 5. Categorías de edad (obtenida con el análisis de progresión modal; Sparre & Venema, 1995) de las ballenas azules capturadas de la población del Pacífico Noreste (Información de la IWC). SM= Sexualmente Maduro y FM= Físicamente Maduro.....	55
Tabla 6. Parámetros poblacionales estimados en diversas poblaciones de ballena azul.....	58
Tabla 7. Comparación entre la longitud obtenida con el método de fotogrametría aérea y la del método de <i>fotosecuencias</i> para cuatro ballenas azules del Golfo de California. Se presenta el promedio, intervalo y tamaño de muestra.....	73
Tabla 8. Número de <i>fotosecuencias</i> de ballena azul obtenidas durante el período de estudio (2005-2007) en el Golfo de California. Se señalan cuantas fueron descartadas y consideradas en los análisis.....	75
Tabla 9. Número de individuos de ballena azul del Golfo de California con longitud total estimada y registro de edad.....	80
Tabla 10. Parámetros y nivel de ajuste de los modelos del crecimiento individual obtenidos con los datos de la ballena azul del Golfo de California. ϵ = Término referente a la distribución del error (Haddon, 2001). $-\ln L$ = valor de verosimilitud. AIC = valor del criterio de información de Akaike.	80
Tabla 11. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal (Sparre & Venema, 1995) de las longitudes estimadas para las ballenas azules del Golfo de California. La longitud promedio y desviación estándar están en metros. I.S. = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.....	83
Tabla 12. Parámetros de la dinámica poblacional estimados para cada caso del análisis de sensibilidad de los datos del modelo estructurado por categorías de edad para las ballenas azules del Pacífico Noreste. Caso base = Parámetros estimados al considerar en el proceso de estimación los cuatro conjuntos de datos observados en la población. Caso 1 = al excluir los datos de abundancia y capturas totales. Caso 2 = al excluir solamente las categorías de edad de la abundancia. Caso 3 = cuando se excluyeron solamente las categorías de edad de las capturas. SM= Sexualmente Maduros y FM= Físicamente Maduros.....	87

Tabla 13. Parámetros poblacionales introducidos para iniciar la proyección del modelo estructurado por categorías de edad para la ballena azul del Pacífico Noreste. SM= Sexualmente Maduros y FM= Físicamente Maduros.....	88-89
Tabla 14. Parámetros poblacionales estimados con el modelo estructurado por categorías de edad para la población de ballena azul del Pacífico Noreste. F = tasa instantánea de mortalidad por pesca. Entre paréntesis el año correspondiente.....	90
Tabla 15. Parámetros poblacionales estimados con el modelo estructurado por categorías de edad para la población de ballena azul del Pacífico Noreste, al considerarse el doble de la captura registrada en la IWC. F = tasa instantánea de mortalidad por pesca. Entre paréntesis el año correspondiente. SM= Sexualmente Maduros y FM= Físicamente Maduros.....	95
Tabla 16. Métodos fotogramétricos y su precisión al ser empleados para estimar la longitud total de diversas especies de cetáceos. CV = coeficiente de variación. n = número de imágenes medidas.....	108
Tabla 17. Estructuras por longitud para ballenas azules de diversas regiones. La información proviene de ballenas capturadas, con excepción California-Centro América y Golfo de California, las cuales provienen de estudios fotogramétricos* Longitud en metros. n = número de ballenas medidas.....	112
Tabla 18. Estructuras por longitud de ballenas azules reproductivas de la población del Pacífico Noreste obtenidas en diferentes períodos. La información proviene de ballenas capturadas preñadas o con indicios de parto. Mientras que las del Golfo de California fueron medidas con el método de <i>fotosecuencias</i> y han sido observadas con un cría. Longitud en metros. n = número de ballenas medidas.....	116
Tabla 19. Parámetros del modelo del crecimiento individual de von Bertalanffy para la ballena azul del Hemisferio Sur (Lockyer, 1981) y la del Hemisferio Norte (este estudio). Φ' = la relación promedio de los parámetros (Sparre & Venema, 1995). IC =Intervalos de confianza con $\infty = 90\%$	120
Tabla 20. Relación entre la tasa de supervivencia y la edad máxima registrada para mamíferos marinos y terrestres grandes. Edad en años.....	139
Tabla 21. Tasas anuales de crecimiento poblacional (R , expresadas como porcentaje) y abundancia poblacional (N) estimadas para diferentes poblaciones de cetáceos...	142
Tabla 22. Estimaciones de los parámetros de dinámica poblacional obtenidas con los diferentes escenarios del modelo estructurado por categorías de edad y del modelo no-estructurado para la población de ballena azul del Pacífico Noreste....	146
Tabla 23. Subestimaciones porcentuales de la longitud total de los contenedores del camión. Las <i>fotosecuencias</i> en donde se midieron los contenedores fueron tomadas a nueve distancias (intervalo: 20-100 m), tres longitudes focales de la cámara (100, 200 y 300 mm) y cinco distintos ángulos (intervalo: 0-40°).....	181
Tablas 24-55. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año <u>1924-1965</u> (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. $I.S.$ = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.....	184-215

3. LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Relación entre el tamaño y la producción de una población. K =capacidad de carga de la población. Se señalan los puntos en donde hipotéticamente existiría una mayor abundancia para ciertas categorías de edad de los organismos que conforman la población.....	26
Figura 2. Área de estudio, el Golfo de California. Se indica en el óvalo la región costera de mayor esfuerzo de investigación, entre La Paz y Loreto, B.C.S.....	32
Figura 3. Ejemplo de una <i>fotosecuencia</i> de los contenedores del trailer-camión (la distancia entre cada par de líneas corresponde a 0.5 m).....	35
Figura 4. Ejemplo de una <i>fotosecuencia</i> de una ballena azul del Golfo de California (la distancia entre cada par de líneas corresponde a 0.5 m).....	36
Figuras 5. <i>Fotosecuencias</i> de ballena azul, a) sin ángulo (no se aprecian los orificios nasales) y b) con ángulo (se aprecian los orificios nasales completamente).....	39
Figura 6. Imagen aérea de una ballena azul junto a una embarcación de longitud conocida (9.8 m) en el Golfo de California.....	41
Figura 7. Diagrama de flujo del procedimiento desarrollado por el modelo estructurado por categorías de edad, para la ballena azul del Pacífico Noreste. <i>EEE</i> = estructura estable de edades.....	57
Figura 8. Estructura por longitud para la ballena azul del Golfo de California. Las longitudes totales fueron estimadas con el método de <i>fotosecuencias</i>	75
Figura 9. Localización geográfica de las ballenas azules <i>fotosecuenciadas</i> en las regiones norte y sur del Golfo de California.....	76
Figura 10. Estructuras por longitud para la ballena azul observada en las regiones norte y sur del Golfo de California.....	77
Figura 11. Estructuras por longitud total para hembras, machos e individuos con sexo no determinado (N-D) de ballena azul del Golfo de California.....	77
Figura 12. Estructuras por longitud para hembras y machos sexualmente maduros de ballena azul del Golfo de California.....	78
Figura 13. Estructuras por longitud para hembras reproductivas de ballena azul de California-Baja California (Información de ballenas capturadas, otorgada por la IWC) y Golfo de California (ballenas <i>fotosecuenciadas</i> que han sido observadas con un cría).....	79
Figura 14. Crecimiento individual descrito por el modelo de von Bertalanffy para la ballena azul del Golfo de California.	81
Figura 15. Estructura por edad de la ballena azul del Golfo de California estimada a partir de los parámetros del crecimiento individual.....	82
Figura 16. Categorías de edad (grupos modales) obtenidas con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de la ballena azul del Golfo de California.....	83
Figura 17. Trayectoria de la abundancia obtenida con el modelo de simulación estructurado por categorías de edad, al emplear los parámetros de la población de ballena azul del Pacífico Noreste.....	84

Figura 18. Estructuras por categorías de edad proyectadas con el modelo de simulación estructurado, al emplear los parámetros de la población de ballena azul del Pacífico Noreste. Estas estructuras representan diversos escenarios: la estructura del año de 1915 se obtuvo de la población en equilibrio. La del año 1935 se obtuvo en el momento en que la población comenzó a ser explotada continuamente y comenzó a disminuir su abundancia. La del año 1960 se obtuvo en el momento en el que la población tuvo la menor abundancia debido al número mayor de capturas acumuladas. La del año 1980 se obtuvo cuando la población dejó de ser explotada y mostraba un crecimiento poblacional. La del año 2007 se obtuvo cuando la población tiende a recuperar su nivel inicial (ver figura 17). SM = Sexualmente Maduros y FM= Físicamente Maduros.....	85
Figura 19. Trayectorias de la abundancia de la ballena azul del Pacífico Noreste provenientes del análisis de sensibilidad de los datos del modelo estructurado. Caso base= Trayectoria obtenida al considerar en el proceso de estimación los cuatro conjuntos de datos observados en la población. Caso 1= Trayectoria dada al excluir los datos de abundancia y capturas totales. Caso 2= Trayectoria dada al excluir solamente las categorías de edad de la abundancia. Caso 3= Trayectoria en donde se excluyó solamente las categorías de edad de las capturas.....	87
Figura 20. Número de ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste durante el período 1924 -1965, según la proyección del modelo estructurado realizado en este estudio. Los datos observados provienen de información de la IWC.....	91
Figura 21. Fecundidad anual de la población de ballena azul del Pacífico Noreste estimada con el modelo estructurado realizado en este estudio. Se agrega la proyección de la abundancia para demostrar el efecto densodependiente sobre la fecundidad.....	92
Figura 22. Abundancia de la ballena azul del Pacífico Noreste proyectada con el modelo estructurado realizado en este estudio. Los valores de la abundancia observada provienen de la sección 9.7.1. Las barras verticales representan el error estándar para cada observación de abundancia.	93
Figura 23. Frecuencia de las categorías de edad de la ballena azul del Pacífico Noreste: grupo del Golfo de California, según la proyección del modelo estructurado realizado en este estudio. Los datos observados provienen de los muestreos realizados durante el 2005-2007 en el GC. SM= Sexualmente Maduro y FM= Físicamente Maduro.....	93
Figura 24. Tasa anual de crecimiento poblacional (R) para la ballena azul del Pacífico Noreste, calculada de la abundancia proyectada con el modelo estructurado realizado en este estudio.....	94
Figura 25. Abundancia de la ballena azul del Pacífico Noreste proyectada con el modelo estructurado al considerar el doble de la captura registrada en la IWC. Los valores de la abundancia observada provienen de la sección 9.7.1. Las barras verticales representan el error estándar para cada observación de la abundancia.....	96
Figura 26. Tasa anual de crecimiento poblacional (R) para la ballena azul del Pacífico Noreste, calculada de la abundancia proyectada con el modelo estructurado al considerar el doble de la captura registrada en la IWC.....	97

Figura 27. Abundancia poblacional de la ballena azul del Pacífico Noreste proyectada por el modelo logístico. Se agregan las observaciones de abundancia mencionadas en la sección 9.7.1. Las barras verticales representan el error estándar para cada observación de la abundancia.....	98
Figura 28. Tasa anual de crecimiento poblacional (R) para la ballena azul del Pacífico Noreste, calculada de la abundancia proyectada en el modelo logístico realizado en este estudio.....	99
Figuras 29. Perfiles de verosimilitud de los parámetros del modelo logístico: a) La capacidad de carga (K) y b) La tasa intrínseca de incremento poblacional (R_{max}). Donde intercepta la línea punteada se indica el intervalo de confianza (IC) del parámetro.....	100
Figura 30. Proyección de la abundancia poblacional de la ballena azul del Pacífico Noreste dada por el 1 ^{er} ajuste alternativo, donde se consideró como abundancia observada absoluta la reportada por Calambokidis & Barlow (2004) (circulo lleno) y las demás como índices de abundancia relativa (ver sección 9.7.4.4). Estas últimas a su vez se separan de acuerdo a la metodología con la que fueron obtenidas. Las barras verticales representan el error estándar.....	101
Figura 31. Proyección de la abundancia poblacional de la ballena azul del Pacífico Noreste dada por el 2 ^{do} ajuste alternativo, donde se consideró como abundancia observada absoluta la reportada por Calambokidis & Barlow (2004) (circulo lleno) y las provenientes del <u>método de fotorecapturas</u> como relativas (ver sección 9.7.4.4). Las barras verticales representan el error estándar.....	102
Figura 32. Proyección de la abundancia poblacional de la ballena azul del Pacífico Noreste dada por el 3 ^{er} ajuste alternativo, donde se consideró como abundancia observada absoluta la reportada por Calambokidis & Barlow (2004) (circulo lleno) y las provenientes del <u>método de muestreo de distancias</u> como relativas (ver sección 9.7.4.4). Las barras verticales representan el error estándar.....	103
Figura 33. Proyección de la abundancia poblacional de la ballena azul del Pacífico Noreste dada por el 4 ^{to} ajuste alternativo, donde sólo se consideró la abundancia observada absoluta reportada por Calambokidis & Barlow (2004). Las barras verticales representan el error estándar.....	103
Figuras 34. Perfiles de verosimilitud para los parámetros del modelo logístico obtenidos del 4 ^{to} ajuste alternativo. a) La capacidad de carga (K) y b) La tasa intrínseca de incremento poblacional (R_{max}). Donde intercepta la línea punteada se indica el intervalo de confianza (IC) del parámetro.....	104
Figura 35. Proyección de la abundancia poblacional de la ballena azul del Pacífico Noreste dada por el 4 ^{to} ajuste alternativo, donde sólo se utilizó la abundancia observada absoluta reportada por Calambokidis & Barlow (2004) y además se consideró el doble de la cantidad de ballenas capturadas. Las barras verticales representan el error estándar.....	105
Figura 36. Simulación de la trayectoria de la estructura por longitud de las ballenas azules reproductivas de la población del Pacífico Noreste. La estructura del período 1925-1930 corresponde a las ballenas capturadas en California-Baja California (Información IWC); la del período de 1930-1935 proviene de las capturadas en aguas de Alaska (Brueggeman <i>et al.</i> , 1985) y las del período del 2005-2007 son las <i>fotosecuenciadas</i> en el GC. Las barras verticales representan la longitud mínima y la máxima.....	116

Figura 37. Trayectoria de la abundancia poblacional de la ballena azul del Pacífico Noreste proyectada por el modelo logístico. a) Se consideran sólo las observaciones de abundancia obtenidas con el método de marcaje-recaptura fotográfica; b) Se consideran las observaciones de abundancia obtenidas con el método de muestreo de distancias por transectos lineales (ver sección 9.7.1). Las barras verticales representan el error estándar para cada observación de la abundancia.....	131
Figuras 38-69. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de <u>1924-1965</u> (Información de IWC).....	184- 215

4. RESUMEN

En este estudio se determinaron aspectos de la dinámica poblacional y una estimación preliminar del estado actual de la población de ballena azul (*Balaenoptera musculus*) del Pacífico Noreste, a partir de datos de longitud total obtenidos con un método fotogramétrico (*fotosecuencias*) nuevo. Este método consistió en fotografiar de forma secuencial todo el cuerpo visible de la ballena y simultáneamente medir la distancia perpendicular entre la ballena y la embarcación para hacer una escala de medición. El método fue validado al estimar la longitud de un objeto de tamaño conocido; y al estimar las longitudes de cuatro individuos de ballena azul, los cuales previamente habían sido medidos con fotogrametría aérea. La principal fuente de error del método de *fotosecuencias* fue un ángulo causado por el alejamiento de las ballenas; sin embargo estas secuencias no perpendiculares fueron corregidas por un factor. El método es sencillo, estima una longitud precisa de la ballena azul ($CV=2.1\%$) y puede utilizarse simultáneamente con otros muestreos biológicos. Con el empleo de este método se estimó la longitud total de 123 ballenas azules observadas en el Golfo de California (GC) durante el periodo 2005-2007. La estructura por longitud presentó un promedio de 21.5 m (intervalo: 7.2-29.4 m). Las hembras maduras (25.3 m, $n=34$) fueron más grandes que los machos (23.4 m, $n=21$; $p < 0.05$), lo que coincidió con los registros de ballenas capturadas previamente en el Pacífico Norte. La estructura de 20 hembras reproductivas (promedio: 25.6 m) no difirió a la estructura de hembras reproductivas capturadas (promedio: 24.5 m, $p > 0.05$) en California-Baja California durante 1924-1930. A partir de la longitud estimada y la edad registrada en el historial de avistamiento de 25 individuos fotoidentificados desde crías, se describió el crecimiento individual con cuatro modelos matemáticos. El modelo de von Bertalanffy mostró un mejor ajuste a los datos y los parámetros con un sentido biológico mayor para la especie ($L_{\infty}=24.6$ m, $k=0.74$ y $t_0=-0.91$ años). Mediante un análisis de progresión modal se transformaron las longitudes totales a cinco categorías de edad. Los adultos sexualmente maduros (22-25 m) fueron los más abundantes (42%) y las crías (<15m) las menos abundantes (6.5%). Finalmente, con un modelo estructurado por las cinco categorías de edad se obtuvo una estimación preliminar de los parámetros de dinámica poblacional de la ballena azul del Pacífico Noreste. La tasa de supervivencia fue mayor en los adultos (>0.94); la fecundidad osciló entre 0.09 y 0.17; la abundancia inicial fue de 2,996 ballenas azules y la del año 2007 fue de 2,238 ballenas; la tasa intrínseca de incremento poblacional fue de 0.014 y la tasa anual para el año 2007 fue de 0.006. No obstante, con un modelo no-estructurado el proceso de estimación de los parámetros fue mejor y se obtuvo la incertidumbre asociada. Los parámetros del modelo no-estructurado fueron: la abundancia inicial (2,535, $IC = 2,200-3,000$) y la tasa intrínseca de incremento poblacional (0.017, $IC = 0.004-0.032$). Los diversos escenarios generados con ambos modelos sugieren que la población ha recuperado un 75%-100% de la abundancia inicial estimada; lo cual indica una tendencia hacia la estabilidad o el alcance de la estabilidad.

5. ABSTRACT

This study determined several aspects related to population dynamics and a preliminary estimation of the current status of the Northeast Pacific blue whale (*Balaenoptera musculus*) population, based on total length data obtained from a new photogrammetric method (*photosequences*). This method consisted on taking sequential photographs of the entire visible body of the whale, and a simultaneous measurement of the perpendicular distance between the whale and the boat, in order to create a scale of measurement. The method was validated by the length estimation of a object of known size and by the length estimation of four blue whale individuals, which were previously measured by aerial photogrammetry. The principal source of error of the *photosequences* method was an angle caused by the withdrawal of the whales; however these non-perpendicular sequences were corrected by a factor. The method is easy, it estimates a precise length of a blue whale ($CV=2.1\%$) and it can simultaneously be employed with other biologic sampling methods. Using this method, the total lengths of 123 blue whales from the Gulf of California (GC) were estimated during the period 2005-2007. The length structure showed a mean of 21.5 m (interval: 7.2-29.4 m). Mature females (25.3 m, $n=34$) were longer than males (23.4 m, $n=21$, $p < 0.05$), coinciding with the previous records of caught whales in the North Pacific. The structure of 20 reproductive females (mean: 25.6 m) did not differ from the structure of reproductive females (mean: 24.5 m, $p > 0.05$) caught in California-Baja California during 1924-1930. With the estimated total length and recorded age of 25 individuals photoidentified since they were calves, the individual growth was described using four mathematical models. The von Bertalanffy model showed the best fit to the data as well as the parameters with major biological sense for the species ($L_{\infty}=24.6$ m, $k=0.74$ and $t_0=-0.91$ years). Through a modal progression analysis the total lengths were transformed into five age classes. The sexually mature adults (22-25 m) were the most abundant (42%) and the calves (<15 m) were the least abundant (6.5%). Finally, using a structured population model based on these five age classes, a preliminary estimation of the population dynamics parameters was obtained for the Northeast Pacific blue whale population. The survival rate was higher for adult individuals (>0.94); the fecundity oscillated between 0.09 and 0.17; the initial abundance and that for 2007 was 2,996 and 2,238, respectively; the intrinsic rate of population increase was 0.014, while the annual rate for 2007 was 0.006. Nevertheless, in a non-structured model, the parameters estimation was better and the associated uncertainty was obtained. The parameters of the non-structured model were: the initial abundance (2,535, $IC = 2,200-3,000$) and the intrinsic rate of increase (0.017, $IC = 0.004-0.032$). The several stages created with both models suggest that the population have recovered 75%-100% from its initial abundance estimation; which indicate a tendency towards stability or an already existing stability of the population.

6. INTRODUCCIÓN

La ballena azul, *Balaenoptera musculus*, fue uno de los principales cetáceos que capturaron intensamente a inicios del siglo XX (Mackintosh & Wheeler, 1929; Small, 1971; Tønnessen & Johnsen, 1982; Brueggeman *et al.*, 1985; Yochem & Leatherwood, 1985), con la finalidad de aprovechar y comercializar su carne y grasa (Eguchi, 1994; Gregr *et al.*, 2000; Sears, 2002). Una explotación irregular causó que las poblaciones de ballena azul disminuyeran de manera importante, hasta que la Comisión Ballenera Internacional (IWC, por sus siglas en inglés) decretó su protección a partir del año 1966; posteriormente, al no mostrar signos de recuperación, estas poblaciones se registraron en la lista roja de especies amenazadas de la Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés) (NMFS, 1998).

Una de las poblaciones del Hemisferio Norte afectada por el comercio ballenero fue la del Pacífico Noreste (Rice, 1974; Tønnessen & Johnsen, 1982); la cual se distribuye desde las islas Aleutianas y el Golfo de Alaska, hasta Baja California, México (Rice, 1974; Gambell, 1979; Calambokidis *et al.*, 2009) o incluso hasta el Pacífico Oriental Tropical (Reilly & Thayer, 1990; Mate *et al.*, 1999; Stafford *et al.*, 1999). A partir de los años 80's, se comenzó a observar que un número importante de ballenas se alimentaban en California cada verano, por lo que esta región ha sido reconocida como la zona de alimentación actual de la población (Fiedler *et al.*, 1998; Sears & Calambokidis, 2002). Durante el invierno, algunas de estas ballenas migran hacia el Golfo de California (GC) (Calambokidis *et al.*, 1990) donde continúan alimentándose y crían a sus ballenatos, los cuales probablemente nacieron allí (Sears, 1987; Gendron, 2002); por lo que se considera que el GC es una zona de crianza importante y posiblemente también de reproducción (Gendron, 2002).

Desde hace dos décadas se ha investigado el estado de esta población, a partir de estimaciones de abundancia provenientes de estudios de fotoidentificación y muestreo de distancias por transectos lineales, principalmente en las aguas de California. Con los resultados obtenidos se sugirió que la población mantenía un crecimiento importante (Baskin, 1993; Barlow, 1994), dado que la abundancia más reciente es de aproximadamente 3,000 ballenas (Calambokidis & Barlow, 2004), la mitad de las que se estimaron previo al comercio ballenero a partir de datos de captura por unidad de esfuerzo (Rice, 1974). Por lo anterior, se considera que esta población es la más recuperada de la especie (Sears & Calambokidis, 2002).

La observación de una abundancia mayor de organismos en esta población efectivamente puede ser el reflejo de un crecimiento poblacional, pero también puede ser la consecuencia de un cambio en su distribución (Baskin, 1993; NMFS, 1998; Forney *et al.*, 2000; Sears & Calambokidis, 2002). A causa de lo anterior es necesario evaluar el estado poblacional a través de análisis alternativos en donde se considere la estructura y la dinámica de la población.

Desafortunadamente para esta población de ballena azul se carece de información sobre la estructura y la dinámica poblacional. No obstante, con la estimación de la longitud total de los organismos es posible describir la estructura por longitud, y así identificar cambios o fluctuaciones en el tiempo, segregaciones o predominancia de categorías de edad, entre otros parámetros y características descriptivas que permiten hacer inferencias sobre la dinámica y el estado poblacional (Gordon *et al.*, 1986; Waters & Whitehead, 1990; Angliss *et al.*, 1995; Gregr *et al.*, 2000).

A partir de la estructura (por longitud o edad) de una población también es factible desarrollar o aplicar modelos matemáticos para conocer de manera simplificada, pero razonablemente efectiva, la respuesta de la población a la explotación en el pasado, su estado actual o su proyección en el tiempo (Caswell, 2001; Haddon, 2001).

De esta manera, y a pesar de las limitaciones que existen para estimar la longitud total de las ballenas en vida libre, en este estudio se desarrolló un método fotogramétrico para estimar la longitud de la ballena azul.

Con este método se obtuvo una aproximación de la estructura de la población; lo que permitió investigar aspectos de la dinámica poblacional de la ballena azul del Pacífico Noreste. El primer aspecto estudiado fue la estructura por longitud de las ballenas observadas en el GC, a partir de la cual se investigó la existencia de segregación por tamaños, fluctuaciones espaciales y se comparó con la estructura de ballenas capturadas en el pasado. El segundo aspecto fue describir el crecimiento individual de la ballena azul del GC, a partir de las longitudes estimadas e información de la edad proveniente de la base de datos de individuos de ballena azul fotoidentificados (CICIMAR: 1993-2007). Para el tercer aspecto se transformó la distribución de frecuencias de longitud total en categorías de edad de la población. Finalmente, como cuarto aspecto se obtuvo una estimación preliminar de los parámetros de la dinámica y el estado actual de la población de ballena azul del Pacífico Noreste, a través de diversos escenarios generados con un modelo estructurado por categorías de edad y con un modelo no-estructurado (el logístico generalizado).

7. ANTECEDENTES

7.1. Generalidades de la ballena azul.

La ballena azul, *Balaenoptera musculus* (Linnaeus, 1758), es la más grande de todas las ballenas, dado que se han registrado individuos con 31 m de longitud total en el Hemisferio Norte y con 33 m en el Hemisferio Sur (Gambell, 1979; Yochem & Leatherwood, 1985).

Este mysticeto (ballena con barbas) pertenece a la familia *Balaenopteridae*, grupo conocido comúnmente como los rorcuales (Yochem & Leatherwood, 1985). Usualmente las ballenas azules son observadas solas o en pares, pero concentraciones de hasta 50 individuos pueden ocurrir en zonas de alta productividad (Sears, 2002). Su soplo es el más alto (hasta 9 m; Gambell, 1979) y denso de todos los cetáceos, por lo que ha servido como herramienta de identificación junto con la forma de la aleta dorsal (proporcionalmente pequeña y posicionada hacia la parte posterior del cuerpo) y el patrón de pigmentación de los costados corporales de cada individuo (Sears *et al.*, 1990).

Se estima que puede alcanzar una edad máxima entre 80-90 (Yochem & Leatherwood, 1985) y 110 años (Ohsumi, 1979), y que alcanza la madurez sexual entre los 5 y 10 años de edad (Gambell, 1979; Yochem & Leatherwood, 1985). Las hembras tienen una cría cada 2-3 años, después de un período de gestación de 10-12 meses. Las crías miden al nacer aproximadamente 7 m de largo y el destete ocurre a los 6-8 meses, cuando la cría alcanza una longitud de 16 m (Gambell, 1979; Yochem & Leatherwood, 1985). La longitud promedio de los individuos adultos sexualmente maduros del Hemisferio Norte (*B. musculus musculus*) es de 22-23 m para las hembras y 21-22 m para los machos; los cuales son de menor tamaño a sus contrapartes (*B. musculus intermedia*) del Hemisferio Sur (23-24 m y 22-23 m, respectivamente; Yochem & Leatherwood, 1985).

7.1.1. Historia de explotación.

En zonas del Atlántico y Pacífico Norte los balleneros del siglo XIX operaban con embarcaciones menores y con arpones de mano, lo que restringía la captura de veloces cetáceos como la ballena azul (Scammon, 1874). El inicio y la cúspide de la cacería de esta especie fue durante el período de 1900-1931, cuando se empezaron a emplear los arpones explosivos, embarcaciones más grandes y veloces, así como embarcaciones-fábricas que permitían capturar y procesar los animales en altamar (Papastavrou, 1996). Estos adelantos tecnológicos permitieron la expansión de las operaciones de captura hasta regiones de la Antártica (Tønnessen & Johnsen, 1982; Yochem & Leatherwood, 1985).

A partir de las capturas se obtuvo información de algunas características biológicas de la especie, p. ej. su distribución cosmopolita con patrones de migración entre áreas de alimentación (zonas de alta productividad cercanas a los polos) y reproducción (zonas de baja productividad cercanas a los trópicos; Yochem & Leatherwood, 1985). Además, se determinó la existencia de por lo menos cuatro poblaciones geográficamente separadas: Atlántico Norte, Pacífico Norte, Océano Índico y en el Hemisferio Sur (Mizroch *et al.*, 1984).

El gran tamaño y el valor comercial de su carne y grasa motivaron a que la ballena azul fuera una de las principales especies capturadas durante las actividades de comercio con ballenas (Tønnessen & Johnsen, 1982; Brueggeman *et al.*, 1985; Yochem & Leatherwood, 1985; Eguchi, 1994). Sin embargo, durante el período de 1924-1961 se capturaron más de 280,000 ballenas azules a nivel mundial (Chapman, 1974), lo que afectó de manera importante la abundancia de las poblaciones (Gambell, 1976b; NMFS, 1998); y provocó a que en el año 1966 la IWC decretara la protección completa de la especie (Yochem & Leatherwood, 1985).

7.1.2. Estado actual de las poblaciones de ballena azul.

La función de la IWC ha sido investigar, evaluar y vigilar las poblaciones de cetáceos (Gambell, 1976b; Papastavrou, 1996); por lo que los conocimientos sobre las poblaciones de estas especies son de suma relevancia. Estimaciones de abundancia de las poblaciones de ballena azul previo al auge de la cacería fueron desarrolladas basándose en modelos de captura por unidad de esfuerzo (CPUE; Gambell, 1976b; Allen & Kirkwood, 1988). Mientras que en la actualidad las estimaciones de abundancia de la ballena azul han provenido de modelos de captura, marcaje y recaptura basándose en fotografías de identificación (Hammond *et al.*, 1990) y modelos probabilísticos basados en el registro de la distancia de cada avistamiento con respecto a un transecto lineal (Buckland *et al.*, 2001).

Cuando se comparan las abundancias estimadas en la actualidad con las estimaciones previas a la época de caza, se observa que las poblaciones de ballena azul muestran señales de recuperación (Mansfield, 1985; Baskin, 1993; Barlow, 1994; Branch *et al.*, 2004); pero en general la tasa de recuperación ha sido lenta (NMFS, 1998).

En la región subAntártica, la abundancia previa al auge de comercio con ballenas ha sido estimada en aproximadamente 239,000 ballenas, mientras que la estimación actual es de tan solo 1,700 individuos (Branch *et al.*, 2004). En el Atlántico Noroeste la abundancia inicial fue estimada en 3,500 ballenas (Yochem & Leatherwood, 1985), mientras que actualmente se estiman entre 600 y 1,500 individuos (Sears, 2002). La población del Pacífico Noreste es la más recuperada (Sears & Calambokidis, 2002), ya que la estimación más reciente (2,577-3,416 ballenas; Calambokidis & Barlow, 2004) representa aproximadamente el 60% de la abundancia supuesta previo a las capturas (6,000 ballenas; Rice, 1974).

Adicionalmente, el Golfo de California ha sido reconocido como la única zona de crianza y probable reproducción de la ballena azul del Pacífico Noreste (Gendron, 2002), lo cual seguramente ha contribuido en la recuperación de esta población.

No obstante, se piensa que la población en el Pacífico Noreste es muy abundante como para ser explicada solamente por un crecimiento poblacional (NMFS, 1998; Forney *et al.*, 2000); por lo que ha surgido la hipótesis de que un cambio en la distribución de la población pudo haber ocurrido y por ello se ha registrado un mayor número de avistamientos en la zona de alimentación actual de la población (Baskin, 1993; NMFS, 1998).

7.2. Medición de la longitud total de los cetáceos.

La longitud total de los animales provee información útil en estudios biológicos, ecológicos, poblacionales y de comportamiento (Waters & Whitehead, 1990; Dawson *et al.*, 1995; Jaquet, 2006). A partir de datos de la longitud total se puede inferir la edad, el sexo (en caso de existir dimorfismo sexual) y el crecimiento de un individuo (Gordon *et al.*, 1986). Asimismo, el tamaño provee información sobre el uso del hábitat (Perryman & Lynn, 1993) y mejora la precisión en la estimación de parámetros poblacionales como la tasa de preñez y la longitud o edad de madurez sexual (Waters & Whitehead, 1990; Dunstan *et al.*, 2007).

No obstante, medir la longitud de las ballenas en su ambiente natural es logísticamente complejo, debido a su gran tamaño, su dependencia total al hábitat acuático (Dawson *et al.*, 1995) y por su continuo movimiento natatorio; además, generalmente sólo muestran una pequeña parte de su cuerpo sobre la superficie del agua y por muy corto tiempo (Gordon *et al.*, 1986).

Las primeras estimaciones de la longitud de las ballenas fueron basadas en métodos visuales por observadores “experimentados” (Ohsumi, 1977); sin embargo, estas estimaciones visuales no coincidían con la longitud obtenida directamente sobre la ballena capturada (ver Jaquet, 2006). Por lo cual, las bases biológicas e información morfométrica de las ballenas proviene principalmente de organismos capturados durante las operaciones balleneras (Mackintosh, 1942; Fujino, 1956; Clarke & Paliza, 1972; Lockyer, 1984; Brueggeman *et al.*, 1985; Waters & Whitehead, 1990).

No obstante, desde el cese del comercio con ballenas la información morfométrica de estas especies ha provenido principalmente de organismos varados; y más recientemente, con la aplicación de técnicas fotogramétricas, ha sido posible medir a los organismos vivos que conforman las poblaciones actuales.

7.2.1. Métodos fotogramétricos.

Se reconocen tres métodos fotogramétricos: *el simple*, *el de estereofotogrametría* y *la fotogrametría aérea*. El primero emplea una sola cámara por lo que requiere una medida independiente de la escala de la fotografía, la cual se obtiene con la distancia entre la cámara y el objeto o incluyendo un objeto de tamaño conocido dentro de la fotografía (Whitehead & Payne, 1981). La *estereofotogrametría*, emplea un sistema de dos cámaras que permite proyectar una imagen tridimensional, por lo que no requiere una medición independiente de la distancia (Dawson *et al.*, 1995), la escala es dada por la separación entre las cámaras y el desplazamiento horizontal entre los pares de fotografías (Rüther, 1983; Dawson *et al.*, 1995). La *fotogrametría aérea*, consiste en aplicar una ecuación para relacionar el tamaño del objeto en la fotografía con su tamaño real, en donde la escala es definida como una proporción entre la altitud (usualmente obtenida por vía de un radar altímetro; Davis *et al.*, 1983; Perryman & Lynn, 1993; 1994) y la longitud focal de la lente de la cámara. Recientemente se ha comenzado a explorar la videogrametría acuática (Dunstan *et al.*, 2007).

Durante el desarrollo de las técnicas fotogramétricas se descubrió su utilidad para medir animales de vida libre, especialmente especies de gran tamaño. Fue así como Croze (1972) realizó una investigación sobre la estructura poblacional de elefantes terrestres (*Loxodonta africana africana*). Heyland (1974) midió y contó belugas (*Delphinapterus leucas*) en vida libre y desde entonces se ha hecho con otras especies de cetáceos (Ray & Wartzok, 1980; Whitehead & Payne, 1981; Cabbage *et al.*, 1984; Gordon *et al.*, 1986; Cabbage & Calambokidis, 1987; Best & Rüther, 1992; Dawson *et al.*, 1995; Perryman & Lynn, 2002; Gilpatrick & Perryman, 2008).

Sin embargo, durante el empleo de estos métodos fotogramétricos se han observado algunos inconvenientes: se requiere de elevados gastos para solventar la renta de una aeronave o embarcación, o para la compra de equipo especializado, entre otros; y además, son comunes las dificultades de logística para obtener imágenes de calidad adecuada, con un error mínimo, para calibrar y obtener la escala, entre otros.

7.3. Estructura por longitud total de los cetáceos.

El conocimiento de la longitud total de los cetáceos permite determinar la estructura por tamaños de una población (Croze, 1972; Waters & Whitehead, 1990), a partir de la cual se puede identificar o discriminar poblaciones de organismos (Mackintosh & Wheeler, 1929; Allen, 1980; Perryman & Lynn, 1993; Begg, 2005; Jaquet, 2006); así como inferir parámetros y el estado de una población (Angliss *et al.*, 1995; Brueggeman *et al.*, 1985; Gordon *et al.*, 1986; Jaquet, 2006; Perryman & Lynn, 1993; Whitehead & Payne, 1981).

La estructura de una población puede ser basada en las longitudes, edades o sexo de los organismos (Hilborn & Walters, 1992; Williams *et al.*, 2002). Cuando se basa en la longitud la estructura se refiere al arreglo y frecuencia de las longitudes de los organismos que conforman dicha población; y sus indicadores son: la longitud promedio, la mínima y la máxima (Begg, 2005).

Las primeras descripciones de la estructura por longitud de los cetáceos se obtuvieron de información recabada durante las actividades de comercio con ballenas (Brueggeman *et al.*, 1985; Gregr *et al.*, 2000), por lo que dicha información constituye la base de los estudios biológicos de estas especies (Mackintosh & Wheeler, 1929; Nishiwaki, 1959; Gambell, 1976b; Allen, 1980; Gregr *et al.*, 2000). Con el reciente empleo de los métodos fotogramétricos se han obtenido importantes conocimientos como: la observación de segregaciones o agrupaciones de cetáceos de ciertas longitudes o sexos (Payne, 1983; Cabbage & Calambokidis, 1987; Perryman & Lynn, 1993; 2002) con fines de alimentación o protección (Finley, 1990; Cosens & Blouw, 2003).

Es importante señalar que los pocos estudios fotogramétricos que analizan la estructura por longitud no van más allá de una simple descripción de los tamaños y su relación con la distribución geográfica o uso del hábitat; debido a que la mayoría de estos estudios se han realizado exclusivamente a partir de fotogrametría aérea, con la cual no es posible obtener información biológica adicional de los organismos o del ambiente. Esto ha originado sólo un conocimiento parcial sobre la estructura por longitud de la mayoría de las poblaciones actuales de misticetos, y mucho menos se conoce la estructura de dichas poblaciones basándose en el sexo o la edad de los organismos.

7.4. Crecimiento individual de los cetáceos.

El crecimiento individual no genera inferencias sobre el estado de una población, pero es un importante componente de la dinámica poblacional dado que , a través de la estructura por edad, aproxima información sobre la biomasa y productividad de los organismos de una población (Sparre & Venema, 1995). Los estudios sobre el crecimiento individual se caracterizan por analizar las correlaciones entre la longitud total y la edad de cada organismo (Hilborn & Walters, 1992; Sparre & Venema, 1995; Haddon, 2001). Este procedimiento supone que todos los individuos de la población tienen la misma tasa de crecimiento promedio y que ésta no cambia a través del tiempo (Sparre & Venema, 1995). Sin embargo, el crecimiento individual puede ser diferente entre especies, entre poblaciones de una misma especie e incluso entre individuos de una misma población (Ricker, 1979).

La longitud total se puede obtener directamente sobre el cuerpo del organismo o mediante técnicas fotogramétricas (ver sección 7.2.1). Mientras que la determinación de la edad de los animales es una de las tareas más problemáticas pero importantes de las ciencias biológicas (Sparre & Venema, 1995; Haddon, 2001).

Los métodos usados para la determinación de la edad se han perfeccionado con el desarrollo de innumerables investigaciones en peces. Estos métodos han consistido en observar directamente las discontinuidades del crecimiento en las estructuras esqueléticas y correlacionarlas con el tiempo en que ocurrieron (Beamish & McFarlane, 1987; Sparre & Venema, 1995; Haddon, 2001). Las marcas depositadas en las estructuras duras (análogas a los anillos de crecimiento que presentan los árboles; Haddon, 2001) han sido el método más confiable para estimar la edad (Sparre & Venema, 1995); sin embargo con esta metodología sólo se generaba información sobre el crecimiento de un limitado número de organismos, por lo que fue necesario realizar extrapolaciones mediante modelación matemática para determinar las progresiones del crecimiento de manera continua a través de todas las edades de un grupo de individuos de la misma especie (Sparre & Venema, 1995).

7.4.1. Modelos de crecimiento individual

Un modelo matemático debe ser una expresión sencilla que aporte mucha información; p. ej. un modelo que proporcione la longitud del organismo estudiado de cualquier edad (Sparre & Venema, 1995).

Ludwig von Bertalanffy propuso un modelo que describe la curva de crecimiento somático promedio a partir de datos de longitud y edad de los organismos (Bertalanffy, 1938). La función del modelo se basa en la tasa de crecimiento individual, considerada como la diferencia entre el anabolismo y catabolismo (Sparre & Venema, 1995). Este modelo de von Bertalanffy ha sido utilizado en una gran diversidad de especies de animales (Haddon, 2001); sin embargo, también se han desarrollado otras aproximaciones matemáticas para describir el crecimiento y estimar los parámetros; entre los más empleados son el modelo logístico, el de Gompertz y el de Richards (Hilborn & Walters, 1992).

La escasa información sobre el crecimiento individual de los cetáceos proviene de los organismos cazados en la época ballenera y principalmente a edades adultas, debido a la regulación del tamaño legal de captura que existía (Gambell, 1976b). Por

lo anterior, el crecimiento individual de los cetáceos de las poblaciones actuales se desconoce casi por completo; con excepción de los organismos que han sido analizados a partir de varamientos (delfín nariz de botella (*Tursiops truncatus*), Stolen *et al.*, 2002; Mattson *et al.*, 2006; y ballena franca (*Eubalaena glacialis*), Moore *et al.*, 2004) o de capturas incidentales en redes de pesca (marsopa de Dall (*Phocoenoides dalli*), Ferrero & Walker, 1999; delfín franciscana (*Pontoporia blainvillei*), Pinedo & Hohn, 2000; Ramos *et al.*, 2002; marsopa de puerto (*Phocoena phocoena*), Read & Tolley, 1997; Ólafsdóttir *et al.*, 2002). Sin embargo, estos estudios sólo representan a un segmento de la población que muere; por lo que se desconoce el crecimiento individual de los organismos vivos debido a la dificultad de determinar la longitud y edad de cada organismo en su ambiente natural.

7.5. Estructura por edad de los cetáceos.

La edad es un parámetro de la historia de vida usado en la discriminación de poblaciones de especies marinas (Begg, 2005). En los cetáceos este parámetro es un componente importante para conocer la estructura de una población, la tasa de mortalidad, la edad máxima y cambios en parámetros de sus historias de vida, p. ej. la madurez física y sexual (Mackintosh, 1972; Gambell, 1976b); asimismo es posible identificar segregaciones o categorías predominantes (Waters & Whitehead, 1990; Angliss *et al.*, 1995). A su vez, estos parámetros descriptores de la dinámica poblacional conceden las bases para el manejo y evaluación de las poblaciones (Ohsumi, 1977; 1980; Angliss *et al.*, 1995; Begg, 2005). Sin embargo, la determinación precisa de la edad ha sido una tarea difícil en muchos organismos (Campana, 2001) y principalmente en los más longevos como los cetáceos.

7.5.1. Determinación de la edad en cetáceos.

La edad de los cetáceos en un principio fue determinada con el seguimiento de alguna evidencia de identificación individual (Rice & Wolman, 1971; Ohsumi, 1977); p. ej. los arpones que quedaban como “marcas” en el cuerpo de las ballenas que sobrevivían a previos intentos de captura (Gambell, 1976b; George & Bockstoce,

2008). Posteriormente, al analizar ballenas capturadas se observó que varias estructuras del cuerpo (la mandíbula inferior, la bula timpánica y las barbas) mostraban capas relacionadas con periodos de crecimiento (Gambell, 1976b); sin embargo, también se determinó que éstas generaban subestimaciones de la edad real (Mackintosh, 1972; Gambell, 1976b; Olsen, 2002).

Los métodos más confiables en la estimación de la edad de los cetáceos son:

1) El conteo de las marcas en los ovarios, *corpora luteum* y *albicantia*. Estas marcas son originadas por el proceso de ovulación y parto, y son persistentes y visibles a lo largo de la vida de las hembras sexualmente maduras (Gambell, 1976b; Allen & Kirkwood, 1988); por lo que fueron usadas como un índice de edad relativa (Mackintosh & Wheeler, 1929).

2) El conteo de láminas del *talugo*, estructura que transfiere las ondas sonoras del agua al oído (Gambell, 1976b; 1979). Estas láminas son formadas por queratina de color claro y oscuro (Purves, 1955), las cuales forman una capa de crecimiento. Las claras se originan por células de grasa durante el período de alimentación, mientras que las oscuras por tejido con menor grasa durante el período de no alimentación (Gambell, 1976b; 1979), por lo que su formación es anual (Mackintosh, 1972; Gambell, 1976b). No obstante, hubo controversias en la equivalencia de tiempo para la formación de cada lámina (Roe, 1967), principalmente en la determinación de edades tempranas; aunado a esto se han sugerido posibles sesgos en las estimaciones de la edad debido a la dificultad de coleccionar el *talugo* completo (Rice & Wolman, 1971). Desafortunadamente este método se desarrolló cuando la mayoría de las poblaciones ya estaban colapsadas por la sobreexplotación (Gambell, 1976b; Yochem & Leatherwood, 1985).

3) El conteo de líneas de crecimiento en *dientes*. Dado que los odontocetos (ballenas con dientes) no forman una estructura análoga al *talugo*, se han utilizado los dientes para determinar su edad (Mackintosh, 1972; Gambell, 1976b). Estos se componen de un núcleo central de dentina cubierto por láminas translúcidas y opacas, cada par

constituye una capa de crecimiento (Gambell, 1976b). Al usar como analogía la técnica del *talugo* y basándose en varias evidencias (como el registro de bombas de radiocarbono en los dientes de belugas; Stewart *et al.*, 2006) se ha considerado que cada capa de crecimiento corresponde a un año de edad (Mackintosh, 1972; Gambell, 1976b).

Al aprovechar el desarrollo científico y tecnológico en las últimas décadas han surgido diversas metodologías para determinar la edad de estas especies, p. ej. la determinación del grado de coloración de la lente del ojo (George *et al.*, 1999) y la determinación de señales isotópicas de carbono y nitrógeno en marcas de crecimiento de las barbas (Schell *et al.*, 1989). Sin embargo, en todos estos casos se requiere la disponibilidad física del organismo para extraer las estructuras y analizarlas; razón por la cual estos estudios sólo han sido empleados en organismos varados, capturados con permisos especiales (para investigación o consumo por aborígenes) o aquellos organismos atrapados en redes incidentalmente, por lo que usualmente son un reducido número de individuos.

Por otra parte, el seguimiento de las “marcas” naturales (pigmentación del cuerpo y forma de las aletas) fotografiadas en estudios intensivos a largo plazo han permitido conocer la edad de algunos organismos; aunque usualmente esto también ocurre sólo para un pequeño grupo de individuos de una población (Whitehead & Gordon, 1986). Alternativamente, con el uso de las claves de edad-longitud se han transformado las longitudes a edades en cada individuo (Ohsumi, 1980); sin embargo, esto puede originar una aproximación ineficiente (Whitehead & Gordon, 1986), ya que la mayoría de las especies alcanzan su longitud máxima a edades tempranas (Chapman, 1974; Lockyer, 1984).

Al considerar estas dificultades en la determinación de la edad de los cetáceos, comúnmente una población se estructura basándose en *categorías de edad* a partir de mediciones de la longitud total y con la referencia de las etapas ontogénicas de la especie de interés (p. ej. Perryman & Lynn, 1994; Angliss *et al.*, 1995; Cosens &

Blouw, 2003); o con el empleo de análisis de progresión modal sobre la estructura por longitud (Rosenberg & Beddington, 1988; Hilborn & Walters, 1992).

7.5.2. Inferencia del estado poblacional a partir de la estructura por edad.

Angliss *et al.* (1995) mencionan una aproximación del estado de la población de ballena boreal (*Balaena mysticetus*) a partir de la estructura por categorías de edad. Lo anterior podría ser argumentado a partir de la relación entre el tamaño de la población y la producción de la misma; esto es, cuando la abundancia de la población equivale a la mitad de la capacidad de carga, la tasa de crecimiento o producción es la máxima (Haddon, 2001), por lo que se esperaría que la abundancia de los organismos inmaduros pudiera ser mayor a la de los maduros, y viceversa (Fig. 1).

No obstante, para obtener una aproximación efectiva del estado de una población se emplean modelos poblacionales, con los cuales se describe la dinámica de una población, al estimar sus parámetros y tamaño (Grant, 1986).

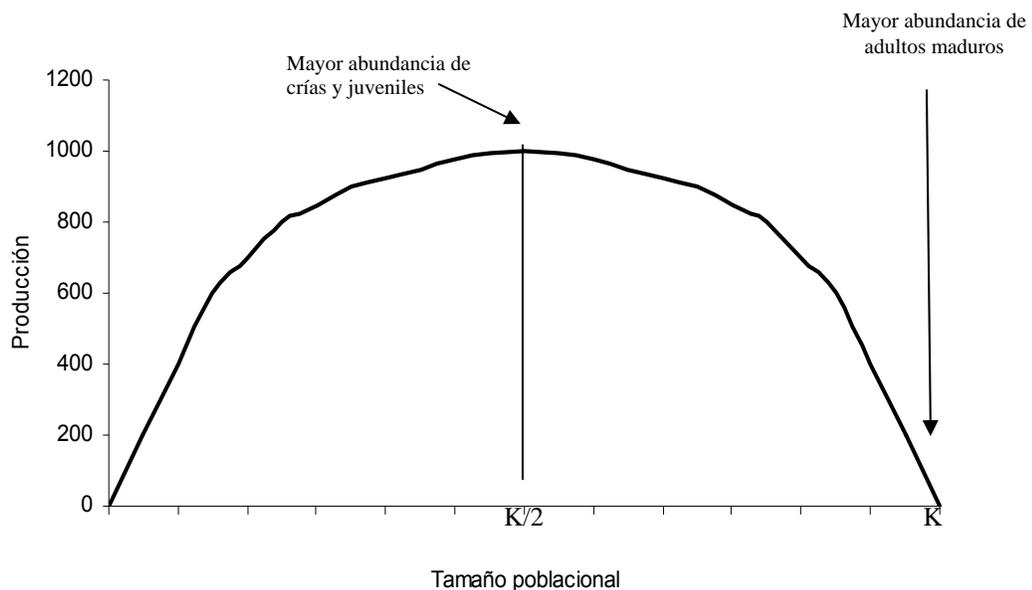


Figura 1. Relación entre el tamaño y la producción de una población. K =capacidad de carga de la población. Se señalan los puntos en donde hipotéticamente se esperaría una mayor abundancia para ciertas categorías de edad de los organismos que conforman la población.

7.6. Modelos poblacionales empleados en cetáceos.

En las últimas décadas los modelos matemáticos han sido una herramienta importante para representar los procesos de una población explotada, y así, realizar evaluaciones de las pesquerías que la afectan (Haddon, 2001). Estos modelos son una mera abstracción del sistema/proceso en cuestión (Hilborn & Mangel, 1997; Haddon, 2001); sin embargo, han sido metodologías muy útiles para aproximar el estado presente de una población en términos de su estado pasado, con el potencial de describir estados futuros (Breiwick, 1983; Allen & Kirkwood, 1988; Haddon, 2001) mediante una proyección de la misma (ver Caswell, 2001).

Lo anterior se obtiene exitosamente cuando se evalúan las fuentes potenciales de error en modelación: 1.- *error de proceso*: fuentes azarosas que causan variaciones en la población; 2.- *error de observación*: imprecisión de los datos a partir de los cuales se estiman los valores de los parámetros y 3.- *error asociado* con la estructura del modelo (Hilborn, 1997; Hilborn & Mangel, 1997; McCallum, 2000; Taylor *et al.*, 2000; Caswell, 2001). Adicionalmente es necesario contar con la información suficiente (datos observados) de la población de interés. De lo contrario, no hay garantía de que el modelo haga predicciones adecuadas de la población o que los parámetros estimados sean los valores óptimos (Hilborn & Walters, 1992; Haddon, 2001).

En el nivel más básico, los modelos son conformados por variables y parámetros. Los parámetros modifican el impacto o contribución de una variable a las salidas del modelo; pero éstos son estimados al ajustar el modelo a los datos observados (Haddon, 2001). Mientras que las variables representan algo definible o medible en la naturaleza (Haddon, 2001).

7.6.1. Tipos de modelos para describir la dinámica de una población.

El modelo simple o no-estructurado usa el número total de individuos como una variable de estado, al asumir que todos son idénticos como una biomasa indiferenciada, p. ej. el modelo logístico (Caswell, 2001; Haddon, 2001).

Por su parte, con la información de la estructura de una población es posible construir un modelo estructurado, el cual describe el comportamiento de cada cohorte que conforma la población y permite analizar la importancia relativa de los animales inmaduros y maduros, y la contribución o efecto que éstos tienen hacia la población (Caswell, 2001; Haddon, 2001). Esto sugiere que la dinámica de la población representada con los modelos estructurados es más realista.

Dada la dificultad para determinar con exactitud la edad de los cetáceos de vida libre (ver sección 7.5.1) y al considerar que la estructura y dinámica de una población depende más del tamaño o de la etapa de desarrollo que de la edad (Caswell, 2001), los modelos estructurados empleados para describir la dinámica y estimar los parámetros en poblaciones de cetáceos se han basado en categorías o clases de edad (ver Usher, 1981; Whitehead & Payne, 1981; Olesiuk *et al.*, 1990; Waters & Whitehead, 1990; Brault & Caswell, 1993; Barlow & Clapham, 1997; Wielgus *et al.*, 2008). Adicionalmente, se ha demostrado que un modelo estructurado por categorías arroja resultados muy similares a los de un modelo estructurado con edades (Brault & Caswell, 1993).

El desarrollo de un modelo estructurado por edades o categorías de edad de una población de cetáceos es complejo, debido a que la información de algunos parámetros poblacionales requeridos para realizar las proyecciones en ocasiones son desconocidos (Usher, 1981), o provienen de datos de ballenas capturadas décadas atrás, por lo que pueden carecer de precisión y no representar adecuadamente a los de las poblaciones actuales. Pese a lo anterior, en algunas poblaciones de cetáceos de vida libre como las orcas (*Orcinus orca*) del Pacífico Norte, los estudios desarrollados por varias décadas (ver Olesiuk *et al.* 1990) han permitido recabar información suficiente para desarrollar análisis poblacionales y proyecciones con modelos estructurados para la población actual de vida libre (Brault & Caswell, 1993).

Desde el año de 1993 a la actualidad se han estudiado, a través de fotoidentificación y recolecta de muestras biológicas, las ballenas azules del GC. Como resultados de este estudio a largo plazo se han estimado parámetros importantes de la población, tales como: edad de madurez sexual (Gendron *et al.*, 2006), intervalo de nacimiento (Gendron, 2002), abundancia y tasa de supervivencia (Ugalde-De la Cruz, 2008). Este historial de avistamiento, aunado a otros parámetros reconocidos para la especie o la población y a la estimación de categorías de edad, sería la información necesaria para estimar, de manera preliminar, los parámetros de la dinámica y el estado poblacional de la ballena azul del Pacífico Noreste, ya que se podría emplear un modelo estructurado por categorías de edad.

8. OBJETIVOS

8.1. Objetivo general.

Determinar aspectos de la dinámica poblacional de la ballena azul (*Balaenoptera musculus*) del Pacífico Noreste.

8.2. Objetivos particulares.

I) Estimar la longitud total de la ballena azul a través de un método fotogramétrico.

II) Determinar la estructura por longitud total de la ballena azul del Pacífico Noreste: grupo del Golfo de California.

III) Describir el crecimiento individual de la ballena azul del Pacífico Noreste: grupo del Golfo de California.

IV) Determinar la estructura por categorías de edad de la ballena azul del Pacífico Noreste: grupo del Golfo de California.

V) Obtener una estimación preliminar de los parámetros de la dinámica poblacional y el estado actual de la ballena azul del Pacífico Noreste mediante un modelo estructurado por categorías de edad y un modelo no-estructurado.

9. MATERIALES Y MÉTODOS

9.1. Área de estudio.

El Golfo de California (GC) se ubica geográficamente en el Noroeste de México, entre las latitudes 23° y 31° N y las longitudes 107° y 115° W. Es un mar limitado al Oeste por la Península de Baja California y al Este por los estados de Sonora, Sinaloa y Nayarit. Tiene una longitud aproximada de 1,000 km y 150 km de ancho, correspondiente a un área aproximada de 210,000 km² (Roden, 1964; Fig. 2). La parte norte del GC, del delta del río Colorado a las grandes islas (Tiburón y Ángel de la guarda), es más somera; mientras que de las grandes islas hacia el Sur existen varias cuencas, hasta llegar a una profundidad de aproximadamente 3,600 m en la boca del golfo (SEMARNAP, 2000).

El GC es considerado como una zona subtropical con altos índices de productividad primaria de diciembre a junio y bajos índices entre junio y octubre (Santamaría-del-Ángel y Álvarez-Borrego, 1994). Las surgencias comúnmente se presentan en las islas y al sotavento de la costa Este durante el invierno y primavera, cuando predominan los vientos del Noroeste; y en la costa Oeste durante el verano cuando predominan los vientos del Sureste (Álvarez-Borrego & Lara-Lara, 1991). La temperatura superficial presenta intervalos entre los 14° y 21° C en febrero, y entre los 28° y 31° C en el mes de agosto (Álvarez-Borrego & Schwartzlose, 1979).

La circulación en el GC es generada principalmente por los vientos, procesos termohalinos e interacción con el Océano Pacífico (Marinone, 2003). Además, al ser un mar marginal rodeado por una elevada topografía y una zona de transición tropical-subtropical causa que el ambiente atmosférico y oceanográfico sea muy complejo, con variaciones interanuales intensas en los procesos físicos y biológicos (Lluch-Cota, 2000).

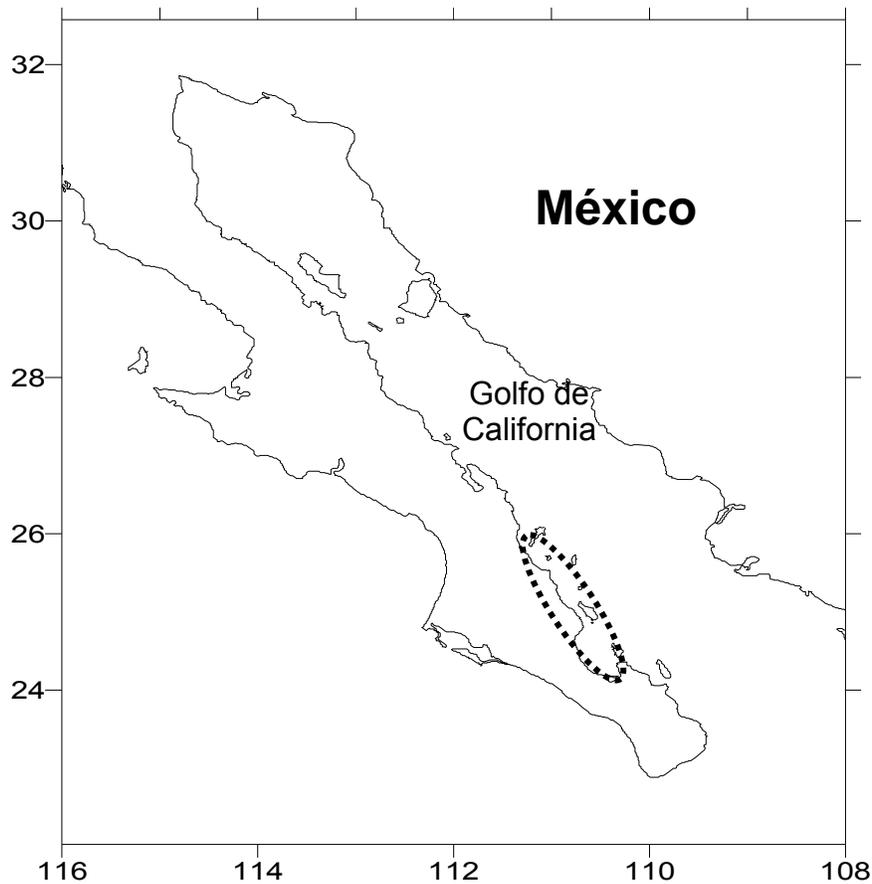


Figura 2. Área de estudio, el Golfo de California. Se indica en el óvalo la región costera de mayor esfuerzo de investigación, entre La Paz y Loreto, B.C.S.

9.2. Trabajo de campo.

Desde el año de 1993, el laboratorio de Ecología de los Mamíferos Marinos inició un estudio a largo plazo, basándose en fotoidentificación y recolecta de muestras biológicas de las ballenas azules avistadas en las aguas de Baja California y el GC durante los meses de invierno-primavera de cada año; y a partir de la temporada del 2005 se adicionó el método de *fotosecuencias* para estimar la longitud de cada individuo.

Las salidas al mar fueron dos cruceros sistemáticos (con derrotero previamente determinado), uno de marzo a abril del 2005 en toda la extensión del GC y otro en marzo del 2006 sólo en la región norte; mientras que mensualmente se realizaron dos o tres salidas no sistemáticas (sin derrotero planeado, mismo tipo de muestreo que se ha realizado desde el año 1993) para buscar ballenas en la región costera entre La Paz y Loreto, B.C.S. (Fig. 2).

Para la búsqueda de las ballenas se emplearon binoculares *Fujinon 7x50*. Al tener un avistamiento e identificarlo como ballena azul se registraron los siguientes datos en una hoja de avistamiento: fecha, hora, área, no. avistamiento, no. de animales y asociación con otros organismos.

Al aproximarse a la ballena azul se tomaron fotografías de la parte dorsal, porción corporal que permite la identificación individual ya que se aprecia su particular patrón de pigmentación y forma de la aleta dorsal (Sears *et al.*, 1990). Al momento de posicionar la embarcación paralelamente a la ballena se tomaron las *fotosecuencias* (método descrito en la siguiente sección). Finalmente, se recolectaron pequeños trozos de piel descamada, heces y ocasionalmente una biopsia de piel y grasa cuando se usó una punta modificada en una flecha lanzada por una ballesta (Gendron, 2002); lo anterior con la finalidad de determinar el sexo y haplotipo de cada individuo (mediante análisis moleculares realizados por el Dr. Luís Enríquez Paredes en el laboratorio de genética de poblaciones de la UABC).

9.3. Desarrollo del método de fotogrametría para estimar la longitud total de la ballena azul.

9.3.1. Experimento 1: Desarrollo del método de fotosecuencias con objeto fijo en tierra.

Para desarrollar el método fotogramétrico llamado *fotosecuencias*, previamente se evaluó su funcionalidad y precisión al simular el tamaño de una ballena azul con un objeto fijo en tierra: los contenedores de un trailer-camión de 19.5 m de longitud total.

Con el uso de una cámara digital *CANON EOS 20D* equipada con un fotolente *Sigma* de 70-300 mm, se tomaron fotografías (de 5 a 15 imágenes) de manera secuencial para abarcar completamente la longitud de los dos contenedores. La distancia entre la cámara y los contenedores, y la longitud focal de la lente fueron registradas para determinar la escala de medición.

Esta escala de medición fue una fotografía tomada a una serie de postes (tomada a la misma distancia y longitud focal de la *fotosecuencia*), los cuales estaban separados por una distancia conocida (0.5 m). Con el empleo del software *Photoshop* (*versión 6*), esta imagen de los postes fue transformada en una capa rayada, la cual fue sobrepuesta en cada una de las imágenes de la secuencia de los contenedores con la finalidad de manejarlos independientemente.

Después, con el uso del mismo software se unieron estas imágenes (marcadas con la escala de medición) al considerar como referencia los bordes y marcas particulares como las letras escritas sobre los contenedores (Fig. 3). La longitud total de los contenedores fue medida con el software *Sigma scan pro* (*versión 4*); dicha medición consistió en relacionar el equivalente del número de píxeles registrados entre dos líneas (0.5 m), con el número de píxeles que conformaron la longitud total de los dos contenedores en la imagen.

Todo el procedimiento anterior se repitió con la finalidad de tomar varias *fotosecuencias* y estimar la longitud de los contenedores; no obstante, las distancias y la longitud focal del fotolente fueron cambiadas aleatoriamente. Las estimaciones fueron evaluadas con la prueba *t-Student* y la precisión de éstas fue evaluada con el coeficiente de variación, *CV* (Zar, 1996); en ambos casos con respecto a la longitud real de los contenedores del camión.



Figura 3. Ejemplo de una *fotosecuencia* de los contenedores del trailer-camión (la distancia entre cada par de líneas corresponde a 0.5 m).

9.3.2. Experimento 2: Desarrollo del método de fotosecuencias con ballenas azules.

Posteriormente este método se desarrolló con las ballenas azules avistadas en el GC durante las temporadas de invierno-primavera del 2005 al 2007, como parte de las actividades de investigación. A bordo de embarcaciones menores (de aproximadamente 9 m de longitud) del CICIMAR se posicionó paralelamente a la ballena avistada; y con la misma cámara usada en el experimento 1 se tomaron *fotosecuencias* al costado de la ballena, desde el orificio nasal hasta la aleta dorsal.

Simultáneamente a cada secuencia de fotografías, tres o más distancias perpendiculares entre la ballena y la cámara fueron tomadas por otra persona ubicada a un costado del fotógrafo. Estas distancias fueron obtenidas con un calculador de distancia láser *Bushnell*, enfocado sobre el orificio nasal, sobre la parte media del costado del cuerpo y sobre la región cercana a la aleta dorsal. Al tomarse más distancias sobre otras partes del cuerpo se confirmaba la precisión de las mismas y se evaluaba la perpendicularidad de la *fotosecuencia*.

Con la última distancia perpendicular y la longitud focal de las fotografías, se hizo la escala de medición para cada fotosecuencia en particular (procedimiento descrito en el experimento 1). Posteriormente, las imágenes secuenciales fueron unidas al considerar como referencia el patrón de pigmentación natural de la piel de la ballena

(Fig. 4). Las *fotosecuencias* fueron medidas con el mismo software mencionado en el experimento 1; sin embargo, dichas mediciones se realizaron sobre la periferia del cuerpo de la ballena, sobre la cual se midió por segmentos la longitud entre el orificio nasal y la aleta dorsal. La longitud o tamaño de dichos segmentos dependió de la curvatura del cuerpo; es decir, en partes en donde la ballena no se encontraba curvada, el segmento medido fue más grande en comparación con aquellos segmentos que conformaron una parte curvada del cuerpo de la ballena (ver Anexo I para detalles de esta sección). Posteriormente, las longitudes de la cabeza y del pedúnculo fueron estimadas con una regresión polinomial.

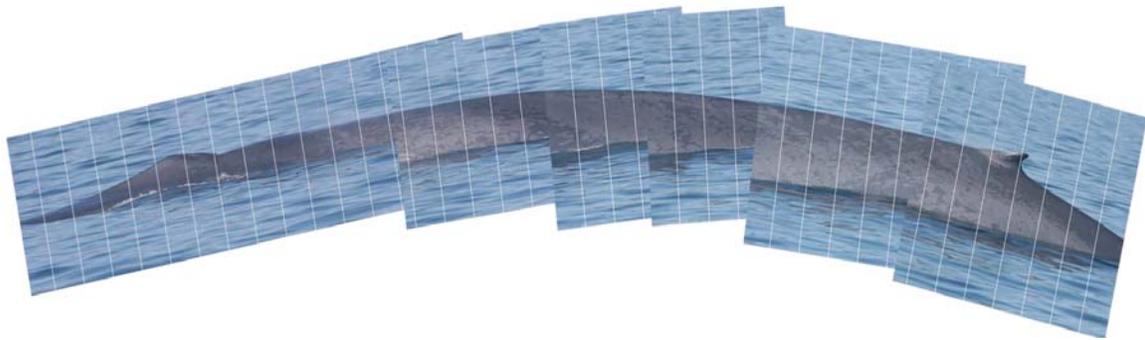


Figura 4. Ejemplo de una *fotosecuencia* de una ballena azul del Golfo de California (la distancia entre cada par de líneas corresponde a 0.5 m).

De manera similar a otros estudios (Best, 1990a; Gordon, 1990; Waters & Whitehead, 1990; Dawson *et al.*, 1995; Jaquet 2006) aquí se empleó una regresión polinomial para estimar la longitud total de la ballena azul, debido a que esta especie presenta un crecimiento de tipo alométrico (Ortega-Ortiz, 2004). La regresión se obtuvo al relacionar la longitud del orificio nasal a la aleta dorsal vs. la longitud total de las ballenas azules (*B. m. intermedia*) capturadas en la Antártica (Mackintosh & Wheeler, 1929); las cuales muestran proporciones del cuerpo similares a las proporciones de la ballena azul de Baja California (Ortega-Ortiz, 2004), por lo que no se afecta la estimación de la longitud total.

Esta estimación de la longitud fue considerada como la longitud máxima que alcanza el cuerpo de la ballena debido al estiramiento causado al flexionarse durante el nado, por lo que puede ser la longitud más próxima a la longitud real.

9.3.3. Fuentes de error del método de fotosecuencias.

Se consideraron tres fuentes de error que pueden afectar al método de *fotosecuencias*: 1) la precisión de las mediciones obtenidas con el software, 2) la precisión de la distancia registrada con el calculador láser y 3) el efecto causado por una posición oblicua (un ángulo) de la ballena con respecto a la embarcación en *fotosecuencias* no perpendiculares.

Para evaluar el primer error, se usó el software *Sigma scan pro* para medir la distancia conocida (0.5 m) entre dos objetos fijos en 30 diferentes fotografías. Las mediciones fueron evaluadas con la prueba *t*-Student y la precisión con el coeficiente de variación, CV (Zar, 1996).

Para evaluar el segundo error, se midieron 47 distancias aleatorias entre la cámara y un objeto de tamaño conocido (un carro) al usar una cinta métrica y el calculador láser. La primera fue considerada como la distancia “verdadera”, por lo que la diferencia promedio entre ambas distancias fue considerada como el error de precisión del calculador láser. Además, el objeto de tamaño conocido fue fotografiado simultáneamente a la medición de la distancia, con la finalidad de determinar el error en la estimación de la longitud del objeto originado por la precisión del calculador láser. Dicho error fue evaluado al comparar las estimaciones de la longitud del objeto, obtenidas al usar la escala de medición con la distancia “verdadera” y la escala con distancias del calculador láser.

El tercer error provino de *fotosecuencias* en donde la ballena no estuvo en una posición paralela a la embarcación, debido a que cambiaba la dirección de su navegación para alejarse. Con la finalidad de evaluar el error dado por esta posición oblicua (un ángulo) de las ballenas se calculó un factor de corrección.

Primero, cuando las tres distancias tomadas sobre el cuerpo de la ballena (simultáneamente a las *fotosecuencias*) fueron valores que difirieron en más de 1 m, se consideró que la posición de la ballena no fue paralela, sino oblicua. Segundo, se

simuló una ballena azul con un contenedor de un camión de longitud conocida, con la finalidad de conocer la longitud subestimada por el ángulo ocasionado por la posición oblicua de la ballena. El contenedor fue fotografiado desde diversas posiciones, en las que se consideraron cinco ángulos (0, 10, 20, 30 y 40°), nueve distancias diferentes (20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90 y 100 m) y tres longitudes focales (100, 200 y 300 mm), con el objetivo de abarcar la mayoría de las combinaciones que pudieran obtenerse de las *fotosecuencias* de ballenas azules en el mar.

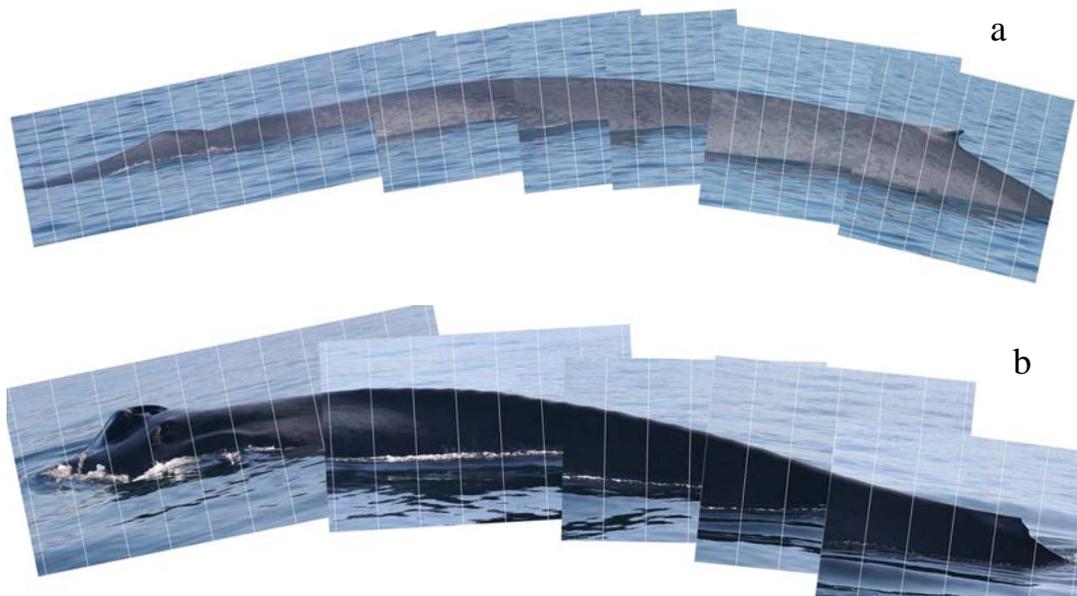
También se registró la distancia entre la cámara y el contenedor al enfocar el calculador láser: 1) hacia un extremo del contenedor, 2) hacia la parte media y 3) hacia el otro extremo del contenedor (ocasionalmente el más próximo al fotógrafo), con la finalidad de establecer la diferencia entre estas distancias correspondientes a cada ángulo. De esta manera, cuando las tres distancias medidas sobre el contenedor fueron iguales, la fotografía del contenedor fue perpendicular (sin ángulo); mientras que al existir un ángulo las distancias fueron diferentes, y dicha diferencia fue mayor cuando el ángulo incrementó. Esta aproximación del ángulo a partir de la diferencia entre las distancias permitió asignarle un valor de ángulo a las *fotosecuencias* de ballenas que presentaron alguna diferencia entre sus distancias; pero sólo aquellas *fotosecuencias* con una diferencia menor a 6 m (aquellas con ángulos menores de 40°) fueron consideradas en el análisis.

Finalmente, se midió la longitud del contenedor en todas las fotografías, para determinar la proporción subestimada de la longitud total causada por cada ángulo (Anexo II). Esta proporción subestimada se asignó a cada *fotosecuencia* de las ballenas, según el ángulo que presentaban.

De forma complementaria a lo anterior y como en algunas ocasiones no se registraron las tres distancias en las secuencias de las ballenas, se hizo una aproximación del ángulo visualmente. Esta aproximación consistió en comparar la posición del contenedor en la imagen con la de la ballena en la *fotosecuencia* (la cual tenía la misma longitud focal y distancia a la cual se tomó la foto del contenedor).

Esta aproximación de la posición de la ballena se facilitó al observar principalmente la orientación de la cabeza. Generalmente la cabeza es la parte del cuerpo más distante a la cámara; por esto, cuando una secuencia tuvo un ángulo, se apreciaron fácilmente los orificios nasales y entre más completos y abiertos se observaron, mayor ángulo presentó la secuencia. Cuando el ángulo fue cero (0°) no se apreciaron los orificios nasales (Fig. 5).

Para evaluar la aproximación visual del ángulo en las *fotosecuencias*, se comparó la longitud total obtenida de éstas con longitudes obtenidas de *fotosecuencias*, de la misma ballena, que tuvieron un ángulo determinado por distancias y de *fotosecuencias* que no tuvieron un ángulo con el empleo de la prueba pareada no paramétrica de Wilcoxon Z (Zar, 1996).



Figuras 5. *Fotosecuencias* de ballena azul, a) sin ángulo (no se aprecian los orificios nasales) y b) con ángulo (se aprecian los orificios nasales completamente).

Aún al considerar estas fuentes de error, la longitud estimada con el método de *fotosecuencias* fue corroborada al comparar con una longitud de referencia obtenida de un método independiente.

9.3.4. Método fotogramétrico independiente (fotogrametría aérea).

La fotogrametría aérea es una técnica efectiva para medir organismos grandes (Heyland, 1974; Cabbage *et al.*, 1984; Cabbage & Calambokidis, 1987; Ratnaswamy & Winn, 1993); por lo tanto, desde una avioneta se tomaron imágenes aéreas de algunas ballenas azules que previamente habían sido *fotosecuenciadas*, con la finalidad de comparar las estimaciones del tamaño obtenidas por métodos independientes.

En la zona costera del Suroeste del GC, durante una semana del mes de marzo del 2007, un equipo de trabajo a bordo de una avioneta tipo cessna 182 (Environmental Flying Services, EFS; piloto Sandy Lanham) localizó y tomó fotografías aéreas de las ballenas azules que se encontraban junto a la embarcación de investigación (CICIMAR XV), donde otro equipo de trabajo simultáneamente fotoidentificaba y tomaba *fotosecuencias* de las ballenas presentes en el área. Ambos equipos se comunicaban a través de radios marinos.

Se realizaron cuatro vuelos con una duración máxima de cuatro horas cada uno; la velocidad y altura a la que se buscaban las ballenas fue de 100 km/h y 2,000 m (promedio), respectivamente. Una vez localizada la ballena azul se daba aviso a la embarcación para que se acercara y posicionara paralelamente a la ballena y así ambos equipos pudieran fotografiar a la ballena simultáneamente. Las imágenes aéreas fueron tomadas con una cámara digital *Nikon* equipada con un fotolente de 70-300 mm. Para que las imágenes fueran verticales se tomaron cuando la piloto maniobraba la avioneta hacia un costado para posicionar al copiloto perpendicularmente sobre la ballena-embarcación. El número inicial y final de las fotografías aéreas de cada ballena-embarcación, fue transferido por radio-comunicación al equipo de la embarcación, para que fuera registrado en la hoja de avistamiento del individuo.

Dado que se conocía la longitud de la embarcación CICIMAR XV (9.8 m), ésta sirvió como escala de medición para medir la longitud del animal en la fotografía (Fig. 6;

ver Anexo III para detalles de esta sección). Asimismo, la embarcación sirvió para evaluar la precisión de la fotogrametría aérea, al comparar varias fotografías y estimar el CV (Zar, 1996) con respecto a su longitud real.



Figura 6. Imagen aérea de una ballena azul junto a una embarcación de longitud conocida (9.8 m) en el Golfo de California.

La toma de imágenes de buena calidad es fundamental, ya que la escala de medición es muy sensible al cambio del número de píxeles de la imagen y puede afectar la precisión de las mediciones. Además, las fotografías pueden distorsionarse por el movimiento de la avioneta (Cosens & Blouw, 2003) o las condiciones del mar pueden dificultar la observación de los bordes corporales de las ballenas fotografiadas (Ortega-Ortiz, 2004), por lo que la selección de las imágenes aéreas debe de ser muy rigurosa para evitar mediciones espurias.

De las imágenes aéreas obtenidas se seleccionaron aquellas que presentaron las siguientes características:

- 1.- Perpendicularidad; no debe de existir un ángulo entre la posición de la ballena-embarcación y el eje vertical de la avioneta, ya que el efecto por perspectiva podría ocasionar una subestimación de la longitud de la ballena. Se asumió que una imagen

aérea fue perpendicular cuando el ancho o la longitud de algunas partes de la embarcación medidas sobre dicha imagen coincidieron con las longitudes reales.

2.- Nitidez y claridad; se requieren imágenes nítidas para apreciar los bordes corporales de la ballena o de la escala métrica, preferentemente con un buen contraste entre el color del objeto y el del mar.

3.- Posición de la ballena en línea recta; se requiere que la ballena se observe completamente en línea recta; es decir, que la parte anterior (cabeza) o posterior (aleta caudal) no se encuentren sumergidas. Además que la ballena esté cerca de la superficie del agua, ya que probablemente al encontrarse muy sumergida puede perderse la claridad de los bordes corporales, lo cual podría originar una subestimación de la longitud real de la ballena.

Los resultados del método de *fotosecuencias* y los de fotografía aérea fueron comparados con la prueba pareada no paramétrica de Wilcoxon Z (Zar, 1996), para validar el método desarrollado en este estudio.

9.3.5. *Precisión del método de fotosecuencias.*

Para conocer la precisión del método de *fotosecuencias*, se tomaron *fotosecuencias* repetidamente a la misma ballena. Éstas ocasionalmente se tomaron de ambos lados del cuerpo de la ballena; pero fueron obtenidas a distancias diferentes entre la cámara y la ballena, y a longitudes focales diferentes. Además se investigó la correlación entre el número de veces que se midió un organismo y la desviación estándar de las mediciones (Coeficiente de correlación de Spearman, R). Adicionalmente, las *fotosecuencias* de 25 diferentes ballenas azules fueron montadas, unidas y medidas por tres personas, con la finalidad de evaluar la precisión referente a todo el proceso de montaje y medición de las *fotosecuencias*.

En ambos casos el coeficiente variación CV (Zar, 1996) fue calculado para cada longitud estimada de cada ballena.

9.4. Determinación de la estructura por longitud total de la ballena azul del Pacífico Noreste: grupo del Golfo de California (GC)

Se midieron las *fotosecuencias* obtenidas del 2005 al 2007, a partir de las cuales se obtuvo el promedio de la longitud total para cada ballena azul *fotosecuenciada* en varias ocasiones. Con la longitud promedio de cada ballena azul se describió la estructura por longitud, a partir de la longitud promedio total, la mínima y la máxima.

Un segundo análisis tuvo la finalidad de investigar la posible existencia de una segregación geográfica o uso diferencial del GC por la ballena azul. Esta área (GC) fue dividida en dos regiones: la *norte*, desde el Norte del GC hasta el Sur de las grandes islas (Isla Ángel de la guarda e Isla Tiburón), y la región *sur*, del Sur de las islas hasta la boca del GC. Para cada región se determinó la estructura por longitud; y se realizó una comparación entre las estructuras con el estadístico D de la prueba de Kolmogorov-Smirnov (K-S) (Steel y Torrie, 1988) y entre los promedios de dichas estructuras con la prueba χ^2 ANOVA de Friedman (Zar, 1996). Todos los análisis estadísticos se hicieron con un nivel de significación de 0.05 y con el empleo del programa *Statistic (versión 6)*.

Posteriormente para aquellas ballenas azules con sexo conocido por el historial de avistamiento (CICIMAR: 1993-2007) o determinado recientemente por el análisis molecular, se describieron las estructuras por longitud separadamente para hembras, machos y organismos con sexo no determinado. Posteriormente se compararon las estructuras de hembras y machos con las pruebas estadísticas mencionadas anteriormente.

Para describir las estructuras por longitud de las hembras y machos sexualmente maduros, se consideró la información obtenida de las ballenas capturadas en el pasado; por lo que la madurez sexual fue considerada cuando el organismo tenía una longitud igual o mayor a la longitud registrada en organismos sexualmente maduros del Pacífico Norte: 22 m para las hembras y 21 m para los machos

(Brueggeman *et al.*, 1985). De manera similar al análisis anterior, se determinaron las estructuras por longitud y se compararon con las mismas pruebas estadísticas.

9.4.1. Comparación entre estructuras por longitud total de hembras reproductivas del GC y las hembras reproductivas capturadas en California-Baja California.

Como el mejor criterio para identificar diferencias en el tamaño de los organismos es mediante la comparación de la longitud de los organismos adultos o sexualmente maduros (Mackintosh & Wheeler, 1929), en este estudio se comparó la estructura por longitud de hembras reproductivas *fotosecuenciadas* en el GC con la de hembras reproductivas capturadas en costas de California-Baja California entre los periodos de 1924-1930 (Información otorgada por la IWC).

Las hembras de ballena azul *fotosecuenciadas* en el GC fueron consideradas como reproductivas si fueron avistadas con una cría durante el transcurso del estudio de fotoidentificación (1993-2007), de esta manera se asumió que la hembra es la madre de la cría y así se garantizó que es sexualmente madura. Mientras que las hembras capturadas en el pasado fueron consideradas como reproductivas cuando tenían marcas de ovulación o parto (Brueggeman *et al.*, 1985; Branch *et al.*, 2007), o si estaban acompañadas de una cría en el momento en que fueron capturadas (Información de IWC). También se determinaron las estructuras por longitud y se realizaron las comparaciones con las pruebas estadísticas ya mencionadas.

Este análisis fungió como un seguimiento poblacional, ya que al pertenecer las ballenas del GC y las de California-Baja California a la misma población (Calambokidis *et al.*, 1990), fue posible comparar dos estructuras por longitud en periodos distintos (2005-2007 y 1924-1965) y en situaciones diferentes (sin captura y con captura).

9.5 Descripción del crecimiento individual de la ballena azul del Pacífico Noreste: grupo del Golfo de California (GC)

9.5.1. Datos de longitud y edad observados en la ballena azul del GC.

En este análisis sólo se consideraron aquellas ballenas azules a las cuales se les estimó la longitud total con el método de *fotosecuencias* y que su historial de avistamiento inició cuando fueron observados como crías (CICIMAR: 1993-2007), a partir del cual se obtuvo un registro de la edad:

1) *Edad conocida*, número de años desde que se fotoidentificó al individuo como una cría (año de nacimiento), hasta el año en que fue medido con el método de *fotosecuencias*.

2) *Edad inferida a crías*, número de meses correspondientes a la longitud estimada con las *fotosecuencias*, los cuales fueron extraídos de la clave de longitud-edad del estudio de Lockyer (1981) y los registros de longitudes de fetos del Pacífico Norte (Brueggeman *et al.*, 1985).

9.5.2. Modelos del crecimiento individual.

Con la información de longitud y edad para cada individuo, se describió el crecimiento individual a partir de cuatro modelos comúnmente usados en las ciencias biológicas:

1) Modelo de crecimiento de von Bertalanffy.

Este modelo fue el primer descriptor del crecimiento individual de los organismos vivos. Da origen a una curva promedio de longitud a la edad; su principal característica es su simplicidad (Ecuación 1, Sparre & Venema, 1995).

$$L_t = L_\infty (1 - e^{-k(t-t_0)}) \quad (1)$$

Donde:

L_t = Longitud calculada del organismo.

t = Edad del organismo.

L_∞ = Longitud asintótica o longitud promedio que un animal alcanzará a una edad.

k = Coeficiente del crecimiento.

t_0 = Edad hipotética a la cual la longitud es cero (Moreau, 1987).

2) Modelo de crecimiento Logístico.

Es la ecuación de una curva sigmoide, donde las dos partes de la curva son simétricas; el punto de inflexión es exactamente a la mitad de las dos asíntotas (Ecuación 2; Moreau, 1987):

$$L = \frac{L_{\infty}}{(1 + e^{-k(t-t_0)})} \quad (2)$$

3) Modelo de crecimiento de Gompertz.

La curva de Gompertz es con forma de S, sin embargo las partes de la curva son asimétricas, con un punto de inflexión que separa una asíntota superior de una inferior (Ecuación 3; Moreau, 1987):

$$L = L_{\infty} e^{-e^{(-kt+kt_0)}} \quad (3)$$

4) Modelo de crecimiento de Richards.

El modelo de *Richards* es una función de crecimiento con cuatro parámetros; el cuarto parámetro (m) está asociado con el punto de inflexión (Ecuación 4; Ricker, 1979):

$$L_t = L_{\infty} [1 - e^{-k(t-t_0)}]^m \quad (4)$$

9.5.3. Ajuste de un modelo a los datos.

Los ajustes de los modelos a los datos observados se realizaron mediante un procedimiento estadístico para estimar la combinación de parámetros más probable para que tales datos hayan ocurrido (Hilborn & Walters, 1992; Hilborn & Mangel, 1997; McCallum, 2000; Haddon, 2001).

La estimación de una variable “ y ” puede ser obtenida a partir de un modelo, el cual puede ser denotado por $mod(x)$ con un error \mathcal{E} que se supone que tiene una distribución teórica conocida y puede ser calculado a partir de la siguiente expresión

(5), donde: \hat{y}_i es el valor observado y $y_i = mod(x_i)$, el valor calculado por el modelo:

$$\varepsilon_i = \hat{y}_i - y_i \quad (5)$$

El procedimiento estadístico comúnmente empleado para ajustar los modelos del crecimiento a los datos observados, ha sido el valor mínimo de la suma de los residuos al cuadrado; no obstante, en este estudio se empleó el método de máxima verosimilitud (Haddon, 2001), el cual permite hacer un ajuste a cada observación ponderándola de acuerdo a su nivel de incertidumbre; además, esta herramienta está basada sobre la cuidadosa consideración del surgimiento y distribución de los errores (Hilborn & Walters, 1992).

Al considerar una función de probabilidad o una función de densidad de los errores, $f(x)$, la verosimilitud L puede ser expresada por la siguiente ecuación 6:

$$L = \prod_{i=1}^n f(\varepsilon_i) \quad (6)$$

La cual a su vez, puede ser expresada en unidades logarítmicas con la finalidad de que la expresión sea más sencilla al ser una adición de los errores ε_i (ecuación 7):

$$-\ln L = -\sum_{i=1}^n \ln f(\varepsilon_i) \quad (7)$$

Con esta expresión se buscan los parámetros del modelo para que la verosimilitud negativa ($-\ln L$) sea mínima (Hilborn & Mangel, 1997; Haddon, 2001).

Para el caso del crecimiento individual, se asume que el error de la longitud estimada con cada modelo se distribuye normalmente (Haddon, 2001); por lo cual los parámetros de dichos modelos fueron estimados con la ecuación de verosimilitud 8 (Hilborn & Mangel, 1997), la cual fue minimizada en *Excel* con la rutina Solver.

$$-\ln L\left(\hat{L}_t \mid \theta\right) = \sum 0.5 * \left(\frac{\hat{L}_t - L_t}{\hat{\varepsilon}} \right)^2 \quad (8)$$

Donde:

\hat{L}_t = Longitud total observada a la edad t (longitud obtenida con el método de fotosecuencias).

θ = Parámetros a estimar (L_∞ , k y t_0)

L_t = Longitud total estimada por el modelo de crecimiento individual a la edad t .

$\hat{\varepsilon}$ = El término del error (Haddon, 2001), el cual fue un parámetro más a estimar.

Para la elección del modelo de crecimiento individual se empleó el criterio de información de Akaike (AIC ; Hilborn & Mangel, 1997); donde el mejor modelo fue el que mostró el valor de AIC más bajo (ecuación 9).

$$AIC = L(Y|M_i) + 2 * p_i \quad (9)$$

Donde:

$L(Y|M_i)$ = es el $-\ln$ de la verosimilitud del modelo i

p_i = es el número de parámetros del modelo i

9.5.4. Consideraciones biológicas para estimar los parámetros del crecimiento individual.

Con la finalidad de garantizar que los parámetros del crecimiento individual estimados tuvieran sentido biológico para la especie, se siguió el criterio empleado por McLaren (1993) y Garlich-Miller & Stewart (1998), quienes fijaron el parámetro t_0 con el valor equivalente al tiempo de gestación de la especie; en este estudio se consideró que la ballena azul presenta un tiempo de gestación de 11 meses o -0.91 años (Yochem & Leatherwood, 1985). El parámetro L_∞ se determinó al promediar la longitud de los individuos sexualmente maduros (aquellos con una edad mayor a cinco años o una longitud mayor a 22 m), con la finalidad de representar la longitud promedio de los individuos más viejos (Moreau, 1987; Froese & Binohlan, 2000). Finalmente se estimó el parámetro k (coeficiente del crecimiento) a partir del modelo elegido en el análisis anterior.

9.6. Determinación de la estructura por categorías de edad de la ballena azul del Pacífico Noreste: grupo del Golfo de California (GC)

9.6.1. Estimación de la edad a partir del empleo de los parámetros del crecimiento individual.

Para aquellas ballenas azules con longitud estimada por el método de *fotosecuencias*, pero sin registro de la edad en el historial de avistamiento (CICIMAR: 1993-2007), se les estimó un valor de la edad basándose en el modelo de von Bertalanffy (ecuación 1) despejado para la variable t (Hilborn & Walters, 1992). Para esta estimación de la edad se usaron los parámetros del modelo del crecimiento obtenidos en la sección anterior (9.5.4). Posteriormente, las ballenas con edad estimada y aquellas con edad conocida fueron agrupadas en las categorías de edad relativas a las etapas ontogénicas de la especie (ver Tabla 1).

Tabla 1. Categorías de edad de la ballena azul de acuerdo con la edad o longitud total de los organismos (Gambell, 1976b; 1979; Lockyer, 1984; Brueggeman *et al.*, 1985; Yochem & Leatherwood, 1985).

Categorías de edad	Edad (años)	Longitud total (m)
Cría	0-0.5	7-16
Juvenil	0.5-5	16-21
Adulto Sexualmente Maduro (SM)	5-25	21-25
Adulto Físicamente Maduro (FM)	>25	> 25

9.6.2. Estimación de categorías de edad mediante un análisis de progresión modal.

Alternativamente se determinaron las categorías de edad de la ballena azul del GC mediante un análisis de progresión modal, el cual fue desarrollado con la versión computarizada del método de Battacharya (ver Sparre & Venema, 1995). La finalidad de este análisis fue identificar, dentro de la estructura por longitud de la ballena azul, grupos modales bien caracterizados como distribuciones normales pequeñas (Hilborn & Walters, 1992), al considerar como bondad de ajuste la suma (ponderada) de los cuadrados de las desviaciones entre el modelo y las observaciones (ver Sparre & Venema, 1995).

Este análisis se desarrolló con el software *FISAT II (versión 1)*, en el cual se ejecutó la rutina iterativa NORMSEP (ver Sparre & Venema, 1995) para obtener la longitud promedio, la desviación estándar, el índice de separación (*I.S.*) y la cantidad de organismos que conforman cada grupo modal detectado en la estructura por longitud. El índice de separación debe de ser mayor a dos, para que sean los grupos modales estadísticamente diferenciados (Sparre & Venema, 1995). Posteriormente se determinó la categoría de edad a la cual pertenecía cada grupo de longitud modal, al considerar la información biológica referente a categorías ontogénicas de la especie (Tabla 1).

9.6.3. Descripción de la estructura por categorías de edad en diferentes escenarios de la población, a partir de un modelo de simulación.

Con la finalidad de dilucidar si a partir de la estructura por categorías de edad es posible hacer inferencias sobre el estado de la población (ver sección 7.5.2), en esta sección se empleó el modelo estructurado por categorías de edad descrito más adelante en la sección 9.7.2 (ecuaciones 10 a 18), pero considerándolo como un modelo de simulación (los parámetros son valores fijos; Hilborn & Mangel, 1997). Al emplear este modelo se describió la trayectoria de la abundancia para una población de ballena azul y la estructura por categorías de edad durante diferentes escenarios de su historia de vida; es decir, se representó la estructura cuando 1) la población presentaba un equilibrio, 2) cuando la población comenzó a ser sujeta a un esfuerzo de captura continuo y mostraba un decremento en la abundancia, 3) cuando la población mostraba su menor abundancia debido al número mayor de capturas acumuladas, 4) cuando dichas capturas habían disminuido y la población comenzaba a mostrar una recuperación de la abundancia y 5) cuando se presume que la población se acerca a la abundancia que mantenía previamente a las capturas.

El modelo de simulación se implementó en *Excel* y los parámetros utilizados fueron los descritos para la ballena azul del GC o del Pacífico Noreste (ver sección 9.7.2.2). Por su parte, la tasa instantánea de mortalidad por pesca (F) fue considerada como un valor de 0.05 y la selectividad (v) a partir de los tres años (edad de subadultos).

9.7. Estimación de los parámetros de la dinámica poblacional y el estado actual de la ballena azul del Pacífico Noreste.

La estimación preliminar de los parámetros de la dinámica y el estado actual de la población se efectuó con dos modelos que representaron el comportamiento de la población en el tiempo: un modelo *estructurado por categorías de edad* y un *modelo no estructurado*. Las proyecciones de estos modelos fueron confrontadas con los datos observados en la población a través de un modelo estadístico, el cual estimó los parámetros con el método de máxima verosimilitud (Hilborn & Walters, 1992; Hilborn & Mangel, 1997).

La implementación de los modelos de dinámica poblacional y de estimación se realizó inicialmente en *Excel* para verificar su correcto funcionamiento. La implementación final se efectuó con *AD Model Builder (versión 6.0.2)*, un ambiente de programación en C++ que permite la construcción ilimitada de modelos, así como la estimación de sus parámetros mediante métodos numéricos.

9.7.1. Datos de abundancia y capturas observados en la población de ballena azul del Pacífico Noreste.

Dado que la dinámica de una población está regida por sus características intrínsecas y por factores externos como la extracción de organismos (Haddon, 2001), en este apartado del estudio se incorporó información sobre abundancia y capturas de la población de ballena azul del Pacífico Noreste (Tabla 2).

Tabla 2. Nomenclatura de los datos de abundancia y capturas observadas en la población de ballena azul del Pacífico Noreste.

Abundancia	Capturas
\hat{N}_t = total estimada en el tiempo t	C_t = observadas en el tiempo t
$n_{t,cat-edad}$ = observada en el tiempo t , por categoría de edad	$C_{t,cat-edad}$ = observadas en el tiempo t , por categoría de edad

La abundancia de la ballena azul en el Pacífico Noreste ha sido estimada en regiones que conforman la zona de alimentación actual para la población, las aguas de la costa Oeste de E.U. y de Baja California (Fiedler *et al.*, 1998; Sears & Calambokidis, 2002), principalmente durante la década de los 90's. Estas estimaciones han provenido de dos metodologías independientes: con el método de muestreo de distancias por transectos lineales (Buckland *et al.*, 2001) y con el empleo de modelos basados en marcaje-recaptura fotográfica (Hammond, 1986; Hammond *et al.*, 1990) (Tabla 3). Es importante señalar que la última estimación obtenida con el método de muestreo de distancias proviene de transectos realizados en un área más amplia, desde las aguas de Washington, Oregon, California hasta Baja California; mientras que las demás estimaciones se obtuvieron sólo de California o California y Baja California (ver tabla 3).

Tabla 3. Estimaciones de abundancia de la ballena azul en el Pacífico Noreste, obtenidas a partir del método de muestreo de distancias por transectos lineales y modelos basados en marcaje-recaptura fotográfica. CV = Coeficiente de variación. Cada estimación de abundancia obtenida con los modelos de marcaje-recaptura fotográfica fue asignada al año intermedio del periodo en el que fue obtenida, p. ej. la estimación de 2,000 ballenas correspondió al año 1992.

Metodología	Abundancia	CV	Periodo	Región	Fuente de información
Muestreo de distancias por transecto lineal	2,250	0.38	1991	California	Barlow (1995)
	1,927	0.16	1993	California	Barlow (1997)
	2,997	0.14	1997	Washington, Oregon, California y Baja California	Calambokidis & Barlow (2004)
Marcaje-recaptura fotográfica	2,000	0.275	1991-1993		
	1,756	0.295	1995-1997	California y Baja California	Calambokidis <i>et al.</i> (2003)
	1,760	0.325	2000-2002		

La abundancia por categorías de edad de la ballena azul presente en el GC durante el período de estudio (2005-2007), proviene de los análisis de la sección 9.6. Se asume que éstas son representativas de la población dado que:

- 1.- La ballena azul observada dentro del GC durante el invierno forman parte de la población del Pacífico Noreste, ya que se han descrito patrones de migración entre esta zona y las aguas de California (Calambokidis *et al.*, 1990).
- 2.- Dentro del GC están presentes todas las categorías de edad y sexo (Gendron, 2002; sección 10.4.2).
- 3.- En su estudio de diversidad genética, Enríquez-Paredes (2005) menciona que en los últimos años no se han encontrado nuevos haplotipos en las ballenas azules avistadas dentro del GC, lo que hace suponer que se tienen bien representados todos los linajes maternos que conforman la población.

La información de la cantidad de individuos de ballena azul que fueron capturados fue otorgada por la IWC (Tabla 4). Estas capturas las llevaron a cabo compañías noruegas y americanas que operaron en las regiones costeras donde se distribuye la población analizada, desde las aguas del Golfo de Alaska hasta Baja California Sur (Rice, 1974). El periodo de las capturas correspondió a los años 1924-1930, 1932-1939 y 1949-1965; con interrupciones debido a problemas de diversa índole (Tønnessen & Johnsen, 1982). Las estaciones balleneras de donde proviene la información son: Akutan y Port Hobron en el Golfo de Alaska; Naden Harbour, Rose Harbour y Coal Harbour en las costas de Canadá; Richmond en las costas de California; Bahía Magdalena en las costas de México; y de las embarcaciones-fábricas *Kommandoren I* y *Esperanza* (Información de IWC).

En total se tiene el registro de 1,794 ballenas azules capturadas; en el año 1928 fue cuando hubo mayor número de capturas (258 ballenas), seguido por 1926 (251 ballenas) y 1929 (167 ballenas). Mientras que en los años 1933 y 1960 sólo se capturó una ballena (Tabla 4).

Tabla 4. Número total anual de ballenas azules capturadas (C_t) de la población del Pacífico Noreste. Se agrega la desviación estándar calculada a partir de la Información de IWC.

Año	# de individuos	Año	# de individuos	Año	# de individuos
1924	50 (± 7.05)	1936	43 (± 5.20)	1956	22 (± 3.69)
1925	139 (± 20.07)	1937	53 (± 7.13)	1957	24 (± 3.43)
1926	251 (± 33.12)	1938	37 (± 6.73)	1958	34 (± 4.40)
1927	94 (± 15.49)	1939	5 (± 1.02)	1959	55 (± 7.04)
1928	258 (± 34.82)	1949	5 (± 0.72)	1960	1 (± 0.20)
1929	167 (± 23.76)	1950	9 (± 1.27)	1961	4 (± 0.56)
1930	78 (± 8.36)	1951	16 (± 2.69)	1962	29 (± 3.87)
1932	78 (± 15.92)	1952	23 (± 3.38)	1963	36 (± 5.29)
1933	1 (± 0.20)	1953	19 (± 2.51)	1964	22 (± 2.18)
1934	44 (± 6.20)	1954	23 (± 4.69)	1965	23 (± 2.51)
1935	136 (± 12.54)	1955	15 (± 2.29)		

La longitud total de cada ballena capturada, la cual fue registrada por el personal de las compañías balleneras (Información de IWC), fue examinada con el análisis de progresión modal descrito en la sección 9.6.2; y se obtuvieron grupos modales interpretados como categorías de edad de las ballenas capturadas (Tabla 5, Anexo IV). No obstante, en algunos años no se encontraron grupos modales debido al número escaso de ballenas capturadas, por lo que fueron consideradas en la categoría de edad más probable a la cual pudieran pertenecer según su longitud (ver sección 9.6.2). Por ejemplo, en el año 1933 solamente se capturó una ballena azul, y de acuerdo con la longitud que tuvo esta ballena, 23 m, se le consideró como un adulto sexualmente maduro (SM) (Tabla 5, Anexo IV).

Tabla 5. Categorías de edad (del análisis de progresión modal; Sparre & Venema, 1995) de las ballenas azules capturadas de la población del Pacífico Noreste (Información de la IWC). SM= Sexualmente maduro y FM= Físicamente maduro.

Categorías/ año	Crías	Juveniles	Subadultos	Adultos SM	Adultos FM	Total
1924				50		50
1925				139		139
1926			116	135		251
1927				94		94
1928			255	3		258
1929			114	53		167
1930			13	65		78
1932				78		78
1933				1		1
1934			15	29		44
1935			46	90		136
1936				43		43
1937				52	1	53
1938				37		37
1939				5		5
1949				5		5
1950				9		9
1951			3	13		16
1952				21	2	23
1953				19		19
1954				23		23
1955				14	1	15
1956			4	18		22
1957				24		24
1958			3	31		34
1959				55		55
1960			1			1
1961			2	2		4
1962			13	16		29
1963				36		36
1964			17	5		22
1965			20	3		23
Total	0	0	622	1,168	4	1,794

9.7.2. Modelo de dinámica poblacional estructurado por categorías de edad.

Para investigar la dinámica y estado poblacional de la ballena azul del Pacífico Noreste se empleó un modelo estructurado por categorías de edad (Caswell, 2001) y densodependencia en la fecundidad, similar al utilizado por Maunder *et al.* (no publicado) en albatros; con este modelo se proyectó la abundancia y capturas totales, así como por categorías de edad de la ballena azul. Este tipo de modelos estructurados han sido ampliamente usados en la estimación de los parámetros que determinan la productividad de una población y que incluyen el análisis de capturas de organismos con edad estimada (ver Hilborn & Walters, 1992; Caswell, 2001), pero han sido escasamente empleados con los organismos vivos que conforman las poblaciones actuales.

Las categorías de edad consideradas en el modelo fueron las siguientes: Crías ($e = 0$ años), Juveniles ($e = 1-2$ años), Subadultos ($e = 3-4$ años), Adultos Sexualmente Maduros (SM, $e = 5-25$ años) y Adultos Físicamente Maduros (FM, $e = 26-80$ años). Estas categorías se consideraron equivalentes a las observadas en la población y presentadas en la sección 10.4.2 de los resultados.

9.7.2.1. Condiciones iniciales.

El primer paso en el proceso de modelación de la dinámica poblacional de la ballena azul del Pacífico Noreste fue obtener una estructura estable de edad (EEE) a partir de la proyección poblacional dada por el modelo estructurado (sin incluir las capturas), el cual se describe más adelante. Sin embargo, para iniciar la proyección de esta sección, la fila inicial de la matriz fue el producto entre la capacidad de carga del sistema (K) y una estructura de edad proporcional arbitraria (ρ_e^{EEE}) (Ecuación 10).

$$n_{t=1,e}^{EEE} = K * \rho_e^{EEE} \quad (10)$$

El resto de las categorías de edad se calcularon con las ecuaciones 12-18 al proyectar la población en varias ocasiones ($i = 100$ veces) para garantizar la determinación de la EEE ; es decir, la proporción de individuos de cada categoría de

edad constante en el tiempo (Grant, 1986; Haddon, 2001). La cual se obtuvo a partir de la ecuación 11 y se empleó para iniciar la proyección definitiva del modelo (Fig. 7):

$$EEE = \frac{n_{t=100,e}^{EEE}}{N_{t=100}} \quad (11)$$

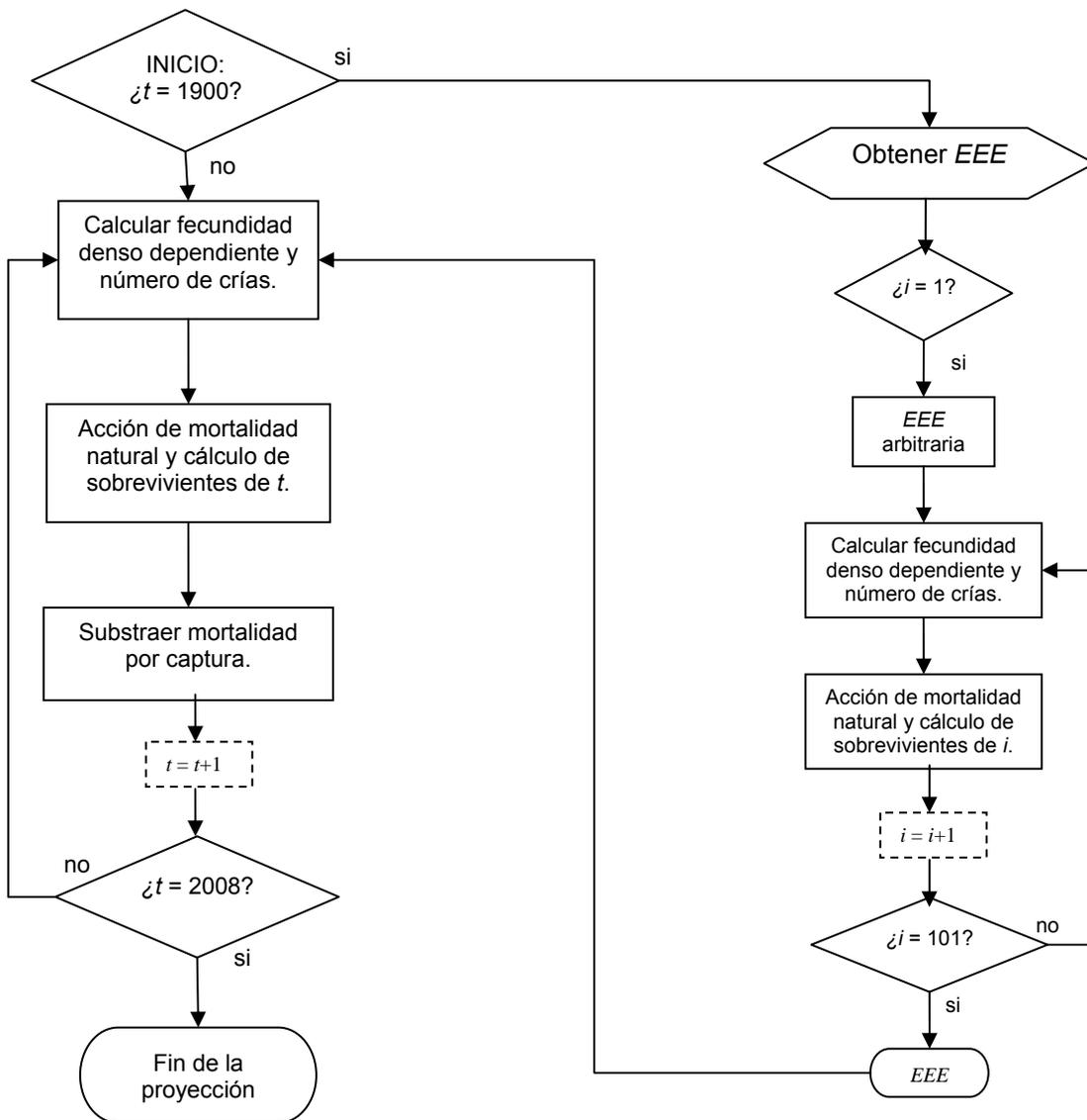


Figura 7. Diagrama de flujo del procedimiento desarrollado por el modelo estructurado por categorías de edad, para la ballena azul del Pacífico Noreste. *EEE* = estructura estable de edades.

9.7.2.2. Descripción del modelo estructurado por categorías de edad

Los parámetros de entrada para la proyección provinieron de información publicada e investigaciones realizadas en años recientes (Tabla 6). La fila inicial $n_{t=1,e}^A$ de la matriz de abundancia fue un vector producto entre la abundancia inicial (N_{ini}) y la EEE determinada previamente (Ecuación 12).

$$n_{t=1,e}^A = EEE * N_{ini} \quad (12)$$

Tabla 6. Parámetros poblacionales estimados en diversas poblaciones de ballena azul.

Parámetro	Valor	Fuente
Supervivencia crías (S_c)	0.4	Ugalde-De la Cruz (2008), ballenas azules del GC.
	0.8	Branch <i>et al.</i> (2004), del Hemisferio Sur.
Supervivencia juveniles (S_j)	0.88	Ugalde de la Cruz & Gendron (2008), del GC.
	0.90	Branch <i>et al.</i> (2004), del Hemisferio Sur.
Supervivencia adultos (S_a)	0.98	Ugalde-De la Cruz (2008), del GC.
	0.98	Branch <i>et al.</i> (2004), del Hemisferio Sur.
	0.975	Ramp <i>et al.</i> (2006), del Atlántico.
Intervalo de nacimiento (IN)	2.5 años	Gendron (2002), del GC.
	2-3 años	Yochem & Leatherwood (1985), todas las ballenas azules.
Edad de madurez sexual (EMS)	5 años	Gendron <i>et al.</i> (2006), del GC.
	5-10 años	Yochem & Leatherwood (1985), todas las ballenas azules.
Edad máxima estimada (E_{max})	80 años	Yochem & Leatherwood (1985), todas las ballenas azules.
Abundancia inicial (N_{ini})	6,000 ballenas	Rice (1974), del Pacífico Noreste.

i) Reclutamiento (crías).

El vector de reclutamiento (la columna inicial de la matriz de abundancia, $e = 0$) se calculó con la ecuación 13 (Álvarez-Flores, 2002):

$$n_{t+1,crías}^I = n_t^I * f_t \quad (13)$$

Donde:

n_t^I = Vector de la matriz de abundancia en el tiempo t sobre la cual se representó la mortalidad natural.

f_t = Vector de la matriz de fecundidad correspondiente al tiempo t .

La matriz de fecundidad (proporción de hembras potencialmente reproductivas) con densodependencia a la edad e en el tiempo t , fue definida con el siguiente sistema de ecuaciones (14; Breiwick *et al.* 1984):

$$f_{e,t} = \begin{cases} 0 & \text{Si: } e \leq EMS \\ f_{ini} + (f_{max} - f_{ini}) \left[1 - \left(\frac{N_t}{K} \right)^\theta \right] & \text{Si: } e > EMS \end{cases} \quad (14)$$

Donde:

$$f_{ini} = \frac{1 - SA}{(Sc * SA^{EMS-1})(1 - SA^{Emax-EMS-1})} = \text{Fecundidad inicial}$$

$$f_{max} = 0.5 * SA * \left(\frac{1}{IN} \right) = \text{Fecundidad máxima}$$

EMS = Edad de madurez sexual

$$N_t = \sum_{e=0}^{80} n_{t,e}^I = \text{Abundancia total al tiempo } t$$

K = Capacidad de carga = la abundancia inicial (N_{ini}).

$\theta = 3$ = Parámetro de forma (Álvarez-Flores, 2002).

Sc = Supervivencia de crías

SA = Promedio de la supervivencia de adultos SM y adultos FM

$Emax$ = Edad máxima

IN = Intervalo de nacimiento.

ii) Juveniles.

La proyección de los juveniles (1-2 años) fue dada por la ecuación 15:

$$n_{t+1, juveniles}^I = \sum_{e=1}^2 (n_{t,e-1}^I * s_{e-1}) \quad (15)$$

iii) Subadultos.

La proyección de los subadultos (3-4 años) por la ecuación 16:

$$n_{t+1, subadultos}^I = \sum_{e=3}^4 (n_{t,e-1}^I * s_{e-1}) \quad (16)$$

iv) Adultos Sexualmente Maduros (SM)

La proyección de los adultos SM (5-25 años) por la ecuación 17:

$$n_{t+1, adultosS.M.}^I = \sum_{e=5}^{25} (n_{t,e-1}^I * s_{e-1}) \quad (17)$$

v) Adultos Físicamente Maduros (FM).

Finalmente la proyección de los adultos FM (26-80 años) por la ecuación 18 (Caswell, 2001; Haddon, 2001; Fig. 7):

$$n_{t+1, adultosF.M.}^I = \sum_{e=26}^{80} (n_{t,e-1}^I * s_{e-1}) \quad (18)$$

Donde:

$n_{t,e-1}^I$ = Abundancia en el tiempo t , edad $e-1$.

s_{e-1} = Supervivencia a la edad $e-1$.

El modelo se proyectó en el tiempo a partir de $t = 1900$ a 2007. También se incluyó la mortalidad por capturas (por categoría de edad) (Fig. 7), la cual se incorporó restándola de la abundancia proyectada después de que actuó la mortalidad natural y antes de la fecundidad, con la siguiente ecuación (19):

$$n_{t+1,cat-edad}^A = n_{t,cat-edad}^I - C_{t,cat-edad} \quad (19)$$

Donde:

$n_{t+1,cat-edad}^A$ = es la abundancia final de cada categoría de edad al año t .

$n_{t,cat-edad}^I$ = es la abundancia de cada categoría de edad al año t , sobre la cual ya ocurrió la mortalidad natural.

$C_{t,cat-edad}$ = la mortalidad por capturas al tiempo t , para cada categoría de edad; la cual se obtuvo de acuerdo con las siguientes ecuaciones (20):

$$\left. \begin{aligned} C_{t,crías} &= \sum_{e=0} (n_{t,e}^I * hr_{t,e}) \\ C_{t,juveniles} &= \sum_{e=1}^2 (n_{t,e}^I * hr_{t,e}) \\ C_{t,subadultos} &= \sum_{e=3}^4 (n_{t,e}^I * hr_{t,e}) \\ C_{t,adultosS.M.} &= \sum_{e=5}^{25} (n_{t,e}^I * hr_{t,e}) \\ C_{t,adultosF.M.} &= \sum_{e=26}^{80} (n_{t,e}^I * hr_{t,e}) \end{aligned} \right\} \quad (20)$$

Donde:

$hr_{t, cat-edad}$ = la tasa de captura, la cual se calcula con un modelo separable (Pope & Sheperd, 1982; ecuación 21):

$$hr_{t,e} = 1 - \exp^{-v_e * F_t} \quad (21)$$

Dado que:

v_e = selectividad por pesca a la edad e . Donde se asumió que $v = 0$ si $e < 3$ y $v = 1$ si $e \geq 3$ (probable edad de subadulto); por lo que fue variable a la edad, pero constante en el tiempo (Álvarez-Flores, 2002).

F_t = tasa instantánea de mortalidad por pesca al tiempo t . Donde $F_t \neq 0$ en los años de 1924 a 1930, de 1932 a 1939 y de 1949 a 1965, periodos durante los cuales hubo registros de capturas en la población de ballenas azules del Pacífico Noreste (Información de la IWC); y $F_t = 0$ en los demás años del periodo total proyectado (1900-2007), por lo que este parámetro fue constante a la edad pero variable en el tiempo (Álvarez-Flores, 2002).

9.7.2.3. Estimación de parámetros.

Los parámetros poblacionales estimados fueron:

- * F , la tasa instantánea de mortalidad por pesca
- * Sc , la tasa de supervivencia de Crías
- * Sj , la tasa de supervivencia de Juveniles
- * Sub , la tasa de supervivencia de Subadultos
- * $SaSM$, la tasa de supervivencia de Adultos Sexualmente Maduros
- * $SaFM$, la tasa de supervivencia de Adultos Físicamente Maduros
- * f_{ini} , Fecundidad (proporción de hembras potencialmente reproductivas) inicial
- * f_{max} , Fecundidad máxima
- * $f_{1900-2007}$, Fecundidad promedio anual para el periodo de proyección
- * N_{ini} , Abundancia inicial
- * K , Capacidad de carga
- * $R = \ln(\lambda)$, donde: $\lambda = \frac{nt_{t+1}}{nt_t}$, la tasa anual de crecimiento poblacional (Grant, 1986; McCallum, 2000).
- * $R_{max} = \lambda_{max} - 1$, la tasa intrínseca de incremento poblacional, la cual es definida como la tasa máxima a la que puede crecer la población (McCallum, 2000).

9.7.2.4. *Dinámica de la población obtenida con el modelo estructurado al considerar un escenario de doble captura.*

Al asumir que la cantidad de ballenas capturadas que se reportó a la IWC no fue representativa de lo que realmente se extrajo de la población, ya que pudieron ocurrir capturas ilegales (Yablokov, 1994) o capturas no registradas por algunas flotas balleneras (p. ej. la japonesa); en esta sección se estimaron los parámetros de dinámica y la trayectoria de la población con el modelo estructurado por categorías de edad descrito anteriormente, pero en este caso se duplicaron los valores de las capturas otorgadas por la IWC (Tablas 4 y 5).

9.7.3. *Modelo de dinámica poblacional no-estructurado.*

De manera adicional se describió la trayectoria de la abundancia con un modelo no-estructurado, el modelo logístico generalizado (ecuación 22; Hilborn & Walters, 1992); el cual requiere de menor información observada de la población y sirvió como referencia para evaluar las estimaciones del modelo estructurado. La proyección con este modelo también se inició en el año de 1900 y se culminó en el año 2007; y también se asumió que en los primeros 24 años la población estaba en equilibrio dado que aun no comenzaba el periodo intenso de capturas.

$$N_{t+1} = N_t + N_t R_{\max} \left[1 - \left(\frac{N_t}{K} \right)^\theta \right] - C_t \quad (22)$$

Donde:

N_{t+1} = Abundancia en el tiempo $t+1$.

R_{\max} = Tasa intrínseca de incremento poblacional.

K = Capacidad de carga.

$\theta = 3$ = Parámetro de forma (Álvarez-Flores, 2002).

C_t = Vector de la mortalidad por capturas en el tiempo t , el cual provino de la siguiente ecuación (23), donde hr_t es la tasa de captura descrita en la ecuación 21.

Dado que este es un modelo no estructurado, se consideró que todos los organismos tenían la misma probabilidad de ser capturados (selectividad = 1).

$$C_t = N_t * hr_t \quad (23)$$

Para iniciar la proyección, se asumió que la capacidad de carga (K) era igual a la abundancia inicial (N_{ini}); mientras que R_{max} fue un valor aleatorio con distribución uniforme entre 0.01 y 0.08, intervalo típico en poblaciones de ballenas (Anónimo, 1994). Adicionalmente se estimó la tasa anual de crecimiento poblacional ($R = \ln(\lambda)$) como un parámetro derivado de la proyección.

9.7.4. Modelo estadístico: criterio de ajuste.

En esta sección se explica el modelo estadístico mediante el cual se ajustó tanto el modelo estructurado como el modelo logístico a los datos de abundancia y captura observados.

Para el caso de modelos poblacionales, tanto el método de máxima verosimilitud como el método bayesiano han sido los procedimientos estadísticos con mayor auge (Hilborn & Walters, 1992; Gelman *et al.*, 1995; Haddon, 2001). En este estudio se usó el método de máxima verosimilitud (Hilborn & Walters, 1992), el cual fue descrito previamente en la sección 9.5.3.

9.7.4.1. Ajuste del modelo estructurado.

El primer componente de verosimilitud del modelo estructurado fue entre la abundancia total (no. de organismos) observada y la proyectada por el modelo. Al asumir que el error se distribuye normalmente (Haddon, 2001), la función de verosimilitud se expresa como su logaritmo negativo y se ignoran las constantes (ecuación 24; Hilborn & Mangel, 1997):

$$-\ln L(\hat{N}_t | \theta) = \sum 0.5 * \left(\frac{\hat{N}_t - N_t}{\hat{sd}_t} \right)^2 \quad (24)$$

Donde:

\hat{N}_t = Observaciones de la abundancia en el tiempo t (ver valores en la sección 9.7.1).

θ = Parámetros a estimar.

N_t = Abundancia total proyectada por el modelo estructurado al tiempo t .

\hat{sd}_t = Desviación estándar de las estimaciones de abundancia en el tiempo t .

La abundancia por categorías de edad proyectada se ajustó con la ecuación 25, al asumir una distribución multinomial en el error (Fournier *et al.* 1990):

$$-\ln L\left(n_{e,t} | \theta\right) = -\sum_e \sum_t n_{e,t} * \ln\left(n p_{e,t}\right) \quad (25)$$

Donde:

$n_{e,t}$ = Número de individuos observados de cada categoría de edad, en el tiempo t (2005-2007), los obtenidos de la sección 10.4.2 de este estudio.

θ = Parámetros a estimar.

$n p_{e,t}$ = Abundancia proporcional esperada del modelo estructurado para cada categoría de edad, en el tiempo t (2007).

El ajuste a la captura observada se realizó con la ecuación 26, al asumir una distribución normal del error (Hilborn & Mangel, 1997):

$$-\ln L\left(C_t | \theta\right) = \sum 0.5 * \left(\frac{C_t - C'_t}{\hat{sd}_t}\right)^2 \quad (26)$$

Donde:

C_t = Captura observada en el tiempo t (valores en Tabla 4, Información de IWC).

θ = Parámetros a estimar.

C'_t = Captura total proyectada por el modelo estructurado al tiempo t .

\hat{sd}_t = Desviación estándar de la captura observada en el tiempo t (valores Tabla 4).

La distribución del error de la captura a la edad también se asumió que fue multinomial, por lo que el logaritmo negativo de la función de verosimilitud fue (ecuación 27; Hilborn & Mangel, 1997):

$$-\ln L(c_{e,t} | \theta) = -\sum_e \sum_t c_{e,t} * \ln(cp_{e,t}) \quad (27)$$

Donde:

$c_{e,t}$ = Número de individuos capturados de cada categoría de edad, en el tiempo t .
Los obtenidos de la sección 9.7.1 de este estudio.

θ = Parámetros a estimar.

$cp_{e,t}$ = Captura proporcional esperada del modelo estructurado para cada categoría de edad, en el tiempo t .

Finalmente la suma de los cuatro componentes de verosimilitud (L' , ecuación 28; Hilborn & Mangel, 1997) representó la función objetivo a minimizar (dado que se emplearon logaritmos negativos), al variar de forma aleatoria el valor de los parámetros del modelo para obtener su mejor estimación en función de los datos observados (Haddon, 2001).

$$L' = L(\hat{N}_t) + L(n_{e,t}) + L(C_t) + L(c_{e,t}) \quad (28)$$

9.7.4.2. Análisis de sensibilidad de los datos al modelo estructurado.

La calidad o representatividad de los datos es considerada como una fuente de incertidumbre (Hoyle & Maunder, 2004), por lo que en este apartado se evaluó la sensibilidad del modelo estructurado a cada conjunto de datos observados introducidos para el ajuste. Este procedimiento consistió en repetir el proceso de estimación de los parámetros de la dinámica pero excluyendo algún conjunto de datos y su respectivo componente de verosimilitud: Caso base= No hay exclusión, se consideran los cuatro conjuntos de datos. Caso 1= Excluyendo los datos de la

abundancia y capturas totales. Caso 2= Excluyendo solamente las categorías de edad de la abundancia. Caso 3= Excluyendo solamente las categorías de edad de las capturas.

9.7.4.3. Ajuste del modelo no-estructurado.

La trayectoria de la abundancia proyectada por el modelo logístico fue ajustada con las abundancias y capturas totales observadas en la población (Tabla 3 y 4), ya que nuevamente se asumió que el error presentaba una distribución normal (Haddon, 2001). De esta manera, las funciones de verosimilitud (funciones objetivo a minimizar) fueron las descritas previamente por las ecuaciones 24 y 26, con la diferencia de que en este caso los parámetros a estimar sólo fueron K , R_{max} y F .

9.7.4.4. Ajustes alternativos del modelo no-estructurado.

En la sección 9.7.1 se describió que las abundancias totales observadas en la población fueron obtenidas a partir de metodologías y zonas de muestreo diferentes. Se observa que cuando el área de estudio fue California o California-Baja California las estimaciones fueron similares (1,756-2,250 ballenas); pero cuando la cobertura fue más amplia (incluyendo Washington y Oregon) la abundancia obtenida fue la mayor (Tabla 3).

Estas diferencias en las abundancias observadas crean una fuente de incertidumbre que podría afectar la estimación obtenida en el análisis anterior, lo que ocasionaría que el modelo no converja adecuadamente en la solución. Por lo tanto, fue necesario de darle un tratamiento independiente a las abundancias observadas para posteriormente repetir el proceso de estimación de los parámetros a partir de ajustes alternativos.

En el primer ajuste alternativo se asumió que la abundancia estimada para el año 1997 realizada en las aguas de Washington, Oregon, California y Baja California (Calambokidis & Barlow, 2004) fue un valor absoluto; mientras que las demás se trataron como abundancias relativas. Por lo tanto, las abundancias absolutas

proyectadas por el modelo fueron escaladas a abundancias relativas, mediante un coeficiente referido para cada metodología (fotorecapturas o muestreo de distancias) con la cual se obtuvieron las abundancias relativas; y de esta manera los datos proyectados por el modelo podrían ser confrontados con los datos observados, dado que tendrían la misma escala. Los índices se expresan como (ecuación 29):

$$\hat{I}_{t,p} = q_p * N_t \quad (29)$$

Donde:

$\hat{I}_{t,p}$ = Índice de abundancia relativa obtenida al tiempo t con la metodología p (fotorecapturas o muestreo de distancias).

q_p = El factor que escala la abundancia N_t (proyectada por el modelo) según la metodología p y la convierte en un índice de abundancia relativa.

El escalamiento de las abundancias proyectadas por el modelo se llevó acabo en la confrontación con las abundancias relativas observadas a partir de la siguiente función de verosimilitud (ecuación 30); en la que se asumió que los índices de la abundancia relativa también presentaron una distribución normal en los errores:

$$-\ln L\left(\hat{I}_{t,p} \mid \theta\right) = \sum 0.5 * \left(\frac{\hat{I}_{t,p} - q_p * N_t}{sd_{\hat{I}_{t,p}}} \right)^2 \quad (30)$$

En el segundo ajuste alternativo nuevamente se asumió como abundancia absoluta la reportada por Calambokidis & Barlow (2004) y se incorporaron sólo las estimaciones provenientes del método de fotorecapturas tratadas como abundancias relativas. De esta manera, las abundancias absolutas proyectadas por el modelo fueron escaladas a abundancias relativas, mediante un coeficiente referido (q_1) a la metodología de fotorecapturas (ecuación 29). En el tercer ajuste alternativo se tuvieron las mismas consideraciones, con la diferencia de que las estimaciones provenientes del método de muestreo de distancias fueron las tratadas como

abundancias relativas, y así, las abundancias absolutas proyectadas por el modelo se escalaron mediante otro coeficiente (q_2). Finalmente, en la última alternativa sólo se consideró a la abundancia reportada por Calambokidis & Barlow (2004).

9.7.4.5. Dinámica de la población obtenida con el modelo no-estructurado al considerar un escenario de doble captura.

De manera similar a la sección 9.7.2.4 del modelo estructurado, aquí se asumió que los registros del número de ballenas capturadas no son representativos de las que realmente se extrajeron de la población. Por lo tanto, con el cuarto ajuste alternativo del modelo no-estructurado (sección anterior 9.7.4.4), el cual se asume que mostrará un mejor ajuste debido a que tendrá menos incertidumbre por que solo se consideró una abundancia observada, se estimaron los parámetros de dinámica y la trayectoria de la población al considerar un escenario en donde se duplicaron los valores de las capturas otorgadas por la IWC (Tablas 4 y 5).

9.7.5. Intervalos de confianza para los parámetros estimados de los modelos de dinámica poblacional.

La incertidumbre de cada parámetro estimado por ambos modelos de dinámica se cuantificó con los intervalos de confianza (*IC*), los cuales fueron obtenidos a partir de los perfiles de verosimilitud (Hilborn & Walters, 1992; Punt & Hilborn, 1996; Hilborn & Mangel, 1997). Los *IC* para cada parámetro se estimaron basándose en la distribución χ^2 con m grados de libertad. Para un simple parámetro el *IC* es definido como todos los valores del parámetro que satisfacen la diferencia de la ecuación 31:

$$2 \left[L(Y|p = \bar{p}) - L(Y|p = \hat{p}) \right] < \chi_{1,1-\alpha}^2 \quad (31)$$

Donde:

$L\left(Y|p = \bar{p}\right)$ = es el logaritmo natural negativo de la verosimilitud de una observación y dado que el valor del parámetro p es \bar{p} .

$L\left(Y|p = \hat{p}\right)$ = es el logaritmo natural negativo de la máxima verosimilitud de una observación y dado que el parámetro p es \hat{p} (el estimador).

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

Así, el IC al 95% incluye todos los valores predeterminados del parámetro \bar{p} , tales que la diferencia mencionada es <3.84 (Punt & Hilborn, 1996).

10. RESULTADOS

10.1. Método fotogramétrico para estimar la longitud total de la ballena azul

10.1.1. Empleo del método de fotosecuencias con objeto fijo en tierra (contenedores del camión).

A partir de nueve *fotosecuencias* de los contenedores del camión tomadas a distancias (entre 22 y 60 m) y longitudes focales del fotolente (100, 200 y 300 mm) diferentes se estimó que la longitud total de estos contenedores fue en promedio de 19.3 m (intervalo: 19.1-19.6 m); estas estimaciones mostraron una precisión aceptable ($CV = 1.2\%$) y no fueron estadísticamente diferentes ($t_8 = -2.17$, $p = 0.06$) a la longitud total real de los contenedores (19.5 m).

10.1.2. Método de fotosecuencias aplicado a ballenas azules.

Para obtener la estimación de la longitud total de cada ballena *fotosecuenciada* a partir de la información morfométrica de 703 ballenas capturadas en el Hemisferio Sur (*B. m. intermedia*; Mackintosh & Wheeler, 1929) se obtuvo una regresión entre la longitud del orificio nasal a la aleta dorsal y la longitud total (ecuación 32):

$$y = -0.0121 * x^2 + 2.1142 * x - 2.8035 \quad R^2 = 0.99, p < 0.05 \quad (32)$$

Donde x es la longitud del orificio nasal a la aleta dorsal, medida de las *fotosecuencias*, y de esta manera se obtuvo la longitud total (y) de cada ballena.

En las siguientes secciones se presentan los resultados de las fuentes de error, la comprobación y la precisión del método de *fotosecuencias*.

10.1.3. Fuentes de error del método de fotosecuencias.

Las fuentes de error que afectan al método de *fotosecuencias* y que fueron evaluadas son: a) la precisión de las mediciones obtenidas con el software, b) la precisión del calculador de distancia láser y c) el efecto causado por la posición oblicua (un ángulo) de la ballena con respecto a la embarcación.

a) Al usar el software *Sigma scan pro* para medir 30 veces la distancia conocida entre los postes que fueron fotografiados para hacer las escalas de medición, se obtuvo una precisión alta ($CV = 0.8$) en las mediciones. La diferencia de estas mediciones con respecto a la distancia conocida (promedio = ± 0.003 m, intervalo: -0.007 a 0.009 m) no fue significativa ($t_{29} = 1.73$, $p = 0.09$).

b) Se observó que el calculador láser *Bushnell* tiene un error promedio de 0.7 m (intervalo: 0.5 a 1.3 m), valor próximo al error descrito por el fabricante (± 1 m). El sesgo que podría ocasionar este error de precisión en la medición de la longitud de un objeto fue determinado al medir dicho objeto con tres diferentes escalas de medición: 1) tomada a la distancia real entre el objeto y la cámara, 2) acercándose 1 m y 2) alejándose 1 m de la distancia real. Como resultado se observó que el objeto es estimado con un error promedio de ± 0.15 m (intervalo: -0.2 a 0.3 m).

c) El efecto causado por la posición oblicua de la ballena en algunas *fotosecuencias* fue investigado con el contenedor del camión; dicho experimento reveló la existencia de una subestimación de la longitud del objeto (intervalo: 0.07 a 26.7%), la cual siempre fue mayor cuando el ángulo fue el máximo (40°) y la distancia la mínima (20 m) (Anexo II). Entonces, a las *fotosecuencias* no perpendiculares de las ballenas (aquellas con valores diferentes en las tres distancias obtenidas, ver sección 9.3.3) se les asignó un valor de ángulo a partir de los resultados del experimento del contenedor, el cual fue fotografiado y medido con diversos ángulos (Anexo II). De esta manera, con la asignación del ángulo en cada *fotosecuencia* se obtuvo la subestimación de la longitud de cada ballena.

Asimismo, la aproximación visual de la posición de la ballena con respecto a la posición angular del contenedor ayudó en la determinación del ángulo. Esta aproximación fue un procedimiento válido, ya que la longitud total estimada con *fotosecuencias* que tuvieron un ángulo determinado visualmente no fue estadísticamente diferente a la longitud estimada con *fotosecuencias* que tuvieron un ángulo determinado por las distancias ($Z_{31} = 0.26$, $p = 0.79$) y a la longitud estimada

con *fotosecuencias* sin ángulo ($Z_7 = 0.28$, $p = 0.77$). El error promedio que hubo entre las longitudes fue de ± 0.85 m (intervalo: 0.09-1.94 m, CV promedio = 2.34%, intervalo: 0.26-5.61%, $n = 105$ *fotosecuencias* de 33 individuos de ballena azul).

Finalmente, con la adición de todas estas fuentes de error se generó un error promedio de ± 1.03 m en la estimación de la longitud total de la ballena azul.

10.1.4. Comprobación del método de *fotosecuencias*.

La longitud de la embarcación CICIMAR XV medida en 11 fotografía aéreas no fue estadísticamente diferente ($t_{10} = 1.59$, $p = 0.14$) con respecto a la longitud real (9.8 m). Con esta técnica se tomaron 258 imágenes aéreas de ballenas azules, las cuales fueron simultáneamente fotoidentificadas y *fotosecuenciadas* desde la embarcación. De estas fotos aéreas solamente nueve fueron seleccionadas de acuerdo con los criterios establecidos (ver sección 9.3.4); y estas imágenes correspondieron a cuatro individuos diferentes (ID: #4, #237, #311 y #430). La longitud de las ballenas medidas de las fotos aéreas presentaron un CV promedio de 3.0% (intervalo: 0.9-6.5%) y al compararlas con las longitudes estimadas con las *fotosecuencias* se observó una diferencia promedio de 1.2 m (Tabla 7), la cuál no fue estadísticamente significativa ($Z_3 = 1.82$, $p = 0.06$).

Tabla 7. Comparación entre la longitud obtenida con el método de fotogrametría aérea y la del método de *fotosecuencias* para cuatro ballenas azules del Golfo de California. Se presenta el promedio, intervalo y tamaño de muestra.

Ballena	Longitud en foto aérea (m)	Longitud en <i>fotosecuencia</i> (m)	Diferencia entre las longitudes (m)
#4	22.7 (22.0-23.0) ($n = 2$)	23.5 (23.1-23.9) ($n = 5$)	1.6
#237	23.2 (23.0-23.3) ($n = 2$)	24.8 (24.7-24.8) ($n = 2$)	0.8
#311	19.2 (18.3-21.0) ($n = 4$)	20.7 (20.0-21.2) ($n = 7$)	1.5
#430	21.1 ($n = 1$)	22.2 ($n = 1$)	1.1
		Promedio	1.2

10.1.5. *Precisión del método de fotosecuencias.*

Se *fotosecuenciaron* repetidamente (entre 2 y 7 secuencias) a 64 diferentes individuos de ballena azul; no hubo correlación significativa entre el número de veces que se midió cada individuo con la desviación estándar de las mediciones ($R_{63} = 0.12$, $p = 0.33$). La diferencia entre las longitudes obtenidas para cada individuo promedió 0.7 m (intervalo: 0.01-1.9 m, $n = 174$), obteniéndose un CV promedio de 2.1% (intervalo: 0.04 a 5.7%), por lo que la estimación de la longitud es considerablemente precisa con este método.

Por otra parte, las *fotosecuencias* de 25 individuos de ballena azul que fueron montadas, unidas y medidas por tres personas, mostraron resultados muy similares (CV promedio = 2.0%, intervalo: 0.4 a 6.6%), lo que confirma el fácil empleo y la precisión alta del método de *fotosecuencias*.

10.2. Estructura por longitud total de la ballena azul del Pacífico Noreste: grupo del Golfo de California (GC)

Durante las temporadas del 2005 al 2007 se obtuvieron 439 *fotosecuencias*, de las cuales se descartaron 189 por ser tomadas con un ángulo mayor a 40°. Con las restantes 250 *fotosecuencias* se obtuvo la longitud promedio de 123 individuos de ballena azul (Tabla 8). No fue posible hacer un análisis comparativo entre años debido a que el esfuerzo del muestreo para obtener *fotosecuencias* no fue similar a través del tiempo y además se mejoró la aplicación de la metodología; por lo tanto, la información se integró y se manejó como una sola muestra de la población.

A partir de estos 123 individuos se describió la estructura por longitud total para la ballena azul del GC (Fig. 8), la cual mostró una longitud promedio de 21.5 m, una mínima de 7.2 m y máxima de 29.4 m.

Tabla 8. Número de *fotosecuencias* de ballena azul obtenidas durante el período de estudio (2005-2007) en el Golfo de California. Se señalan cuantas fueron descartadas y consideradas en los análisis.

	2005	2006	2007	TOTAL
Fotosecuencias obtenidas	60	103	276	439
Fotosecuencias descartadas	36	35	118	189
Fotosecuencias consideradas	24	68	158	250
Número de individuos analizados	14	46	63	123

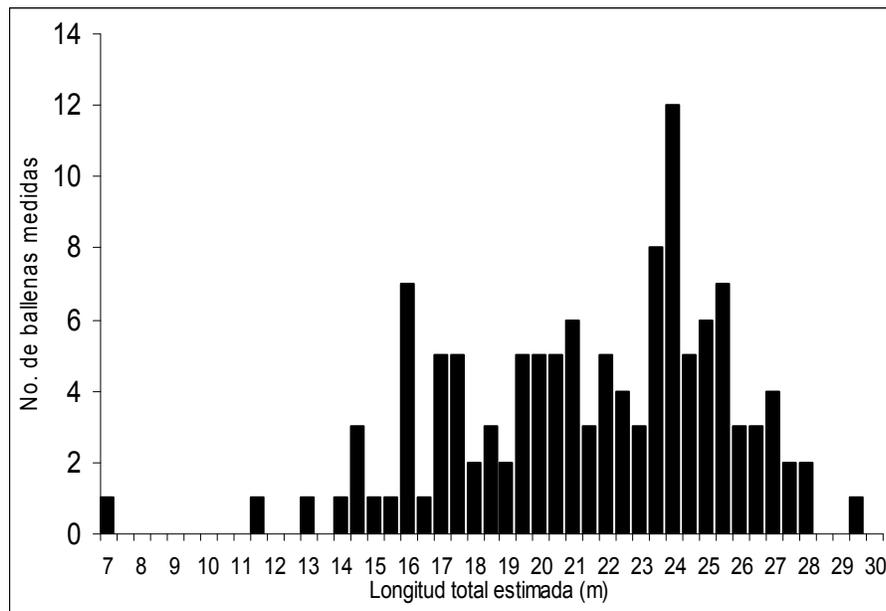


Figura 8. Estructura por longitud para la ballena azul del Golfo de California. Las longitudes totales fueron estimadas con el método de *fotosecuencias*.

El esfuerzo de observación en las regiones del GC fue diferente, dado que fue mayor en la zona costera entre La Paz y Loreto. Del total de las ballenas medidas, el 16.3% de las ballenas fueron muestreadas en la región norte; mientras que el 83.7% se muestrearon en la región sur (Fig. 9).

No obstante, la estructura por longitud de la región norte presentó un promedio de 22.5 m (intervalo: 17.8-28.1 m, $n = 20$), mientras que la del sur promedió 21.3 m (intervalo: 7.2-29.4 m, $n = 103$; Fig. 10). Tanto la longitud promedio (Friedman: $\chi^2_{19} = 3.2$, $p = 0.07$) como la distribución de longitud de estas regiones (K-S: $D = 0.26$, $p = 0.055$) no mostraron diferencias significativas. Por lo anterior se consideraron como un solo grupo en los análisis siguientes.

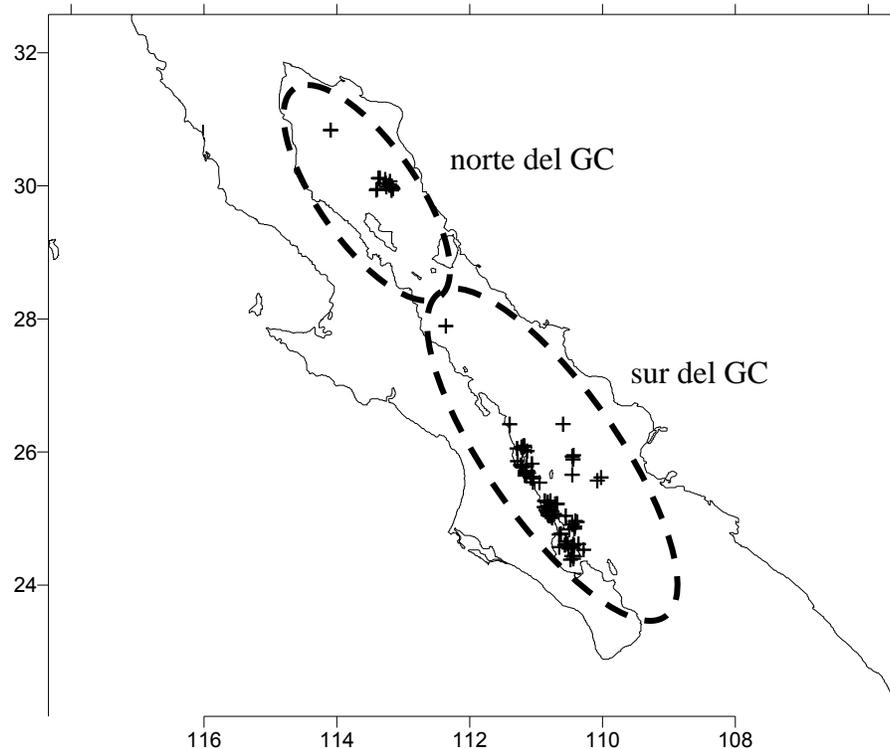


Figura 9. Localización geográfica de las ballenas azules *fotosecuenciadas* en las regiones norte y sur del Golfo de California.

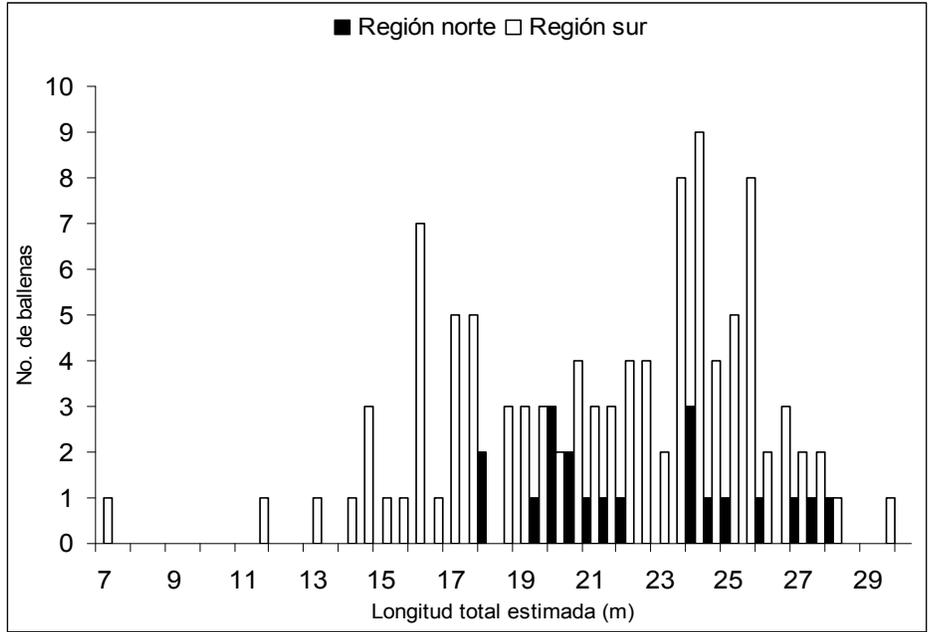


Figura 10. Estructuras por longitud para la ballena azul observada en las regiones norte y sur del Golfo de California.

Los 123 individuos *fotosecuenciados* fueron separados en hembras, machos y organismos con sexo no determinado, a los cuales no se les extrajo una biopsia (Fig. 11).

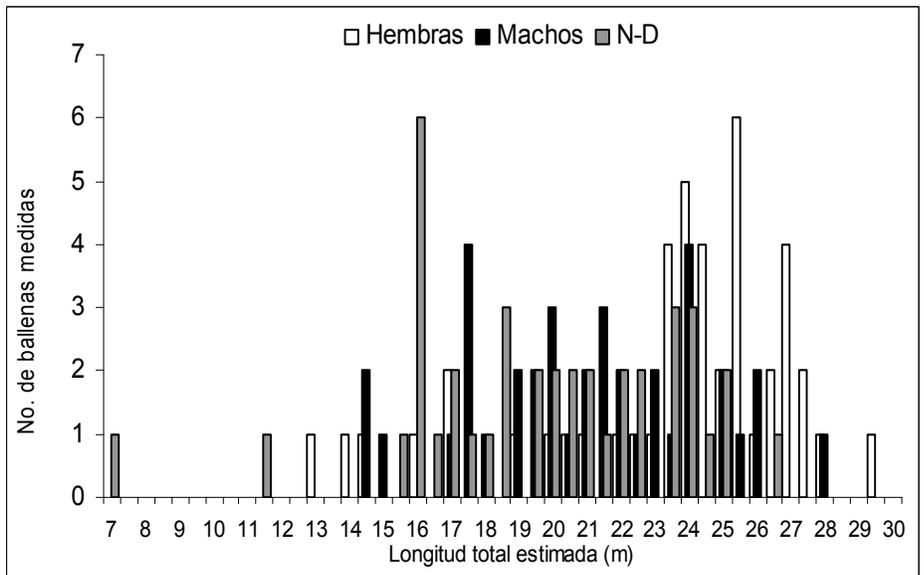


Figura 11. Estructuras por longitud para hembras, machos e individuos con sexo no determinado (N-D) de ballena azul del Golfo de California.

Las hembras ($n=45$) mostraron una longitud total promedio de 23.4 m, la longitud mínima de 13.1 m y la máxima de 29.4 m. Los machos ($n=38$) fueron de tamaño menor, su estructura presentó una longitud promedio de 21.1 m, la mínima de 14.5 m y la máxima de 28.1 m. Tanto la longitud promedio (Friedman: $\chi^2_{37} = 12.7$, $p \ll 0.001$) como la distribución de las longitudes (K-S: $D = 0.42$, $p \ll 0.001$) de hembras y machos fueron significativamente diferentes. Por otra parte, los 40 individuos con sexo desconocido presentaron una longitud promedio de 19.7 m, la longitud mínima de 7.2 m y la máxima de 26.4 m.

Basándose en los datos de Brueggeman *et al.* (1985), se consideraron a las hembras con una longitud mayor a 22 m y los machos de longitud mayor a 21 m como organismos sexualmente maduros. La longitud promedio de las hembras maduras fue de 25.3 m (intervalo: 22.6-29.4 m, $n = 34$), mientras que la de los machos maduros fue de 23.4 (intervalo: 20.8-28.1 m, $n = 21$) (Fig. 12); y tanto la longitud promedio (Friedman: $\chi^2_{20} = 5.76$, $p = 0.01$) como las estructuras por longitud (K-S: $D = 0.44$, $p \ll 0.001$) fueron significativamente diferentes.

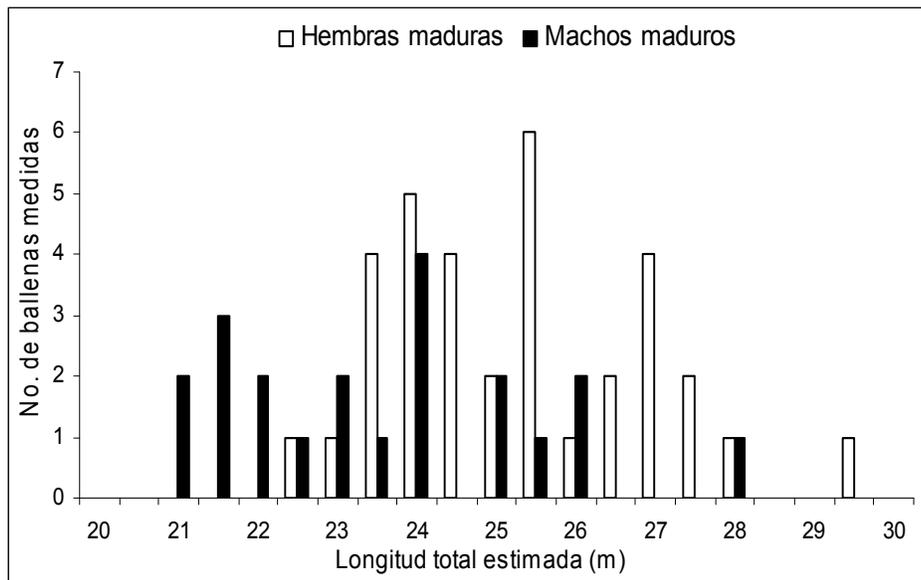


Figura 12. Estructuras por longitud para hembras y machos sexualmente maduros de ballena azul del Golfo de California.

En la región norte, el 41.7% de los organismos muestreados ($n = 12$) fueron hembras maduras, mientras que el 25% machos maduros. En la región sur, de la muestra ($n = 71$) el 40.8% fueron hembras maduras y el 25.4% machos maduros. A pesar de las pocas muestras de la región norte las proporciones de organismos maduros fueron similares (Friedman: $\chi^2_{11} = 1.8$, $p = 0.61$) entre ambas regiones del GC, por lo que en el GC predominan las hembras maduras.

10.2.1. Estructuras por longitud total de hembras reproductivas del Golfo de California y California-Baja California.

La estructura de 20 hembras reproductivas del GC (ver sección 9.4.1) presentó una longitud promedio de 25.6 m, una mínima de 23.1 m y una máxima de 29.4 m. Por otra parte, la estructura por longitud de 34 hembras reproductivas capturadas en California-Baja California (ver sección 9.4.1) presentó una longitud promedio de 24.5 m, la mínima de 19.7 y la máxima de 27.9 m. Las diferencias entre estas estructuras no fueron significativas, ni con respecto al promedio (Friedman: $\chi^2_{19} = 1.8$, $p = 0.17$) ni a la distribución de la longitud (K-S: $D = 0.29$; $p = 0.059$) (Fig. 13).

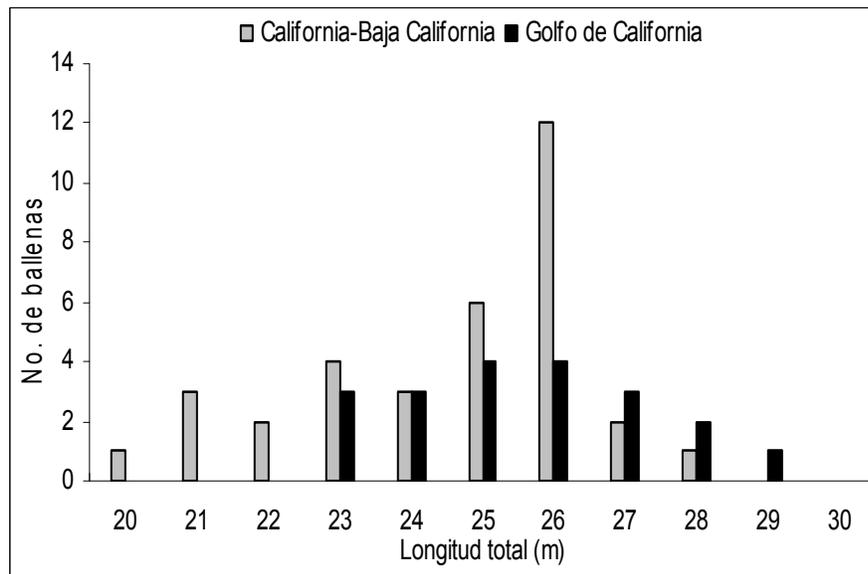


Figura 13. Estructuras por longitud para hembras reproductivas de ballena azul de California-Baja California (Información de ballenas capturadas, otorgada por la IWC) y Golfo de California (ballenas fotosecuenciadas que han sido observadas con una cría).

10.3 Crecimiento individual de la ballena azul del GC.

De las 123 ballenas azules con longitud total estimada mediante el método de *fotosecuencias* sólo 25 de ellas presentaron un registro de edad en el historial de avistamiento (Tabla 9). A estos datos de longitud y edad de las 25 ballenas se ajustaron los cuatro modelos del crecimiento individual (ver sección 9.5).

Tabla 9. Número de individuos de ballena azul del Golfo de California con longitud total estimada y registro de edad.

No. de ballenas medidas	Registro de edad
9	Individuos con edad conocida
16	Crías con edad inferida
25	Total

En la Tabla 10 se muestran las estimaciones de los parámetros de cada modelo del crecimiento individual. Las estimaciones de la longitud asintótica (L_{∞}) variaron entre 23.02 y 24.54 m. Mientras que las estimaciones del coeficiente del crecimiento (k) variaron entre 0.84 y 3.54. Los valores estimados para el parámetro de la edad hipotética cuando la longitud es igual a cero (t_0) oscilaron entre -0.15 y 0.2 años. Tanto el modelo de von Bertalanffy como el de Richards presentaron los valores más bajos de verosimilitud, pero el de von Bertalanffy mostró el valor más bajo del *AIC* (44.28; Tabla 10).

Tabla 10. Parámetros y nivel de ajuste de los modelos del crecimiento individual obtenidos con los datos de la ballena azul del Golfo de California. ε = Término referente a la distribución del error (Haddon, 2001). $-\ln L$ = valor de verosimilitud. *AIC* = valor del criterio de información de Akaike.

Modelo/Parámetros	L_{∞}	K	t_0	ε	$-\ln L$	<i>AIC</i>
von Bertalanffy	23.02	1.97	-0.15	1.05	36.28	44.28
Logístico	23.12	3.54	0.2	1.06	37.8	45.8
Gompertz	24.54	2.71	0.06	1.13	37.27	45.27
Richards	23.22	0.84	-0.15	1.06	36.28	46.28

10.3.1. Parámetros del crecimiento individual estimados con consideraciones biológicas.

Al considerar los argumentos biológicos (descritos en la sección 9.5.4) para estimar los parámetros del crecimiento, se intentó obtener parámetros con un sentido biológico mayor para la especie. El parámetro t_0 se fijó en -11 meses (-0.91 años); la estimación de L_∞ a partir de la longitud de 65 ballenas sexualmente maduras fue de 24.6 m (intervalo: 20.8 m-29.4 m). Mientras que la estimación de k , obtenido con el modelo de von Bertalanffy, fue de 0.74 ($AIC = 52.32$).

Con esta estimación de los parámetros se describe un crecimiento acelerado en los primeros años de vida de la ballena azul del GC, la cual alcanza la longitud asintótica (24.6 m) a los seis años de edad aproximadamente (Fig. 14).

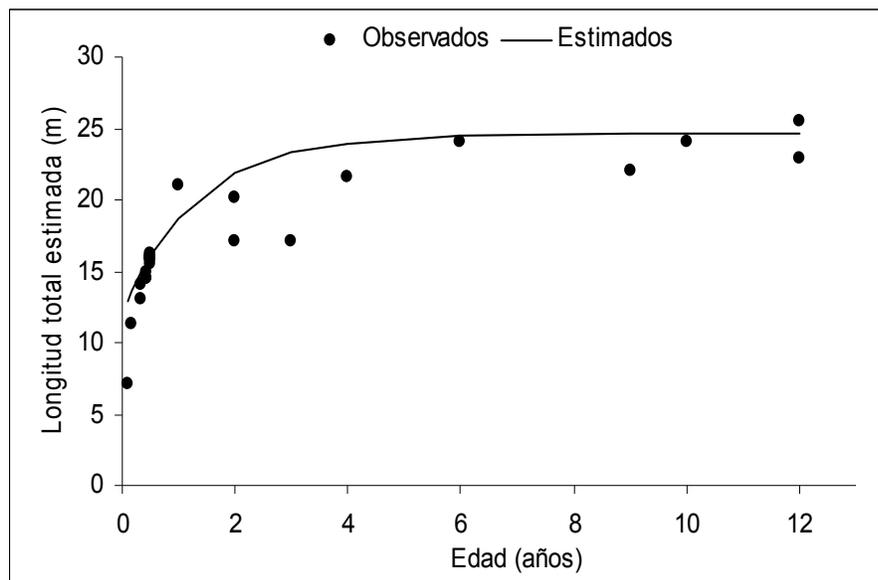


Figura 14. Crecimiento individual descrito por el modelo de von Bertalanffy para la ballena azul del Golfo de California.

10.4. Estructura por categorías de edad de la ballena azul del Pacífico Noreste: grupo del Golfo de California (GC)

10.4.1. Categorías de edad obtenidas al emplear los parámetros del crecimiento individual.

En la figura 15 se muestra la estructura por edad conformada por los 25 individuos de ballena azul que tuvieron edad conocida y 71 individuos a los que se les estimó la edad con los parámetros del crecimiento individual de la sección anterior (10.3.1). Aquellas ballenas que se les estimó una longitud total mayor al parámetro de la longitud asintótica ($L_{\infty} = 24.6$ m) no fue posible aproximarles la edad con este análisis.

En la estructura se observa una predominancia (80.2%) de individuos juveniles (0.5-5 años), seguida por adultos SM (11.5%, 5-25 años) y por las crías (8.3%, 0-0.5 años); no se logró estimar edades correspondientes a adultos FM.

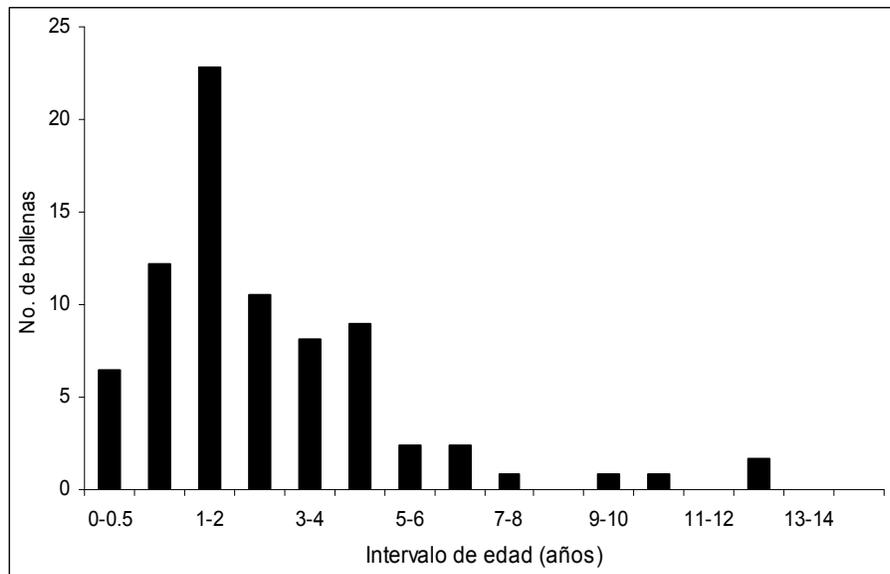


Figura 15. Estructura por edad de la ballena azul del Golfo de California estimada a partir de los parámetros del crecimiento individual.

10.4.2. *Categorías de edad obtenidas con el análisis de progresión modal.*

Con el análisis de progresión modal (ver sección 9.6.2) se identificaron cinco grupos estadísticamente diferenciados ($I.S. > 2$) (Fig. 16, Tabla 11). El primero mostró una longitud promedio de 13.5 m, la cual coincide con el tamaño de las *crías*; la del segundo fue de 16.7 m, similar a la longitud de *juveniles*; la del tercero fue de 20.0 m, interpretándose como la categoría de los *subadultos*; la del cuarto fue de 23.7 m, considerándose como los *adultos sexualmente maduros* y la del quinto grupo fue de 27.5 m, interpretándose como los *adultos físicamente maduros*. Evidentemente estos grupos modales representan las categorías de edad de la especie; y los adultos sexualmente maduros fueron los más abundantes ($n=52$).

Tabla 11. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal (Sparre & Venema, 1995) de las longitudes estimadas para las ballenas azules del Golfo de California. La longitud promedio y desviación estándar están en metros. $I.S.$ = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	$I.S.$	Abundancia
1	13.5	0.56	n.a.	8
2	16.7	2.14	2.38	26
3	20.0	0.20	2.81	25
4	23.7	1.49	4.36	52
5	27.5	0.92	3.17	12

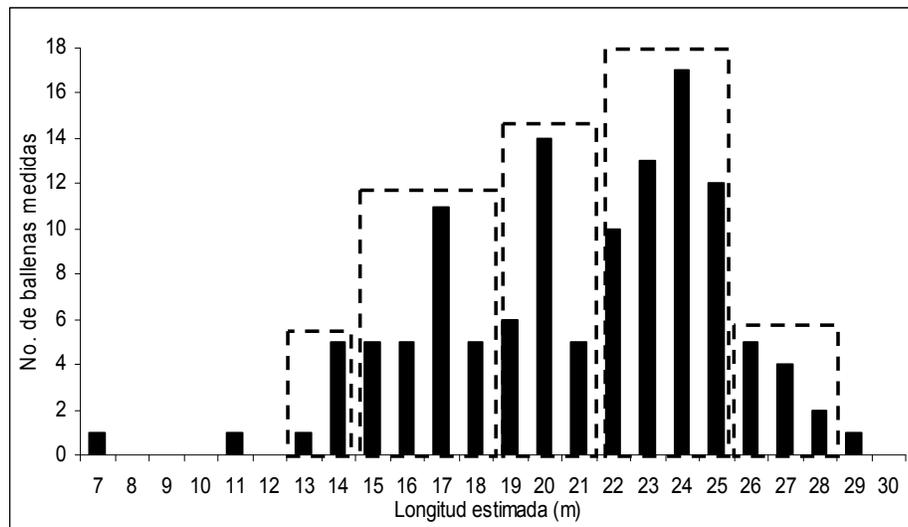


Figura 16. Categorías de edad (grupos modales) obtenidas con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de la ballena azul del Golfo de California.

10.4.3. Simulación de las categorías de edad en diferentes escenarios de la población.

En la figura 17 se muestra la trayectoria de la abundancia simulada por el modelo estructurado por categorías de edad. La abundancia inicial es de 6,000 ballenas; el efecto de las capturas se simuló del año 1924 al año 1965, a partir de este último año es cuando comienza a incrementar la abundancia, hasta llegar a 5,162 ballenas en el año 2007.

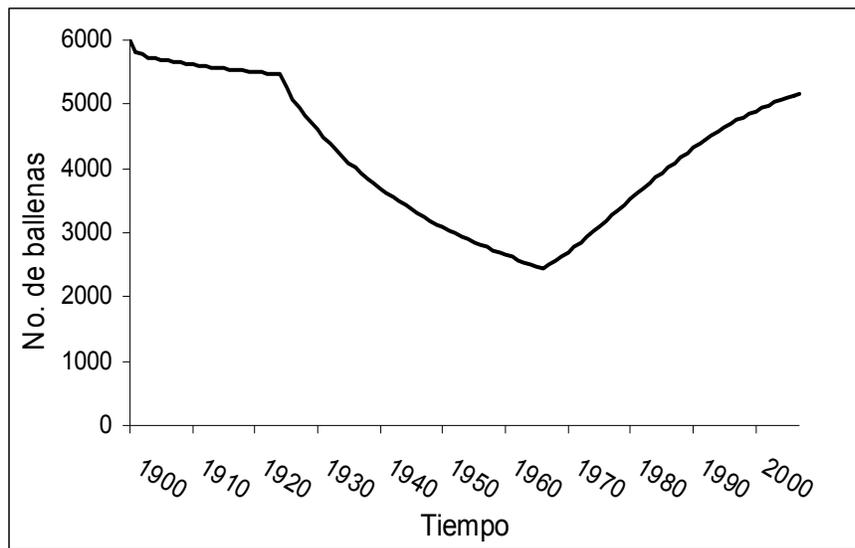


Figura 17. Trayectoria de la abundancia obtenida con el modelo de simulación estructurado por categorías de edad, al emplear los parámetros de la población de ballena azul del Pacífico Noreste.

Por su parte, en la figura 18 se plasman las estructuras por categorías de edad proyectadas con el modelo de simulación. Se muestra que cuando la población presentaba un equilibrio (año 1915) la categoría de edad de los adultos físicamente maduros (FM) es la dominante (48%), seguida por los adultos sexualmente maduros (SM, 31%) y las crías, juveniles y subadultos con una abundancia menor al 8% cada categoría de edad. En el segundo escenario considerado (año 1935), cuando la población comenzó a ser explotada y mostró un decremento, la abundancia de los adultos FM disminuyó (34%) con respecto al anterior escenario, la abundancia de adultos SM se mantuvo en una proporción similar (29%), pero la abundancia de las crías, juveniles y subadultos incrementó a un 9-14%. En el escenario del año 1960,

cuando la población estaba en su menor abundancia, los adultos FM disminuyeron hasta un 17% de la abundancia, los adultos SM incrementaron hasta un 41% de la abundancia aproximadamente y la abundancia de las tres categorías de inmaduros incrementó a un 11-16%. En el año 1980, cuando la población mostraba un crecimiento importante, la estructura por categorías fue muy similar a la anterior. Mientras que en el escenario más reciente (año 2007), cuando la población tendería a regresar al equilibrio, la abundancia de los adultos FM incrementó a un 31%, la abundancia de los adultos SM se mantuvo en 42% y las tres categorías de inmaduros mostraron un decremento a un 7-10% de la abundancia.

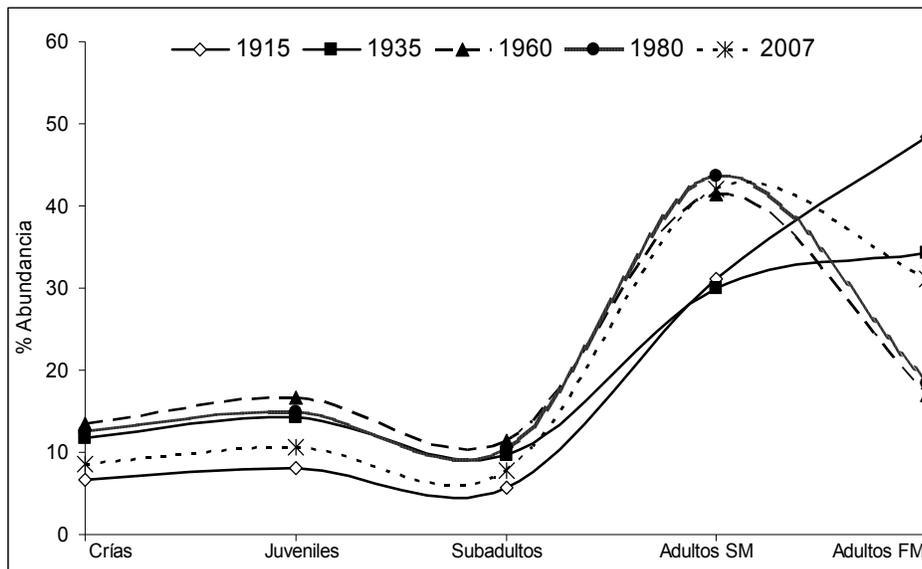


Figura 18. Estructuras por categorías de edad proyectadas con el modelo de simulación estructurado, al emplear los parámetros de la población de ballena azul del Pacífico Noreste. Estas estructuras representan diversos escenarios: la estructura del año de 1915 se obtuvo de la población en equilibrio. La del año 1935 se obtuvo en el momento en que la población comenzó a ser explotada continuamente y comenzó a disminuir su abundancia. La del año 1960 se obtuvo en el momento en el que la población tuvo la menor abundancia debido al número mayor de capturas acumuladas. La del año 1980 se obtuvo cuando la población dejó de ser explotada y mostraba un crecimiento poblacional. La del año 2007 se obtuvo cuando la población tiende a recuperar su nivel inicial (ver figura 17). SM= Sexualmente Maduros y FM= Físicamente Maduros.

10.5 Dinámica y estado poblacional de la ballena azul del Pacífico Noreste.

10.5.1. Modelo estructurado por categorías de edad.

10.5.1.1. Sensibilidad de los datos al modelo.

La abundancia (\hat{N}) y capturas (C) totales, las categorías de edad de las capturas (c_e ; ver sección 9.7.1) y las categorías de edad de la abundancia (n_e) (ver sección anterior) son los datos observados con los que fueron confrontadas las proyecciones del modelo estructurado; por lo que en esta sección se presentan los resultados del análisis de sensibilidad de los datos al modelo, con la finalidad de evaluar la contribución que tienen éstos al proceso de estimación. En la Tabla 12 se muestran los parámetros estimados para cada caso considerado en el análisis de sensibilidad (ver sección 9.7.4.2). Mientras que en la figura 19 se muestran las trayectorias de la abundancia determinadas para cada escenario.

La primera ejecución del modelo, el caso base en donde se consideraron todos los datos disponibles dentro del proceso de estimación, mostró una trayectoria de la abundancia poblacional de 3,748 ballenas al inicio y de 1,805 en la actualidad (año 2007). Para el caso 1, en donde se excluyeron los datos de abundancia y capturas totales, se obtuvo una abundancia inicial de 3,732 y la actual de 740. Mientras que en el caso 2, al excluir la categoría de edad de la abundancia, mostró una trayectoria poblacional muy similar a la del caso base, un inicio de 3,749 ballenas y en la actualidad de 1,819. En todos estos casos, la estimación de la abundancia inicial fue mayor a la capacidad de carga. Finalmente en el caso 3, donde se excluyeron las categorías de edad de las capturas, se observó una abundancia inicial de 2,996 y la actual de 2,238 ballenas; en este caso la estimación de la abundancia inicial no sobrepasó a la capacidad de carga y la trayectoria de la población tiene más sentido biológico que las demás. Por lo cual, los datos de las categorías de edad de las capturas fueron excluidas del siguiente proceso de estimación.

Los perfiles de verosimilitud de cada parámetro fueron indefinidos para todos los casos del análisis.

Tabla 12. Parámetros de la dinámica poblacional estimados para cada caso del análisis de sensibilidad de los datos del modelo estructurado por categorías de edad para las ballenas azules del Pacífico Noreste. Caso base = Parámetros estimados al considerar en el proceso de estimación los cuatro conjuntos de datos observados en la población. Caso 1 = al excluir los datos de abundancia y capturas totales. Caso 2 = al excluir solamente las categorías de edad de la abundancia. Caso 3 = cuando se excluyeron solamente las categorías de edad de las capturas. SM= Sexualmente Maduros y FM= Físicamente Maduros.

	Caso base	Caso 1	Caso 2	Caso 3
Supervivencia crías	0.70	0.70	0.70	0.69
Supervivencia juveniles	0.87	0.88	0.88	0.79
Supervivencia subadultos	0.96	0.95	0.95	0.93
Supervivencia adultos SM	0.94	0.94	0.94	0.94
Supervivencia adultos FM	0.94	0.94	0.94	0.95
Abundancia inicial	3,748	3,732	3,749	2,996
Capacidad de carga	2,145	2,107	2,153	3,137

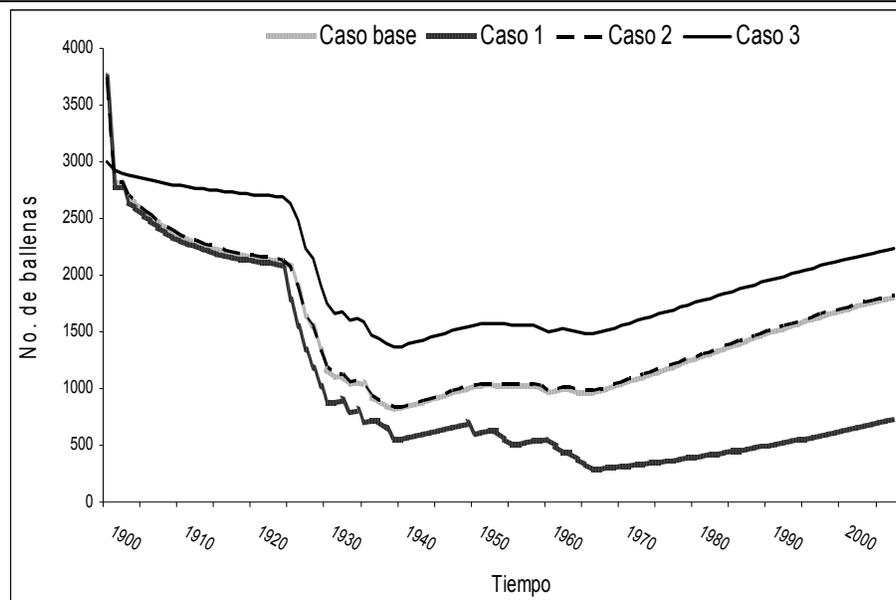


Figura 19. Trayectorias de la abundancia de la ballena azul del Pacífico Noreste provenientes del análisis de sensibilidad de los datos del modelo estructurado. Caso base= Trayectoria obtenida al considerar en el proceso de estimación los cuatro conjuntos de datos observados en la población. Caso 1= Trayectoria dada al excluir los datos de abundancia y capturas totales. Caso 2= Trayectoria dada al excluir solamente las categorías de edad de la abundancia. Caso 3= Trayectoria dada al excluir solamente las categorías de edad de las capturas.

10.5.1.2. Parámetros estimados.

El modelo estructurado se ejecutó exploratoriamente para aproximar el mejor conjunto de parámetros iniciales; los elegidos se muestran en la Tabla 13, los cuales fueron considerados en el proceso de estimación definitivo. Los intervalos de los parámetros de supervivencia fueron establecidos al tener como referencia los registros obtenidos en ésta y otras poblaciones de ballenas (Branch *et al.*, 2004; Mizroch *et al.*, 2004; Ugalde-De la Cruz, 2008; Ugalde de la Cruz & Gendron, 2008); mientras que los intervalos de la abundancia inicial y la capacidad de carga fueron establecidos durante la exploración del modelo.

En total se estimaron 39 parámetros y adicionalmente se calculó la fecundidad inicial, la máxima y la promedio anual (1900-2007), la tasa intrínseca de incremento poblacional (R_{max}) y la tasa de crecimiento anual (R) (Tabla 14).

Tabla 13. Parámetros poblacionales introducidos para iniciar la proyección del modelo estructurado por categorías de edad para la ballena azul del Pacífico Noreste. SM= Sexualmente Maduros y FM= Físicamente Maduros.

Parámetro	Valor	Intervalo
Supervivencia de Crías	0.65	0.58-0.70
Supervivencia de Juveniles	0.83	0.76-0.88
Supervivencia de Subadultos	0.93	0.87-0.96
Supervivencia de Adultos SM	0.97	0.94-0.99
Supervivencia de Adultos FM	0.98	0.94-0.999
Abundancia inicial	3,175	2,100-3,750
Capacidad de carga	3,175	2,100-3,750

Tabla 13...Continuación parámetros poblacionales introducidos para iniciar la proyección del modelo estructurado por categorías de edad para la ballena azul del Pacífico Noreste. F = tasa instantánea de mortalidad por pesca. Entre paréntesis el año correspondiente.

Parámetro	Valor	Intervalo
F (1924)	0.0216	0.000001-0.2
F (1925)	0.0705	0.000001-0.2
F (1926)	0.1250	0.000001-0.2
F (1927)	0.0490	0.000001-0.2
F (1928)	0.1550	0.000001-0.2
F (1929)	0.1107	0.000001-0.2
F (1930)	0.0535	0.000001-0.2
F (1932)	0.0600	0.000001-0.2
F (1933)	0.0007	0.000001-0.2
F (1934)	0.0316	0.000001-0.2
F (1935)	0.1021	0.000001-0.2
F (1936)	0.0342	0.000001-0.2
F (1937)	0.0431	0.000001-0.2
F (1938)	0.0308	0.000001-0.2
F (1939)	0.0041	0.000001-0.2
F (1949)	0.0038	0.000001-0.2
F (1950)	0.0068	0.000001-0.2
F (1951)	0.0012	0.000001-0.2
F (1952)	0.0174	0.000001-0.2
F (1953)	0.0144	0.000001-0.2
F (1954)	0.0176	0.000001-0.2
F (1955)	0.0015	0.000001-0.2
F (1956)	0.0168	0.000001-0.2
F (1957)	0.0168	0.000001-0.2
F (1958)	0.0265	0.000001-0.2
F (1959)	0.0400	0.000001-0.2
F (1960)	0.0008	0.000001-0.2
F (1961)	0.0032	0.000001-0.2
F (1962)	0.0233	0.000001-0.2
F (1963)	0.0250	0.000001-0.2
F (1964)	0.0150	0.000001-0.2
F (1965)	0.0150	0.000001-0.2

Tabla 14. Parámetros poblacionales estimados con el modelo estructurado por categorías de edad para la población de ballena azul del Pacífico Noreste. F = tasa instantánea de mortalidad por pesca. Entre paréntesis el año correspondiente. SM= Sexualmente Maduros y FM= Físicamente Maduros.

Parámetro	Valor	Parámetro	Valor
F (1924)	0.024	F (1955)	0.013
F (1925)	0.070	F (1956)	0.018
F (1926)	0.144	F (1957)	0.020
F (1927)	0.057	F (1958)	0.029
F (1928)	0.162	F (1959)	0.049
F (1929)	0.120	F (1960)	0.0009
F (1930)	0.063	F (1961)	0.003
F (1932)	0.064	F (1962)	0.025
F (1933)	0.0008	F (1963)	0.032
F (1934)	0.037	F (1964)	0.019
F (1935)	0.121	F (1965)	0.020
F (1936)	0.040	Supervivencia de Crías	0.691
F (1937)	0.051	Supervivencia de Juveniles	0.797
F (1938)	0.035	Supervivencia de Subadultos	0.931
F (1939)	0.005	Supervivencia de Adultos SM	0.949
F (1949)	0.004	Supervivencia de Adultos FM	0.951
F (1950)	0.007	Fecundidad inicial	0.097
F (1951)	0.013	Fecundidad máxima	0.172
F (1952)	0.019	Abundancia inicial	2,996
F (1953)	0.016	Capacidad de carga	3,137
F (1954)	0.019	Tasa intrínseca de incremento poblacional	0.014

Con respecto a las tasas instantáneas de mortalidad por pesca (F) estimadas para cada año, éstas promediaron un valor de 0.041 y oscilaron entre 0.0008 y 0.162. En el año 1928 la mortalidad por pesca fue mayor ($F = 0.162$), mientras que en 1933 y en 1960 fue cuando se presentó la menor ($F = 0.0008$; Tabla 14). En la figura 20 se muestra la cantidad de ballenas capturadas de la población correspondiente a los coeficientes de captura estimados.

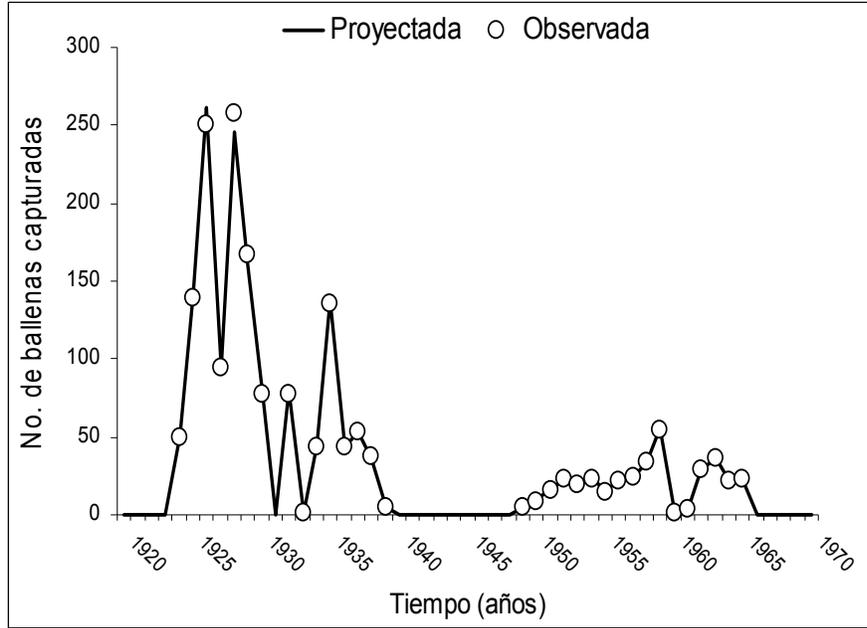


Figura 20. Número de ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste durante el período 1924 -1965, según la proyección del modelo estructurado realizado en este estudio. Los datos observados provienen de información de la IWC.

En cuanto al parámetro de la tasa de supervivencia (S), los valores estimados de mayor magnitud (0.949-0.951) fueron para las categorías de edad de los adultos (Tabla 14).

La fecundidad anual se observa en la figura 21, la cual es comparada con la abundancia proyectada para demostrar la densodependencia de este parámetro. La fecundidad inicial (f_{ini}) fue estimada en un valor de 0.097 y la máxima (f_{max}) fue de 0.172 (Tabla 14); mientras que la fecundidad en la actualidad (f_{2007}) obtuvo un valor de 0.145.

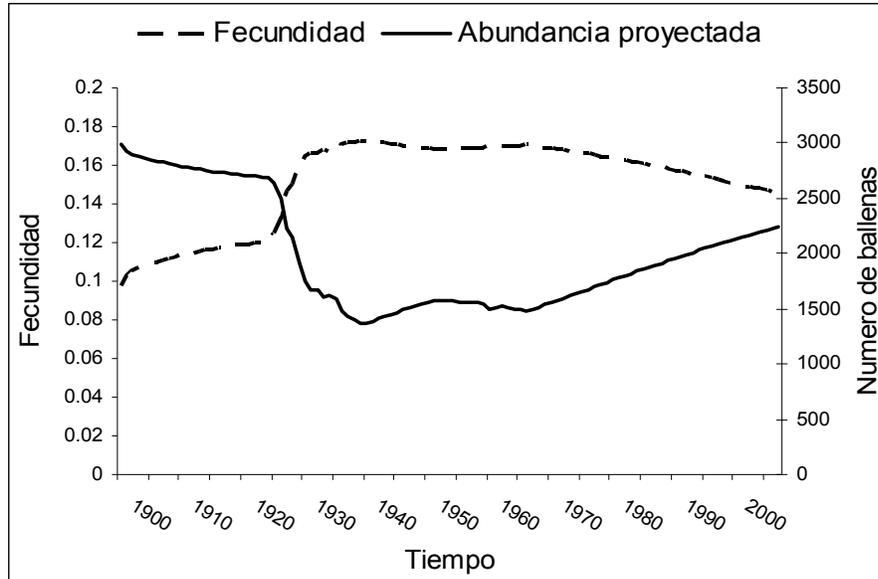


Figura 21. Fecundidad anual de la población de ballena azul del Pacífico Noreste estimada con el modelo estructurado realizado en este estudio. Se agrega la proyección de la abundancia para demostrar el efecto densodependiente sobre la fecundidad.

En la figura 22 se observa la trayectoria de la abundancia proyectada por el modelo, la abundancia inicial (N_{ini}) estimada para la población fue de aproximadamente 2,996; tal estimación se aproxima al valor hipotético que pudiera soportar el sistema, la capacidad de carga ($K = 3,137$; Tabla 14). También se observa que durante el primer esfuerzo de capturas entre los años de 1924 y 1932 al parecer la población sufrió un decremento del 46% de su abundancia. Posteriormente la población comienza a recuperarse hasta que la abundancia actual (en el año 2007) proyectada por el modelo estructurado (2,238 ballenas) se aproximó a las estimaciones que se han obtenido para la población, principalmente al considerar la amplitud de los errores estándar asociados (ver sección 9.7.1). No obstante, la abundancia proyectada muestra una tendencia a incrementar, mientras que las estimaciones puntuales, con excepción de la abundancia observada en 1997, presentan una tendencia a declinar (Fig. 22).

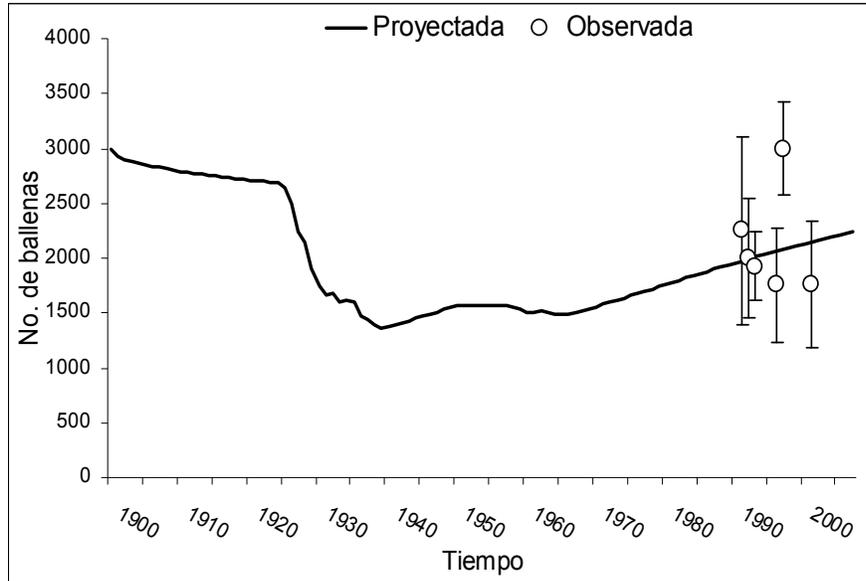


Figura 22. Abundancia de la ballena azul del Pacífico Noreste proyectada con el modelo estructurado realizado en este estudio. Los valores de la abundancia observada provienen de la sección 9.7.1. Las barras verticales representan el error estándar para cada observación de abundancia.

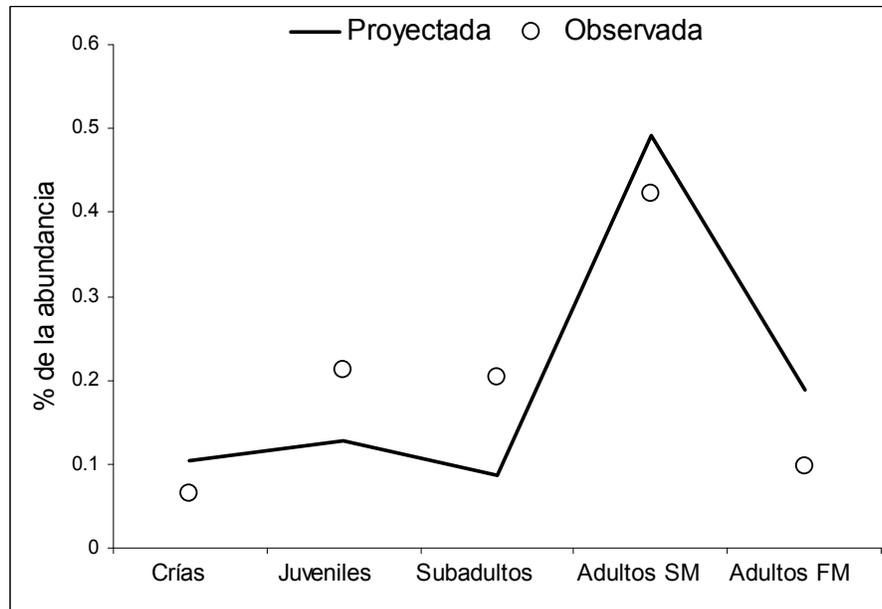


Figura 23. Frecuencia de las categorías de edad de la ballena azul del Pacífico Noreste: grupo del Golfo de California, según la proyección del modelo estructurado realizado en este estudio. Los datos observados provienen de los muestreos realizados durante el 2005-2007 en el GC. SM= Sexualmente Maduro y FM= Físicamente Maduro.

Con respecto a la abundancia por categorías de edad, la proyección mostró una tendencia similar a las categorías observadas en las ballenas azules presentes en el GC durante el 2005-2007; donde la categoría de edad de los adultos sexualmente maduros (SM) fue la más abundante en ambos casos (Fig. 23).

A partir de la proyección de la abundancia total se calculó la tasa anual de crecimiento poblacional (R) (ver sección 9.7.2.3), la cual indica que desde que cesaron las capturas a partir del año 1966 la población ha presentado un crecimiento anual a una tasa promedio de $R = 0.009$ (intervalo: $-0.004 - 0.013$), pero además muestra una tendencia a disminuir con el transcurso del tiempo, ya que para el año 2007 la tasa fue de 0.006 (Fig. 24). Adicionalmente se observa que durante las capturas iniciales (entre los años de 1924 y 1932) la tasa de crecimiento anual se redujo hasta 8.5 veces la tasa intrínseca de incremento poblacional estimada (R_{max}), la cual fue de 0.014 (Tabla 14).

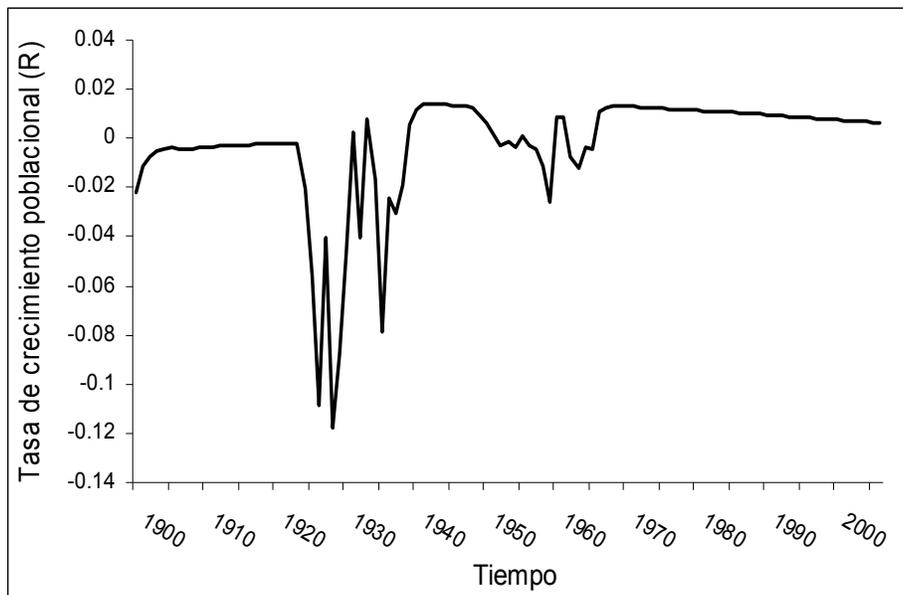


Figura 24. Tasa anual de crecimiento poblacional (R) para la ballena azul del Pacífico Noreste, calculada de la abundancia proyectada con el modelo estructurado realizado en este estudio.

Los IC de los parámetros estimados con el modelo estructurado no se obtuvieron debido a que los perfiles de verosimilitud fueron indefinidos.

10.5.1.3. *Parámetros y trayectoria poblacional del modelo estructurado al considerar un escenario de doble captura.*

En la Tabla 15 se presentan los parámetros de dinámica poblacional obtenidos con el modelo estructurado por categorías de edad, al duplicar la captura que tiene registrada la IWC.

Tabla 15. Parámetros poblacionales estimados con el modelo estructurado por categorías de edad para la ballena azul del Pacífico Noreste, al considerar el doble de la captura registrada en la IWC. *F* = tasa instantánea de mortalidad por pesca. Entre paréntesis el año correspondiente. SM= Sexualmente Maduros y FM= Físicamente Maduros.

Parámetro	Valor	Parámetro	Valor
<i>F</i> (1924)	0.034	<i>F</i> (1955)	0.034
<i>F</i> (1925)	0.097	<i>F</i> (1956)	0.040
<i>F</i> (1926)	0.195	<i>F</i> (1957)	0.044
<i>F</i> (1927)	0.086	<i>F</i> (1958)	0.064
<i>F</i> (1928)	0.199	<i>F</i> (1959)	0.111
<i>F</i> (1929)	0.199	<i>F</i> (1960)	0.002
<i>F</i> (1930)	0.111	<i>F</i> (1961)	0.008
<i>F</i> (1931)	0.112	<i>F</i> (1962)	0.059
<i>F</i> (1933)	0.001	<i>F</i> (1963)	0.077
<i>F</i> (1934)	0.066	<i>F</i> (1964)	0.048
<i>F</i> (1935)	0.199	<i>F</i> (1965)	0.051
<i>F</i> (1936)	0.081	Supervivencia de Crías	0.699
<i>F</i> (1937)	0.105	Supervivencia de Juveniles	0.795
<i>F</i> (1938)	0.077	Supervivencia de Subadultos	0.949
<i>F</i> (1939)	0.010	Supervivencia de Adultos SM	0.940
<i>F</i> (1949)	0.008	Supervivencia de Adultos FM	0.999
<i>F</i> (1950)	0.015	Fecundidad inicial	0.052
<i>F</i> (1951)	0.027	Fecundidad máxima	0.179
<i>F</i> (1952)	0.039	Abundancia inicial	3,750
<i>F</i> (1953)	0.033	Capacidad de carga	3,750
<i>F</i> (1954)	0.040	Tasa intrínseca de incremento poblacional	0.022

Las tasas instantáneas de mortalidad por pesca (F) estimadas para cada año promediaron un valor de 0.071; en el año 1933 la mortalidad por pesca fue la menor ($F = 0.001$) y en 1928, 1929 y 1935 cuando se presentó la mayor ($F = 0.199$; Tabla 15). Con respecto al parámetro de supervivencia (S), el valor estimado de mayor magnitud (0.999) fue para la categoría de los adultos FM y el menor para las crías (0.699). La fecundidad inicial (f_{ini}) fue estimada en un valor de 0.052 y la máxima (f_{max}) fue de 0.179. La abundancia inicial (N_{ini}) y la capacidad de carga para la población fueron estimaciones similares de 3,750 ballenas (Fig. 25). La abundancia proyectada para el año 2007 (2,614 ballenas) también se aproximó a las estimaciones que se han obtenido para la población; no obstante, en este análisis la tendencia de la abundancia proyectada por el modelo difirió en mayor magnitud a la tendencia de las abundancias observadas; por lo tanto, la suposición de que las capturas fueron el doble de las registradas no es coincidente con los datos (Fig. 25).

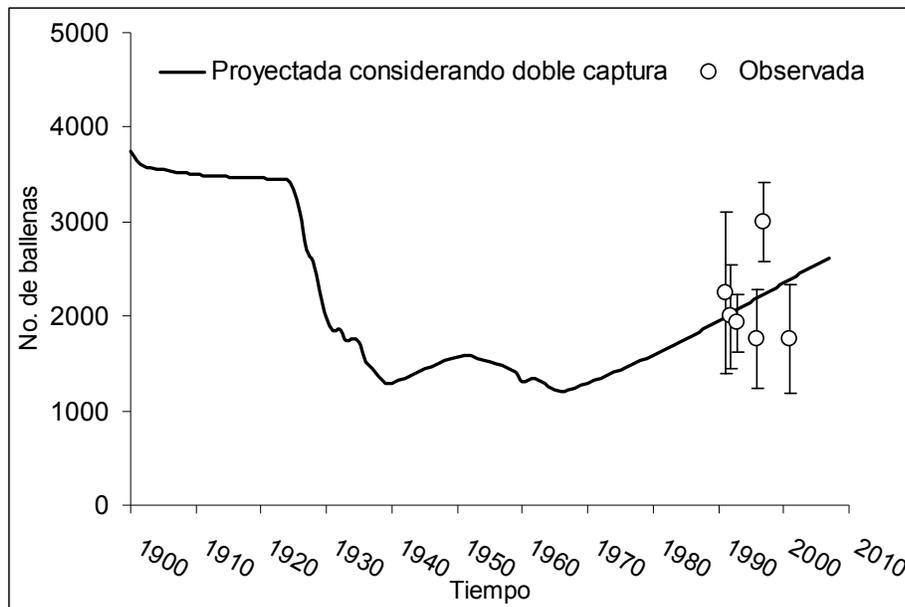


Figura 25. Abundancia de la ballena azul del Pacífico Noreste proyectada con el modelo estructurado al considerar el doble de la captura registrada en la IWC. Los valores de la abundancia observada provienen de la sección 9.7.1. Las barras verticales representan el error estándar para cada observación de la abundancia.

La tasa anual de crecimiento poblacional (R) obtenida en este análisis, indica que desde el año 1966 al 2007 la población presentó un crecimiento a una tasa promedio de 0.017 (intervalo: -0.022 - 0.021), disminuyendo con el tiempo hasta ser de 0.013 para el año 2007 (Fig. 26). Mientras que la tasa intrínseca de incremento poblacional estimada (R_{max}) fue de 0.022 (Tabla 15).

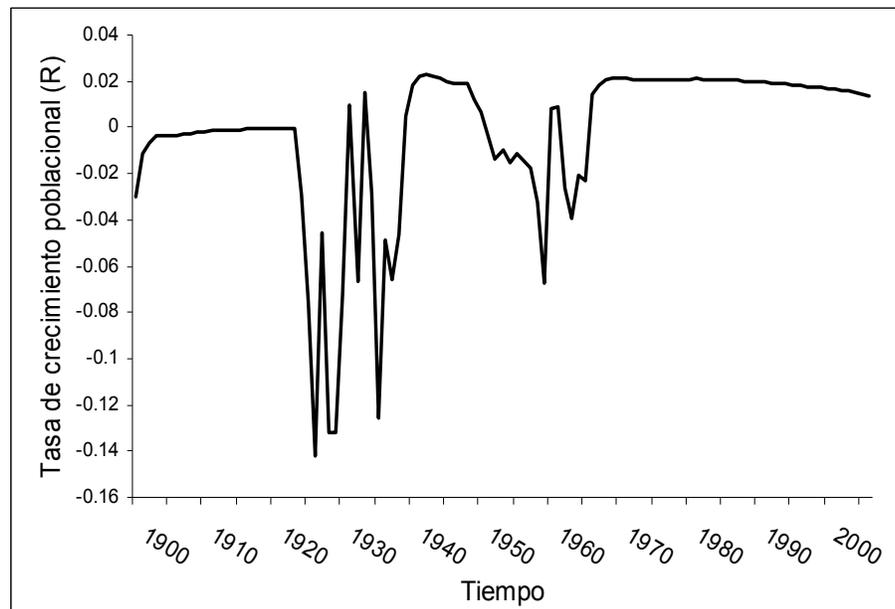


Figura 26. Tasa anual de crecimiento poblacional (R) para la ballena azul del Pacífico Noreste, calculada de la abundancia proyectada con el modelo estructurado al considerar el doble de la captura registrada en la IWC.

10.5.2. Modelo no-estructurado.

Los parámetros de la dinámica poblacional estimados con el modelo logístico fueron: $K = 2,535$ ballenas y $R_{max} = 0.017$. Por su parte, la tasa de mortalidad por pesca (F) estimada tuvo un promedio de 0.03, con el valor menor en el año 1960 ($F = 0.006$) y el mayor en el año 1928 ($F = 0.136$).

En la figura 27 se muestra la trayectoria de la abundancia proyectada por el modelo logístico así como las observaciones recientes de la abundancia (ver sección 9.7.1). En la trayectoria proyectada se muestra una abundancia inicial (año 1900) de aproximadamente 2,535 ballenas, posteriormente la población se mantiene estable hasta que dan inicio las capturas en el año de 1924; después se observan algunas oscilaciones dadas por los diferentes esfuerzos de captura, hasta que a partir del año 1965 inicia una pendiente positiva indicadora de un crecimiento poblacional. La abundancia proyectada para el año 2007 fue de aproximadamente 2,291 individuos; la cual es coincidente con la estimada por el modelo estructurado (2,238 ballenas, Fig. 22).

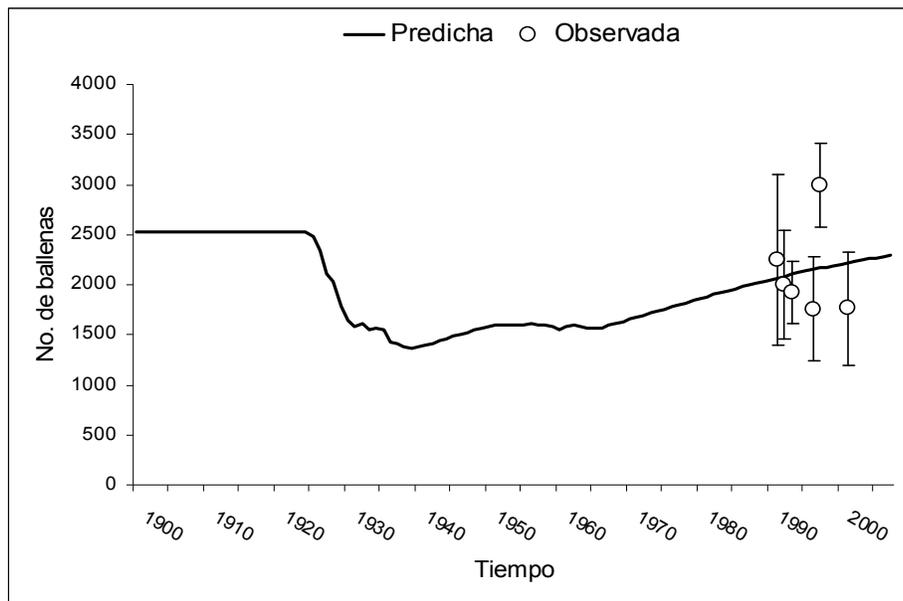


Figura 27. Abundancia poblacional de la ballena azul del Pacífico Noreste proyectada por el modelo logístico. Se agregan las observaciones de abundancia mencionadas en la sección 9.7.1. Las barras verticales representan el error estándar para cada observación de la abundancia.

En este modelo también se calculó la tasa anual de crecimiento poblacional (R) a partir de la proyección de la abundancia total. La tasa promedio durante 1966-2007 fue de 0.009 (intervalo: -0.001-0.013); y a partir de que se dejó de explotar la población en el año 1965 se observa una disminución en el valor de la tasa anual, hasta llegar a 0.004 en el año 2007 (Fig. 28).

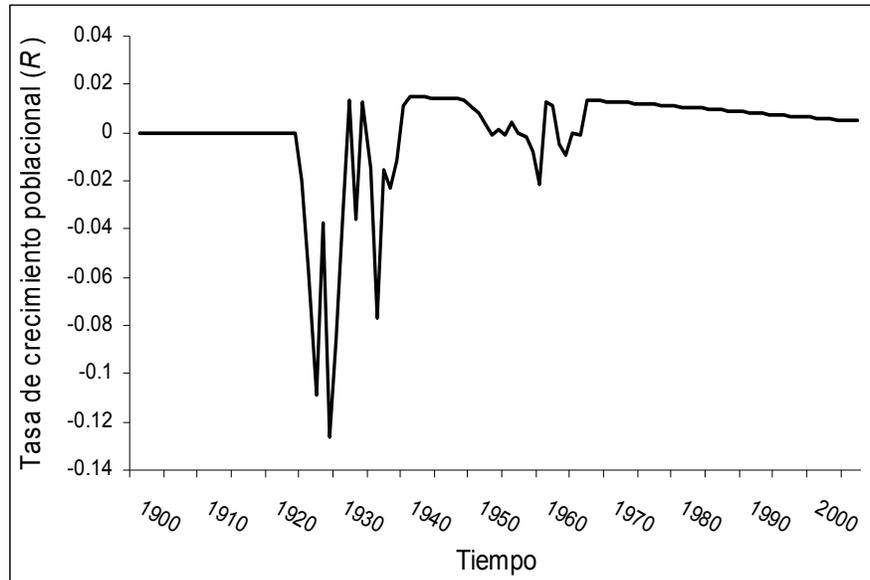
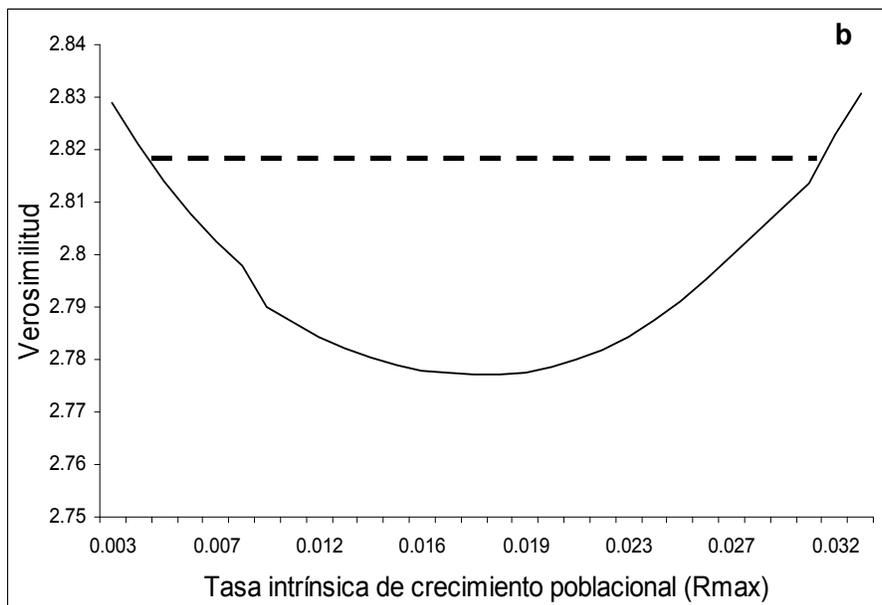
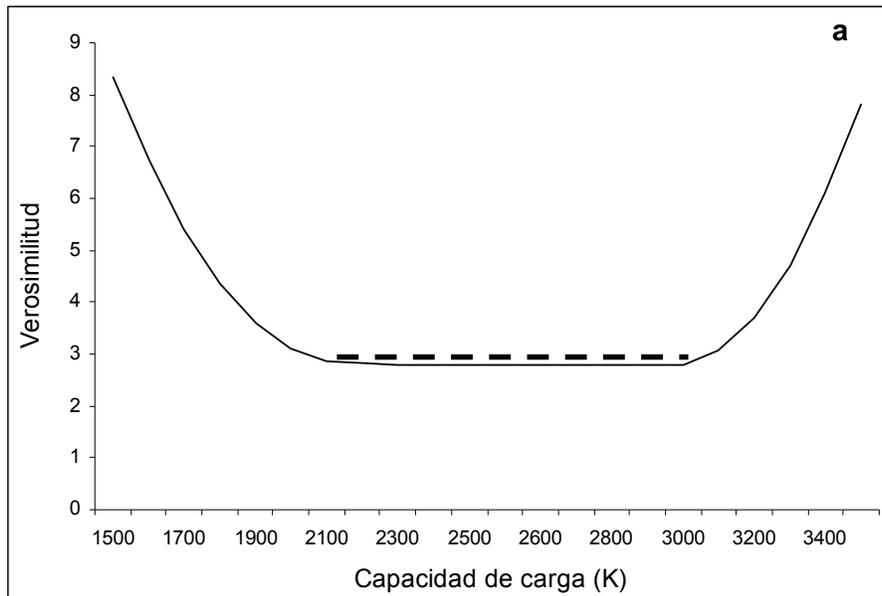


Figura 28. Tasa anual de crecimiento poblacional (R) para la ballena azul del Pacífico Noreste, calculada de la abundancia proyectada en el modelo logístico realizado en este estudio.

Finalmente, los perfiles de verosimilitud de cada parámetro del modelo logístico sí fueron definidos (Fig. 29); y por tanto, se lograron estimar los intervalos de confianza para K ($IC= 2,200 - 3,000$) y R_{max} ($IC= 0.004-0.032$).



Figuras 29. Perfiles de verosimilitud de los parámetros del modelo logístico: a) La capacidad de carga (K) y b) La tasa intrínseca de incremento poblacional (R_{max}). Donde intercepta la línea punteada se indica el intervalo de confianza (IC) del parámetro.

10.5.2.1. Ajustes alternativos del modelo no-estructurado.

Al llevar a cabo el 1^{er} ajuste alternativo de la sección 9.7.4.4 en el que se asume como abundancia absoluta la reportada por Calambokidis & Barlow (2004) y como relativas las provenientes del método de fotorecapturas y del método de muestreo de distancias, los parámetros estimados fueron: $K = 2,997$ ballenas, $R_{max} = 0.099$, $R = 0.0006$ (promedio durante 1966-2007), $q_1 = 0.613$ y $q_2 = 0.655$. La figura 30 muestra la trayectoria de la abundancia proyectada bajo estas suposiciones. La trayectoria inicia y termina en 2,997 ballenas. Se aprecia una pronta recuperación al efecto de las capturas dado que 20 años después del inicio de las mismas la población recupera su abundancia inicial (3,000 ballenas), la cual se mantiene en los años posteriores.

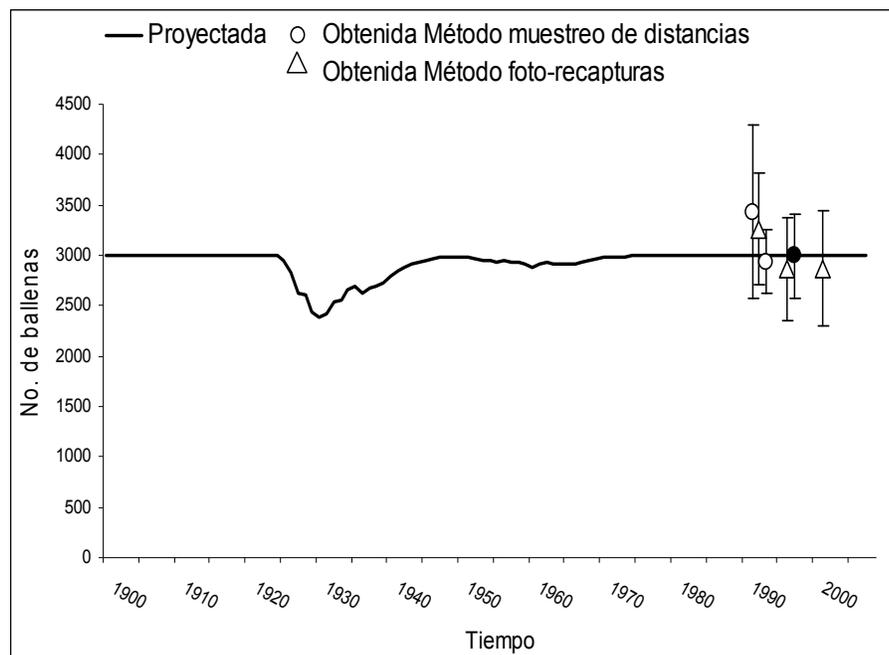


Figura 30. Proyección de la abundancia poblacional de la ballena azul del Pacífico Noreste dada por el 1^{er} ajuste alternativo, donde se consideró como abundancia observada absoluta la reportada por Calambokidis & Barlow (2004) (círculo lleno) y las demás como índices de abundancia relativa (ver sección 9.7.4.4). Estas últimas a su vez se separan de acuerdo a la metodología con la que fueron obtenidas. Las barras verticales representan el error estándar.

La estimación promedio de la mortalidad por pesca (F) fue de 0.02 (intervalo: 0.0003-0.104). Los perfiles de verosimilitud de los parámetros del modelo en este 1^{er} ajuste alternativo no fueron definidos.

En el 2^{do} ajuste alternativo en donde se asume como abundancia absoluta la reportada por Calambokidis & Barlow (2004) y como relativas sólo las provenientes del método de fotorecapturas, los parámetros estimados fueron: $K = 2,997$ ballenas, $R_{max} = 0.099$, $R = 0.0006$ (promedio durante 1966-2007) y $q_1 = 0.613$. La abundancia proyectada fue muy similar a la del 1^{er} ajuste alternativo; observándose que el inicio y final de la trayectoria fue de 2,997 ballenas (Fig. 31). También se aprecia una pronta recuperación al efecto de las capturas y una estimación elevada de R_{max} . Las estimaciones de la mortalidad por pesca (F) fueron similares a los del ajuste anterior y adicionalmente los perfiles de verosimilitud tampoco fueron definidos.

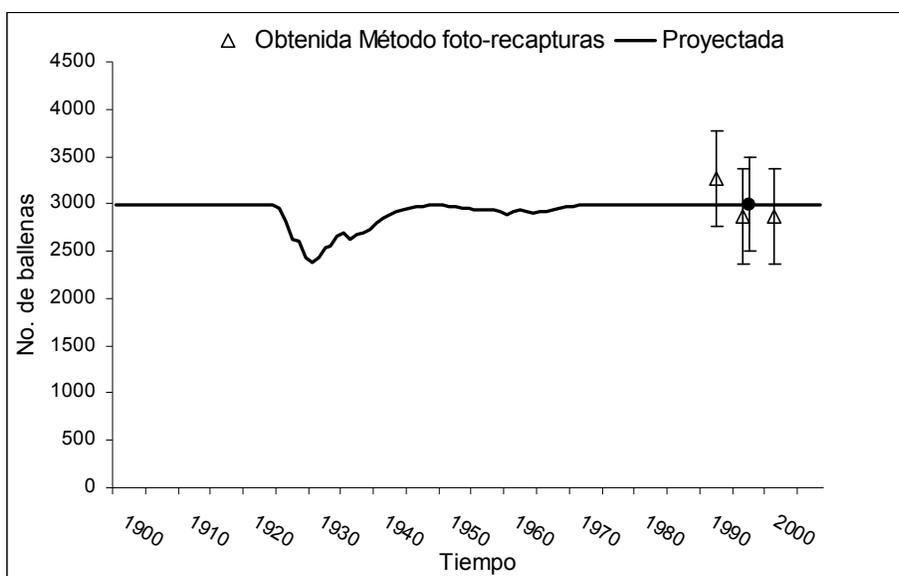


Figura 31. Proyección de la abundancia poblacional de la ballena azul del Pacífico Noreste dada por el 2^{do} ajuste alternativo, donde se consideró como abundancia observada absoluta la reportada por Calambokidis & Barlow (2004) (círculo lleno) y las provenientes del método de fotorecapturas como relativas (ver sección 9.7.4.4). Las barras verticales representan el error estándar.

En el 3^{er} ajuste alternativo, donde se asumió como abundancia absoluta la reportada por Calambokidis & Barlow (2004) y como relativas las provenientes del método de muestreo de distancias, los parámetros del modelo logístico estimados fueron: $K = 2,997$ ballenas, $R_{max} = 0.098$, $R = 0.0006$ (promedio durante 1966-2007) y $q_2 = 0.655$. La abundancia proyectada bajo las consideraciones de este ajuste alternativo mostró el mismo comportamiento al descrito en los ajustes alternativos anteriores (Fig. 32).

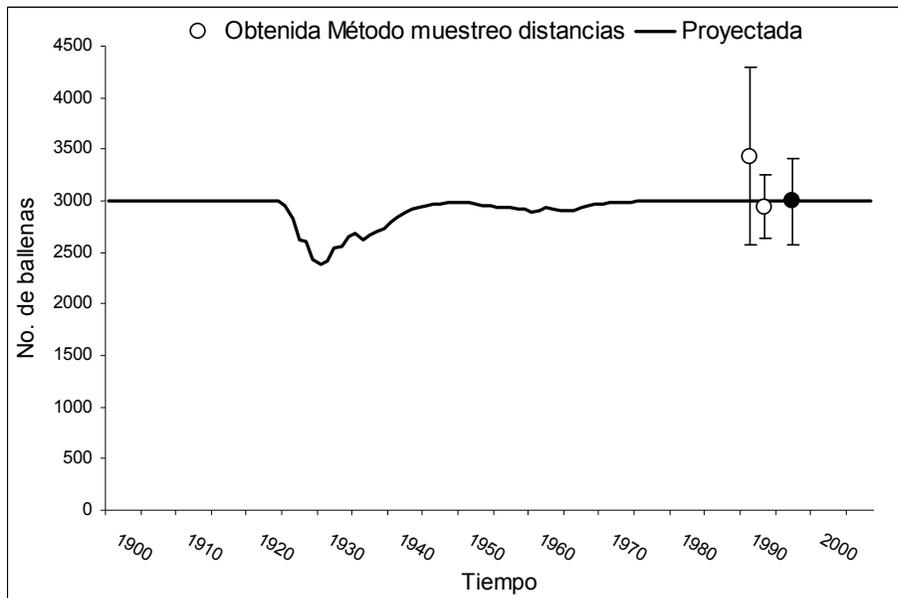


Figura 32. Proyección de la abundancia poblacional de la ballena azul del Pacífico Noreste dada por el 3^{er} ajuste alternativo, donde se consideró como abundancia observada absoluta la reportada por Calambokidis & Barlow (2004) (circulo lleno) y las provenientes del método de muestreo de distancias como relativas (ver sección 9.7.4.4). Las barras verticales representan el error estándar.

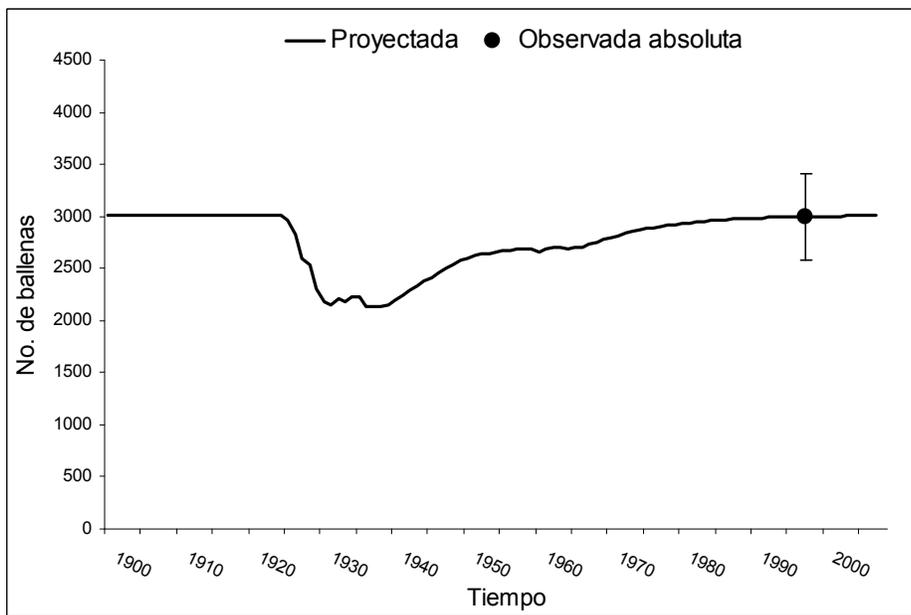
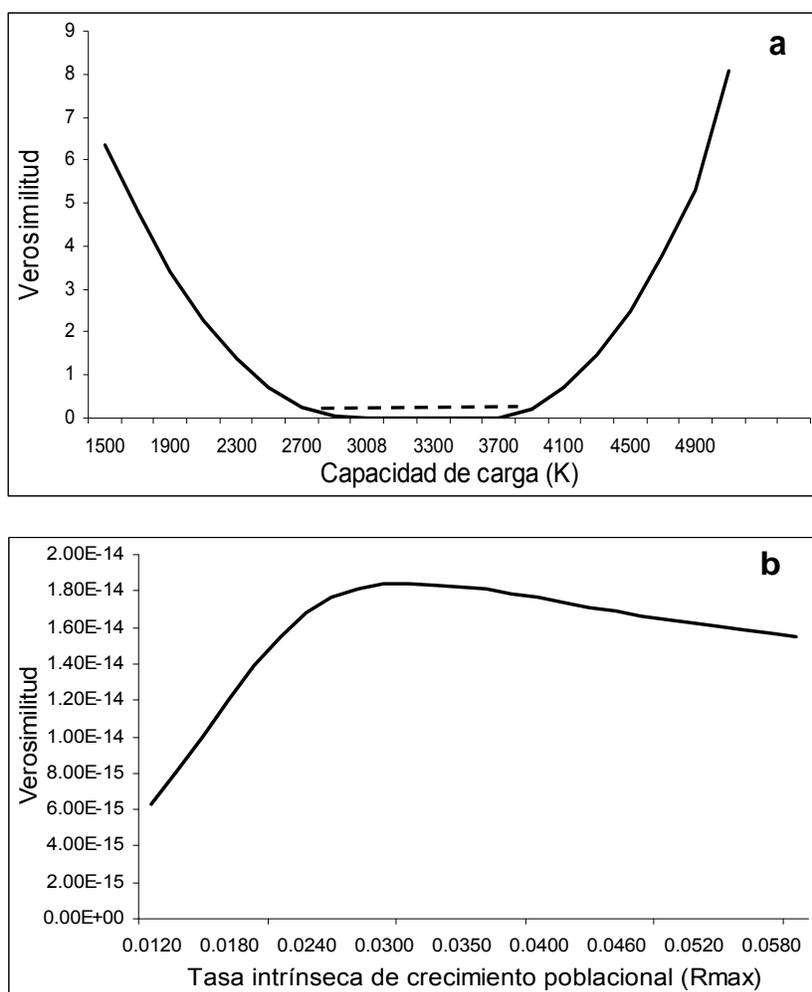


Figura 33. Proyección de la abundancia poblacional de la ballena azul del Pacífico Noreste dada por el 4^{to} ajuste alternativo, donde sólo se consideró la abundancia observada absoluta reportada por Calambokidis & Barlow (2004). Las barras verticales representan el error estándar.

Finalmente, en el 4^{to} ajuste alternativo, donde se asumió que la abundancia absoluta era el único dato observado disponible, la estimación de K fue de 3,009 ballenas, $R_{max} = 0.035$ y $R = 0.002$ (promedio durante 1966-2007). La trayectoria proyectada de la población (Fig. 33) difirió de los ajustes anteriores, principalmente en el hecho de que no muestra una pronta recuperación al efecto de las capturas. En esta trayectoria la población muestra un crecimiento posterior al cese de las capturas (1965), el cual tiende a estabilizarse hasta en la década de los 90's. Se muestran los perfiles de verosimilitud obtenidos de este 4^{to} ajuste alternativo; donde sólo fue definido el del parámetro K ; los IC de este parámetro fueron 2,900 – 3,700 ballenas (Fig. 34).



Figuras 34. Perfiles de verosimilitud para los parámetros del modelo logístico obtenidos del 4^{to} ajuste alternativo. a) La capacidad de carga (K) y b) La tasa intrínseca de incremento poblacional (R_{max}). Donde intercepta la línea punteada se indica el intervalo de confianza (IC) del parámetro.

10.5.2.2. *Parámetros y trayectoria poblacional del modelo no-estructurado al considerar un escenario de doble captura.*

Al emplear el modelo no-estructurado con los supuestos del 4^{to} ajuste alternativo pero con el doble de los valores de la captura, la estimación de K fue de 3,357 ballenas, $R_{max} = 0.099$ y $R = 0.001$ (promedio durante 1966-2007). En la figura 35 se muestra la trayectoria de la abundancia poblacional bajo estos supuestos. De manera similar a los tres primeros ajustes alternativos se observa que la población se recupera del efecto de las capturas y a partir del año 1970 la abundancia es similar a la inicial. La diferencia en este ejercicio fue que la trayectoria proyectada por el modelo no se ajustó eficientemente a la abundancia observada; por lo tanto, también se asume que considerar el doble de las capturas no es coincidente con los datos observados. Finalmente, los perfiles de verosimilitud no fueron definidos.

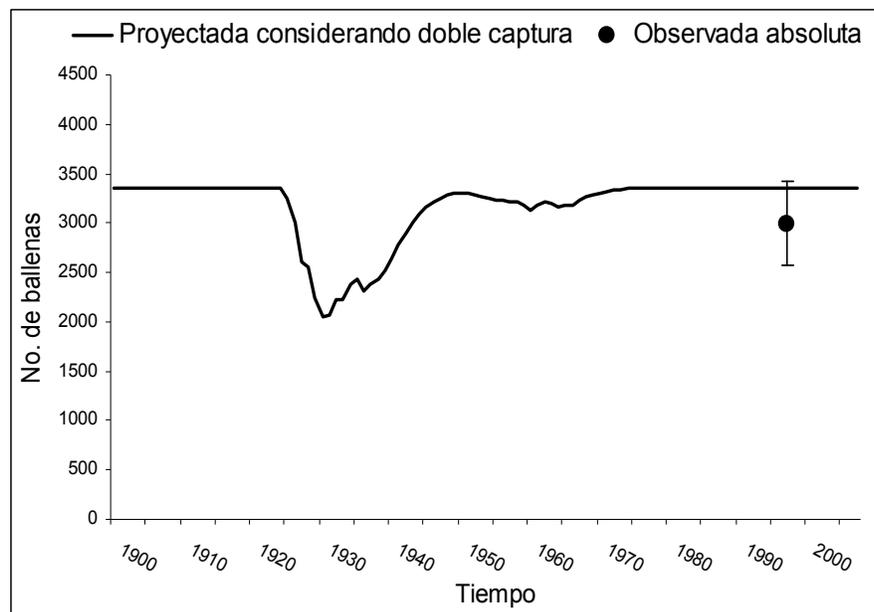


Figura 35. Proyección de la abundancia poblacional de la ballena azul del Pacífico Noreste dada por el 4^{to} ajuste alternativo, donde sólo se utilizó la abundancia observada absoluta reportada por Calambokidis & Barlow (2004) y además se consideró el doble de la cantidad de ballenas capturadas. Las barras verticales representan el error estándar.

11. DISCUSIÓN

Al emplear el método de *fotosecuencias* desarrollado en este estudio, se estimó la longitud total a aproximadamente el 25% de las ballenas azules que se han fotoidentificado en el GC. La estructura de longitud de estas ballenas incluyó todo el intervalo de tamaños que se han observado, por lo que se asume que esta muestra es representativa de la estructura de la población del Pacífico Noreste (ver sección 9.7.1). Posteriormente, con el conocimiento de la longitud fue posible aproximar algunos aspectos de la dinámica poblacional como: la distribución de longitudes, el crecimiento individual, la estructura por categorías de edad y una estimación preliminar de los parámetros de la dinámica y el estado actual de la población.

11.1. El método fotogramétrico de fotosecuencias

A partir del primer experimento del método fotogramétrico se logró estimar de manera precisa la longitud de los contenedores de un camión ($CV = 1.2\%$); dado que la distancia medida entre los contenedores y la cámara fue exacta, las secuencias fueron perpendiculares y los contenedores permanecieron inmóviles. En cambio, al emplear el método de *fotosecuencias* para estimar la longitud de las ballenas azules surgieron dos tipos de error comúnmente observados en estudios fotogramétricos con cetáceos (Angliss *et al.*, 1995; Cosens & Blouw, 2003). Un error de tipo técnico surgió por la dificultad de registrar al menos tres distancias con el calculador láser, debido a la inestabilidad de la embarcación durante condiciones de mar con escala mayor a Beaufort 2. El otro error fue de tipo biológico, el cual fue originado por la reacción de alejamiento que mostraron algunas ballenas en el momento en que se acercaba la embarcación; lo que causó que se obtuvieran secuencias no-perpendiculares (con ángulo) y se provocara una subestimación de la longitud total de la ballena (Gordon *et al.*, 1986). El factor de corrección del ángulo implementado para conocer la parte del cuerpo subestimada (intervalo: 0.07% - 26.7%; sección 10.1.3) fue admisible, dado que la longitud total estimada para un individuo fue similar al usar *fotosecuencias* sin ángulo y con ángulo, las cuales incluyeron dicho factor.

Este factor fue necesario emplearlo en 106 de las 123 secuencias obtenidas; lo cual pone en evidencia dos aspectos importantes: la dificultad que existe para obtener secuencias sin ángulo y la utilidad del factor para incrementar el tamaño de muestra de las ballenas medidas.

Por otra parte, la fotogrametría aérea fue una técnica adecuada para evaluar de manera independiente la funcionalidad del método de *fotosecuencias*, dado que la longitud medida en fotografías aéreas fue similar a la longitud estimada con *fotosecuencias* para el mismo individuo (sección 10.1.4). En todos los casos se observó que las longitudes estimadas con *fotosecuencias* fueron mayores a las obtenidas de fotografías aéreas. Esta diferencia probablemente se debe a que el cuerpo de la ballena medido en las *fotosecuencias* está en una posición curvada, la cual es causada por la forma de nadar de los cetáceos; y desde una vista aérea esta posición curvada ocasiona que la ballena se aprecie de menor tamaño. Por lo anterior, se asume que las *fotosecuencias* proveen un tamaño más próximo a la longitud real de la ballena azul. Adicionalmente, la precisión en la medición de la longitud de las ballenas fue menor con el método de *fotosecuencias* ($CV = 2.1\%$) en comparación con la precisión obtenida con la fotogrametría aérea ($CV = 3.0\%$).

11.1.1. Método de fotosecuencias vs. otras técnicas fotogramétricas.

La fotogrametría aérea ha sido el método más utilizado para estimar la longitud total de los cetáceos grandes (Tabla 16). Sin embargo, en este método usualmente están involucrados tres tipos de error: 1) errores técnicos o logísticos pueden ocurrir cuando hay pseudo-replicación (medición repetida del mismo individuo; Cosens & Blouw, 2003); 2) errores de precisión pueden reflejarse en los valores registrados por el altímetro de la avioneta (Angliss *et al.*, 1995); y 3) errores biológicos pueden ocurrir cuando se sobreprresenta alguna categoría de edad (Angliss *et al.*, 1995; Perryman & Lynn, 2002; Koski *et al.*, 2006) o se subestima la longitud total debido a que desde la avioneta generalmente el organismo no se observa en una posición recta (Cubbage & Calambokidis, 1987; Angliss *et al.*, 1995; Cosens & Blouw, 2003).

Tabla 16. Métodos fotogramétricos y su precisión al ser empleados para estimar la longitud total de diversas especies de cetáceos. CV = coeficiente de variación. *n* = número de imágenes medidas.

Método	Fuente de los datos	CV con objeto de longitud conocida	CV con especie de cetáceo	
Simple	Fotosecuencias, este estudio	1.2 %, <i>n</i> = 9	2.2 %, <i>n</i> = 120	Ballena azul (<i>B. musculus</i>)
	Calambokidis <i>et al.</i> (2001)	No reportado	No reportado	Ballena azul (<i>B. musculus</i>)
	Jaquet (2006)	0.21 %, <i>n</i> = 68	6.7 %, <i>n</i> = 564	Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)
Estereo-fotogrametría	Gordon <i>et al.</i> (1986)	+0.6 %, <i>n</i> = 95	< 10 %, <i>n</i> = 17	Ballena azul (<i>B. musculus</i>)
	Dawson <i>et al.</i> (1995)	< 2 %, <i>n</i> = 63	4.35 %, <i>n</i> = 52	Cachalote (<i>Physeter macrocephalus</i>)
Estereo-fotogrametría aérea	Cubbage & Calambokidis (1987)	1.7 %, <i>n</i> = 25	0.59 %, <i>n</i> = 8	Ballena boreal (<i>Balaena mysticetus</i>)
Fotogrametría aérea	Ratnaswamy & Winn (1993)	5.5 %, <i>n</i> = 47	10 %	Ballena de aleta (<i>B. physalus</i>)
	Angliss <i>et al.</i> (1995)	0.92-1.27 %, <i>n</i> = 30	0.6-1.0 %, <i>n</i> = 80	Ballena boreal (<i>Balaena mysticetus</i>)
	Gilpatrick & Perryman (2008)	No reportado	1.29 %, <i>n</i> = 141	Ballena azul (<i>B. musculus</i>)
	Perryman & Lynn (1993)	0.011 %, <i>n</i> = 60	0.018 %, <i>n</i> = 4	Delfín común (<i>Delphinus delphis</i>)
	Cosens & Blouw (2003)	3.2-6.6 %, <i>n</i> = 21	4.04-9.03 %	Ballena boreal (<i>Balaena mysticetus</i>)
	Fotos aéreas, este estudio	0.9 %, <i>n</i> = 11	3.0 %, <i>n</i> = 9	Ballena azul (<i>B. musculus</i>)

Adicionalmente, este método está limitado a obtener sólo la estimación de la longitud, ya que desde la avioneta generalmente no es posible fotoidentificar a los individuos, con excepción de las ballenas francas (*Eubalaena sp.*; Cummings, 1985) y ballenas azules fotografiadas con equipo de alta calidad (Gilpatrick & Perryman, 2008). Tanto el tiempo de vuelo como la distancia a la costa están limitados, y además, al emplear la fotogrametría aérea no se pueden coleccionar muestras biológicas o ambientales; información que puede ser obtenida con los métodos fotogramétricos empleados desde embarcaciones, por lo que éstos ofrecen más información del individuo estudiado. Por todo lo anterior, se concluye que el método de *fotosecuencias* mostró una precisión aceptable (CV = 2.1%; ver Koski *et al.*, 2006) al estimar la longitud de la ballena azul y además de manera simultánea se pueden obtener muestras biológicas de los individuos medidos.

11.1.2. Comparación de los métodos fotogramétricos empleados en la ballena azul.

El método de *fotosecuencias* tiene varias ventajas sobre otros métodos que se han usado para estimar la longitud de la ballena azul (Tabla 16). El método descrito por Gordon *et al.* (1986) se basa en imágenes secuenciales, pero fue menos preciso (<10%) al descrito en el presente estudio; el cual, además no requiere de una plataforma alta que significaría rentar una embarcación mayor, tampoco requiere de una fórmula compleja para calcular la escala de medición, y al emplear en la tecnología digital actual, es posible unir, montar y medir las *fotosecuencias* en un tiempo breve y con un error de magnitud menor.

Por otro lado, el método de fotogrametría aérea empleado por Gilpatrick & Perryman (2008) mostró la mejor precisión ($CV = 1.29 \%$), pero también el costo mayor (renta de embarcación mayor, helicóptero, combustible, entre otros). Además no permite obtener información biológica adicional de los individuos identificados.

El método empleado por Calambokidis *et al.* (2001), quienes estimaron la longitud total basándose en la medición de la aleta caudal, comparte una misma ventaja con el de *fotosecuencias*; ya que también se emplea desde una embarcación, por lo que es posible coleccionar información biológica del organismo. No obstante, los autores no especificaron la precisión del método y además éste se restringe a muestrear solamente alrededor del 25% de los individuos de la población, los cuales muestran la aleta caudal cuando inician un buceo profundo (Gendron, 2002); mientras que con las *fotosecuencias* todos los individuos pueden ser medidos.

En resumen, la gran ventaja del método de *fotosecuencias* es que puede desarrollarse paralelamente a otros métodos de muestreo (fotoidentificación, colecta de muestras biológicas y datos de comportamiento) sin modificar en gran medida la logística del trabajo de campo; y así, adquirir mayor conocimiento sobre los individuos que conforman la población.

11.2. La estructura por longitud total de la ballena azul del Pacífico Noreste: grupo del Golfo de California (GC)

Al emplear el método de *fotosecuencias* se obtuvo la distribución de la longitud total de 123 ballenas azules del GC; el intervalo varió entre 7.2 m y 29.4 m, respectivamente para una cría y una hembra sexualmente madura. El valor mínimo coincidió con la longitud de los fetos a punto de nacer (7 m) y el máximo con el reportado (29.9 m) en las capturas de ballenas del Pacífico Norte (ver Tomilin, 1967; Gambell, 1979; Brueggeman *et al.*, 1985).

Al describir la estructura por longitud y sexo, se confirmó que las hembras son de tamaño mayor que los machos. Este dimorfismo sexual también se observó en las ballenas azules capturadas en aguas de California-Baja California (23.7 vs. 23.2 m; Información de IWC) y en el Pacífico Norte (22.9 vs. 22.3 m; Brueggeman *et al.*, 1985). El mismo patrón fue observado cuando se consideraron a los individuos sexualmente maduros, mayores a 21 m de longitud (Brueggeman *et al.*, 1985). Sin embargo, esta longitud indicadora de la madurez sexual pudiera no ser representativa para las ballenas que se midieron en el GC. Por lo tanto, se consideraron como hembras reproductivas las que han sido observadas con una cría (ver sección 10.2.1). La longitud estimada para la hembra de tamaño menor avistada con una cría y la longitud de una hembra avistada desde su nacimiento hasta seis años después cuando fue observada con una cría (Gendron *et al.*, 2006), sugieren que las hembras son reproductivas a partir de los 23 m (longitud promedio de 25.6 m y máxima de 29.4 m). Estas hembras reproductivas del GC representaron el 24% de los individuos medidos con sexo conocido.

11.2.1. Estructura por longitud en poblaciones de ballena azul.

La longitud promedio de las 123 ballenas medidas en el GC (21.5 m) fue menor en comparación con la longitud de ballenas del Hemisferio Sur (24.6 m; Mackintosh & Wheeler, 1929; Tomilin, 1967) (Tabla 17). Esta diferencia se debe principalmente a que con el método de *fotosecuencias* se midieron organismos de todas las categorías de edad, mientras que las longitudes de las ballenas del Hemisferio Sur

proviene principalmente de organismos adultos capturados (Mackintosh & Wheeler, 1929). No obstante, se ha sugerido que las ballenas del Hemisferio Sur poseen un tamaño mayor en comparación a sus contrapartes (un metro en promedio; Mackintosh & Wheeler, 1929; Tomilin, 1967). Esta diferencia no es exclusiva en las ballenas azules, sino también ocurre en otras especies (Gambell, 1979). Existen dos hipótesis referentes al tamaño mayor de las ballenas del Hemisferio Sur: 1) Debido a que las zonas de alimentación del Sur tienen temperaturas más frías que las del Norte, por lo que al tener un cuerpo con una proporción tamaño/volumen mayor se tendrá un área menor de contacto con el medio, lo que evita el estrés termal. 2) Dado que en el Hemisferio Sur el período de permanencia en las áreas de alimentación es relativamente más corto (4 meses vs. 5-6 meses en el Hemisferio Norte), por lo que un cuerpo de tamaño mayor permitiría un almacenamiento mayor de reservas de lípidos (ver Yochem & Leatherwood, 1985).

Se ha propuesto que la subespecie de ballena azul pigmea (*Balaenoptera musculus brevicauda*) es la de tamaño menor (Ichihara, 1966). En la Tabla 17 se aprecia que la longitud promedio de esta subespecie efectivamente fue menor en comparación con la longitud de la mayoría de las poblaciones de ballena azul; pero no fue así con la longitud promedio reportada por Gilpatrick & Perryman (2008) para las ballenas azules de California-Centro América; no obstante, la longitud promedio de estas ballenas podría estar subestimada debido al error de tipo biológico (ver sección 11.1.1) presente en la fotogrametría aérea (Angliss *et al.*, 1995; Cosens & Blouw, 2003). Asimismo, la longitud promedio de la subespecie pigmea tampoco fue menor en comparación con la obtenida en este estudio para las ballenas azules del GC; sin embargo, se presume que la longitud promedio de estas ballenas del GC está sesgada hacia un valor menor debido a que se midieron organismos de todas las categorías de edad, como previamente se mencionó; mientras que la longitud promedio de la subespecie pigmea proviene de individuos adultos capturados.

Es posible que la longitud promedio de los organismos no necesariamente es una característica discriminante de subespecies como algunos autores lo han propuesto (Kato *et al.*, 2000; Branch *et al.*, 2007; Branch & Mikhalev, 2008), ya que ésta también depende de la historia de vida de la población (Allen, 1971); dado que se ha reportado que tanto la longitud promedio como la máxima, tienden a decrecer debido a la remoción excesiva de los individuos adultos en la sobreexplotación de una población (Tomilin, 1967; Martin, 1980; Cooke *et al.*, 1983; Mitchell & Reeves, 1983; Lockyer, 1984; Kasuya, 1991; Gregr *et al.*, 2000). Por ello, se pone en duda la posibilidad de identificar subespecies basándose solamente en la longitud promedio de los organismos.

Tabla 17. Estructuras por longitud para ballenas azules de diversas regiones. La información proviene de ballenas capturadas, con excepción de California Centro-América y Golfo de California, las cuales provienen de estudios fotogramétricos*. Longitud en metros. *n* = número de ballenas medidas.

Subespecie	Región	Longitud mínima	Longitud promedio	Longitud Máxima	N	Fuente de los datos
Ballena azul del Hemisferio Sur (<i>B. m. intermedia</i>)	SudGeorgia	16.5	24.6	28.5	458	Mackintosh & Wheeler (1929)
	SudÁfrica	13-14		27.0	238	Mackintosh & Wheeler (1929)
Ballena azul pigmea (<i>B. m. brevicauda</i>)	Isla Kerguelend	18	21.4	24.2	62	Omura (1984)
	Pacífico Noroeste	19.0	23.3	26.0	269	Gilpatrick & Perryman (2008)
Ballena azul del Hemisferio Norte (<i>B. m. musculus</i>)	Golfo de Alaska	12.2	22.6	26.8	640	Brueggeman <i>et al.</i> (1985)
	California-Centro América *	14.5	20.9	24.5	141	Gilpatrick & Perryman (2008)
	Golfo de California *	7.2	21.5	29.4	123	Este estudio

Al comparar las estructuras por longitud de las ballenas que se distribuyen en las diferentes regiones del Pacífico Norte, se observa que las del Noroeste y las del Golfo de Alaska comparten una ligera diferencia en la longitud promedio (23.3 vs. 22.6 m, respectivamente). Además, atrae la atención que en el Golfo de Alaska se capturó una ballena con una longitud de cría (12.2 m; Brueggeman *et al.*, 1985) (Tabla 17); lo que sugiere que el nacimiento de este individuo estuvo desfasado tanto espacial como estacionalmente, similar al reportado en Gendron (2002). Por su parte, en la estructura por longitud de las ballenas del GC se observa que la longitud mínima de estas ballenas (7.2 m) coincide con el tamaño de una cría muy pequeña, probablemente recién nacidas (Sears, 1987; Gendron, 2002); y la longitud máxima (29.4 m) podría ser el reflejo de que en la actualidad los individuos alcanzan una longitud mayor, dado que ya no son extraídos de la población.

La longitud máxima registrada en las ballenas azules capturadas en el Hemisferio Norte ha sido muy variable (26.8 m, Brueggeman *et al.* (1985); 27.5 m, Lowry *et al.* (1983) y 31 m, Gambell (1979)), a pesar de que durante las capturas la longitud se medía sobre la ballena muerta. Las fuentes de error de estas mediciones se asocian a factores técnicos: como la inexistencia de un protocolo estandarizado (Mackintosh & Wheeler, 1929), diferencias en las unidades de medición, la acción de aumentar o disminuir las mediciones por fines administrativos o de otro índole (Tomilin, 1967; Branch *et al.*, 2007); y también a factores biológicos como: la dificultad de una postura recta del cuerpo de la ballena al momento de medirla (Dawson *et al.*, 1995) o que el cuerpo estuvo inflado debido a un estado de descomposición (Gordon *et al.*, 1986). No obstante, la longitud máxima científicamente validada para una ballena azul capturada en el Hemisferio Norte fue de 29.9 m (ver Tomilin, 1967; Gambell, 1979), mientras que en el Hemisferio Sur fue de 33.6 m (ver Yochem & Leatherwood, 1985).

Finalmente, al comparar la estructura por longitud de las ballenas azules del GC con la de California-Centro América, se observaron algunas diferencias (Tabla 17), las cuales pueden ser explicadas con aspectos biológico-ecológicos, dado que ambas

estructuras por longitud fueron obtenidas con técnicas fotogramétricas: 1) La longitud mínima es mayor en California (14.5 m), lo cual seguramente se debe a que las crías observadas en esta región son de tamaño mayor como consecuencia al crecimiento acelerado que tienen en los primeros seis meses de edad (ver sección 11.3.1). 2) La longitud máxima es mayor en el GC (29.4 m), lo cual puede estar asociado a que en esta región pudiera existir una segregación por tamaños, ya que se ha reportado que las hembras lactantes, por ende individuos adultos, prefieren las zonas costeras del GC (Gendron, 2002); y fue en esta región de donde se obtuvieron la mayoría de los datos. Adicionalmente, estas diferencias pudieron ocurrir ya que la muestra de Gilpatrick & Perryman (2008) involucra organismos que probablemente no pertenecen a la población de estudio, dado que obtuvieron fotografías en el Domo de Costa Rica durante los meses de verano y otoño, cuando los organismos que se observan allí probablemente no son del Hemisferio Norte, sino residentes o provenientes del Hemisferio Sur (Reilly & Thayer, 1990).

En resumen, se observa que no es del todo conveniente comparar las longitudes obtenidas durante las capturas contra las obtenidas de métodos fotogramétricos como se mencionó en Ratnaswamy & Winn (1993); principalmente por la diferente representatividad de las categorías de edad. Sin embargo, esta dificultad puede evitarse al comparar solamente las longitudes de los individuos sexualmente maduros (Perryman & Lynn, 1993), con los cuales se puede identificar diferencias poblacionales (Perryman & Lynn, 1993; Branch *et al.*, 2007; Branch & Mikhalev, 2008) y obtener una estructura por longitud representativa de la población que pudiera dar indicios sobre el historial de vida de la misma.

Las hembras reproductivas del GC conformaron esta estructura representativa. Éstas presentaron una abundancia importante en la zona de estudio (24% de los individuos medidos con sexo conocido o 16% de todos los individuos medidos), lo que sugiere la posible existencia de la segregación por tamaños que previamente se había mencionado. Este tipo de segregación se ha observado entre grupos de delfín listado (*Stenella coeruleoalba*; Perryman & Lynn, 1993), cachalotes (*Physeter*

macrocephalus; Allen, 1980), ballena gris durante su migración invernal (*Eschrichtius robustus*; Perryman & Lynn, 2002), ballena azul en zonas de alimentación del Golfo de Alaska (Gregr *et al.*, 2000); y entre zonas (Cubbage & Calambokidis, 1987; Cosens & Blouw, 2003) y temporadas de distribución de la ballena boreal (*Balaena mysticetus*; Angliss *et al.*, 1995). Se desconocen las ventajas selectivas que pudieran originar la segregación por tamaño y estado reproductivo que presentan las ballenas (Cosens & Blouw, 2003). Se ha sugerido que actividades como la alimentación (Finley, 1990), la protección de depredadores (Cosens & Blouw, 2003) o la lactancia (Schaeff *et al.*, 1993) pudieran ser las causantes. De manera similar, Gendron (2002) menciona que la preferencia de las hembras lactantes de ballena azul hacia zonas costeras del GC, probablemente se debe a que son áreas protegidas y con abundancia de alimento durante el invierno.

Al comparar la estructura por longitud de las hembras reproductivas del GC con la estructura de la misma población proveniente de ballenas capturadas en California y Baja California durante el periodo de 1924-1930, no se observó una diferencia significativa. En cambio, la estructura de hembras reproductivas del GC fue significativamente mayor ($D = 0.38$; $p < 0.05$) a la estructura de ballenas capturadas en aguas de Alaska durante el periodo de 1927-1935 (Brueggeman *et al.*, 1985); seguramente por que estas ballenas tuvieron una longitud menor debido a que en este periodo el efecto de las capturas ya era más evidente (Tabla 18).

Este resultado permite inferir que con el transcurso del tiempo las ballenas reproductivas que se capturaban eran de tamaño menor, hasta el año de 1966 cuando se prohibió la captura; y a partir de esta fecha teóricamente estas ballenas comenzarían a alcanzar una longitud mayor hasta registrar la estructura actual (Fig. 36). Por lo tanto, 41 años después del cese de las capturas en el Pacífico Noreste, las ballenas reproductivas observadas recientemente en el GC son más grandes; y probablemente esta estructura por longitud es semejante a la estructura que tenía la población previamente a las capturas, cuando estaba en una situación de estabilidad.

Tabla 18. Estructuras por longitud de ballenas azules reproductivas de la población del Pacífico Noreste obtenidas en diferentes períodos. La información proviene de ballenas capturadas preñadas o con indicios de parto. Mientras que las del Golfo de California fueron medidas con el método de *fotosecuencias* y han sido observadas con una cría. Longitud en metros. *n* = número de ballenas medidas.

Región	Periodo	Longitud mínima	Longitud promedio	Longitud Máxima	<i>n</i>	Fuente de los datos
California y Baja California	1924-1930	19.7	24.5	27.9	34	Información IWC
Alaska	1927-1935	21	23.9	26.8	72	Brueggeman <i>et al.</i> (1985)
Golfo de California	2005-2007	23.1	25.6	29.4	20	Este estudio

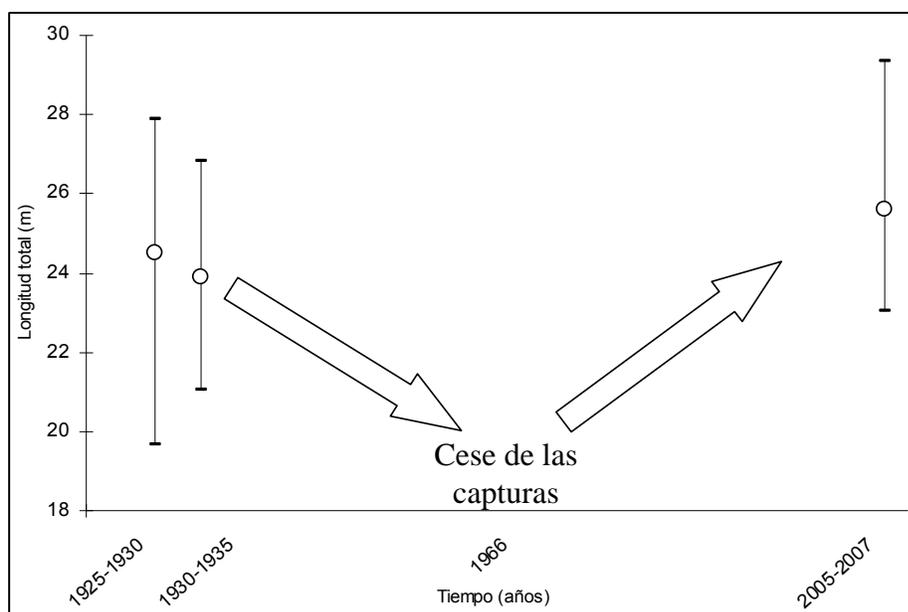


Figura 36. Simulación de la trayectoria de la estructura por longitud de las ballenas azules reproductivas de la población del Pacífico Noreste. La estructura del período 1925-1930 corresponde a las ballenas capturadas en California-Baja California (Información IWC); la del período de 1930-1935 proviene de las capturadas en aguas de Alaska (Brueggeman *et al.*, 1985) y las del período del 2005-2007 son las *fotosecuenciadas* en el GC. Las barras verticales representan la longitud mínima y la máxima.

11.3. El crecimiento individual de la ballena azul del Pacífico Noreste: grupo del Golfo de California (GC)

Otro aspecto de la dinámica poblacional obtenido a partir de las longitudes estimadas con el método de *fotosecuencias* fue la descripción del crecimiento individual de la ballena azul. Dicha descripción fue posible gracias al proyecto a largo plazo de fotoidentificación de individuos de ballena azul (CICIMAR: 1993-2007), con el cual se obtuvo el registro de la edad para algunos individuos fotografiados desde crías.

De los cuatro modelos del crecimiento individual, el mejor ajuste a los datos se obtuvo con el modelo de von Bertalanffy y el de Richards (valores más bajos de verosimilitud, Tabla 10). Este último contempla cuatro parámetros, por lo cual tiene la ventaja de ser más flexible el punto de inflexión de la curva de crecimiento (Ricker, 1979), pero por lo mismo es menos simple. En cambio, el modelo de von Bertalanffy al ser más simple permitió obtener un valor más bajo del *AIC* (44.28, Tabla 10). Este modelo ha sido el más comúnmente usado; su descripción fue fundamentada con un interesante concepto fisiológico: *El crecimiento es el resultado entre el anabolismo y catabolismo* (Bertalanffy, 1938). Mientras que los demás modelos fueron derivados como opciones matemáticas a partir de consideraciones meramente empíricas (ver Pauly, 1981). Adicionalmente se ha sugerido que el modelo de von Bertalanffy describe de mejor manera el crecimiento individual de especies de vida larga (Moreau, 1987). Este modelo se ha aplicado en estudios de mamíferos terrestres, tales como los elefantes (*Loxodonta africana*; Laws *et al.*, 1975) y osos polares (*Ursus maritimos*; Kingsley, 1979); así como con mamíferos marinos, como la ballena azul (Lockyer, 1981), la foca de puerto (*Phoca groelandica*; Innes *et al.*, 1981), lobos marinos (*Otaria flavescens*; Rosas *et al.*, 1993) y morsas (*Odobenus rosmarus rosmarus*; Knutsen & Born, 1994; Garlich-Miller & Stewart, 1998). Por todo lo anterior, se sugiere que el modelo de von Bertalanffy puede ser la mejor opción para describir el crecimiento de la ballena azul.

Además, con la finalidad de mejorar la estimación de los parámetros de este modelo, se hicieron consideraciones biológicas (ver sección 9.5.4). El parámetro L_{∞} se estimó con la longitud promedio de los individuos sexualmente maduros o los más viejos (Moreau, 1987; Froese & Binohlan, 2000). Mientras que el parámetro t_0 fue fijado en el valor equivalente al tiempo de gestación (McLaren, 1993; Garlich-Miller & Stewart, 1998) de la ballena azul. Finalmente el parámetro k fue el único estimado para el modelo.

El valor del parámetro L_{∞} fue de 24.6 m (intervalo: 20.8 m-29.4 m), a partir de 65 individuos de ballena azul sexualmente maduros. Esta estimación es representativa de la longitud promedio de los individuos adultos, la cual ha sido interpretada como el parámetro L_{∞} en otros estudios (Pauly, 1981; Moreau, 1987; Mathwes & Samuel, 1990; Froese & Binohlan, 2000).

Por su parte, el parámetro t_0 fue fijado en -0.94 años (11 meses), y así se representó el tiempo entre el inicio del crecimiento embrionario y el nacimiento (McLaren, 1993; Garlich-Miller & Stewart, 1998). De esta manera se le dio un significado biológico como lo han propuesto algunos autores (Lopez-Veiga, 1979, Pauly, 1983; Moreau, 1987; Alexandres *et al.*, 1990) y no como un simple factor de corrección del modelo (Lopez-Veiga, 1979).

Finalmente en la estimación del coeficiente del crecimiento ($k = 0.74$; sección 10.3.1) se esperaba que fuera un valor bajo, debido a la estrecha relación que mantiene con el parámetro de la longitud asintótica: para un valor grande de L_{∞} implica un valor bajo de k , y viceversa (Froese & Binohlan, 2000). Sin embargo, al parecer este parámetro está sobreestimado, debido a que los datos de los 25 individuos introducidos al modelo correspondieron a organismos jóvenes (<12 años), dado que el seguimiento se inició hace 15 años (CICIMAR: 1993-2007). Mientras que individuos de edades mayores, entre 12 y 80 años (edad máxima de la especie; Yochem & Leatherwood, 1985), no fueron representados en el análisis.

A través de este procedimiento no se obtuvo el mejor ajuste del modelo a los datos ($AIC = 52.32$), pero se asume que los parámetros estimados tienen un sentido biológico mayor para la ballena azul. Estos parámetros describen un crecimiento acelerado ($k = 0.74$) durante los primeros años, ya que se alcanza rápidamente una longitud próxima a la asintótica ($L_{\infty} = 24.6$ m). Este crecimiento acelerado en la primera etapa de vida se ha observado en varios cetáceos a través del análisis de individuos capturados (Krogh, 1937; Rice & Wolman, 1971; Gambell, 1976a; 1979; Lockyer, 1984; Sumich, 1986). Posteriormente, crecen de manera gradual hasta llegar a la etapa adulta, donde el crecimiento continúa pero de manera imperceptible debido a la inversión de energía en la reproducción (Gambell, 1976a; Rice & Wolman, 1971; Garlich-Miller & Stewart, 1998). Se ha sugerido que este crecimiento acelerado durante la etapa juvenil se debe a la necesidad de almacenar grasa de reserva para poder resistir el primer período como consumidor independiente (Lockyer, 1981), para reducir el gasto energético por la termorregulación (Sumich, 1986), así como para ser menos susceptibles a la depredación (Rice & Wolman, 1971).

11.3.1. Crecimiento individual de otras poblaciones de ballena azul.

El patrón del crecimiento reportado en el presente estudio es similar al que se encontró en la subespecie de ballena azul del Hemisferio Sur (*B. m. intermedia*) con información de organismos capturados durante la época ballenera (Lockyer, 1981). A partir del modelo de von Bertalanffy, Lockyer (1981) estimó un crecimiento de 3.45 cm por día durante los primeros meses de vida; por lo cual la asíntota se alcanza a los cinco años de edad, cuando inicia el período de madurez sexual (Yochem & Leatherwood, 1985). No obstante, los valores de los parámetros reportados en ambos estudios fueron diferentes (Tabla 19).

La diferencia en los valores del parámetro t_0 fue debido a que en el presente estudio el parámetro se consideró como un valor fijo (-0.91 años), mientras que Lockyer (1981) sí lo estimó con el modelo. Mientras que para una comparación más adecuada de los parámetros L_{∞} y k se consideró su relación promedio (Φ' , ecuación

33) de acuerdo a Sparre & Venema (1995); la cual es referida como el mejor medio disponible para promediar y comparar los parámetros del crecimiento individual provenientes de los datos de una especie en particular. Esta relación promedio indicó que los parámetros estimados para la ballena azul del Hemisferio Norte (este estudio) fueron diferentes a los de la ballena azul del Sur ($\phi' = 0.61$ vs. 0.49, respectivamente; Tabla 19).

$$\phi' = \log k + 2 * \log L_{\infty} \quad (33)$$

Tabla 19. Parámetros del modelo del crecimiento individual de von Bertalanffy para la ballena azul del Hemisferio Sur (Lockyer, 1981) y la del Hemisferio Norte (este estudio). ϕ' = la relación promedio de los parámetros (Sparre & Venema, 1995). IC = Intervalos de confianza con $\infty = 90\%$

Parámetros/ Ballena azul	L_{∞}	K	t_0	ϕ'
Hemisferio Norte	24.6 m	0.74	-0.91 años	0.61, $IC = \pm 0.0005$
Hemisferio Sur	25.6 m	0.22	4.7 años	0.49

Como era de esperarse y como fue discutido en la sección 11.2.1, la ballena azul del Hemisferio Norte alcanza una longitud menor ($L_{\infty} = 24.6$ m) que la del Sur ($L_{\infty} = 25.6$ m) (Yochem & Leatherwood, 1985). Por lo que, la ballena azul del Hemisferio Norte presentó un coeficiente del crecimiento mayor ($k = 0.74$ vs. $k = 0.22$).

No obstante, esta diferencia en el parámetro k puede deberse a que el valor se sobreestimó en la ballena del Hemisferio Norte, como fue mencionado al inicio de esta sección 11.3. Mientras que, en la ballena del Hemisferio Sur probablemente el valor del parámetro k está subestimado, ya que Lockyer (1981) empleó información de organismos adultos capturados y se ha sugerido que el modelo de von Bertalanffy generalmente no es un buen predictor del crecimiento de los primeros años de edad cuando el modelo es ajustado con información de edades avanzadas (Gulland, 1983). Una recomendación al respecto podría ser que el crecimiento se describa separadamente para los organismos jóvenes y para los adultos (Stevick, 1999).

Además, en la sección anterior (11.2) ya fue discutido que las hembras alcanzan un tamaño mayor en comparación con los machos, lo cual seguramente se debe a un diferente crecimiento individual entre sexos. Por lo tanto, una mejor estimación del coeficiente del crecimiento podría obtenerse a partir de información para machos y hembras por separado. La información en este estudio no fue suficiente para hacer este análisis del crecimiento individual separado por sexo.

Por otro lado, tampoco se descarta la posibilidad de que la diferencia encontrada en el coeficiente del crecimiento sea causada por los diferentes procesos fisiológicos que envuelven a cada organismo (Sparre & Venema, 1995), ya que el crecimiento depende de factores internos como: el desarrollo hormonal, cambios en el contenido de agua, edad, entre otros (Bertalanffy, 1938); así como de factores externos: como la temperatura, espacio de vida, disponibilidad de alimento, cambios ambientales, entre otros (Lockyer, 1978; 1984; Porter *et al.*, 1999; Katsukawa *et al.*, 2002; Olsen *et al.*, 2003). Se asume que el conjunto de estos factores al funcionar homogéneamente sobre un grupo particular de organismos, originan un crecimiento individual muy particular, con el cual se han identificado o discriminado poblaciones de varios mamíferos marinos (Martin, 1980; Waters & Whitehead, 1990; Shirakihara *et al.*, 1993; Garlich-Miller & Stewart, 1998; Pribanic *et al.*, 2000; Ólafsdóttir *et al.*, 2002; Ramos *et al.*, 2002; Stolen *et al.*, 2002; Evans & Hindell, 2004; Mattson *et al.*, 2006). Por lo tanto, la diferencia encontrada en el coeficiente del crecimiento entre las ballenas azules de ambos hemisferios pudiera ser un reflejo de los diversos procesos que afectan el crecimiento de los organismos.

Finalmente, el presente estudio representa la primera descripción del crecimiento individual de un misticeto en vida libre. Pero aún es evidente la necesidad de incrementar el tamaño de muestra con la finalidad de mejorar el conocimiento de estos parámetros y correlacionarlos con diversos aspectos biológicos y de la dinámica poblacional.

11.4. La estructura por categorías de edad de la ballena azul del Pacífico Noreste: grupo del Golfo de California (GC)

Se observaron importantes discrepancias al emplear los parámetros del modelo del crecimiento individual para estimar la edad a aquellos individuos de ballena azul que no habían sido observados desde crías en su historial de avistamiento (CICIMAR: 1993-2007).

La asignación de la edad al considerar como referencia a la estimación de la longitud no fue un procedimiento viable, debido a que una ballena con una longitud estimada de 22 m podría corresponderle una edad de cuatro o hasta 12 años (Fig. 14). Lo anterior se debe al particular crecimiento que mostró la ballena azul, ya que alcanza en cinco años una longitud de adulto (22 m) y muestra un incremento inapreciable del tamaño en los siguientes años (ver sección 11.3); por lo cual, el seguimiento de la edad de los adultos a través del análisis de la longitud es incierto.

Además, dado que la estimación del coeficiente del crecimiento (k) pudiera no ser representativa (ver sección anterior 11.3), es probable que por eso se subestimaron las edades; y por ello, la estructura por edad presentada en la figura 15 esta sesgada hacia una abundancia mayor de juveniles. En cambio, el análisis de progresión modal fue un mejor procedimiento para estimar las categorías de edad de la ballena azul.

El análisis de progresión modal aplicado a las longitudes totales (Rosenberg & Beddington, 1988; Hilborn & Walters, 1992) permitió determinar confiablemente cinco grupos modales estadísticamente diferenciados (ver sección 10.4.2), ya que la sobreposición que presentaron no fue significativa (Rosenberg & Beddington, 1988). Adicionalmente, se asumió que todos los individuos estuvieron bien clasificados en su correspondiente categoría de edad, a pesar de que comúnmente los grupos modales de los adultos no son claros (Hilborn & Walters, 1992; Sparre & Venema, 1995).

Los cinco grupos modales obtenidos del análisis de progresión modal se aproximaron a las categorías de edad reconocidas para la especie, basándose en sus etapas ontogénicas (Gambell, 1976b; 1979; Lockyer, 1984; Brueggeman *et al.*, 1985; ver detalles en la sección 9.6.2). La categoría de edad más abundante fue la de adultos sexualmente maduros (42.3 %); y al adicionar esta abundancia con la de los adultos físicamente maduros (9.7%), la abundancia total de los organismos maduros fue de 52%.

11.4.1. Estructura por categorías de edad: ¿Indicador del estado de una población?

A partir del modelo de simulación (ver sección 9.6.3) se describieron las estructuras por categorías de edad que se pudieran presentar en una población de ballena azul durante sus diversos momentos de historia de vida. Cuando la población aún no estaba sujeta a un esfuerzo pesquero intenso se asumió que la población estuvo en equilibrio, tal fue el caso establecido para el año 1915 (Fig. 17). La estructura por categorías de edad para este año indica que la abundancia de los organismos maduros (Adultos SM y FM) puede ser de aproximadamente el 80%, mientras que el 20% restante corresponde a los organismos inmaduros (crías, juveniles y subadultos) (Fig. 18).

El escenario inverso al anterior fue cuando se consideró que la población presentaba su nivel de abundancia más bajo debido al número mayor de capturas acumuladas (año de 1960); en este caso la abundancia entre los organismos maduros e inmaduros tendió a equilibrarse, pero nuevamente los maduros fueron más abundantes (58%) con relación a las demás categorías de edad (42%). En este escenario fue cuando las categorías de los organismos inmaduros mostraron una abundancia mayor (11-16%), pero en ninguno de los escenarios establecidos se observó que la abundancia total de los inmaduros predominara sobre la abundancia de los maduros; es decir, en todas las etapas de historia de vida de la población simulada los organismos maduros fueron los más abundantes (Fig. 18).

Owen-Smith (1988) menciona que la proporción de organismos adultos varía relativamente poco con respecto al estado poblacional, cuando las categorías de edad son agrupadas en términos del estado reproductivo (maduro e inmaduro); lo cual coincide con los resultados arrojados por el modelo de simulación. Este resultado se debe a los supuestos que se establecieron en dicho modelo; ya que se consideraron en las categorías de edad de los organismos maduros a todos aquellos que tuvieran una edad entre cinco (edad de madurez sexual) y 80 años (edad máxima), mientras que las categorías de edad de los inmaduros fueron conformadas por los organismos con edades entre 1 y 5 años (Gambell, 1979; Yochem & Leatherwood, 1985). Por ello, las categorías de edad de los adultos siempre fueron más abundantes.

Por otra parte, los supuestos de los parámetros reproductivos establecidos en el modelo de simulación probablemente influyeron sobre la cantidad de organismos inmaduros que conformaron cada estructura. Por ejemplo, los parámetros edad de madurez sexual y el intervalo de nacimiento fueron considerados como parámetros fijos, a pesar de que se ha mencionado que éstos pueden variar con respecto a la densidad de la población (Fowler, 1984; 1987). Adicionalmente, todos los adultos fueron considerados como reproductivamente activos debido a la falta del conocimiento sobre la senescencia de la especie.

El limitado conocimiento sobre la edad absoluta y el estado reproductivo de cada individuo de ballena azul obligó a establecer dichos supuestos en el modelo de simulación. Esta falta de resolución en la estructuración de la población ocasionó que el modelo quedara imposibilitado de representar una mayor abundancia de organismos inmaduros cuando la población muestra un crecimiento; además esto ocurre solamente cuando se remueven de manera sistemática e intensivamente a los organismos adultos.

Angliss *et al.* (1995) emplearon la fotogrametría aérea para medir ballenas boreales de la población Bering-Chukchi-Beaufort. Estos autores obtuvieron una estructura poblacional en la que predominaron los juveniles y las crías (57.9%) y mencionaron que esto era de esperarse dado que es una población en crecimiento. Sin embargo, el esfuerzo de captura sobre esta población no es intensivo, en años recientes se captura de manera regulada solo un 0.5% de la abundancia (Zeh *et al.*, 1993); por lo tanto, esta estructura en la que predominan los organismos inmaduros más que reflejar el estado poblacional (crecimiento), es el reflejo de la segregación por tamaños que se ha reportado para esta población (Cubbage & Calambokidis, 1987; Schell *et al.*, 1989).

En poblaciones de mega-hervíboros (elefantes africanos, *Loxodonta a. africana* e hipopótamos, *Hippopotamus amphibius*) también se han reportado dificultades para aproximar el estado poblacional con el conocimiento de las categorías de edad, debido a las dificultades que existen en las interpretaciones de la edad a la cual los organismos son considerados reproductivamente maduros (Owen-Smith, 1988). Mientras que en otros organismos de menor tamaño, los cuales pueden ser manipulables físicamente, es relativamente sencillo determinar la longitud-edad y características fisiológicas que describen su estado reproductivo; y de esta manera, se establece la estructura por edades con la finalidad de inferir el estado de la población (p. ej. en invertebrados; Olivier, 1971).

Con todo lo anterior se evidencia que la estructura por categorías de edad no permite hacer inferencias sólidas para aproximar el estado de la población. Por lo tanto, se deben emplear metodologías adicionales como los modelos poblacionales estructurados.

11.5. Los parámetros de la dinámica poblacional actual de la ballena azul del Pacífico Noreste

11.5.1. Modelo estructurado por categorías de edad.

Con el modelo estructurado se obtuvo una estimación preliminar de los parámetros de la dinámica poblacional (Tabla 14). Algunos de estos parámetros coinciden con los estimados anteriormente para la especie, y otros podrían ser precursores para la población actual de la ballena azul del Pacífico Noreste.

11.5.1.1. Sensibilidad de los datos al modelo.

Al evaluar la contribución que tuvieron los datos observados en el proceso de estimación de los parámetros de la dinámica poblacional, los perfiles de verosimilitud de dichos parámetros fueron indefinidos para todos los casos del análisis de sensibilidad (sección 10.5.1.1).

Se observó que con excepción del caso 3, en el cual se excluyeron las categorías de edad de la captura, la trayectoria de la población mostró un decremento abrupto durante los primeros años de la proyección (Fig. 19); lo cual es poco probable que ocurriera ya que durante este periodo no hubo registros de capturas, ni alguna otra perturbación que hiciera decrecer la población a tal magnitud. Este efecto en la proyección proviene cuando se estima una abundancia inicial mayor a la capacidad de carga; lo cual se asume que no ocurrió en la población. Adicionalmente en todos los casos, con excepción del caso 3, la estimación de la supervivencia de los adultos (0.94) fue incorrecta, ya que ésta tenía que ser mayor a las supervivencias de categorías más jóvenes (Caughley, 1966; Ohsumi, 1979; Barlow & Boveng, 1991), pero no lo fue en comparación con la categoría de los subadultos (0.95-0.96).

Posiblemente los problemas ocasionados por la información de las categorías de edad de la captura se deben a una representación inadecuada de alguna categoría de edad, lo cual podría ocurrir, por ejemplo, si no se cumple con el supuesto de que la selectividad es constante para todas las categorías de edad después de los tres años (edad de subadultos). De esta manera, si los balleneros tuvieron preferencias

por ciertas edades o longitudes y dichas preferencias cambiaron en el tiempo (ver Anexo IV), la representación de la muestra sera contradictoria con los supuestos del modelo. De lo anterior, surgió la conveniencia de excluir los datos de las categorías de edad de las capturas en el proceso final de estimación.

11.5.1.2. *Parámetros estimados.*

La estimación de los parámetros del modelo estructurado permitió obtener proyecciones de captura y abundancia (totales y en categorías de edad) que se ajustaron adecuadamente a los datos observados.

Uno de estos parámetros fue la mortalidad por pesca, la cual fue coincidente con la cantidad de ballenas que se capturaron anualmente (Fig. 20); con la excepción del año 1928, cuando el modelo arrojó un valor de mortalidad menor al observado. La tasa de supervivencia estimada mostró un valor menor en las categorías de edad jóvenes (0.691) y un valor mayor hacia las categorías de adultos (0.951) (Tabla 14); a pesar de que hubo una sobreposición entre los intervalos establecidos para la supervivencia de cada categoría de edad (Tabla 14).

La fecundidad fue tratada como un parámetro derivado (Breiwick *et al.* 1984), por lo que las estimaciones de ésta dependieron del intervalo de nacimiento y edad de madurez sexual establecidos como parámetros fijos, así como de la supervivencia de los adultos y de las crías, y de la abundancia a través del efecto de densodependencia. La fecundidad estimada presentó un intervalo entre 0.09 y 0.17, con la fecundidad mínima al inicio de la proyección (año 1900) y la máxima en el año de 1939, justo al final del periodo cuando hubo una captura mayor y cuando se estimó la abundancia menor (1,367 ballenas; Fig. 21). Este resultado indica el efecto de densodependencia que se consideró en este parámetro del modelo estructurado, ya que se ha propuesto que la fecundidad tiende a aumentar en aquellas poblaciones que son reducidas por algún esfuerzo pesquero, mientras que al disminuir el número de capturas la población comienza a recuperarse y posteriormente la fecundidad tiende a disminuir (Mackintosh, 1972; Allen & Kirkwood, 1988; Sampson, 1990).

La abundancia inicial estimada fue de 2,996 ballenas, la cual fue similar al valor estimado para la capacidad de carga (3,137 ballenas) lo que corrobora que la proyección partió de una estabilidad poblacional (Fig. 22). Adicionalmente, si se considera que la abundancia inicial es una estimación natural de la capacidad de carga (McCallum, 2000), la similitud de ambos parámetros hace confiable su estimación.

La estimación de la tasa intrínseca de incremento poblacional (R_{max}) fue un valor bajo (0.014). Este parámetro es propio tanto de la especie como del ambiente particular donde habita (McCallum, 2000), por lo que el valor no indica la tendencia de la población; sin embargo, sugiere la magnitud del potencial máximo con el que la población ha crecido debido a sus características de historia de vida (Rabinovich, 1982). Por su parte, la tasa anual de crecimiento poblacional (R) sí permite describir la tendencia de la población (Rabinovich, 1982; Hastings, 1997). La tasa anual estimada con el modelo estructurado mostró una aparente tendencia a disminuir, principalmente a partir de la década de los 70's (de 0.013 a 0.006; Fig. 24). Esta tasa anual baja de crecimiento poblacional, aunado a la historia de las capturas consideradas en los análisis, sugieren una tendencia hacia la estabilidad poblacional.

La abundancia total proyectada para el año 2007 fue de 2,238 ballenas azules, la cual se aproxima con los valores de abundancia que se han reportado para la población durante la década de los 90's (sección 9.7.1). Sin embargo, la única abundancia proyectada con el modelo que coincide satisfactoriamente con alguna de estas abundancias es la correspondiente al año 1992 (2,000 ballenas), la cual aparenta ser la intermedia de todas las abundancias observadas si se considera la dispersión de éstas en conjunto con sus errores estandar; y por ello, la trayectoria proyectada por el modelo coincidió con esta observación puntual.

La proyección de la abundancia para años recientes (2005-2007) propone un escenario en donde la población de ballena azul del Pacífico Noreste ha recuperado aproximadamente un 75% de la abundancia inicial estimada; lo que coincide con los

resultados de Enríquez-Paredes (2005), quien mediante un modelo de parámetros moleculares estimó que la población actual representa entre el 62% y 70% de la abundancia inicial que este autor estimó.

No fueron obtenidos los perfiles de verosimilitud para cada uno de los anteriores parámetros que se estimaron con el modelo estructurado por categorías de edad; y por ende, no se obtuvieron los intervalos de confianza de dichos parámetros. Los perfiles de verosimilitud representan la incertidumbre en la estimación de un parámetro relacionada a los datos utilizados (Hilborn & Mangel, 1997); por lo que otorgan una idea sobre la representatividad de la información involucrada en el proceso de estimación. Esto sugiere que algún conjunto de datos considerado en el proceso de estimación del modelo estructurado no posee la calidad o representatividad suficiente para obtener la incertidumbre de cada parámetro estimado.

11.5.2. Modelo no-estructurado: el logístico generalizado.

Con el empleo el modelo logístico nuevamente se describió la trayectoria poblacional de la ballena azul del Pacífico Noreste. La finalidad fue obtener una mejor estimación de los parámetros y su incertidumbre, dado que este modelo es más simple por lo que requiere de menos información observada de la población. Adicionalmente, este modelo funcionó como referencia para determinar si las estimaciones del modelo estructurado eran congruentes.

11.5.2.1. Parámetros estimados.

Cuando en el proceso de estimación del modelo logístico se consideraron las abundancias observadas en la población sin ningún tratamiento, los parámetros estimados ($K = 2,535$, $R_{max} = 0.017$ y $R = 0.009$ para el periodo 1966-2007) fueron similares a los obtenidos con el modelo estructurado por categorías de edad ($K = 3,137$, $R_{max} = 0.014$ y $R = 0.009$). La abundancia estimada para el año 2007 fue de 2,291 ballenas; la cual también fue coincidente con la obtenida del modelo estructurado (2,238).

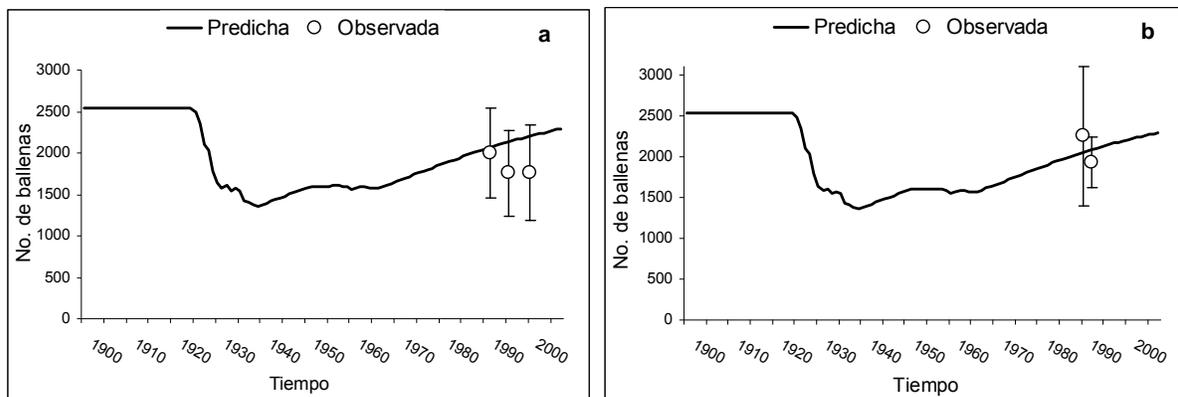
Las estimaciones de este modelo logístico sugieren un escenario en donde la población ha recuperado un 90% de la abundancia inicial estimada ($K = 2,535$).

La trayectoria de la abundancia proyectada por este modelo logístico describió de forma adecuada la influencia de las capturas en la población, pero al final mostró una tendencia de incremento que contradice la tendencia en las estimaciones puntuales de abundancia (Fig. 27). No obstante, la amplitud del error estándar de cada abundancia observada podría sugerir que el ajuste del modelo es válido. Los perfiles de verosimilitud para los parámetros de este modelo sí fueron definidos (Fig. 29). Sin embargo, en el perfil del parámetro K no fue apreciable el valor más verosímil. Esto indica que alguno de los datos involucrados en el proceso de estimación no permiten alcanzar conclusiones sólidas sobre la incertidumbre de los parámetros investigados.

La trayectoria de la abundancia de una población es descrita por la fecundidad y supervivencia de los organismos, pero también de manera importante por la frecuencia y duración de la mortalidad por capturas. Por lo tanto, para obtener una estimación adecuada de los parámetros de la dinámica de una población y su incertidumbre, se necesita una serie extensa de datos de captura y al menos una estimación de abundancia precisa e insesgada a la cual se ajustará el modelo. La información de las capturas involucrada en los procesos de estimación proviene de una base de datos amplia de la IWC, además estos datos mostraron contraste (Polacheck *et al.*, 1993; Maunder *et al.*, 2000); es decir, se observó un periodo (1924-1939) con un gran número de ballenas capturadas y un periodo (1949-1965) con muy pocas ballenas capturadas, lo que aparentemente sugiere que este conjunto de datos influyó de manera importante en la estimación de los parámetros. De esta manera, resulta más probable suponer que las abundancias observadas consideradas en el proceso de estimación son las que dificultaron la estimación de la incertidumbre de los parámetros, dado que probablemente algunas de estas abundancias observadas pudieran ser más representativas o pudieran estar más sesgadas que otras.

11.5.2.2. Ajustes alternativos.

En la Tabla 3 se mostraron las estimaciones de abundancia reportadas en la literatura para esta población de ballena azul. Sobresale que éstas provienen de dos métodos independientes: el método de muestreo de distancias, que provee estimaciones de la densidad de los animales presentes en un tiempo dado dentro del área estudiada y el método de marcaje-recaptura fotográfica, el cual provee una estimación de la población total basándose en el reavistamiento de los organismos, por lo que no necesariamente tienen que estar todos los animales dentro del área en un momento particular (ver Calambokidis & Barlow, 2004). Adicionalmente, se observa que la estimación del año de 1997 esta completamente desfasada de las demás, de manera que ni los errores estándar se superponen entre ellos (Fig. 27). Si se excluyera la estimación del año 1997 y si las demás se consideran por separado según la metodología usada, estas estimaciones puntuales mostrarían una tendencia a declinar con el transcurso del tiempo, aunque sus errores estándar indican una probable estabilidad (Fig. 37). Dado lo anterior, surgió la necesidad de separar las observaciones de abundancia y darles un tratamiento particular a cada una (sección 9.7.4.4) con la finalidad de identificar los datos observados que permitieran un mejor ajuste del modelo no-estructurado.



Figuras 37. Trayectoria de la abundancia poblacional de la ballena azul del Pacífico Noreste proyectada por el modelo logístico. a) Se consideran sólo las observaciones de abundancia obtenidas con el método de marcaje-recaptura fotográfica; b) Se consideran las observaciones de abundancia obtenidas con el método de muestreo de distancias por transectos lineales (ver sección 9.7.1). Las barras verticales representan el error estándar para cada observación de la abundancia.

En el 1^{er} ajuste alternativo (Fig. 30), en el cual se utilizaron todas las abundancias observadas (la absoluta y todas las relativas), se obtuvo una estimación de K (2,997) similar a la obtenida con el modelo estructurado. En la trayectoria proyectada se observó un crecimiento acelerado que permitió una recuperación rápida al efecto de las capturas; esto se reflejó en la estimación de R_{max} , cuyo valor elevado (0.099) excedió al valor máximo del parámetro biológicamente posible en poblaciones de ballenas (0.08; Anónimo, 1994). Branch *et al.* (2004), mencionaron que el valor de R_{max} para la población de ballena azul de la Antártica pudiera llegar a ser mayor que 0.08, dado que esta población fue severamente reducida en comparación con otras poblaciones, y además hay mecanismos biológicos que favorecen la ocurrencia de tasas de crecimiento altas, p. ej. el incremento en la tasa de preñez y el decremento en la edad promedio de madurez sexual. No obstante, la historia de vida de esta población es muy diferente a la del Pacífico Noreste, por lo que se asume que la estimación de $R_{max} = 0.099$, es un valor biológicamente improbable. Por su parte, la estimación de R (0.0006) aproximada a cero, obtenida para la población del Pacífico Noreste, sugiere un crecimiento poblacional prácticamente nulo a partir de la década de los 70's. Adicionalmente, los perfiles de verosimilitud de los parámetros no fueron definidos.

En el 2^{do} ajuste alternativo (en el cual se utilizó la abundancia absoluta y las relativas provenientes del método de fotorecapturas, Fig. 31) y en el 3^{er} ajuste alternativo (en el cual se utilizó la abundancia absoluta y las relativas provenientes del método de muestreo de distancias, Fig. 32) se obtuvieron estimaciones de los parámetros similares a los del ajuste anterior.

Finalmente, en la cuarta alternativa el modelo logístico se ajustó solamente a la abundancia considerada como absoluta (Fig. 33). Los parámetros ($K = 3,009$, $R_{max} = 0.035$ y $R = 0.002$) difirieron a los obtenidos en los ajustes alternativos anteriores. Principalmente por que la estimación de R_{max} tuvo un sentido biológico mayor al ubicarse dentro del intervalo típico del parámetro (<0.08 ; Anónimo, 1994). En este ajuste alternativo la trayectoria de la población mostró una tendencia de

incremento ajustándose de mejor manera a la observación puntual. La abundancia actual estimada (3,005 ballenas) fue casi idéntica a la abundancia inicial (parámetro K), lo que indica bajo los supuestos de este modelo, que la población se habría recuperado en un 100% del nivel de abundancia previo al comercio ballenero.

Se esperaba que con este análisis se obtuviera un perfil de verosimilitud mejor definido para cada parámetro, pero sólo fue definido para el parámetro K (Fig. 34). De acuerdo a las tendencias observadas, se esperaba que utilizando la abundancia estimada por Calambokidis & Barlow (2004) sería suficiente para poder estimar adecuadamente la incertidumbre de los parámetros, dado que esta estimación es precisa ($CV=0.14$). Sin embargo, al no obtener ambos perfiles de verosimilitud, surgió la sospecha de que dicho dato no fue suficientemente representativo o pudiera estar sesgado. Calambokidis & Barlow (2004) mencionan que la mayor probabilidad de haber introducido un sesgo en su estimación es debido a que algunos individuos de la población migraron anticipadamente y estuvieron fuera del área de estudio o que una parte de la población no tuviera el mismo patrón de migración que el resto de los individuos. Sin embargo, esto causaría que la abundancia estuviera subestimada. Por su parte, estos mismos autores mencionan que la abundancia podría estar sobreestimada si los transectos en esfuerzo de observación coinciden con las áreas de mayor densidad de organismos.

Si se considera que la estimación de Calambokidis & Barlow (2004) no estuviera sesgada, entonces se debe reconsiderar la representatividad de los datos de las capturas involucradas en el proceso de estimación de los modelos de este estudio. De hecho, es más probable que las metodologías de recolecta de datos de las capturas de hace 40-80 años, fueron menos robustas en comparación con las metodologías de abundancia de la actualidad. Además, se ha mencionado que los sistemas de registro durante las capturas son poco confiables (Gregr *et al.*, 2000); es decir, pudo haber errores en la identificación de las especies, en el conteo de los organismos capturados, en la medición de la longitud, en el sexado, entre otros; aunado a los organismos capturados que no se reportaron o que se extraviaron en

las maniobras (Mackintosh & Wheeler, 1929; Yablokov, 1994; Branch *et al.*, 2007). Por lo tanto, es probable que errores o variaciones de este tipo están involucrados en la información de las capturas considerada en los modelos de este estudio, y entonces esta información pudiera no ser tan representativa como se creía (sección 11.5.2.1).

A pesar de las limitaciones de los datos disponibles para la población de ballena azul del Pacífico Noreste, en este estudio se obtuvieron estimaciones o aproximaciones preliminares de los parámetros y de su estado poblacional. Estas aproximaciones sugieren que la población muestra una importante recuperación (75%, 90% y 100%). Ahora bien, para que la población no tuviera esta importante recuperación se tendría que haber estimado una abundancia inicial mayor al valor estimado con los modelos. Sin embargo, se asume que al haber incorporado la información actual (intervalo de nacimiento, edad de madurez sexual y tasas de supervivencias) reportada para la población (Yochem & Leatherwood, 1985; Gendron, 2002; Gendron *et al.*, 2006; Ugalde-De la Cruz, 2008; Ugalde de la Cruz & Gendron, 2008) y al haber desarrollado diferentes ejercicios de modelación, la estimación de la abundancia inicial de la población es aceptable y dicha abundancia no fue mayor a 3,700 ballenas (*IC* máximo de la Fig. 34a).

11.5.3. Conocimiento previo sobre los parámetros de dinámica poblacional.

Abundancia inicial

La abundancia inicial es un parámetro crucial para identificar como se encontraba una población previo a un periodo de explotación, y al ser relacionada con la abundancia actual permite determinar el grado de recuperación de la población (Gambell, 1983). Sin embargo, si se sobreestima la abundancia inicial, las observaciones actuales de la abundancia podrían parecer artificialmente pequeñas (Gambell, 1983). Esta situación posiblemente ocurre cuando se considera la estimación de Rice (1974), quien sugirió una abundancia inicial de 6,000 ballenas para la población de ballena azul del Pacífico Noreste. En contraste, los diferentes escenarios creados con los modelos empleados en este estudio sugieren que la

abundancia inicial para esta población fue entre 2,200 y 3,700 ballenas azules (*IC* mínimo de la Fig. 29a y el máximo de la Fig. 34a).

Para explicar la diferencia entre las estimaciones de abundancia inicial obtenidas en el presente estudio y la de Rice (1974) se plantean dos hipótesis: 1) los valores de las capturas considerados en los modelos están subestimados debido a las ballenas perdidas durante la maniobra de remolque-embarque (Reeves *et al.*, 1985) o por capturas ilegales como las de la flota ballenera rusa (Yablokov, 1994), o 2) la abundancia inicial estimada por Rice (1974) está sobreestimada.

En el intento de dilucidar la primera idea, tanto con el modelo estructurado como con el no-estructurado, se realizó un proceso de estimación adicional en donde los valores de la captura se incrementaron al doble (ver sección 9.7.2.4 y 9.7.4.5, respectivamente). Para el caso del modelo estructurado, los parámetros de la dinámica que se estimaron (Tabla 15) fueron aproximados a los estimados previamente cuando los valores de las capturas no fueron manipulados (Tabla 14); solamente difirió la supervivencia de los adultos FM (de 0.951 a 0.999), R_{max} (de 0.014 a 0.022) y la abundancia inicial (de 2,996 a 3,750). La trayectoria de la abundancia obtenida con este análisis representó un nuevo escenario para la población, dado que la abundancia inicial de 3,750 ballenas y de 2,614 ballenas en el año 2007 sugiere una recuperación de aproximadamente el 70%.

Por otra parte, con el análisis del modelo no-estructurado el parámetro K fue mayor (3,357 ballenas) en comparación con los obtenidos en todos los ajustes previos de este modelo. Mientras que la estimación de R_{max} (0.099) fue similar a la estimada en los tres primeros ajustes alternativos, donde se mencionó que este valor del parámetro no tenía sentido biológico. Finalmente, la abundancia proyectada para el año 2007 fue equivalente a la inicial (3,357 ballenas), lo que sugiere que con estos supuestos del modelo la población tendría que estar recuperada al 100%.

En conclusión, la abundancia inicial estimada con los análisis anteriores osciló entre 3,357 y 3,750 ballenas, por lo que para aproximar la abundancia inicial a las 6,000 ballenas que estimó Rice (1974), más del doble de las capturas tuvo que haber ocurrido; lo cual pudiera ser improbable y por lo tanto se presume que la abundancia inicial calculada por Rice (1974) esta sobreestimada.

Esta estimación de la abundancia inicial de Rice (1974) proviene de un análisis de las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE); su análisis ha sido considerado como superficial, ya que el valor de la estimación sobrepasa la abundancia inicial estimada para las ballenas azules de todo el Pacífico Norte (4,900 ballenas; ver NMFS, 1998). La CPUE es directamente proporcional al tamaño promedio de la población, por lo cual ha sido usada como un índice del tamaño de la misma (Breiwick, 1983). No obstante, la CPUE típicamente exhibe grandes variaciones entre áreas, estaciones y expediciones. Estas variaciones pueden ser a consecuencia de una mayor eficiencia de captura debido a un incremento en: la potencia y velocidad de navegación, la tecnología, la experiencia del personal, la capacidad de las embarcaciones-fabrica, demandas de los productos, entre otras (ver Breiwick, 1983). Por todo lo anterior, la aceptación general de la CPUE como un índice de la abundancia inicial ha sido debatido en el comité científico de la IWC (ver Punt & Butterworth, 1999). Por lo tanto, parece razonable asumir que la estimación de la abundancia inicial de 6,000 ballenas azules (Rice, 1974) para el Pacífico Noreste no es confiable.

Aunado a esta idea, Enríquez-Paredes (2005) usó un modelo basado en parámetros genéticos de Roman & Palumbi (2003) para estimar una abundancia inicial de 60,800 ballenas en la población del Pacífico Noreste. Enríquez-Paredes (2005) modificó el modelo basándose en información molecular reciente de los clados de ballena azul que se congregan en el GC y aguas de la costa occidental de la Península de Baja California, y obtuvo estimaciones determinísticas más coherentes, las cuales oscilaron entre 1,891 y 4,191 ballenas. Estos valores se aproximan a las estimaciones del presente estudio y también soportan la idea de que Rice (1974) sobreestimó la abundancia inicial.

Tasa de mortalidad por pesca

En otro orden de ideas, la tasa de mortalidad por pesca estimada en este estudio correspondió con la época de mayor auge de explotación de la especie en el Pacífico Noreste (Tønnessen & Johnsen, 1982). Este periodo inició a partir de que los noruegos y norteamericanos desarrollaron exitosas compañías balleneras en costas de California-Baja California y zonas de las islas Aleutianas durante la década de los 20's; período de mayor captura durante el cual se extrajeron 1,037 ballenas azules (Tønnessen & Johnsen, 1982; Información de IWC). Posteriormente se continuaron las operaciones de caza en estas regiones, durante los años de 1932-1939 cuando se capturaron 397 individuos y durante 1949-1965 cuando sólo se extrajeron 360 ballenas azules (Información IWC). En total se capturaron aproximadamente 1,994 ballenas azules (Tønnessen & Johnsen, 1982). Para otras poblaciones de ballena azul no se han descrito estimaciones de la tasa de mortalidad por pesca; solamente se han documentado los posibles efectos ocasionados por intensas tasas de captura, como por ejemplo: cambios en el número y biomasa total, en las distribuciones de frecuencia de tamaños (Tomilin, 1967; Martin, 1980; Cooke *et al.*, 1983; Mitchell & Reeves, 1983; Lockyer, 1984; Kasuya, 1991; Gregr *et al.*, 2000), en la estructura por edades (Martin, 1980; Cooke *et al.*, 1983; Brueggeman *et al.*, 1985), en la edad de madurez sexual (Lockyer, 1984) y en las distribuciones espaciales (Haddon, 2001).

Tasa de supervivencia

Con respecto a la tasa de supervivencia, la estimación obtenida en este estudio para las crías (0.69) fue mayor a la estimación de Ugalde de la Cruz (2008) (0.45, $IC=0.26-0.66$); sin embargo, esta autora menciona que pudo haber subestimado el parámetro debido a la tasa de fotorecaptura baja que se observó en esta categoría de edad, lo que coincide con otras especies (Mizroch *et al.*, 2004). No existe información sobre la supervivencia de crías de ballenas azules de otras poblaciones (Branch *et al.*, 2004), pero la tasa estimada a partir del modelo estructurado fue coincidente con la de crías de otros mysticetos, como la ballena jorobada (0.66, $IC=0.51-0.78$, Robbins, 2007) y la ballena gris (0.7, $IC=0.49-0.85$, Bradford *et al.*, 2006).

La supervivencia estimada para los juveniles (0.79) y subadultos (0.93) están dentro del intervalo de la estimación (0.88, $IC=0.55-0.97$) dada por Ugalde de la Cruz & Gendron (2008) para organismos de ballena azul de 1 a 4 años de edad del GC. En otras poblaciones no existe una estimación para esta categoría de edad.

La supervivencia de los adultos (0.94-0.95), fue aproximada a la estimación general que hizo Mizroch (1985) para la ballena azul (0.96); sin embargo, fue menor a la estimada para los adultos de ballena azul del GC (0.98, $IC=0.95-0.99$; Ugalde de la Cruz, 2008) y para los del Atlántico Norte (0.975, $IC=0.96-0.985$; Ramp *et al.*, 2006). Asimismo, la presente estimación coincide con los intervalos en otras especies de ballenas barbadas (Cooke *et al.*, 2001; Zeh *et al.*, 2002; Bradford *et al.*, 2006; Robbins, 2007).

En general, las estimaciones de supervivencia obtenidas por categoría de edad coinciden con los intervalos establecidos en los mamíferos marinos, en los cuales las tasas de supervivencia más altas corresponden a las edades adultas (Caughley, 1966; Ohsumi, 1979; Barlow & Boveng, 1991).

Al asociar la tasa de supervivencia de los organismos adultos con la edad máxima, tanto para mamíferos marinos como terrestres, se observa una tendencia positiva (Tabla 20). La ballena boreal (*Balaena mysticetus*) presenta la supervivencia más alta (0.984; Zeh *et al.*, 2002) y es la especie más longeva, ya que se ha estimado que algunos organismos pueden alcanzar los 135 o hasta los 211 años de edad (George *et al.*, 1999). La supervivencia de la ballena azul puede ser considerada como un valor menor, entre 0.95 y 0.98 (este estudio y Ugalde de la Cruz, 2008, respectivamente); lo cual también coincide con una edad máxima menor para la especie de 80-110 años (Ohsumi, 1979; Yochem & Leatherwood, 1985). Mientras que la supervivencia (Bradford *et al.*, 2006) y la edad máxima registrada (Jones & Swartz, 2009) es menor para la ballena gris (*Eschrichtius robustus*). Esta misma tendencia pudiera mostrarse en mamíferos terrestres (Tabla 20), en los cuales el elefante muestra una supervivencia y una edad máxima más alta en comparación con el hipopótamo y el rinoceronte (Owen-Smith, 1988).

Tabla 20. Relación entre la tasa de supervivencia y la edad máxima registrada para mamíferos marinos y terrestres grandes. Edad en años.

Mamíferos	Especie	Supervivencia	Edad	Fuente
Marinos	Ballena boreal (<i>Balaena mysticetus</i>)	0.984	135-211	Zeh <i>et al.</i> (2002) George <i>et al.</i> (1999)
	Ballena azul (<i>Balaenoptera musculus</i>)	0.95-0.98	80-110	Este estudio, Ugalde de la Cruz (2008), Ohsumi (1979), Yochem & Leatherwood (1985)
	Ballena franca (<i>Eubalaena australis</i>)	0.98	70	Cooke <i>et al.</i> (2001), Kenney (2009)
	Ballena gris (<i>Eschrichtius robustus</i>)	0.95	40-80	Bradford <i>et al.</i> (2006), Jones & Swartz (2009)
Terrestres	Elefante (<i>Loxodonta a. africana</i>)	0.966	55-60	
	Hipopótamo (<i>Hippopotamus amphibius</i>)	0.96	49	Owen-Smith (1988)
	Rinoceronte (<i>Ceratotherium simun</i>)	0.95	30	

Con lo anterior, se aprecia que la ballena azul es una de las especies más longevas, debido a su supervivencia alta o pocas causas de mortalidad. Las causas no-naturales pueden ser por consecuencia del tráfico marítimo y actividades pesqueras. Forney *et al.* (2000) mencionan que el número de ballenas muertas en las costas de California debido a colisiones con barcos o enmallamientos en redes de pesca es prácticamente nulo. Sin embargo, recientemente en un lapso de dos semanas se reportaron tres ballenas muertas por colisiones en las costas de California (ENS, 2007). Adicionalmente, el incremento del ruido marino por embarcaciones comerciales en las costas de California es un disturbio que pudiera afectar a la población; sin embargo, se desconoce la magnitud de la afectación (NMFS, 1998). En el GC los varamientos son poco frecuentes, hasta el momento no existe tráfico marítimo comercial que incremente la probabilidad de colisiones o disturbios por ruido; y por otra parte, es baja la frecuencia de observar marcas en el cuerpo de las

ballenas, las cuales pudieran estar asociadas con accidentes con embarcaciones o redes (Ugalde de la Cruz, 2008). Sin embargo, las redes pesqueras utilizadas en las costas de Baja California podrían ser una amenaza importante durante la migración de estas ballenas (NMFS, 1998; Forney *et al.*, 2000). Por otro lado, con respecto a las causas naturales de mortalidad, se ha observado una notable interacción entre las ballenas azules hembras y las crías del GC con depredadores como la orca (Ugalde de la Cruz, 2008).

Las características de la historia de vida, p. ej. una supervivencia alta, reflejan las adaptaciones de la especie a un nicho particular (Chivers, 2009). Es posible que existan factores fisiológicos o metabólicos que propician una mortalidad baja para la ballena azul; p. ej. la especialización en el consumo de una sola presa (Eufáusidos; Gambell, 1979; Yochem & Leatherwood, 1985) y el alto porcentaje (80%) de eficiencia en la asimilación del alimento calculado para esta especie (Lockyer, 1981), pudieran ser adaptaciones esenciales para su supervivencia.

Finalmente, es importante continuar con la investigación de este parámetro poblacional para todas las categorías de edad, con la finalidad de detectar cambios importantes en la supervivencia de los individuos y por ende, en el estado poblacional (Caswell *et al.*, 1999).

Fecundidad

En otro orden de ideas, el parámetro de fecundidad (proporción de hembras potencialmente reproductivas) estimado en este estudio no fue comparable con los parámetros reproductivos que se han estimado en otras poblaciones de ballena azul, debido a los diferentes significados de dichos parámetros. Gendron (2002) calculó la tasa de reproducción anual (no. de crías en relación al no. total de individuos fotoidentificados) para ballenas azules avistadas dentro del GC y en la costa Oeste de la Península de Baja California. Mientras que Mizroch (1981) calculó la tasa de preñez (la proporción de hembras capturadas que tuvieron fetos) para las ballenas azules del Hemisferio Sur.

Por ello, es de gran importancia que se incremente la investigación de los parámetros asociados a la reproducción, ya que además se ha mencionado que el conocimiento de estos parámetros es crucial para la conservación de los cetáceos (Lockyer, 1984; Allen & Kirkwood, 1988). No obstante, algunos parámetros son difíciles de obtener o evaluar, p. ej. la senescencia; éste es un parámetro crítico debido a las dificultades para detectarlo (Brault & Caswell, 1993). Por esta razón no fue considerado en el modelo desarrollado en este estudio y simplemente se asumió que todas las categorías de edad adulta tendrían el mismo potencial reproductivo según la densidad poblacional existente. No obstante, esto debe considerarse en futuras modelaciones para afinar la estimación de la fecundidad.

Tasa de crecimiento poblacional

No hay precedentes sobre la tasa de crecimiento poblacional para la ballena azul del Pacífico Noreste (Best, 1993); por lo que a continuación se describe el conocimiento de este parámetro en otras poblaciones de ballenas. En la Tabla 21 se muestran las estimaciones de la tasa anual de crecimiento (R) de algunas poblaciones de cetáceos grandes; estas poblaciones fueron consideradas como severamente reducidas, por lo que se asume que están alejadas de su capacidad de carga (K), y por ello, las tasas de crecimiento que se obtuvieron con métodos matemáticos u observaciones empíricas son representativas del crecimiento anual de cada población. Adicionalmente en la Tabla 21 se agrega el tamaño de estas poblaciones correspondiente al período cuando se estimó la tasa de crecimiento, con la finalidad de visualizar la relación que existe entre ambos parámetros cuando hay un efecto de densodependencia (Fowler, 1984; 1987; Best, 1993). Tal relación indica que, cuando una población presenta una tasa de crecimiento alta, su abundancia es baja debido a que aún no se ha recuperado de la pesquería, y viceversa.

Tabla 21. Tasas anuales de crecimiento (*R*, expresadas como porcentaje) y abundancia poblacional (*N*) estimadas para diferentes poblaciones de cetáceos.

Población	R	Periodo	N	Fuente bibliográfica
Ballena boreal de Groelandia	11%	1981-2006	1,229	Heide-Jørgensen <i>et al.</i> (2007)
Ballena azul de la Antártica	7.3%	1968-2001	1,700	Branch <i>et al.</i> (2004)
Ballena franca de SudÁfrica	6.8%	1971-1987		Best (1990b)
Ballena jorobada del Pacífico Norte	6.6%	1987-2003	2,644	Zerbini <i>et al.</i> (2006)
Ballena azul de Islandia	4.9%	1969-1988		Sigurjónsson & Gunnlaugson (1990)
Ballena boreal de Bearing-Chukchi-Beaufort	3.4%	1978-2001	10,470	George <i>et al.</i> (2004)
Ballena jorobada Del Golfo de Maine	3.1%	1979-1993	11,570	Stevick <i>et al.</i> (2003)
Ballena gris del Pacífico Noreste	2.5%	1967-1995	≈ 20,000*	Buckland & Breiwick (2002); ver Punt <i>et al.</i> (2004)*
Ballena azul del Pacífico Noreste	0.9%	1966-2007	2,238-2,291	Este estudio

Al parecer, la estimación mayor que se ha registrado de la tasa anual de crecimiento (11%), corresponde a la ballena boreal de Groelandia (Heide-Jørgensen *et al.*, 2007); sin embargo, esta estimación ha sido atribuida a un cambio en la distribución o a la segregación espacial y temporal importante que muestra la población. Por lo tanto, se considera que la estimación mayor de la tasa anual de crecimiento (7.3%) corresponde a la ballena azul de la Antártica, población que fue severamente reducida por la caza (Chapman, 1974) y que actualmente tiene una abundancia del 0.7% de la inicial (Branch *et al.*, 2004). Mientras que, la tasa anual menor (0.9%) fue estimada en el presente estudio para la ballena azul del Pacífico Noreste, población que ha sido referida como la más recuperada para la especie (Sears & Calambokidis, 2002), con una probable recuperación del 75%-100% de su abundancia inicial (ver más adelante en la sección 11.6.2).

Aunque la información disponible necesita actualizarse, la ballena gris del Pacífico Noreste, la jorobada del Golfo de Maine y la boreal de Bearing-Chukchi-Beaufort, son poblaciones que también se han recuperado de manera importante; sin embargo, presentaron una tasa anual de crecimiento mayor a la de la ballena azul del Pacífico Noreste (Tabla 21). Lo anterior sugiere que estas poblaciones en particular aún no han alcanzado el tamaño poblacional que tenían antes de ser reducidas por las capturas, y por ello aún muestran un incremento a una cierta tasa.

Para el caso de las ballenas boreales se estima que la abundancia inicial previo al comercio ballenero pudo haber sido de hasta 23,000 ballenas (Rugh & Shelden, 2009), mientras que la abundancia estimada cuando se obtuvo la tasa anual de crecimiento (periodo 1978-2001) fue de 10,470 ballenas (George *et al.*, 2004). Por su parte, se ha señalado que la población de ballena jorobada del Golfo de Maine, aunque su abundancia estimada durante 1979-1993 fue de 11,570 ballenas (Stevick *et al.*, 2003), aún es considerada como amenazada dado que muy probablemente no ha alcanzado su abundancia inicial (Clapham, 2009). Finalmente, cuando se estimó la tasa de crecimiento (1967-1995) para la población de ballenas grises del Pacífico Noreste, la abundancia estimada fue de $\approx 20,000$ ballenas, por lo que aún estaba alejada de la abundancia máxima (29,758) alcanzada al final de la década de los 90's (Rugh *et al.*, 2005) y la cual pudiera ser equivalente a la abundancia inicial de la población.

En contraste a los casos anteriores, la población de ballena azul del Pacífico Noreste muestra una abundancia actual que se aproxima a su abundancia inicial (secciones 11.5.1.2 y 11.5.2.1); y por ello se asume que la estimación de la tasa de crecimiento es la menor.

11.6. El estado actual de la población de ballena azul del Pacífico Noreste.

En este estudio se desarrolló un método fotogramétrico, denominado *fotosecuencias*, para estimar la longitud de la ballena azul de manera precisa. La ventaja principal de este método fue que durante su empleo fue posible obtener otra información biológica, p. ej. el sexo y la edad de individuos conocidos, la cual también fue determinante para conocer la estructura poblacional.

De esta manera, con la estimación de la longitud para cada individuo de ballena azul y con la información del sexo y la edad se aproximaron algunos aspectos de la dinámica de la población. Uno de ellos fue la determinación de la estructura por longitud de las ballenas azules observadas en el GC; a partir de la cual se observó que en años recientes (2005-2007) las hembras reproductivas son más grandes en comparación con las capturadas de la misma población durante la década de los 20's y los 30's; lo que hizo inferir que la estructura poblacional actual puede ser semejante a la estructura que tenía la población previo a las capturas, cuando se asume que estaba estable.

Con la estimación de la longitud y el registro de la edad para algunos individuos se describió el crecimiento individual para la ballena azul del GC. Los parámetros obtenidos pueden no ser representativos de todo el periodo de vida individual, debido a que la información está limitada a edades de organismos jóvenes (inicio del estudio en 1993); sin embargo, este resultado representa la primera descripción del crecimiento individual para la ballena azul del Hemisferio Norte y para un misticeto en vida libre.

Posteriormente, se determinaron cinco categorías de edad mediante un análisis de progresión modal de las longitudes estimadas con el método de *fotosecuencias*, donde la categoría de edad de los adultos sexualmente maduros fue la más abundante en la población, mientras que la de las crías fue la menos abundante. Por su parte, al agrupar las categorías con respecto al estado reproductivo se observó que los organismos maduros fueron más abundantes que los inmaduros.

No obstante, esta estructura por categorías de edad no permitió hacer alguna inferencia sobre el estado actual de la población; por lo tanto, como ejercicio final se emplearon dos modelos de dinámica poblacional para estimar de manera preliminar los parámetros de dinámica y el estado de la población. Un modelo fue estructurado con las categorías de edad determinadas previamente y el otro fue un modelo no-estructurado. En el proceso de estimación de los parámetros de ambos modelos se consideró la información disponible de la población, principalmente datos de las capturas que hubo en el pasado y estimaciones de la abundancia total en años recientes; por lo cual, los resultados obtenidos con estos modelos pueden ser extrapolados a la población del Pacífico Noreste.

11.6.1. Síntesis sobre el estado de la población obtenido con los modelos de dinámica poblacional.

En el presente estudio se planteó como objetivo obtener una estimación preliminar de cada parámetro de la dinámica poblacional, incluyendo su incertidumbre. Sin embargo, dado que la información de la población es limitada, en la mayoría de los modelos no se contó con la información suficiente para estimar la incertidumbre de cada parámetro a partir de la metodología de los perfiles de verosimilitud; y debido a la falta de tiempo fue imposible explorar otras herramientas estadísticas que permitieran obtener dicha incertidumbre de los parámetros estimados, lo cual debe realizarse en futuras modelaciones.

Tabla 22. Estimaciones de los parámetros de dinámica poblacional obtenidas con los diferentes escenarios del modelo estructurado por categorías de edad y del modelo no-estructurado para la población de ballena azul del Pacífico Noreste.

Parámetros de dinámica poblacional	Modelo estructurado		Modelo no-estructurado					
	Datos no manipulados	c/ doble captura	Datos no manipulados	1 ^{er} ajuste alternativo*	2 ^{do} ajuste alternativo*	3 ^{er} ajuste alternativo*	4 ^{to} ajuste alternativo*	c/ doble captura
Mortalidad por pesca promedio	0.041	0.071	0.03	0.02	0.02	0.02	0.02	0.04
Supervivencia crías	0.691	0.699						
Supervivencia juveniles	0.797	0.795						
Supervivencia subadultos	0.931	0.949						
Supervivencia adultos sexualmente maduros	0.949	0.940						
Supervivencia adultos físicamente maduros	0.951	0.999						
Capacidad de carga	3,137	3,750	2,535	2,997	2,997	2,997	3,009	3,357
Abundancia inicial	2,996	3,750						
Abundancia en el 2007	2,238	2,614	2,291	2,997	2,997	2,997	3,004	3,357
Tasa intrínseca de incremento poblacional (R_{max})	0.014	0.022	0.017	0.099	0.099	0.098	0.035	0.099
Tasa anual de crecimiento poblacional (R) en el año 2007	0.006	0.013	0.004	0	0	0	0.0001	0

*Ajustes alternativos del modelo no-estructurado:

1^{er}: incluye como abundancia absoluta la de Calambokidis & Barlow (2004) y como relativas las provenientes del método de fotorecapturas y del método de muestreo de distancias.

2^{do}: incluye la absoluta de Calambokidis & Barlow (2004) y como relativas las provenientes del método de fotorecapturas.

3^{er}: incluye la absoluta de Calambokidis & Barlow (2004) y como relativas las provenientes del método de muestreo de distancias.

4^{to}: incluye la absoluta de Calambokidis & Barlow (2004) como el único dato observado.

No obstante, con el empleo de los dos modelos de dinámica poblacional se obtuvieron diversos escenarios sobre el estado de la población de ballena azul del Pacífico Noreste (Tabla 22). Los resultados variaron según los supuestos y consideraciones que se tuvieron en cada proceso de estimación de cada modelo. A partir del modelo estructurado se generaron dos escenarios, 1) cuando no se manipularon los datos de la abundancia y de la captura y 2) cuando los datos de las capturas se duplicaron; los resultados de ambos análisis sugirieron que la población aún está en proceso de recuperación y que su estado actual es de aproximadamente el 70%-75% de la abundancia inicial. Sin embargo, en el escenario donde se duplicó la captura se observó que la trayectoria de la población proyectada mostró una tendencia totalmente inversa a la tendencia de las abundancias observadas (ver sección 10.5.1.3), por lo que se descartó la posibilidad de que este escenario hubiera ocurrido en la población.

Por su parte, con el modelo no-estructurado se generaron seis escenarios (Tabla 22), 1) uno de ellos fue cuando no se manipularon los datos, 2) cuatro escenarios (ajustes alternativos) en donde se manipularon y se excluyeron algunas observaciones de la abundancia y 3) un escenario adicional en donde se duplicaron los datos de las capturas (ver secciones 9.7.4.4 y 9.7.4.5). El resultado del primer escenario indicó que la población muestra una recuperación de aproximadamente el 90% de la abundancia inicial; mientras que en los escenarios donde se manipularon las abundancias o las capturas, la recuperación de la población sugiere ser del 100%, con una tasa anual de crecimiento poblacional (R) prácticamente igual a cero. De estos últimos escenarios hubo cuatro casos (del 1^{er} al 3^{er} ajuste alternativo y en el que se duplicó la captura) en los que la estimación de la tasa intrínseca de incremento poblacional (R_{max}) fueron valores que probablemente no tienen sentido biológico para la población (Anónimo, 1994) (ver sección 11.5.2.2); por lo que estos escenarios pueden no ser adecuados.

Por lo tanto, los tres escenarios restantes (Tabla 22, valores en negrita), el del modelo estructurado en el que no se manipularon los datos y los del modelo no-estructurado: *i*) en el que tampoco se manipularon los datos y *ii*) el del 4^{to} ajuste alternativo en el que el modelo se ajustó solamente a la abundancia obtenida por Calambokidis & Barlow (2004) (ver sección 9.7.4.4), son los que mostraron estimaciones más aceptables.

Para obtener estimaciones más eficientes de los parámetros y de su incertidumbre tanto con el modelo no-estructurado como con el modelo estructurado por categorías de edad, se debe de hacer una exhaustiva exploración de los datos de la población con la finalidad de incorporar más información a cada modelo.

Para el caso del modelo no-estructurado, se necesitaría recompilar más información de las capturas, la cual pudiera provenir de estaciones balleneras o años diferentes a los que se consideraron en este estudio. Mientras que para el caso del modelo no-estructurado, se necesitaría obtener también más información de las capturas, en adición a más información de las categorías de edad de la abundancia obtenidas en otros años (2008, 2009, etc.) o incluso estructurar el modelo con un mayor número de categorías de edad, pero que éstas tengan fundamento biológico; de esta forma, probablemente se incrementaría la resolución del proceso de estimación de los parámetros. Además se podrían incorporar estimaciones de la abundancia total obtenidas en otras zonas de distribución de la población (p. ej. Golfo de California y Pacífico Oriental Tropical). Con todo esto posiblemente se mejoraría la relación datos/parámetros del modelo estructurado, ya que en este caso, el número de parámetros (39) que se intentó estimar fue equivalente al número de datos utilizados en el ajuste; lo cual origina dificultades funcionales en el modelo (McCallum, 2000). No obstante, a pesar del tiempo y el costo requerido para recolectar esta información adicional de la población, se desconoce que tanto se podría mejorar la estimación de la incertidumbre de los parámetros.

De los tres escenarios que mostraron estimaciones aceptables, las más confiables fueron las obtenidas con el modelo no-estructurado, cuando no se manipularon los datos; dado que con los supuestos de este modelo se obtuvo la incertidumbre de cada parámetro. Sin embargo, esto no es evidencia suficiente para desfavorecer las estimaciones de los otros dos escenarios, para ello se tendría que hacer una formal comparación entre ambos modelos como sugiere Álvarez-Flores (2002) con datos de delfines. Por lo tanto, bajo las limitaciones que se presentaron en este estudio, solo es posible sugerir que los tres escenarios con las estimaciones más aceptables indican que la población de ballena azul del Pacífico Noreste presenta una importante recuperación (75% del modelo estructurado y 90% del modelo no-estructurado, ambos sin manipulación de datos) que refleja una tendencia hacia la estabilidad o incluso ya haber alcanzado dicha estabilidad (100% del 4^{to} ajuste del modelo no-estructurado).

11.6.2 Conocimiento previo del estado poblacional de la ballena azul del Pacífico Noreste.

El grado de recuperación de la población de ballena azul del Pacífico Noreste estimada en este estudio coincide con lo reportado en la literatura. Rice (1974) menciona que la población del Pacífico Noreste no fue muy abundante, ni fue explotada intensamente como ocurrió con la de la Antártica o la del Pacífico Noroeste. Asimismo, Brueggeman *et al.* (1985) mencionaron que al analizar la información de captura de dos estaciones de Alaska, no observaron un decremento significativo en: 1) en la proporción de animales maduros, 2) en las hembras con fetos y 3) en la longitud total promedio; lo que comúnmente ocurre en poblaciones sobreexplotadas.

Las aguas de California se consideraban como una región de paso para la mayoría de las ballenas de la población del Pacífico Noreste (Rice, 1974). Sin embargo, a partir de la década de los 80's se observó una abundancia inusual de ballenas azules que se alimentaban durante el verano en estas aguas (Calambokidis *et al.*, 1990), lo cual fue interpretado como un incremento poblacional (Baskin, 1993).

Después, se propuso que este incremento por sí solo era demasiado para ser atribuido solamente a un crecimiento poblacional (NMFS, 1998), por lo que surgió la hipótesis de que había ocurrido un cambio en la distribución de la población (Baskin, 1993; NMFS, 1998; Forney *et al.*, 2000; Sears & Calambokidis, 2002). Esta idea del cambio en la distribución fue reforzada por que: 1) no se observaban ballenas azules en el Golfo de Alaska e Islas Aleutianas, zonas de alimentación reconocidas durante el periodo de captura y 2) no se han observado indicios de que la población tenga un crecimiento en otras regiones de su distribución (ver Sears & Calambokidis, 2002). Este cambio en la distribución de la población parece ser favorecido por variaciones ambientales a gran escala (ver revisión en Enríquez-Paredes, 2005; Calambokidis *et al.*, 2009), las cuales han originado condiciones propicias para que la principal zona de alimentación de la población fueran las aguas de California (Fiedler *et al.*, 1998; Sears & Calambokidis, 2002).

Posteriormente, Calambokidis & Barlow (2004) estimaron la abundancia de la población del Pacífico Noreste, pero su área de estudio fue más amplia por lo que no es comparable con las estimaciones anteriores. Por lo tanto, al excluir la abundancia estimada por Calambokidis & Barlow (2004) se considera que las estimaciones de abundancia que se obtuvieron durante los 90's en California (zona de alimentación de la población), no reflejan la tendencia del incremento poblacional (Larkman & Veit, 1998; Calambokidis *et al.*, 2003). Dado lo anterior, la idea del cambio en la distribución de la población parece confirmarse, y más aún por que recientemente Calambokidis *et al.* (2009) reportan avistamientos de ballenas azules en aguas del Golfo de Alaska e Islas Aleutianas, por lo que se especula que comienza a restablecerse el tradicional patrón migratorio de la población del Pacífico Noreste.

Entonces dado que, 1) la población no era tan abundante, 2) no fue explotada severamente, 3) un cambio en la distribución de la población causó el incremento de avistamientos en la región y 4) desde hace cuatro décadas es una población protegida; se esperaría encontrar una tendencia hacia el equilibrio poblacional o una recuperación total, como sugieren los resultados de este estudio.

Esta población del Pacífico Noreste se considera la más recuperada para la especie (NMFS, 1998; Perry *et al.*, 1999), ya que la población del Atlántico Norte muestra una recuperación intermedia (20%-40%; Sears, 2002; Sears & Calambokidis, 2002), la población de la Antártica tiene una recuperación baja (0.7%; Branch *et al.*, 2004) y la población del Pacífico Noroeste muestra una recuperación nula (ver Kato y Miyashita, 2004), debido a que prácticamente fueron extinguidas por la tasa de captura intensa.

11.6.3 Fotosecuencias: ¿Herramienta para investigar el estado de una población?

La estimación de algunos parámetros de la dinámica poblacional (supervivencia, mortalidad, fecundidad, abundancia por categorías de edad y la estructura poblacional) solamente pueden ser obtenidos con el conocimiento de la longitud o edad de cada ballena. Sin embargo, no ha sido posible obtener la edad de las ballenas de vida libre (con excepción de los individuos fotoidentificados desde crías); por lo cual, el conocimiento de la longitud es relevante y por ello el método de *fotosecuencias* es una herramienta útil. Además este método se puede emplear en cualquier región de distribución de la ballena azul, es más económico en comparación con otras técnicas fotogramétricas, es relativamente sencillo y podría aplicarse en otras especies de ballenas.

Al conocer la longitud de cada organismo fue posible desarrollar un modelo estructurado por categorías de edad que permitió investigar el estado de una población; lo cual incrementa considerablemente la utilidad del método de *fotosecuencias*. Sin embargo, el modelo estructurado desarrollado en este estudio no mostró un eficiente proceso de estimación de los parámetros. Al parecer, el problema no fue con las longitudes estimadas por el método de *fotosecuencias*, sino con el procedimiento para transformar las longitudes a categorías de edad o con el diseño del modelo estructurado por categorías de edad; lo cual debería ser investigado de manera formal mediante un modelo de simulación conformado por categorías de edad.

Por lo tanto, es posible concluir que el método de *fotosecuencias* contribuyó con el conocimiento de algunos aspectos de la dinámica poblacional de la ballena azul del Pacífico Noreste; sin embargo, el conocimiento del estado poblacional deberá de investigarse con mayor profundidad a través de modelos estructurados o no-estructurados en los que se incremente la calidad y cantidad de la información de la población, con la finalidad de obtener estimaciones más confiables.

12. CONCLUSIONES

La nueva técnica fotogramétrica desarrollada, el método de *fotosecuencias*, permitió estimar la longitud total de la ballena azul con una precisión de ± 1 m ($CV = 2.1\%$).

Las ballenas azules observadas en el Golfo de California presentaron una estructura por longitud con un promedio de 21.5 m y un intervalo de 7.2-29.4 m; con las hembras significativamente más grandes (25.3 m, $n=34$) que los machos (23.4 m, $n=21$). Y las hembras reproductivas de la actualidad (año 2007) de tamaño mayor a las hembras reproductivas capturadas en el período ballenero (1924-1930).

La estimación de la longitud total y el registro de la edad de algunos individuos, permitió describir el crecimiento individual de la ballena azul. El modelo de von Bertalanffy presentó el mejor ajuste a los datos. La estimación de los parámetros del crecimiento individual con mayor sentido biológico fueron: $L_{\infty}=24.6$ m, $k=0.74$ y $t_0 = -0.91$ años.

Al transformar las longitudes totales a categorías de edad se obtuvo la siguiente estructura: los adultos sexualmente maduros fueron los más abundantes (42.3%), seguidos por los juveniles (21.1%), los subadultos (20.3%), los adultos físicamente maduros (9.8%) y las crías (6.5%). No obstante, no fue posible hacer inferencias sobre el estado de la población a través de esta estructura por categorías de edad.

Los parámetros de la dinámica poblacional estimados coinciden con los reconocidos para la especie, pero son precursores para la población actual. El proceso de estimación de los parámetros del modelo no-estructurado fue mejor al del modelo estructurado por categorías de edad; sin embargo, los escenarios proyectados con ambos modelos sugieren que la población de ballena azul del Pacífico Noreste muestra una considerable recuperación (75%-100%) de la abundancia previa al comercio ballenero; lo que sugiere una tendencia a la estabilidad o el alcance de la estabilidad.

13. LITERATURA CITADA

- Alexandres, F., R. Carmona & L. Hauato. 1990. Uso de otolitos en la identificación de marcas de crecimiento en *Opisthonema libertate*. Resumen 8th *Inter. Sym. Mar. Biol.*, Ensenada, Baja California, México. Pp 35.
- Allen, K.R. 1971. A preliminary assessment of fin whale stocks off the Canadian Atlantic coast. *Rep. Int. Whal. Comm.*, special issue 21:64-66.
- Allen, K.R. 1980. Size distribution of male sperm whales in the pelagic catches. *Rep. Int. Whal. Comm.*, special issue 1: 51-56.
- Allen, K.R. & G.P. Kirkwood. 1988. Marine Mammals. 251-269. En: J.A. Gulland (Edit.). *Fish population dynamics*. John Wiley & Sons. U. K.
- Álvarez-Borrogo, S. & R.A. Schwartzlose. 1979. Masas de agua del Golfo de California. *Cienc. Mar.*, 6(1, 2): 43-63.
- Álvarez-Borrogo, S. & J.R. Lara-Lara. 1991. The physical environment and primary productivity of the Gulf of California. 1-13. En: B.R.T. Simoneit & J.P. Dauphin (Eds.). *The Gulf and Peninsular province of the Californias*. American Association of Petroleum Geologists, 47.
- Álvarez-Flores, C.M. 2002. Uncertainty in the management of activities affecting marine mammal populations. The tuna-dolphin conflict, a case study. Doctoral thesis. University of Washington. 134 pp.
- Angliss, R.P., D.J. Rugh, D.E. Withrow & R.C. Hobbs. 1995. Evaluations of aerial photogrammetric length measurements of the Bering-Chukchi-Beaufort seas stock of bowhead whales (*Balaena mysticetus*). *Rep. Int. Whal. Comm.*, 45: 313-324.
- Anónimo. 1994. Report of the PBR (Potential Biological Removal) workshop. June, 27-29, 1994. NOAA, NMFS.
- Ballance, L.T. 2009. Cetacean ecology. 196-201. En: W.F. Perrin; B. Würsig y J.G.M. Thewissen (Eds.). *Encyclopedia of Marine Mammals*. 2ª. Edic. Academic Press Elsevier. USA. 1316 pp.
- Barlow, J. 1994. The abundance of large whales in California coastal waters: a comparison of ship surveys in 1979/80 and 1991. *Rep. Int. Whal. Comm.*, 44: 399-406.

- Barlow, J. 1995. The abundance of cetaceans in California waters. Part I: Ship surveys in summer and fall of 1991. *Fish. Bull.*, 93:1-14.
- Barlow, J. 1997. Minutes from the fifth meeting of the U.S. Pacific Scientific Review Group Meeting, October 1997. La Jolla CA. Available from D. P. DeMaster, Natl. Mar. Mammal Lab. NMFS-NOAA.
- Barlow, J. & P. Boveng. 1991. Modeling age-specific mortality for marine mammal populations. *Mar. Mam. Sci.*, 7(1): 50-65.
- Barlow, J. & P.J. Clapham. 1997. A new birth-interval approach to estimating demographic parameters of humpback whales. *Ecol.*, 78(2): 535-546.
- Baskin, Y. 1993. Blue whale population may be increasing off California. *Science*, 260: 287.
- Beamish, R.J. & G.A. McFarlane. 1987. Current trends in age determination methodology. 15-35. En: R.C. Summerfelt & G.E. Hall (Eds.). *The age and growth of fish*. Iowa State University press.
- Begg, G.A. 2005. Life history parameters. 119-150. En: S.X. Cadrin; K.D. Friedland & J.R. Waldman (Eds.). *Stock identification methods, applications in fishery science*. Elsevier Academic Press. 719 pp.
- Bertalanffy, L. von. 1938. A quantitative theory of organic growth (Inquires on growth laws. II). *Hum. Biol.*, 10: 181-213.
- Best, P.B. 1990a. A note on proportional body measurements in sperm whales. *Paper presented to the IWC Scientific Committee, (unpublished)* 5 pp.
- Best, P.B. 1990b. Trends in the inshore right whale population off South Africa 1969-1987. *Mar. Mamm. Sci.*, 6(2): 93-108.
- Best, P.B. 1993. Increase rates in severely depleted stocks of baleen whales. ICES. *J. Mar. Sci.*, 50: 169-186.
- Best, P.B. & H. Rüther. 1992. Aerial photogrammetry of southern right whales, *Eubalaena australis*. *J. Zool.*, 228: 595-614.
- 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.A., K. Matsuoka & T. Miyashita. 2004. Evidence for increasing in Antarctic blue whales based on bayesian modeling. *Mar. Mam. Sci.*, 20:726-754.
- Branch, T.A., E.M.N. Abubaker, S. Mkango & D.S. Butterworth. 2007. Separating southern blue whale subspecies based on length frequencies of sexually mature females. *Mar. Mam. Sci.*, 23(4): 803-833.
- Branch, T.A. & Y.A. Mikhalev. 2008. Regional differences in length at sexual maturity for female blue whales based on recovered Soviet whaling data. *Mar. Mam. Sci.*, 24(3): 690-703.
- Brault, S. & H. Caswell. 1993. Pod-specific demography of killer whales (*Orcinus orca*). *Ecol.*, 74: 1444-1454.
- Breiwick, J.M. 1983. Methods and data required for whale stock assessments. *Rep. Int. Whal. Comm.*, special issue 5: 19-22.
- Breiwick J.M., L.L. Eberhardt & H.W. Braham. 1984. Population dynamics of western Arctic bowhead whales (*Balaena mysticetus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 41:484-496.
- Brueggeman, J.J., T.C. Newby & R.A. Grotefendt. 1985. Seasonal abundance, distribution and population characteristics of blue whales reported in the 1917 to 1939 catch records of two Alaska whaling stations. *Rep. Int. Whal. Comm.*, 35: 405-411.
- Buckland, S.T. & J.M. Breiwick. 2002. Estimated trends in abundance of eastern Pacific gray whales from shore counts (1967/68 to 1995/96). *J. Cet. Res. Manag.*, 4(1): 41-48.
- Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham, J.L. Laake, D.L. Borchers & L. Thomas. 2001. *Introduction to distance sampling. Estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press Inc. USA. 432 pp.
- 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. Mam. Sci.*, 20: 63-85.
- Calambokidis, J., J. Erickson & E. Phillips. 2001. Sizes of whales determined from fluke photographs taken at known distances. Resumen 14th *Bienn. Conf. Biol. Mar. Mamm.*, Vancouver, Canada. Pp 37.
- Calambokidis, J., T. Chandler, L. Schlender, G. H. Steiger & A. Douglas. 2003. Research on humpback and blue whales off California, Oregon and Washington in 2002. Final report available Cascadia Research, Olympia WA. 47 pp.

- Calambokidis, J., J. Barlow, J.K.B. Ford, T.E. Chandler & A.B. Douglas. 2009. Insights into the population structure of blue whales in the Eastern North Pacific population from recent sightings and photographic identification. *Mar. Mam. Sci.*, DOI: 10.1111/j-1748-7692.2009.00298.x. 17 pp.
- Calambokidis, J., G.H. Steiger, J.C. Cabbage, K.C. Balcomb, C. Ewald, S. Kruse, R. Wells & R. Sears. 1990. Sighting and movements of blue whales off central California in 1986-88 from photo-identification of individuals. *Rep. Int. Whal. Comm.*, special issue 12: 343-348.
- Campana, S.E. 2001. Accuracy, precision and quality control in age determination, including a review of the use and abuse of age validation methods. *J. Fish Biol.*, 59: 197-242.
- Caswell, H. 2001. *Matrix population models, construction analysis, and interpretation*. 2a edic. Sinauer Associates, Inc. Publishers. Sunderland, Massachusetts. 722 pp.
- Caswell, H., M. Fujiwara & S. Brault. 1999. Declining survival probability threatens the North Atlantic right whale. *Pop. Biol.*, 96: 3308-3313.
- Caughley, G. 1966. Mortality patterns in mammals. *Ecol.*, 47:906-918.
- Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-I.P.N.). *Proyecto de Estructura poblacional de la ballena azul y el cachalote del Golfo de California*, 1993-2007.
- Chapman, D.G. 1974. Estimation of population parameters of Antarctic baleen whales. 336-351. En: W.E. Schevill (Edit.). *The whale problem, a status report*. Harvard press Cambridge.
- Chivers, S.J. 2009. Cetacean life history. 215-220. En: W.F. Perrin; B. Würsig y J.G.M. Thewissen (Eds.). *Encyclopedia of Marine Mammals*. 2ª. Edic. Academic Press Elsevier. USA. 1316 pp.
- Clapham, P.J. 2009. Humpback whale, *Megaptera novaeangliae*. 582-585. En: W.F. Perrin; B. Würsig y J.G.M. Thewissen (Eds.). *Encyclopedia of Marine Mammals*. 2ª. Edic. Academic Press Elsevier. USA. 1316 pp.
- Clarke, R.M. & O. Paliza. 1972. *Sperm whales of the Southeast Pacific Part III: Morphometry*. Hvalradets Skrifter. Scientific Results of Marine Biological Research. OSLO Universitets Forlaget. 108 pp.

- Cooke, J.G., R.K. de la Mare & J.R. Beddington. 1983. Some aspects of the reliability of the length data for the western North Pacific stock of sperm whales. *Rep. Int. Whal. Comm.*, 33: 265-267.
- Cooke, J.G., V.J. Rowntree & R. Payne. 2001. Estimates of demographic parameters for southern right whales (*Eubalaena australis*) observed off Peninsula Valdéz, Argentina. *J. Cet. Res. Manag.*, special issue 2: 125-132.
- Corral-Medrano, L., J.M. Estrada-E. & J. Echaverri-Pérez. 1994. *Primer curso de fotogrametría*. Instituto Politécnico Nacional. 1ª edic. México, D.F. 99 pp.
- Cosens, S. E. & A. Blouw. 2003. Size and age-class segregations of bowhead whales summering in northern foxe basin: a photogrammetric analysis. *Mar. Mam. Sci.*, 19(2): 284-296.
- Croze, H. 1972. A modified photogrammetric technique for assessing age-structures of elephant populations and its use in Kidepo National Park. *East Afr. Wild. J.*, 10:91-115.
- Cubbage, J.C. & J. Calambokidis. 1987. Size-class segregation of bowhead whales discerned through aerial stereophotogrammetry. *Mar. Mam. Sci.*, 3: 179-185.
- Cubbage, J.C., J. Calambokidis & D.J. Rugh. 1984. Bowhead whale length measured through stereophotogrammetry. Final report to Nature Marine Mammal Lab. Seattle, WA. Contract No. 8(3)-ABC-00129. 71 pp.
- Cummings, W.C. 1985. Right whales *Eubalaena glacialis* (Müller, 1776) and *Eubalaena australis* (Desmoulins, 1822). 275-304. En: S.H. Ridgway y R. Harrison (Eds.). *Handbook of Marine Mammals: The sirenians and baleen whales*. Academic Press, Orlando, Florida (III).
- Davis, R.A., W.R. Koski & G.W. Miller. 1983. Preliminary assessment of the length frequency distribution and gross annual productivity rate of the western Arctic bowhead whale as determined with low-level aerial photography, with comments on life history. *Paper presented to the IWC Scientific Committee (unpublished)*. 91 pp.
- Dawson, S.M., C.J. Chessum & E. Slooten. 1995. An inexpensive, stereophotographic technique to measure sperm whales from small boats. *Rep. Int. Whal. Comm.*, 45: 431-436.

- Dunstan, A., S. Sobtzick, A. Birtles & P. Arnold. 2007. Use of videogrammetry to estimate length to provide population demographics of dwarf minke whales in the northern Great Barrier Reef. *J. Cet. Res. Manag.*, 9(3): 215-223.
- Eguchi, E. 1994. Memory of the blue whale. *Isana*, 10: 23-25.
- Enríquez-Paredes, L.M. 2005. Identidad genética de la población de ballena azul (*Balaenoptera musculus*) en el Pacífico Nororiental: agregaciones mexicanas. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma de Baja California. 198 pp.
- Environment News Services (ENS). 2007. Third blue whale found dead off California coast. Disponible en: <http://www.ens-newswire.com/ens/sep2007/2007-09-21-095.asp>
- Evans, K. & M.A. Hindell. 2004. The age structure and growth of female sperm whales (*Physeter macrocephalus*) in Southern Australian waters. *J. Zool.*, 263(3): 237-250.
- Ferrero, R.C. & W.A. Walker. 1999. Age, growth and reproductive patterns of dall's porpoise (*Phocoenoides dalli*) in the central North Pacific Ocean. *Mar. Mam. Sci.*, 15(2):273-313.
- Fiedler, P.A., S.B. Reilly, R.P. Hewitt, D. Demer, V.A. Philbrick, S. Smiths, W. Armstrong, D.A. Croll, B.R. Tershy, & B.R. Mate. 1998. Blue whales habitat and prey in the California channel islands. *Deep-Sea Res. II*, 45: 1781-1801.
- Finley, K.J. 1990. Isabella bay, Baffin Island: An important historical and present-day concentration area for the endangered bowhead whale (*Balaena mysticetus*) of the Eastern Canadian Arctic. *Arctic*, 43:137-152.
- Forney, K.A., J. Barlow, M.M. Muto, M. Lowry, J. Baker, G. Cameron, J. Mobley, C. Stinchcomb & J. Carretta. 2000. Blue whale (*Balaenoptera musculus*): Eastern North Pacific stock. U.S. Pacific marine mammal stock assessments. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-300. Report Southwest Fishery Science Center, National Marine Fisheries Service. Pp 153-157.
- Fournier, D.A., J.R. Sibert, J. Majkowski & J. Hampton. 1990. MULTIFAN a likelihood-based method for estimating growth parameters and age composition from multiple length frequency data sets illustrated using data from the southern bluefin tuna (*Thunnus maccoyii*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47:301-317.
- Fowler, C.W. 1984. Density dependence in cetacean populations. *Rep. Int. Whal. Comm.*, special issue 6: 373-379.

- Fowler, C.W. 1987. A review of density dependence in populations of large mammals. 401-441. En: H.H. Genoways. *Current mamm.*, Vol. 1. Plenum press.
- Froese, R. & C. Binohlan. 2000. Empirical relationship to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *J. Fish. Biol.*, 56: 758-773.
- Fujino, K. 1956. On the body proportions of the sperm whales (*Physeter catodon*) *Sci. Rep. Whal. Res. Inst.*, 11:47-83.
- Gambell, R. 1976a. World whale stocks. *Mammal Rev.*, 6(1): 41-53.
- Gambell, R. 1976b. Population biology and the management of whales. 247-343. En: J.H. Coaker (Edit.). *Applied Biology*, Vol. I. Academic Press. London. 358 pp.
- Gambell, R. 1979. The blue whale. *Biologist*, 26: 209-215.
- Gambell, R. 1983. Outstanding whale assessment problems requiring analysis of historical data. *Rep. Int. Whal. Comm.*, special issue 5: 15-17.
- Garlich-Miller, J.L. & R.E.A. Stewart. 1998. Growth and sexual dimorphism of Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) in Foxe basin, Northwest territories, Canada. *Mar. Mam. Sci.*, 14(4): 803-818.
- Gelman, A., J.B. Charlin, H.S. Stern & D.B. Rubin. 1995. *Bayesian data analysis*. Chapman & Hall. London. 526 pp.
- Gendron, D. 2002. Ecología poblacional de la ballena azul *Blaenoptera musculus* de la Península de Baja California. Tesis de doctorado. Centro de Investigaciones Científicas y de Educación Superior de Ensenada. 105 pp.
- Gendron, D., N.A. Flores Lozano, M. Rueda Flores, G. Busquets Vass, A. Ugalde de la Cruz, L. Enriquez Paredes & C.D. Ortega Ortiz. 2006. Estructura poblacional y reproducción de la ballena azul del Golfo de California. Resumen 1ª *Reun. Inter. Est. Mam. Acua*. SOMEMMA-SOLAMAC. Mérida, Yucatán. Pp 37.
- George, J.C. "Craig" & J.R. Bockstoce. 2008. Two historical weapon fragments as an aid to estimating the longevity and movements of bowhead whales. *Pol. Biol.*, 31: 751-754.
- George, J.C. "Craig", J. Zeh, R. Suydam & C. Clark. 2004. Abundance and population trend (1978-2001) of western Arctic bowhead whales surveyed near Barrow, Alaska. *Mar. Mamm. Sci.*, 20(4): 755-773.

- George, J.C., J. Bada, J. Zeh, L. Scott, S.E. Brown, T. O'hara & R. Suydam. 1999. Age and growth estimates of bowhead whales (*Balaena mysticetus*) via aspartic acid racemization. *Can. J. Zool.*, 77: 571-580.
- Gilpatrick, J. W. & W.L. Perryman. 2008. Geographic variation in external morphology of North Pacific and Southern hemisphere blue whales (*Balaenoptera musculus*). *J. Cet. Res. Manag.*, 10(1): 9-22.
- Gordon, J.C.D. 1990. A simple photographic technique for measuring the length of the whales from boats at sea. *Rep. Int. Whal. Comm.*, 40:581-8.
- Gordon, J.C.D., V. Papastavrou & A.K. Alling. 1986. Measuring blue whales: a photogrammetric technique. *Cetus*, 6(2): 5-8.
- Grant, W.E. 1986. *Systems analysis and simulation in wildlife and fisheries sciences*. USA. 338 pp.
- Gregr, E.J., L. Nichol, J.K.B. Ford, G. Ellis & A.W. Trites. 2000. Migration and population structure of Northeastern Pacific whales off coastal British Columbia: an analysis of commercial whaling records from 1908-1967. *Mar. Mam. Sci.*, 16: 699-727.
- Gulland, J.A. 1983. *Fish stock assessment: A manual of basic methods*. FAO/Wiley series on food and agriculture. Volume 1. John Wiley & Sons, Chichester.
- Haddon, M. 2001. *Modelling and quantitative methods in fisheries*. Edit. Chapman & Hall/CRC. USA. 406 pp.
- Hammond, P.S. 1986. Estimating the size of naturally marked whale populations using capture-recapture techniques. *Rep. Int. Whal. Comm.*, special Issue 8:252-282.
- Hammond, P.S., S.A. Mizroch & G.P. Donovan. 1990. Individual recognition of cetaceans: use of photo identification and other techniques to estimate population parameters. *Rep. Int. Whal. Comm.*, special Issue 12:141-142.
- Hastings, A. 1997. *Population biology. Concepts and Models*. Springer-Verlag, New York.
- Heide-Jørgensen, M.P., K. Laidre, D. Borchers, F. Samarra & H. Stern. 2007. Increasing abundance of bowhead whales in West Greenland. *Biol. Lett.*, 3: 577-580.
- Heyland, J.C. 1974. Aspects of the biology of beluga (*Delphinapterus leucas*) interpreted from vertical aerial photographs. Resumen 2nd *Can. Symp. Rem. Sens.* Pp 373-390.

- Hilborn, R. 1997. Uncertainty, risk and the precautionary principle. 100-106. En: E.K. Pikitch, D.D. Huppert & M.P. Sissenwine (Eds.). *Global Trends: Fisheries Management*. Am. Fish. Soc. Symp. 20.
- Hilborn, R. & C.J. Walters. 1992. *Quantitative fisheries stock assessment choice, dynamics and uncertainty*. Chapman & Hall, Inc. USA. 570 pp.
- Hilborn, R. & M. Mangel. 1997. *Ecological detective, confronting models with data*. Princeton University Press. USA. 315 pp.
- Hoyle, S.D. & M.N. Maunder. 2004. A bayesian integrated population dynamics model to analyze data for protected species. *Anim. Biodiv. Conser.*, 27(1): 247-266.
- Ichihara, T. 1966. The pygmy blue whale, *Balaenoptera musculus brevicauda*, a new subspecies from the Antarctic. 79-113. En: K.S. Norris (Edit.). *Whales, Dolphins and Porpoises*. University of California Press, Berkeley.
- Innes, S., R.E.A. Stewart & D.M. Lavigne. 1981. Growth in Northwest Atlantic harp seals, *Phoca groelandica*. *J. Zool.*, 194: 11-24.
- Jaquet, N. 2006. A simple photogrammetric technique to measure sperm whales at sea. *Mar. Mam. Sci.*, 22(4): 862-879.
- Jones, M.L. & S.L. Swartz. 2009. Gray whale, *Eschrichtius robustus*. 503-511. En: W.F. Perrin; B. Würsig y J.G.M. Thewissen (Eds.). *Encyclopedia of Marine Mammals*. 2^a. Edic. Academic Press Elsevier. USA. 1316 pp.
- Kasuya, T. 1991. Density dependent growth in North Pacific sperm whales. *Mar. Mam. Sci.*, 7(3): 230-257.
- Kato, H. & T. Miyashita. 2004. Japan progress series report on cetacean research. National Research Institute of Far Seas Fisheries. SC/56/Prog Rep. Japan.
- Kato, H., H. Okamura, A. Nombra & E. Kojima. 2000. Body length distribution and sexual maturity of southern blue whales, with special referent to subspecies separation. *Paper presented to the IWC Scientific Committee (unpublished)*. 10 pp.
- Katsukawa, Y., T. Katsukawa & H. Matsuda. 2002. Indeterminate growth is selected by a trade-off between high fecundity and risk avoidance in stochastic environments. *Popul. Ecol.*, 44: 265-272.

- Kenney, R.D. 2009. Right whales, *Eubalaena glacialis*, *E. japonica*, and *E. australis*. 962-972. En: W.F. Perrin; B. Würsig y J.G.M. Thewissen (Eds.). *Encyclopedia of Marine Mammals*. 2^a. Edic. Academic Press Elsevier. USA. 1316 pp.
- Kingsley, M.C.S. 1979. Fitting the von Bertalanffy growth equation to polar bear age-weight data. *Can. J. Zool.*, 57:1020-1025.
- Knutsen, L. O. & E.W. Born. 1994. Body growth in Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*). *J. Zoo.*, 234: 371-385.
- Koski, W.R., D.J. Rugh, A.E. Punt & J. Zeh. 2006. An approach to minimize bias in estimation of the length-frequency distribution of bowhead whales (*Balaena mysticetus*) from aerial photogrammetric data. *J. Cet. Res. Manag.*, 8(1): 45-54.
- Krogh, A. 1937. Physiology of the blue whale. *Nat.*, 28: 635-636.
- Larkman, V.E. & R.R. Veit. 1998. Seasonality and abundance of blue whales off southern California. *CalCOFI Rep.*, 39: 236-239.
- Laws, R.M., I.S.C. Paker & R.C.B. Johnstone. 1975. *Elephants and their habitats: the ecology of elephants in North Bunyoro, Uganda*. Clarendon, Oxford.
- Lluch-Cota, S. E. 2000. Coastal upwelling in the eastern Gulf of California. *Ocean. Acta*, 23(6): 731-740.
- Lockyer, C.H. 1978. A theoretical approach to the balance between growth and food consumption in fin and sei whales, with special reference to the female reproductive cycle. *Rep. Int. Whal. Comm.*, 28: 243-249.
- Lockyer, C.H. 1981. Growth and energy budgets of large baleen whales from the southern hemisphere. *FAO Fish. Ser.*, Vol III (5): 379-487.
- Lockyer, C.H. 1984. Review of baleen whales (mysticeti) reproduction and implications for management. *Rep. Int. Whal. Comm.*, special issue 6: 27-50.
- Lopez-Veiga, E.C. 1979. Fitting von Bertalanffy growth curves in short-lived fish species. A new approach. *Inv. Pesq.*, 43(1): 179-186.
- Lowry, L., K. Frost, D. Clakins, G. Swartzman & S. Hills. 1983. Feeding habits, food requirements, and status of Bearing Sea marine mammals. Draft final report to North Pacific Fishery Management Council. Contract No. 81-4. 401 pp.
- Mackintosh, N.A. 1942. The southern stocks of whalebone whales. *Disc. Rep.*, 22: 197-300.
- Mackintosh, N.A. 1972. Biology of the populations of large whales. *Sci. Prog.*, 60: 449-464.

- Mackintosh, N.A. & J.F.G. Wheeler. 1929. Southern blue and fin whales. *Disc. Rep.*, 1: 257-540.
- Mansfield, A.W. 1985. Status of the blue whale in Canada. *Can. Field Nat.*, 99: 417-420.
- Marinone, S.G. 2003. A three-dimensional model of the mean and seasonal circulation of the Gulf of California. *J. Geoph. Res.*, 108:21-27.
- Martin, A.R. 1980. An examination of sperm whale age and length data from the 1949-78 Icelandic catch. *Rep. Int. Whal. Comm.*, 30: 227-231.
- Mate, B.R., B.A. Lagerquist & J. Calambokidis. 1999. Movements of north Pacific blue whales during the feeding season off southern California and their southern fall migration. *Mar. Mam. Sci.*, 15: 1246-1257.
- Mathwes, C.P. & M. Samuel. 1990. The relationship between maximum and asymptotic length in fishes. *Fishbyte*, August: 14-16.
- Mattson, M.C., K.D. Mullin, Jr.G.W. Ingram & W. Hoggard. 2006. Age structure and growth of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) from strandings in the Mississippi sound region of the north-central Gulf of Mexico from 1986 to 2003. *Mar. Mam. Sci.*, 22(3): 654-666.
- Maunder, M.N., P.J. Starr & R. Hilborn. 2000. A bayesian analysis to estimate loss in squid catch due to the implementation of a sea lion population management plan. *Mar. Mam. Sci.*, 16(2): 413-426.
- Maunder, M., C.M. Alvarez-Flores & S. Hoyle. No publicado. A general covariate based approach for modeling the population dynamics of protected species: application to black footed albatross (*Phoebastria nigripes*) in the central Pacific Ocean.
- McCallum, H. 2000. *Population parameters, estimation for ecological models*. Blackwell Science Ltd. U.K. 348 pp.
- McLaren, I.A. 1993. Growth in pinnipeds. *Biol. Rev.*, 68: 1-79.
- Mitchell, E. & R.R. Reeves. 1983. Catch history, abundance, and present status of Northwest Atlantic humpback whales. *Rep. Int. Whal. Comm.*, special issue 5: 153-195.
- Mizroch, S.A. 1981. Further notes on southern hemisphere baleen whales pregnancy rates. *Rep. Int. Whal. Comm.*, 31: 629-634.

- Mizroch, S.A., D.W. Rice & J.M. Breiwick. 1984. The blue whale, *Balaenoptera musculus*.
En: J.M. Breiwick & H.W. Brihem. The status of endangered whales. *Mar. Fish. Rev.*,
46: 15-19.
- Mizroch, S.A. 1985. On the relationship between mortality and length in baleen whales. *Rep. Int. Whal. Comm.*, 35: 505-510.
- 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.
- Moore, M.J., A.R. Knowlton, S.D. Kraus, W.A. Mclellan & R.K. Bonde. 2004. Morphometry, gross morphology and available histopathology in North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*) mortalities (1970-2002). *J. Cet. Res. Manag.*, 6(3): 199-214.
- Moreau, J. 1987. Mathematical and biological expression of growth in fishes: recent trends and further developments. 81-113. En: R.C. Summerfelt & G.E. Hall (Eds.). *The age and growth of fish*. Iowa State University Press. Ames, Iowa.
- National Marine Fisheries Service (NMFS). 1998. Recovery plan for the blue whale (*Balaenoptera musculus*). Prepared by Reeves, R.R.; Chapman, P.J.; Brownell, R.L.; Silber, G.K. For National Marine Fisheries Service, Silver Spring, MD, 42 pp.
- Nishiwaki, M. 1959. Humpback whales in Ryukyuan waters. *Sci. Rep. Whal. Res. Inst.*, 14: 49-87.
- Ohsumi, S. 1977. Age-length of the male sperm whale in the north Pacific and comparison of growth curves. *Rep. Int. Whal. Comm.*, 27: 295-307.
- Ohsumi, S. 1979. Interspecies relationships among some biological parameters in cetaceans and estimation of the natural mortality coefficient of the southern hemisphere minke whale. *Rep. Int. Whal. Comm.*, 29:397-406.
- Ohsumi, S. 1980. Population assessment of the sperm whale in the north Pacific. *Rep. Int. Whal. Comm.*, special issue 2: 31-42.
- Ólafsdóttir, D., G.A. Víkingsson, S.D. Halldórsson & J. Sigurjónsson. 2002. Growth and reproduction in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in Iceland waters. NAMMCO Science Publication. 5:195-210.

- Olesiuk, P.F., M.A. Bigg & G.M. Ellis. 1990. Life history and population dynamics of resident killer whales (*Orcinus orca*) in the coastal waters of British Columbia and Washington state. *Rep. Int. Whal. Comm.*, special issue 12: 209-243.
- Olivier, S.R. 1971. *Elementos de ecología*. Edit. Hemisferio Sur. Argentina. 174 pp.
- Olsen, E. 2002. Errors in age estimates of North Atlantic minke whales when counting growth zones in bulla tympanica. *J. Cet. Res. Manag.*, 4(2): 185-191.
- Olsen, E., N. Oien, A. Leithe & B. Bergflodt. 2003. The suitability of mandible growth layers in the common minke whale (*Balaenoptera acutorostrata*) for age determination. *J. Cet. Res. Manag.*, 5(2): 93-101.
- Omura, H., 1984. Measurements of body proportions of the pygmy blue whale, left by the late Dr. Tadayoshi Ichihara. *Sci. Rep. Whal. Res. Inst.*, 35: 199-203.
- Ortega-Ortiz, C.D. 2004. Morfometría de la ballena azul (*Balaenoptera musculus*) de Baja California mediante fotografías aéreas. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-IPN. 68 pp.
- Owen-Smith, R.N. 1988. *Megaherbivores. The influence of very large body size on ecology*. Cambridge University Press, U.K. 369 pp.
- Papastavrou, V. 1996. Sustainable use of whales: whaling or whale watching? 103-113. En: V.J. Taylor & N. Dunstone (Eds.). *The exploitation of mammals populations*. Chapman & Hall, U.K. 415 pp.
- Pauly, D. 1981. The relationship between gill surface area and growth performance in fish: a generalization of von Bertalanffy's theory of growth. *Meeresforsch.*, 28: 251-282.
- Pauly, D. 1983. Algunos métodos simples para la evaluación de recursos pesqueros tropicales. *FAO. Doc. Tec. Pesca.*, 234. 49 pp.
- Payne, R. 1983. The structure of breeding populations of southern right whales (*Eubalaena australis*). Resumen 5th *Bienn. Conf. Biol. Mar. Mamm.*, Boston, Ma.
- Perry, S.L., D.P. DeMaster & G. Silber. 1999. The great whales: history and status of six species listed as endangered under the U.S. Endangered Species Act of 1973. *Mar. Fish. Rev.*, special issue 61(1): 1-74.
- Perryman, W.L. & M.S. Lynn. 1993. Identification of geographic forms of common dolphin (*Delphinus delphis*) from aerial photogrammetry. *Mar. Mam. Sci.*, 9(2): 119-137.

- Perryman, W.L. & M.S. Lynn. 1994. Examination of stock and school structure of striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) in the eastern Pacific from aerial photogrammetry. *Fish. Bull.*, 92: 122-131.
- Perryman, W.L. & M.S. Lynn. 2002. Evaluation of nutritive condition and reproductive status of migrating gray whales (*Eschrichtius robustus*) based on analysis of photogrammetry data. *J. Cet. Res. Manag.*, 4: 155-164.
- Pinedo, M.C. & A.A. Hohn. 2000. Growth layer patterns in teeth from the franciscana, *Pontoporia blainvillei*: developing a model for precision in age estimation. *Mar. Mam. Sci.*, 16(1):1-27.
- Polacheck, T., R. Hilborn & A.E. Punt. 1993. Fitting surplus production models: comparing methods and measuring uncertainty. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50: 2597-2607.
- Pope, J.G. & J.G. Sheperd. 1982. A simple method for the consistent interpretation of catch age data. *J. Cons. Int. Explor. Mer.*, 40(2): 176-184.
- Porter, W.P., S. Budaraju, W.E. Stewart & N. Ramankutty. 2000. Calculating climate effects on birds and mammals: Impacts on biodiversity, conservation, population parameters, and global community structure. *Amer. Zool.*, 40(4): 597-630.
- Pribanic, S., D. Miokovic & D. Kovacic. 2000. Preliminary growth rate and body lengths of the bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* from the Adriatic Sea. *Nat Croat.*, 9(3): 179-188.
- Punt, A.E. & R. Hilborn. 1996. *Biomass dynamics models: User's Manual*. FAO. Rome. 62 pp.
- Punt, A.E. & D.S. Butterworth. 1999. On assessment of the Bering- Chukchi-Beaufort seas stock of bowhead whale (*Balaena mysticetus*) using a bayesian approach. *J. Cet. Res. Man.*, 1(1): 53-71.
- Punt, A.E., C. Allison & G. Fay. 2004. An examination of assessment models for the eastern North Pacific gray whale based on inertial dynamics. *J. Cet. Res. Man.*, 6(2): 121-132.
- Purves, P.E. 1955. The wax plug in the external auditory meatus of the mysticeti. *Disc. Rep.*, 27: 293-302.
- Rabinovich J.E. 1982. *Introducción a la ecología de poblaciones animales*. Edit. Continental. México, D.F. 313 pp.

- Ramos, R.M.A., A.P.M. Di Benedetto, S. Siciliano, M.C.O. Santos, A.N. Zerbini, C. Bertozzi, A.F.C. Vicente, E. Zampirolli, F.S. Alvarenga & N.R.W. Lima. 2002. Morphology of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) off southeastern Brazil: sexual dimorphism, growth and geographic variation. *Lat. Amer. Aqua. Mam.*, 1(1): 129-144.
- 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.
- Ratnaswamy, M. J. & H.E. Winn. 1993. Photogrammetric estimates of allometry and calf production in fin whales, *Balaenoptera physalus*. *J. Mammal.*, 74: 323-330.
- Ray, G.C. & D. Wartzok. 1980. Remote sensing of marine mammals of Beringea. Contract Report NAS 2-9300 to the U.S. National Aeronautics and Space Administration. 77 pp.
- Read, A.J. & K.A. Tolley. 1997. Postnatal growth and allometry of harbour porpoises from the bay of Fundy. *Can. J. Zool.*, 75: 122-130.
- Reeves, R.R., S. Leatherwood, S. A. Karl & E.R. Yohe. 1985. Whaling results at Akutan (1912-39) and Port Hobron (1926-37), Alaska. *Rep. Int. Whal. Comm.*, 35:441-457.
- Reilly, S. B. & V.G. Thayer. 1990. Blue whale (*Balaenoptera musculus*) distribution in the eastern tropical Pacific. *Mar. Mam. Sci.*, 6: 265-277.
- Rice, D.W. 1974. Whales and whale research in the Eastern North Pacific. 171-180. En: W.E. Schevill (Edit.). *The whale problem, a status report*. Harvard press Cambridge.
- Rice, D.W. & A.A. Wolman. 1971. Age and growth. En: *The life history and ecology of the gray whale (Eschrichtius robustus)*. American Society of Mammalogists, special publication 3: 38-51.
- Ricker, W.E. 1979. Growth rates and models. 678-743. En: *Fish physiology, biometrics and growth*. W.S Hoar, D.J. Randall y J.R. Brett (Eds.). Vol. VIII.
- Robbins, J. 2007. Structure and dynamics of the Gulf of Maine humpback whales population. PhD. Thesis. University of St. Andrews. Scotland, U.K. 168 pp.
- Roden, G.I. 1964. Oceanographic and meteorological aspects of the Gulf of California. *Pacific Sci.*, 12 (1): 21-45.
- Roe, H.S.J. 1967. Seasonal formation of laminae in ear plug on the fin whale. *Disc. Rep.*, 35:1-30.

- Roman, J. & R. Palumbi. 2003. Whales before whaling in the North Atlantic. *Science*, 301: 508-510.
- Rosas, F.C.W., M. Haimovici & M.C. Pinedo. 1993. Age and growth of the south American sea lion, *Otaria flavescens* (Shaw, 1800), in southern Brazil. *J. Mammal.*, 74:141-147.
- Rosenberg, A.A. & J.R. Beddington. 1988. Length-based methods of fish stock assessment. 83-103. En: J.A. Gulland (Edit.). *Fish population dynamics*. United Kingdom.
- Rugh, D.J., C.H. Roderick, J.A. Lerczak & J.M. Breiwick. 2005. Estimates of abundance of the eastern North Pacific stock of gray whales (*Eschrichtius robustus*) 1997-2002. *J. Cet. Res. Man.*, 7: 1-12.
- Rugh, D.J. & K.E.W. Shelden. 2009. Bowhead whale, *Balaena mysticetus*. 131-133. En: W.F. Perrin; B. Würsig y J.G.M. Thewissen (Eds.). *Encyclopedia of Marine Mammals*. 2^a. Edic. Academic Press Elsevier. USA. 1316 pp.
- Rüther, H. 1983. Limited control photogrammetry in a wildlife application. *S. Afr. J. Photogramm.*, 13(4): 239-49.
- Sampson, D.B. 1990. A length-structured population model for southern fin whales and a test for density dependence. *J. Cons. Int. Explor. Mer.*, 46: 249-268.
- Santamaría-del-Ángel, E. & S. Álvarez-Borrego. 1994. Gulf of California biogeographic regions based on coastal zone color scanner imagery. *J. Geoph. Res.*, 99 (4): 7411-7421.
- Scammon, C.M. 1874. *The marine mammals of the Northwestern coast of North America*. Dover Reprint, New York. 319 pp.
- Schaeff, C.M., S.D. Kraus, M. Brown & B.N. White. 1993. Assessment of the population structure of western North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*) based on sighting and mt DNA data. *Can. J. Zool.*, 71:339-345.
- Schell, D.M., S.M. Saupe & N. Haubenstock. 1989. Bowhead whale (*Balaena mysticetus*) growth and feeding as estimated by $\delta^{13}\text{C}$ techniques. *Mar. Biol.*, 103: 433-443.
- Sears, R. 1987. The photographic identification of individual blue whales (*Balaenoptera musculus*) in the Sea of Cortez. *Cetus*, 7: 14-17.
- Sears, R. 2002. Blue whale. 112-116. En: W.F. Perrin; B. Würsig y J.G.M. Thewissen (Eds.). *Encyclopedia of Marine Mammals*. 1^a Edic. Academic Press Elsevier. USA. 1114 pp.

- Sears, R. & J. Calambokidis. 2002. Update COSEWIC status report on the blue whales *Balaenoptera musculus* in Canada. En: COSEWIC assessment and update status report on the blue whales *Balaenoptera musculus* in Canada. Committee on the status of endangered wildlife in Canada. Ottawa. 1-32 pp.
- Sears, R., J.M. Williamson, F.W. Wenzel, M. Bérubé, D. Gendron & P.W. Jones. 1990. Photographic identification of the blue whales (*Balaenoptera musculus*) in the Gulf of St. Lawrence, Canada. *Rep. Int. Whal. Comm.*, special issue 12: 335-342.
- Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP). 2000. Programa de manejo de área de protección de flora y fauna Islas del Golfo de California. Comisión Nacional de Áreas Marinas Protegidas. México, D.F. 262 pp.
- Shirakihara, M., A. Takemura & K. Shirakihara. 1993. Age, growth, and reproduction of the finless porpoise, *Neophocoena phocaenoides*, in the coastal waters of western Kyushu, Japan. *Mar. Mam. Sci.*, 9(4): 392-406.
- Sigurjónsson, J. & T. Gunnlaugson. 1990. Recent trends in abundance of blue (*Balaenoptera musculus*) and humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) off west and southwest Iceland, with a note on occurrence of other cetacean species. *Rep. Int. Whal. Comm.*, 40:537-551.
- Small, G.L. 1971. *The Blue Whale*. Columbia University Press. 248 pp.
- Sparre, P. & S. Venema. 1995. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales, parte I manual. Documento técnico de pesca-FAO, 306. 376 pp.
- Stafford, K.M., S.L. Niekirk & C.G. Fox. 1999. An acoustic link between blue whales in the Eastern Tropical Pacific and the Northeast Pacific. *Mar. Mam. Sci.*, 15(4): 1258-1268.
- Steel, R.G.D. & J.H. Torrie. 1988. *Bioestadística: principios y procedimientos*. Editorial McGraw Hill. 622 pp.
- Stevick, P.T. 1999. Age-length relationships in humpback whales: a comparison of strandings in the western North Atlantic with commercial catches. *Mar. Mam. Sci.*, 15(3): 725-737.
- Stevick, P.T., J. Allen, P.J. Clapham, N. Friday, S.K. Katona, F. Larsen, J. Lien, D.K. Mattila, P.J. Palsbøll, J. Sigurjonsson, T.D. Smith, N. Oien & P.S. Hammond. 2003. North Atlantic humpback whale abundance and rate of increase four decades after protection from whaling. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 258: 263-273.

- Stewart, R.E.A., S.E. Campana, C.M. Jones & B.E. Stewart. 2006. Bomb radiocarbon dating calibrates beluga (*Delphinapterus leucas*) age estimates. *Can. J. Zool.*, 84: 1840-1852.
- Stolen, M.K., D.K. Odell & N.B. Barros. 2002. Growth of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Indian river lagoon system, Florida, U.S.A. *Mar. Mam. Sci.*, 18(2): 348-357.
- Sumich, J.L. 1986. Growth in young gray whales (*Eschrichtius robustus*). *Mar. Mam. Sci.*, 2 (2): 145-152.
- Taylor, B., P.R. Wade, DeMaster D.P. & J. Barlow. 2000. Incorporating uncertainty into management models for marine mammals. *Conser. Biol.*, 14(5): 1243.
- Tomilin, A. G. 1967. Mammals of the U.S.S.R. and adjacent countries. *CETACEA*. Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem. Vol. IX: 76-112.
- Tønnessen, J.N. & A.O. Johnsen. 1982. *The History of Modern Whaling*. University of California Press. 798 pp.
- Ugalde-De la Cruz. A. 2008. Abundancia y tasa de supervivencia de ballenas azules en el Golfo de California. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-IPN. 64 pp.
- Ugalde-De la Cruz. A. & Gendron D. 2008. Tasa de supervivencia de ballenas azules en el Golfo de California. Resumen XXXI *Reun. Inter. Est. Mam. Mar.* Ensenada, B.C. Pp 24.
- Usher, M.B. 1981. Leslie matrix models and whale populations. 345-348. En: J. Gordon Clark (ed.). *Mammals in the seas*. General papers and large cetaceans. FAO, Vol 3, no. 5. Roma, Italia.
- Waters, S. & H. Whitehead. 1990. Population and growth parameters of Galapagos sperm whales estimated from length distributions. *Rep. Int. Whal. Comm.*, 40: 225-235.
- Whitehead, H. & R. Payne. 1981. New techniques for assessing populations of right whales without killing them. En: *Mammals in the seas*, FAO Fisheries Service, Vol. 3 (5): 189-209.
- Whitehead, H. & J. Gordon. 1986. Methods of obtaining data for assessing and modelling sperm whale populations which do not depend on catches. *Rep. Int. Whal. Comm.*, special issue 8: 149-165.

- Wielgus, J., M. González-Suárez, D. Aurióles-Gamboá & L.R. Gerber. 2008. A noninvasive demographic assessment of sea lions based on stage-specific abundances. *Ecol. Appl.*, 18(5): 1287-1296.
- Williams, B.K., J.D. Nichols & M.J. Conroy. 2002. *Analysis and management of animal populations: Modelling, estimation and decision making*. Academic Press. 817 pp.
- Yablokov, A.V. 1994. Validity of whaling data. *Nature*, 367: 108.
- Yochem, P. K. & S. Leatherwood. 1985. Blue whale, *Balaenoptera musculus* (Linnaeus, 1758). Pp. 193-227. En: S.H. Ridgway y R. Harrison (Eds.). *Handbook of Marine Mammals: The sirenians and baleen whales*. Academic Press, Orlando, Florida (III).
- Zar, J. H. 1996. *Biostatistical Analysis*. Editorial Prentice Hall Inc. 3ª edición. 662 pp.
- Zeh, J.E., C.W. Clark, J.C. George, D. Withrow, G.M. Carrol & W.R. Koski. 1993. Current population size and dynamics. 409-489. En: J.J. Burns, J.J. Montague & C.J. Cowles (Eds.). *The bowhead whale*. Special publication No. 2. The Society for Marine Mammalogy, Lawrence, KS.
- Zeh, J.E., D. Poole, G. Miller, W. Koski, L. Baraff & D. Rugh. 2002. Survival of bowhead whales, *Balaena mysticetus*, estimated from 1981-1998 photo-identification data. *Biometrics*, 58: 832-840.
- Zerbini, A.N., J.M. Waite, J.L. Laake & P.R. Wade. 2006. Abundance, trends and distribution of baleen whales off western Alaska and the central Aleutian Islands. *Deep-Sea Res. I*, 53: 1772-1790.

14. ANEXOS

14.1 Anexo I: *Proceso para armar una fotosecuencia de una ballena azul.*

Para armar una *fotosecuencia* de una ballena azul primeramente se debe de tener lo siguiente:

- a) Tomar las imágenes en secuencia de la ballena azul.
- b) Registrar el no. inicial y final de las fotografías que conforman la secuencia. Por ejemplo: secuencia #1 de la foto 1234 a la 1240.
- c) Registrar la longitud focal de la lente de la cámara a la cual fue tomada la secuencia de imágenes. Por ejemplo: secuencia #1 tomada a 300 mm
- d) Registrar 3 distancias entre la cámara y la ballena azul, con el empleo de un calculador de distancia láser. Por ejemplo: distancias de 67-67-66m para la secuencia #1

Posteriormente se deben realizar los siguientes pasos:

- 1) Hacer la escala de medición, 2) Empalmar la escala de medición en cada una de las imágenes de la secuencia de la ballena azul, 3) Unir las imágenes de la secuencia para visualizar la ballena azul completamente en una sola imagen y 4) Medir la ballena azul *fotosecuenciada*.

1) Hacer la escala de medición

Una escala de medición es particular para cada *fotosecuencia*, por lo tanto se debe de tener certeza de haber obtenido con precisión el registro de la longitud focal de la lente de la cámara, y las distancias entre la cámara y la ballena cuando se obtuvo la secuencia de imágenes. La escala de medición será una imagen con líneas verticales (las cuales tendrán una separación conocida) y fungirá como una típica regla de medición. Para obtener esta escala se deben colocar un par de objetos con una separación conocida (p. ej. 0.5 m), dichos objetos pueden ser dos palos, dos postes o incluso una caja u otro objeto que tenga una longitud de 0.5 m o una longitud previamente medida. En este estudio se usaron dos postes.

Posteriormente con la misma cámara fotográfica y el mismo lente con la que se tomó la *fotosecuencia* de la ballena, se obtiene una fotografía de los postes. Cabe resaltar que esta imagen también debe de ser tomada a la misma distancia y con la misma longitud focal a la cual se obtuvo la *fotosecuencia* de la ballena. Finalmente se registra el número de la foto, la distancia y la longitud focal a la cual fue tomada.

Para convertir esta foto de los postes en la *imagen-escala*, se puede usar algún software especializado en imágenes, p. ej. el *Adobe Photoshop* versiones 6 o 7. En este estudio se usó la versión 6.

Primeramente se debe abrir la foto de los postes (*Barra de herramientas: Archivo>Abrir>Unidad o carpeta>Foto-escala 1.jpg*). Después de abrirla se debe cambiar su tamaño; un tamaño recomendable es de 30 cm de ancho y 20 cm de alto, con una resolución de 72 pixeles/pulgada. (*Barra de herramientas: Imagen>Tamaño imagen>Tamaño documento>Ancho 30 cm, Alto 20 cm, Resolución 72 pixeles/pulgada*). El siguiente paso es activar los medidores o *rulers*, para observar una regla graduada en la parte superior y otra en la parte izquierda de la foto (*Barra de herramientas: Ver>Mostrar medidores*). Posteriormente se sustituirán los postes observados en la foto-escala con dos líneas dadas por el software. Para esto se coloca el cursor sobre el medidor del lado izquierdo de la foto se hace un click y se arrastra una línea sobre uno de los postes fotografiados, después se repite lo anterior y se coloca otra línea sobre el otro poste. Estas líneas son denominadas como líneas guías, y pueden ser activadas o desactivadas (*Barra de herramientas: Ver>Muestra>Guías*).

Probablemente con un par de líneas se puede representar la escala de medición, pero para tener mayor seguridad, se recomienda reproducir más líneas guías. Para facilitar esta reproducción de líneas, se activa la barra de herramientas del programa (*Barra de herramientas: Ventana>Muestra herramientas*), y aparece un rectángulo vertical en donde se aprecian diversas opciones o herramientas de dibujo. Al presionar con el botón derecho la herramienta que muestra una línea inclinada (\backslash), se

puede activar la herramienta de *Hacer rectángulo*, con el cual se puede hacer el dibujo de un rectángulo limitado entre las dos líneas guías previamente puestas. La finalidad de lo anterior es simular un rectángulo del mismo tamaño a los postes fotografiados, posteriormente se activa la herramienta del cursor y se mueve el rectángulo para que la línea guía del extremo izquierdo se coloque en el extremo derecho o viceversa. Después una nueva línea guía es arrastrada para colocarla en el extremo del rectángulo donde no hay línea guía. Nuevamente se mueve el rectángulo y se arrastra una nueva línea guía, y así sucesivamente se repite el proceso hasta tener completamente cubierta la imagen con líneas guías.

Como anteriormente se mencionó las líneas guías pueden ser activadas o desactivadas, por lo tanto se deben sustituir por líneas fijas que no se desactiven. Para esto se usará la herramienta que muestra la línea inclinada (\), la cual permitirá trazar una línea fija sobre las líneas guías. Esto es posible al colocar el cursor sobre la línea guía, y para ser precisos, en el momento en que línea vertical del cursor cambia de color se da un click y se dibuja una línea que se sobreponga sobre la línea guía. Lo anterior se repite sobre cada una de las líneas guías y al terminar se desactivan las guías.

Ahora es posible borrar o desechar la imagen de los postes, ya que la distancia que los separaba ya es representada por las líneas del software. Para borrar la imagen de los postes se activa la barra de capas (*Barra de herramientas: Ventana>Muestra capas*) y simplemente se arrastra la imagen de los postes al botón que muestra un dibujo de un bote de basura, en el extremo inferior derecho de la barra de capas.

Aquí se termina la realización de la escala de medición, la imagen de las líneas fijas puede ser guardada, se recomienda usar como nombre la distancia y longitud focal a la cual fue tomada dicha escala de medición. Por ejemplo: *Barra de herramientas: Archivo>Guardar como> Unidad o carpeta> 22 a 100.psd*

2) Empalmar la escala de medición en cada una de las imágenes de la secuencia de la ballena azul

Al haber realizado la escala de medición, el siguiente paso es empalmarla en cada una de las imágenes secuenciales de la ballena. Para esto, primeramente se deben de abrir todas las imágenes que conforman la secuencia (p. ej. *Barra de herramientas: Archivo>Abrir>Unidad o carpeta>Foto 233-239*). Posteriormente a cada una de las imágenes se les cambia el tamaño, el cual debe de ser exactamente el mismo tamaño de la escala de medición 30 cm x 20 cm (*Barra de herramientas: Imagen>Tamaño imagen>Tamaño documento>Ancho 30 cm, Alto 20 cm, Resolución 72 pixeles/pulgada*).

Después, la primera foto de la secuencia se arrastra y se sobrepone en la escala de medición, se coloca a que empalmen perfectamente ambas imágenes, ya que son del mismo tamaño. Posteriormente para que sean visibles las líneas fijas sobre esta primera imagen de la secuencia, en la barra de capas simplemente se desplaza la foto de la secuencia debajo de la capa correspondiente a la escala de medición y automáticamente se visualizarán las líneas sobre la primera foto de la ballena. Se cierra la imagen original de esta primera foto de la secuencia.

Para que la fusión entre la escala de medición y la primera foto de la secuencia sea permanentemente, en la misma barra de capas se presiona el botón de opciones de la barra (►), colocado en la parte superior derecha y se presiona la opción de *Acoplar imagen*.

Posteriormente se abre un lienzo en donde se colocarán cada una de las imágenes de la secuencia ya marcadas con su escala de medición (*Barra de herramientas: Archivo>Nuevo>Tamaño del lienzo o lona>Ancho 100 cm, Alto 40 cm*). El tamaño y resolución es arbitrario, sólo se debe garantizar que puedan colocarse todas las imágenes de la secuencia dentro del lienzo. Asimismo el tamaño de este lienzo puede ser modificado (*Barra de herramientas: Imagen>Tamaño de lienzo*).

Entonces la primera imagen marcada, se arrastra y se deja sobre el lienzo. Después se debe regresar a la primera imagen en la escala de medición, luego debe activar la barra de historia (*Barra de herramientas: Ventana>Muestra historia*), y se retrocede un paso en el historial, con la finalidad de separar la primera imagen de la secuencia de la escala de medición. Luego se desecha la primera imagen de la secuencia, al arrastrar la capa de esta foto al botón del bote de basura, en el extremo inferior derecho de la barra de capas. Posteriormente la segunda foto de la secuencia se arrastra sobre la escala de medición, se sobrepone a que empalmen perfectamente y se repiten todos los pasos anteriores, y así sucesivamente hasta haber colocado sobre el lienzo todas las fotos que conforman la secuencia pero marcadas con su escala de medición.

3) Unir las imágenes de la secuencia para visualizar la ballena azul completamente en una sola imagen

Una vez que se tienen todas las imágenes que conforman la secuencia de la ballena azul ya marcadas con su escala de medición y sobre el lienzo; lo primero que se debe de hacer es recortar cada una de estas imágenes. Usualmente en cada una de las fotos de la secuencia se puede apreciar además del cuerpo de la ballena, una gran porción del mar y de los cerros o del cielo como fondo de la imagen. Esto debe de borrarse ya que sólo hacen más grande la imagen y menos manejable. Lo que se quiere es observar con gran detalle el cuerpo de la ballena, y como ya todas las imágenes tienen su escala de medición, es posible manipularlas o recortarlas.

Las imágenes elegidas serán unidas para conformar el cuerpo de la ballena completamente en una sola imagen. Para esto, se toma la primera imagen de la secuencia y la imagen que le da continuidad. Después se fijan dos manchas o marcas que sean visibles en ambas imágenes y que sirvan como referencia para sobreponerlas una sobre la otra y así unir ambas imágenes. Para esto, en la barra de capas, debajo del botón de opciones (►) se ubica un botón similar llamado *Relleno* (►), con el cual es posible hacer semi-transparente una imagen y de esta manera se pueden ver dos imágenes sobrepuestas, lo que facilita la unión entre ellas. Para

verificar que la segunda imagen está bien colocada o bien unida sobre la primera imagen, se recomienda colocar el botón de relleno en su mínima expresión (0%, lo que ocasionará que desaparezca la segunda imagen), se visualiza un punto o marca en la primera foto, y posteriormente se sube al 100% el botón de relleno para hacer visible la segunda foto. En este momento se observa detenidamente el mismo punto de referencia de la primera foto, si este punto de referencia no sufre deformación o movimiento alguno durante cambios en el relleno de la segunda foto, significa que la unión fue precisa, y viceversa si el punto de referencia se deforma o se mueve.

Se debe de mantener una continuidad en la línea que corresponde a la columna vertebral del animal, el resto del cuerpo no importa si empalma correctamente, pero la periferia del cuerpo de la ballena debe de estar armado con continuidad. Por lo tanto usualmente será necesario girar alguna imagen para que pueda empalmarse correctamente con la imagen precursora. Para girar se activa la función con la tecla *ctrl* y la tecla T. Con el cursor es posible manipular la rotación de la imagen y para desactivar la función se da un doble click dentro de la imagen.

Al unir perfectamente las dos primeras imágenes se deben encadenar para que no se separen o se muevan y se pierda la secuencia. Para esto, se debe activar el botón de encadenamiento de capas, el cual se ubica en un cuadro pequeño al lado izquierdo de cada una de las imágenes mostradas en la barra de capas. Todas las imágenes que se encadenen mostrarán el dibujo de una cadena pequeña en el cuadro mencionado anteriormente. Finalmente se guarda el archivo con terminación de imagen (*Barra de herramientas: Archivo>Guardar como>Unidad o carpeta>secuencia de ballena azul.jpg*).

4) Medir la ballena azul *fotosecuenciada*.

Finalmente se mide la ballena azul *fotosecuenciada* con el empleo del software *Sigma scan pro* versión 4. En este software se abre primeramente una hoja de trabajo (*Barra de herramientas: Archivo>Abrir>Hoja de trabajo*). Después se abre la imagen de la secuencia de la ballena (*Barra de herramientas:*

Archivo>Abrir>Imagen>Unidad o carpeta>secuencia ballena.jpg). Posteriormente se debe activar la función que permitirá medir la ballena de manera acumulativa; es decir, la longitud de un segmento se sumará a la longitud del siguiente segmento, así sucesivamente hasta terminar de medir la longitud total del objeto. Dicha función se activa en: *Barra de herramientas: Medir>Opciones de medición>Medición activa>Distancia acumulativa*.

Después se debe de calibrar; es decir, se debe hacer la equivalencia entre el número de píxeles existente entre un par de líneas sobrepuestas en cada imagen y la distancia conocida (p. ej. 91 píxeles equivalen a 0.5 m). Para lo anterior, se activa lo siguiente: *Barra de herramientas: Medir>Calibrar distancia y área>Escalar dos puntos>Distancia nueva=0.5>Unidades de distancia X,Y= m*. Posteriormente se presiona el botón de imagen y se da un click sobre una de las líneas de la escala de medición y otro click sobre la línea de junto, posteriormente aparecerá la cantidad de píxeles que corresponden a la distancia entre este par de líneas (*Calibrar distancia y área>Escalar dos puntos>Distancia antigua=91*). Aquí es donde se indica que los 91 píxeles (distancia antigua) equivalen a 0.5 m (distancia nueva).

Ahora si es posible medir la ballena y como resultado tendremos la longitud en metros, y no en píxeles o en cualquier otra unidad de medición. Las siguientes son importantes consideraciones para hacer el proceso de medición:

- i) La medición de la longitud será desde el orificio nasal a la aleta dorsal*
- ii) Se medirá siempre por segmentos (distancia acumulativa)*
- iii) Cada uno de los segmentos se sobrepondrán sobre la periferia del cuerpo de la ballena o sobre la línea que representa la columna vertebral (Medición curvada = Lsec)*

El orificio nasal se ubica sobre la cabeza de la ballena, usualmente se ve una protuberancia o un abultamiento; sin embargo los orificios no se encuentran sobre este abultamiento sino al termino de éste, orientados hacia la parte trasera del cuerpo y no hacia la parte delantera (ver figura 4 o un esquema de una ballena azul).

Por lo tanto el cursor se coloca en donde termina el abultamiento de la cabeza o donde se note que terminan los orificios nasales, se da un click con el botón izquierdo y se estira la línea generada por el cursor sobreponiéndola sobre la periferia o el contorno del cuerpo. El siguiente click o término del segmento será en el punto en donde la línea del cursor se separe del contorno del cuerpo, posteriormente se vuelve a estirar la línea y se le da fin al segmento en donde nuevamente la línea del cursor se separa del contorno del cuerpo, y así sucesivamente se miden los segmentos, con las flechas del teclado se mueve la imagen hasta visualizar la aleta dorsal para medir el ultimo segmento, el cual debe de terminar sobre la parte mas alta de la aleta dorsal.

Esta longitud fue limitada por el término del orificio nasal y la parte más alta de la aleta dorsal, debido a que ésta fue una de las longitudes medidas en ballenas capturadas en la pasada época de comercio con ballenas (Mackintosh & Wheeler, 1929).

Para observar el valor de la medición, simplemente se minimiza la imagen de la secuencia y el último valor de la hoja de trabajo corresponde a la longitud total, ya que el valor de todos los segmentos se fue acumulando. Esta longitud corresponde a la distancia entre la mandíbula inferior y la aleta dorsal, por lo que la estimación de la cabeza y el pedúnculo se obtiene con la ecuación polinomial descrita en la metodología.

14.2 Anexo II: Subestimaciones de la longitud del contenedor de un trailer debido al ángulo.

Tabla 23. Subestimaciones porcentuales de la longitud total de los contenedores del camión. Las *fotosecuencias* en donde se midieron los contenedores fueron tomadas a nueve distancias (intervalo: 20-100 m), tres longitudes focales de la cámara (100, 200 y 300 mm) y cinco distintos ángulos (intervalo: 0-40°).

Longitud focal	Distancia/Ángulo	20m	30m	40m	50m	60m	70m	80m	90m	100m	Promedio (%)
100mm	0°	0.7	-2.4	0.0	-1.4	-2.0	0.9	-4.9	-1.4	-0.3	-1.2
	10°	0.6	-0.7	1.5	-0.7	-2.0	3.5	-3.9	0.9	1.1	0.0
	20°	9.8	6.0	8.2	5.9	6.6	8.5	3.5	6.9	6.9	6.9
	30°	20.1	18.0	18.1	15.1	15.8	16.8	11.8	13.0	14.5	15.9
	40°	32.2	28.8	26.9	26.9	23.2	25.9	21.8	23.9	24.6	26.0
200mm	0°	1.9	-0.3	-0.1	0.9	-2.3	0.7	-3.4	0.0	0.7	-0.2
	10°	2.0	1.7	1.6	0.9	1.5	1.0	-1.8	-0.6	-2.3	0.4
	20°	10.0	9.1	7.5	6.2	7.1	8.5	5.9	6.0	8.2	7.6
	30°	22.1	20.5	17.1	16.9	15.0	14.6	14.4	13.4	12.5	16.3
	40°	33.2	32.0	27.2	29.5	24.2	23.8	23.4	23.4	23.7	26.7
300mm	0°	1.9	-1.2	-0.5	-3.0	-1.8	-0.2	0.0	0.5	0.3	-0.4
	10°	1.8	0.5	1.1	-2.1	-1.9	2.4	1.1	-1.5	-0.9	0.0
	20°	10.8	7.1	7.7	4.3	6.4	7.5	8.0	6.6	6.2	7.2
	30°	20.9	18.8	17.8	14.4	15.4	15.9	15.8	12.9	13.4	16.2
	40°	33.1	29.6	26.5	25.6	23.1	25.0	25.2	23.9	23.8	26.2

14.3 Anexo III: Proceso para medir fotografías aéreas de una ballena azul obtenidas desde una avioneta.

Antes de iniciar el proceso para medir la imagen aérea de una ballena azul, asegúrese de haber realizado lo siguiente:

- a) Tomar las imágenes aéreas de la ballena azul totalmente verticales, nítidas, que la ballena este en línea recta y paralela a la superficie del agua y que se observen perfectamente los bordes del cuerpo. Además de que la ballena se encuentre junto con un objeto de longitud conocida (p. ej. una embarcación de 6 m de longitud).
- b) Registrar el no. de cada una de las fotografías aéreas junto con el numero de la *fotosecuencia*, para corroborar que sea el mismo individuo. Por ejemplo: 1^{era} ballena = *fotosecuencia* 235-241, foto aérea 23-29.

Posteriormente para medir la imagen aérea, se debe usar el software *Sigma Scan Pro* versión 4. En donde se abre una hoja de trabajo (*Barra de herramientas: Archivo>Abrir>Hoja de trabajo*) y la imagen aérea de la ballena (*Barra de herramientas: Archivo>Abrir>Imagen>Unidad o carpeta>foto aérea 23.jpg*). Después se activa la función para medir una distancia simple (*Barra de herramientas: Medir>Opciones de medición>Medición activa>Distancia*).

Para calibrar se usará la longitud de la embarcación o algún objeto con longitud conocida que aparezca en la foto como escala de medición. Aquí es donde se hace la equivalencia del número de píxeles con el valor de la longitud de la embarcación menor. Para esto, se activa lo siguiente: *Barra de herramientas: Medir>Calibrar distancia y área>Escalar dos puntos>Distancia nueva= 6 >Unidades de distancia X,Y= m*. Posteriormente se presiona el botón de imagen y se da un click sobre un extremo de la embarcación menor, y otro click sobre el otro extremo; posteriormente aparecerá la cantidad de píxeles que corresponden a la longitud de la embarcación (p. ej. *Calibrar distancia y área>Escalar dos puntos>Distancia vieja=120*). Aquí es donde se indica que los 120 píxeles (distancia vieja) equivalen a la longitud de la

embarcación, 6 m (distancia nueva). Ahora es posible medir la ballena y como resultado tendremos su longitud en metros.

Para realizar la medición se recomienda aumentar la imagen sólo para visualizar donde inicia la mandíbula inferior y la muesca de la aleta caudal. Posteriormente se coloca el cursor sobre la mandíbula inferior de la ballena, se da un click y se arrastra el cursor hasta donde se ubique la muesca de la aleta caudal y se termina la medición con otro click. Al presionar el botón derecho se desactiva la función para medir. Finalmente para observar el valor de la medición, nuevamente se minimiza la imagen aérea y el último valor de la hoja de trabajo corresponde a la medición realizada.

14.4 Anexo IV: Categorías de edad de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste durante el periodo 1924-1930, 1932-1939 y 1949-1965.

Tabla 24. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1924 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	22.5	0.5	n.a.	50

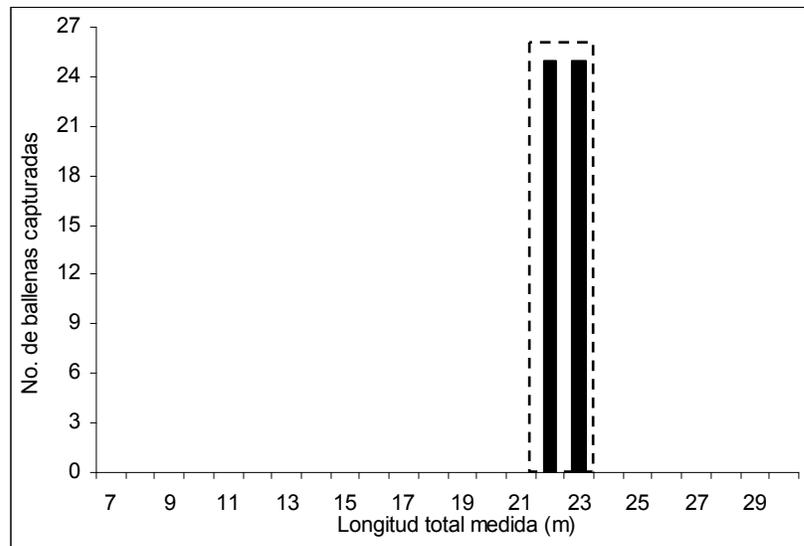


Figura 38. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1924 (Información de IWC).

Tabla 25. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1925 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	23.53	0.77	n.a.	139

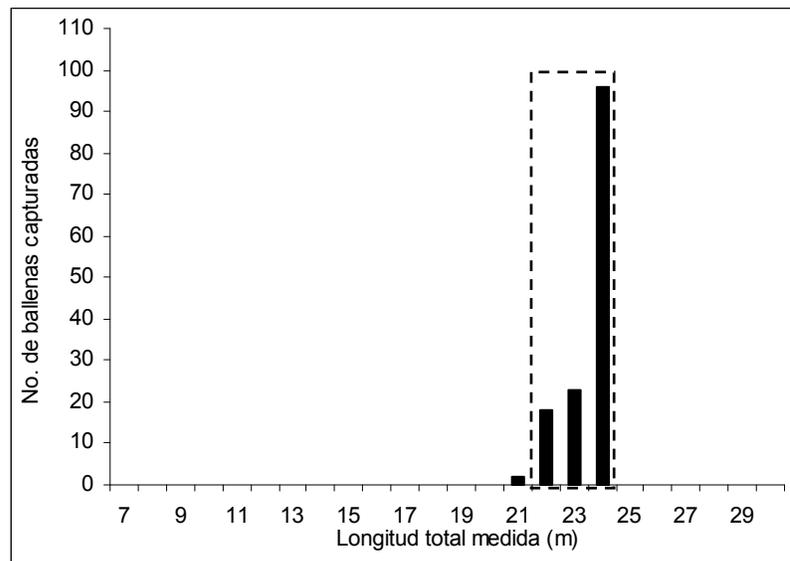


Figura 39. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1925 (Información de IWC).

Tabla 26. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1926 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	20.05	0.22	n.a.	116
2	22.92	0.26	11.89	135

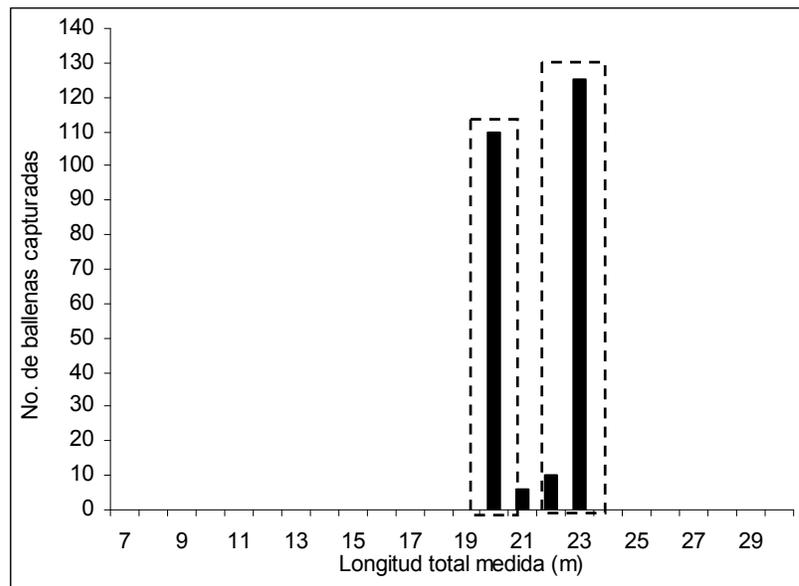


Figura 40. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1926 (Información de IWC).

Tabla 27. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1927 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	22.86	0.43	n.a.	94

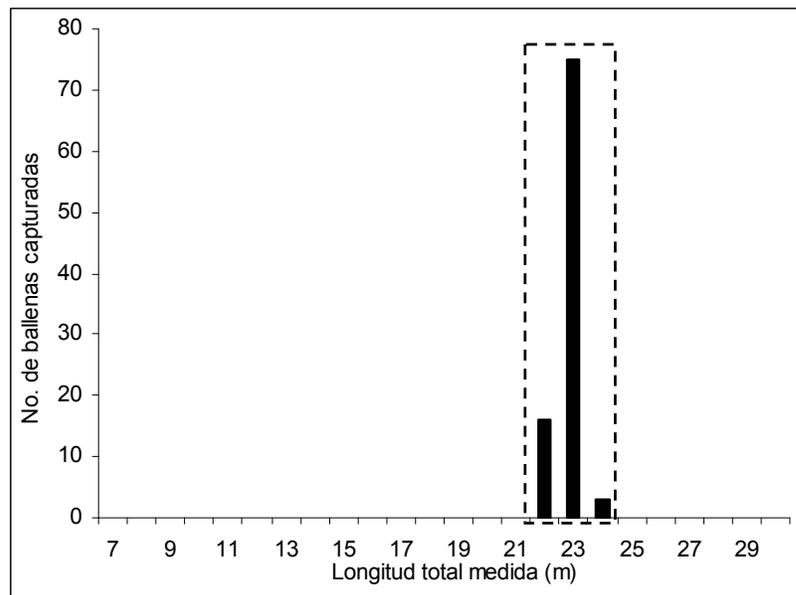


Figura 41. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1927 (Información de IWC).

Tabla 28. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1928 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	21.45	0.55	n.a.	255
2	23	0.23	3.98	3

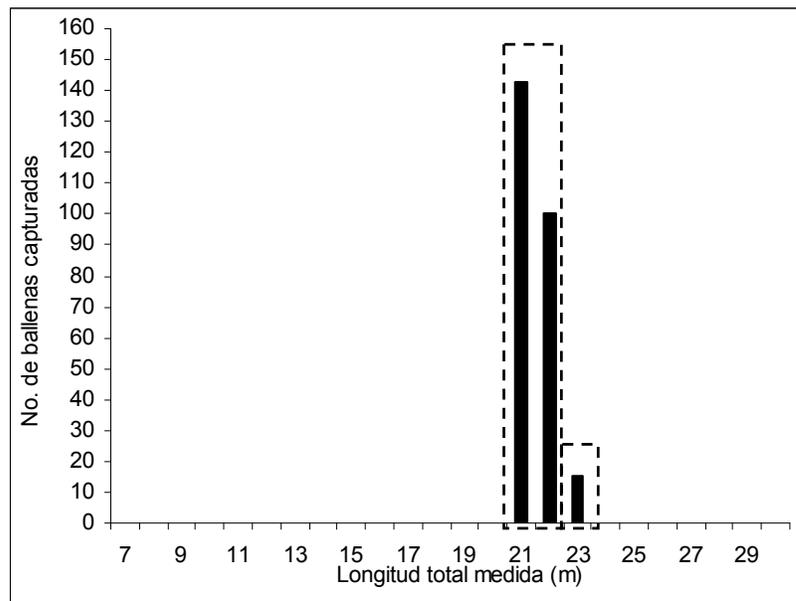


Figura 42. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1928 (Información de IWC).

Tabla 29. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1929 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	21.0	0.21	n.a.	114
2	22.82	0.82	3.53	53

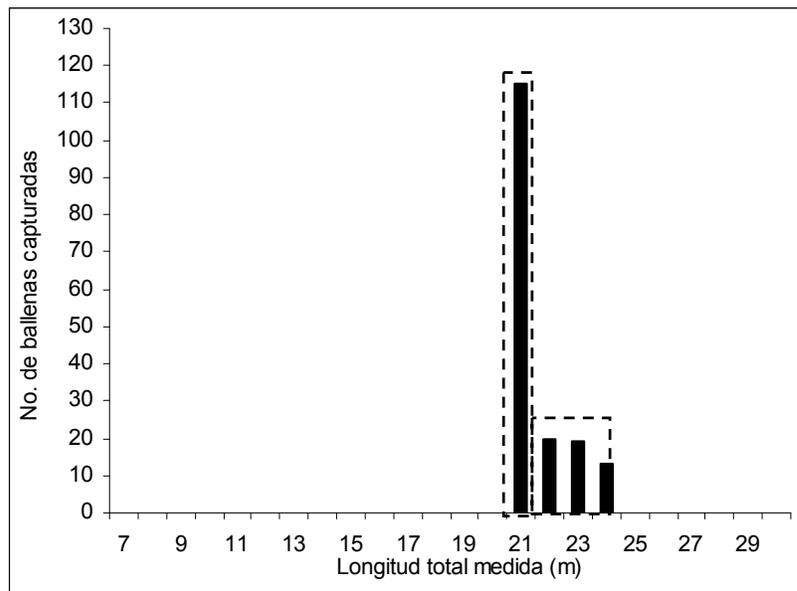


Figura 43. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1929 (Información de IWC).

Tabla 30. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1930 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	20	0.2	n.a.	13
2	23.09	0.67	7.08	65

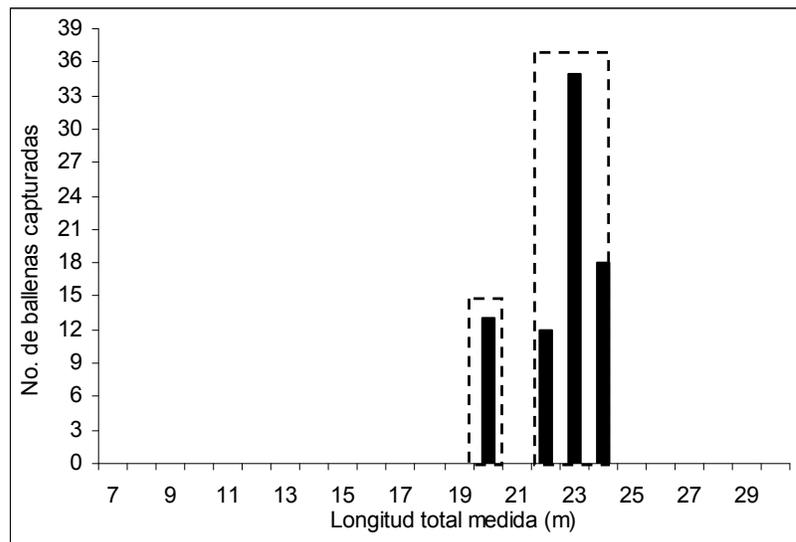


Figura 44. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1930 (Información de IWC).

Tabla 31. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1932 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
3	23	0.24	n.a.	78

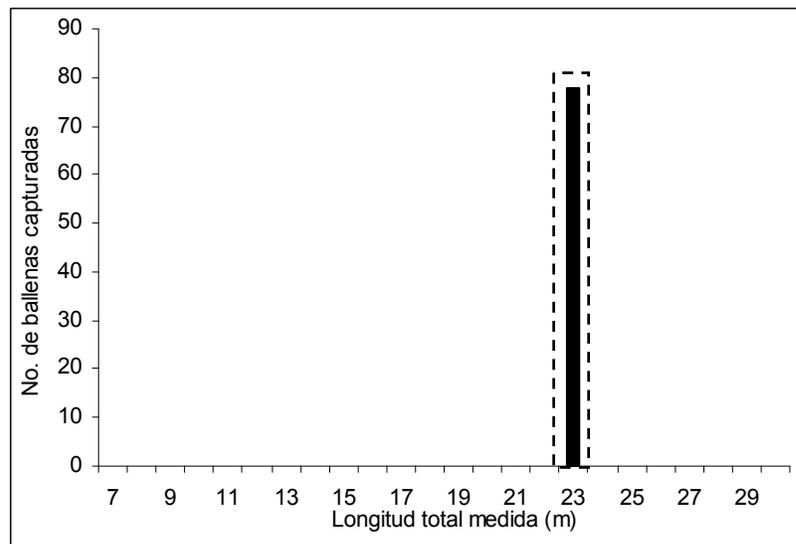


Figura 45. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1932 (Información de IWC).

Tabla 32. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1933 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
3	23	0.24	n.a.	1

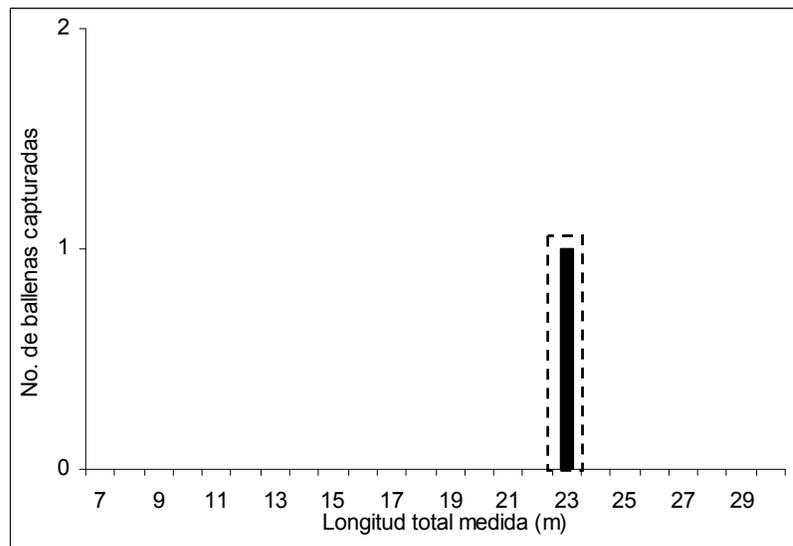


Figura 46. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1933 (Información de IWC).

Tabla 33. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1934 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	20.7	0.97	n.a.	15
2	22.99	0.23	3.81	29

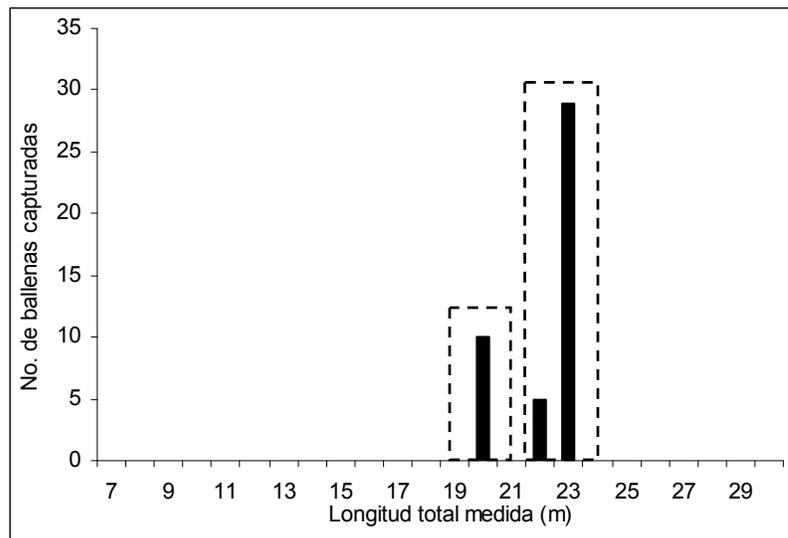


Figura 47. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1934 (Información de IWC).

Tabla 34. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1935 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	19.99	0.2	n.a.	46
2	22.64	1.02	4.31	90

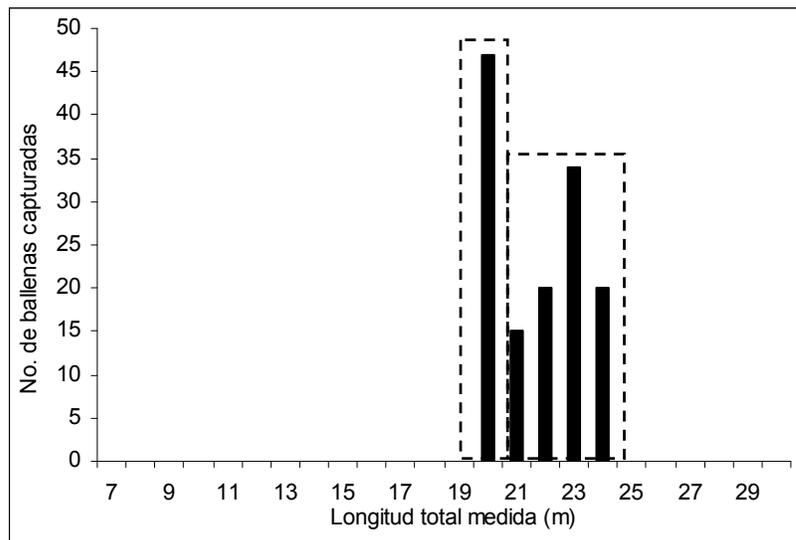


Figura 48. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1935 (Información de IWC).

Tabla 35. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1936 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	23.23	0.7	n.a.	43

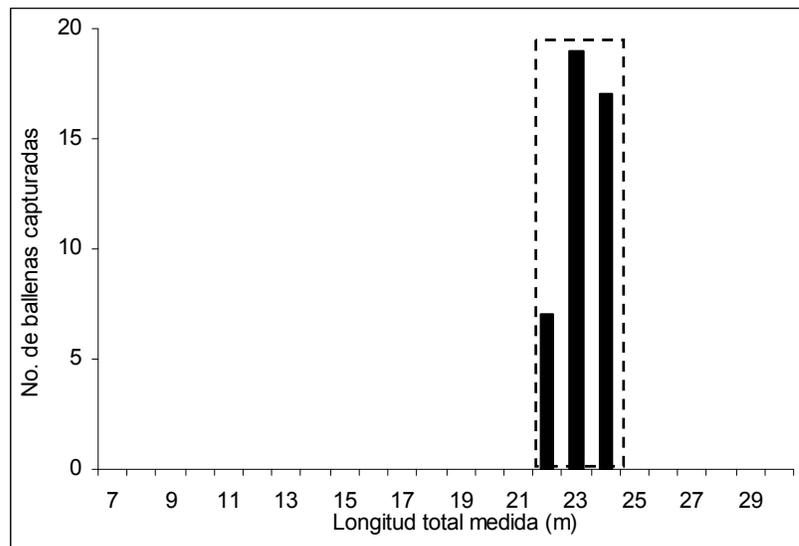


Figura 49. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1936 (Información de IWC).

Tabla 36. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1937 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	22.48	0.57	n.a.	52
2	24.99	0.25	6.13	1

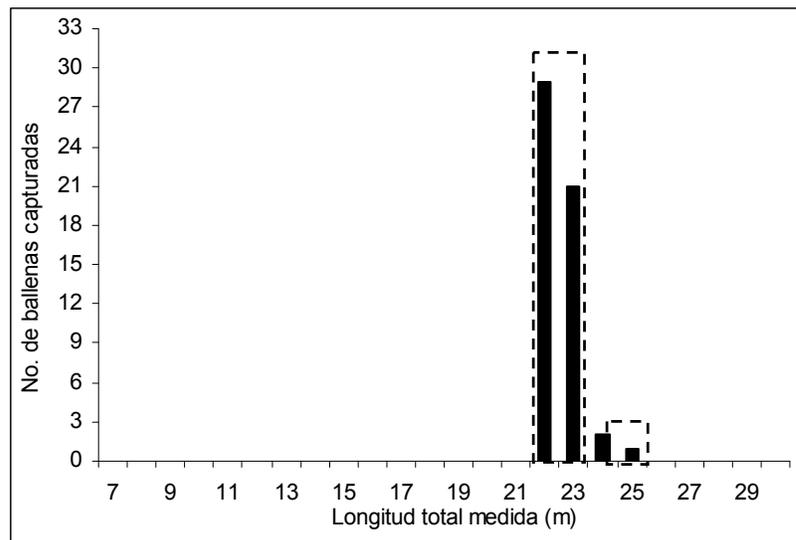


Figura 50. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1937 (Información de IWC).

Tabla 37. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1938 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	22.94	0.32	n.a.	37

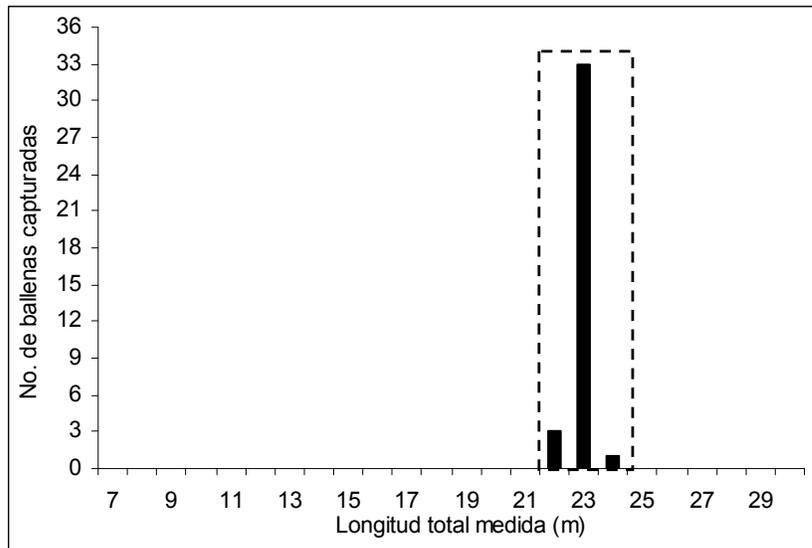


Figura 51. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1938 (Información de IWC).

Tabla 38. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1939 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	22	0.24	n.a.	5

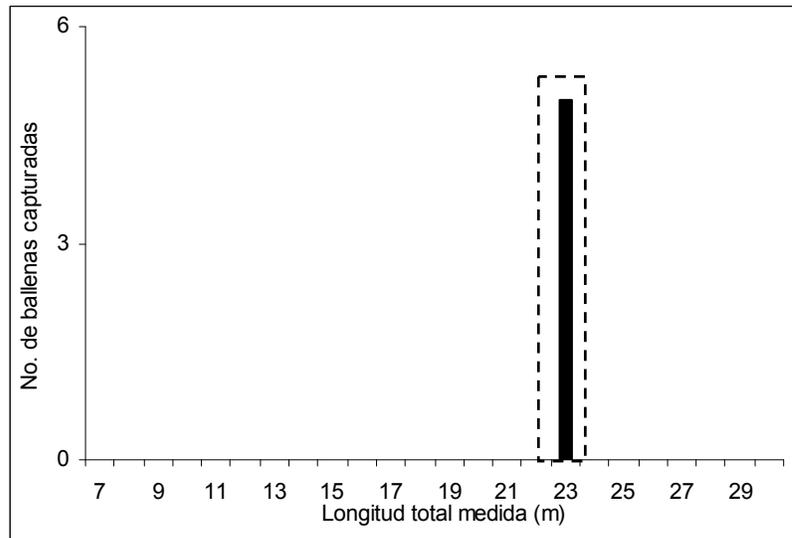


Figura 52. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1939 (Información de IWC).

Tabla 39. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1949 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	23.59	0.49	n.a.	5

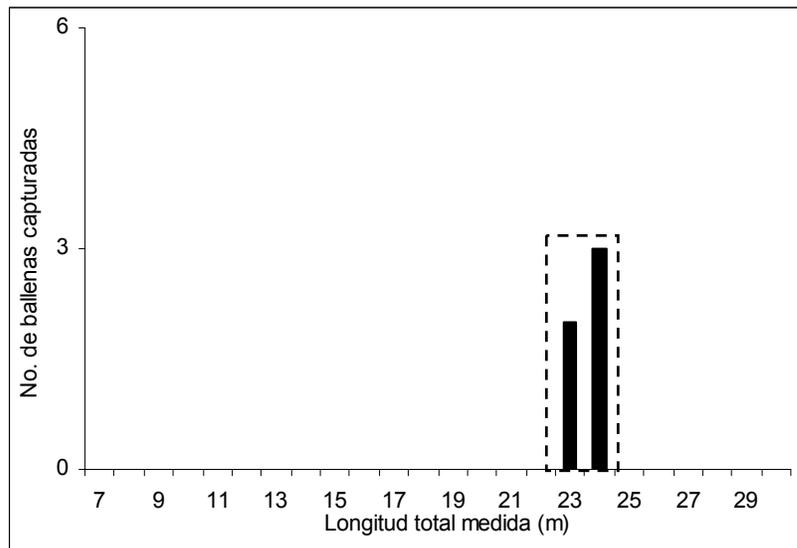


Figura 53. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1949 (Información de IWC).

Tabla 40. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1950 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	22.44	0.49	n.a.	9

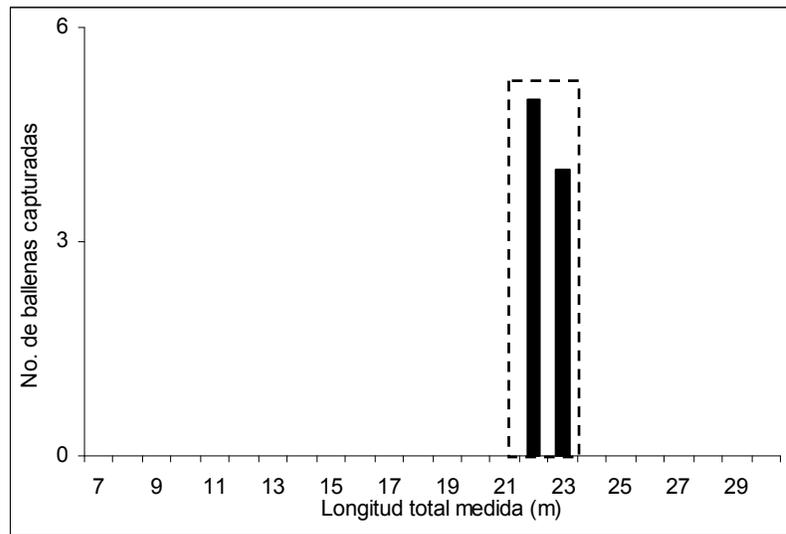


Figura 54. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1950 (Información de IWC).

Tabla 41. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1951 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	19.99	0.2	n.a.	3
2	23	0.23	13.95	13

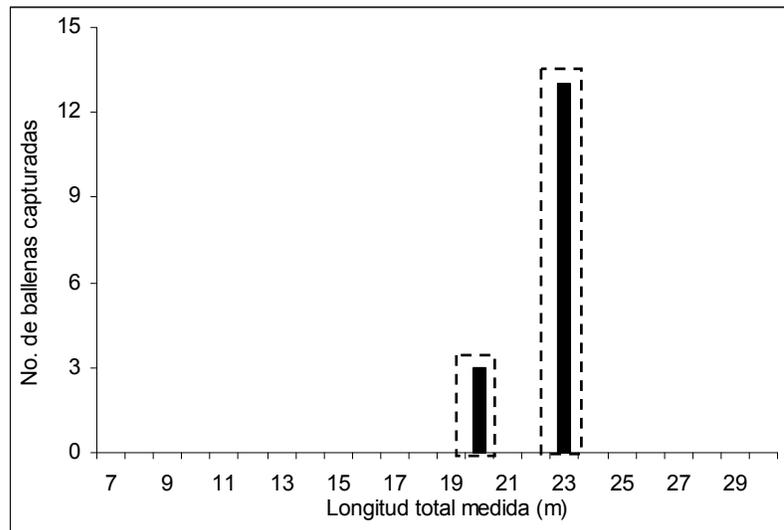


Figura 55. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1951 (Información de IWC).

Tabla 42. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1952 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	22.23	0.42	n.a.	21
2	25	0.25	8.17	2

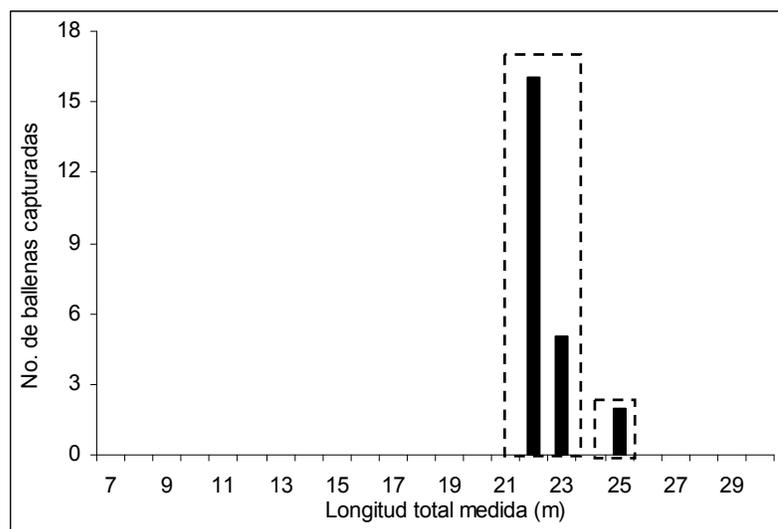


Figura 56. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1952 (Información de IWC).

Tabla 43. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1953 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	22.47	1.04	n.a.	19

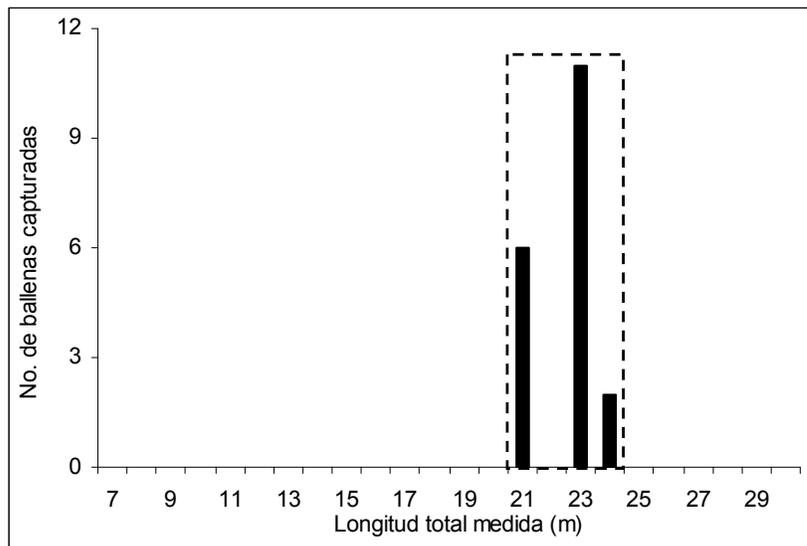


Figura 57. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1953 (Información de IWC).

Tabla 44. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1954 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	23	0.24	n.a.	23

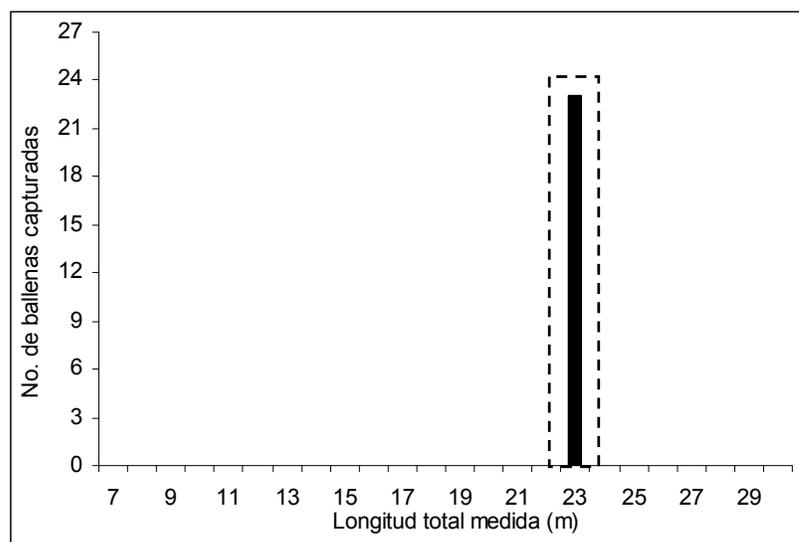


Figura 58. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1954 (Información de IWC).

Tabla 45. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1955 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	21.78	0.41	n.a.	14
2	25	0.25	9.74	1

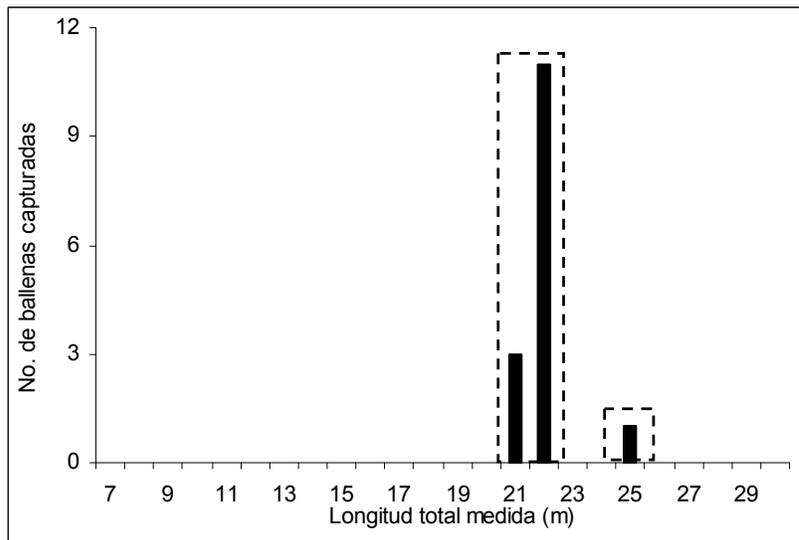


Figura 59. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1955 (Información de IWC).

Tabla 46. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1956 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	21.25	0.43	n.a.	4
2	22.99	0.23	5.28	18

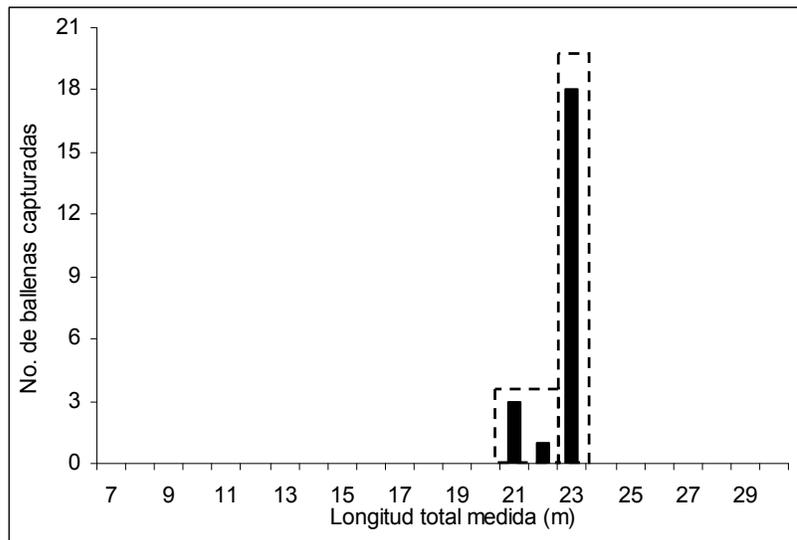


Figura 60. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1956 (Información de IWC).

Tabla 47. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1957 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	22.5	0.49	n.a.	24

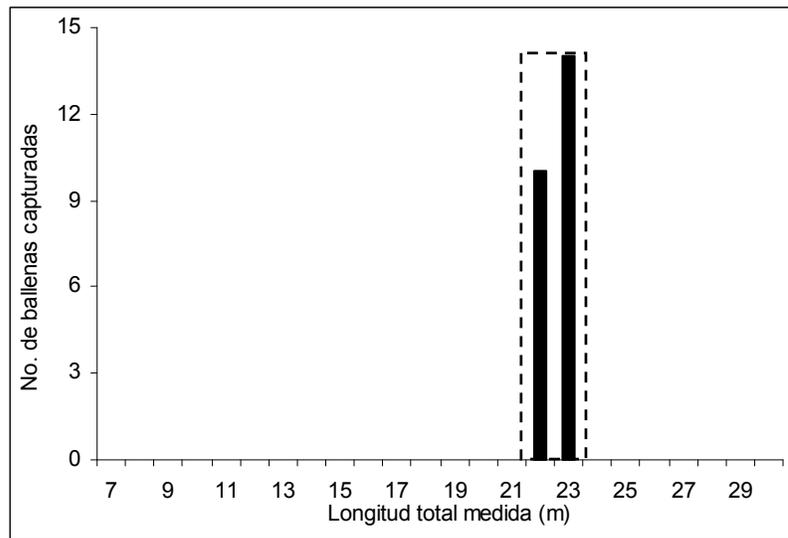


Figura 61. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1957 (Información de IWC).

Tabla 48. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1958 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	20	0.2	n.a.	3
2	22.45	0.49	7.03	31

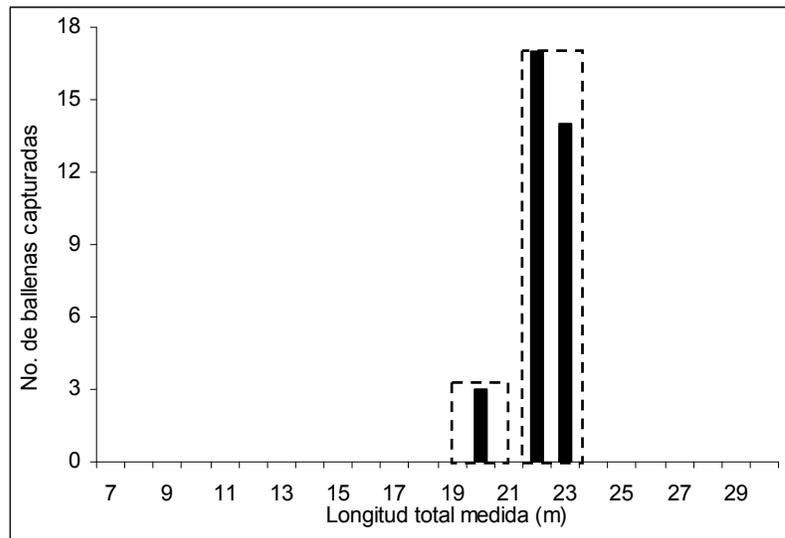


Figura 62. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1958 (Información de IWC).

Tabla 49. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1959 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	22.54	0.84	n.a.	55

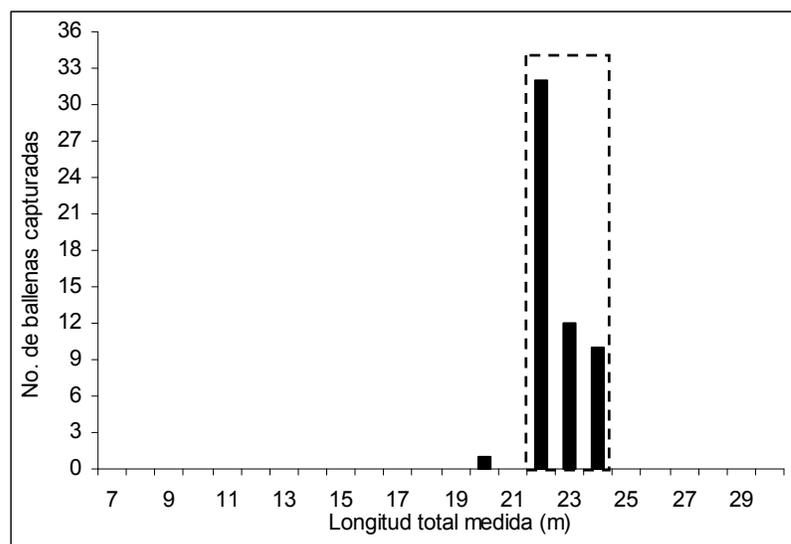


Figura 63. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1959 (Información de IWC).

Tabla 50. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1960 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	20	0.21	n.a.	1

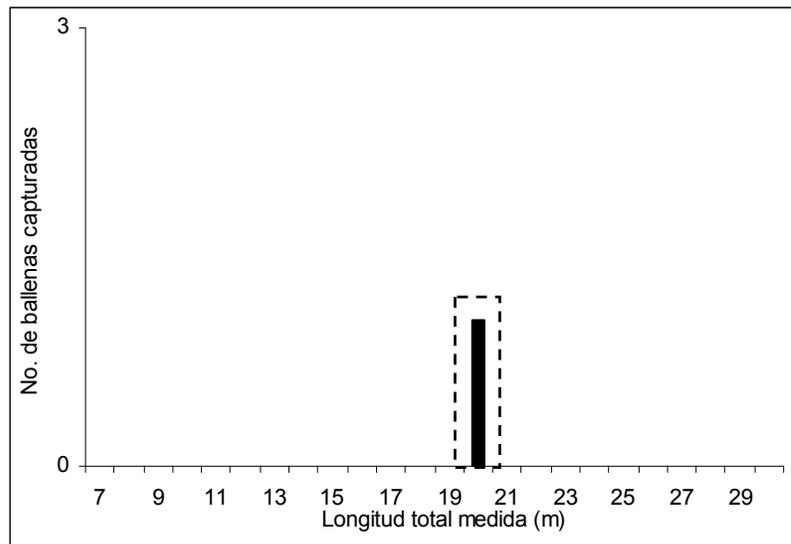


Figura 64. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1960 (Información de IWC).

Tabla 51. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1961 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	20	0.2	n.a.	2
2	24	0.4	18.18	2

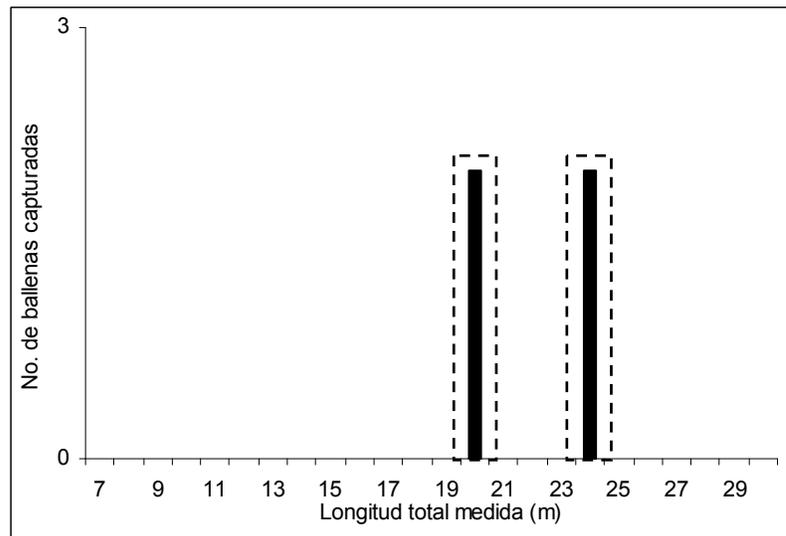


Figura 65. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1961 (Información de IWC).

Tabla 52. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1962 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	20.84	0.36	n.a.	13
2	23	0.23	7.29	16

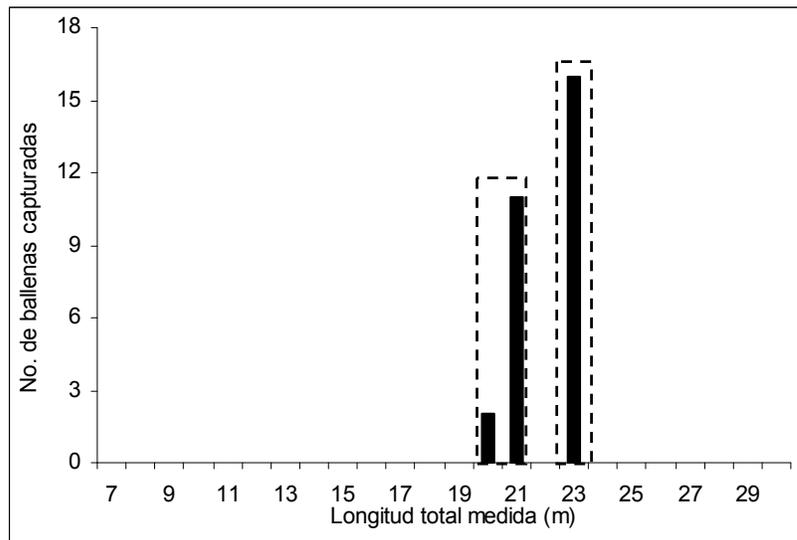


Figura 66. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1962 (Información de IWC).

Tabla 53. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1963 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	21.63	0.48	n.a.	36

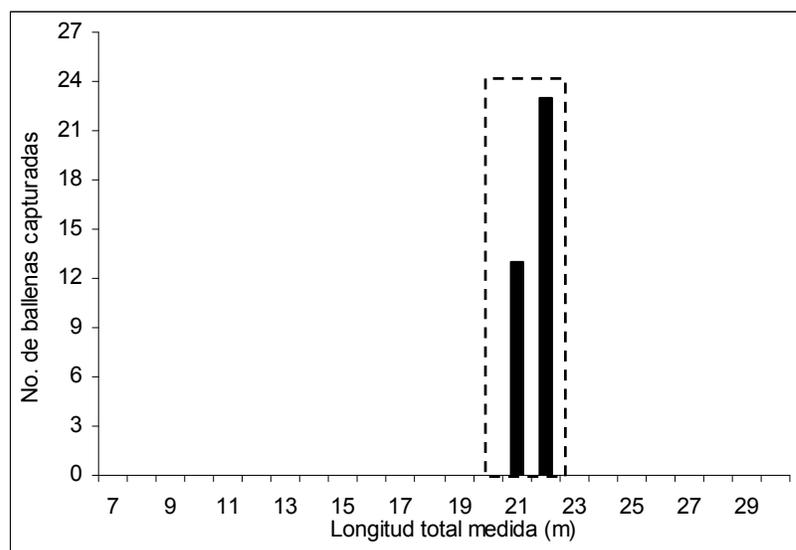


Figura 67. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1963 (Información de IWC).

Tabla 54. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1964 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	20.16	1.32	n.a.	17
2	22.99	0.22	3.67	5

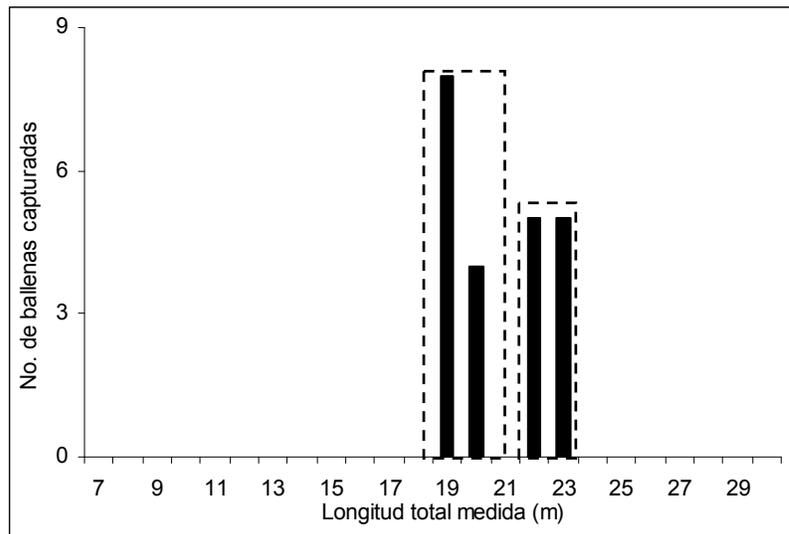


Figura 68. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1964 (Información de IWC).

Tabla 55. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal para las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año 1965 (Información de IWC). La longitud promedio y desviación estándar están en metros. *I.S.* = Índice de separación. Abundancia = número de organismos pertenecientes a cada grupo modal.

Grupo modal	Longitud promedio	Desv. St.	<i>I.S.</i>	Abundancia
1	21.35	0.72	n.a.	20
2	24	0.24	5.47	3

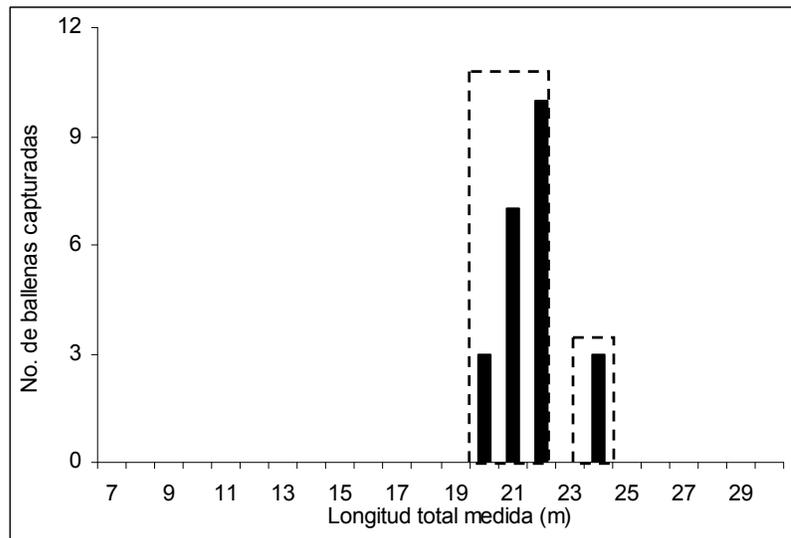


Figura 69. Grupos modales obtenidos con el análisis de progresión modal en la distribución de frecuencias de longitud de las ballenas azules capturadas en aguas del Pacífico Noreste en el año de 1965 (Información de IWC).