



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



**Comparación de las poblaciones de toninas,
Tursiops truncatus, en Navachiste, Sin. y Bahía
Magdalena, B.C.S. con fines de manejo**

TESIS

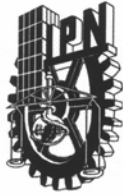
QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

DOCTOR
EN
CIENCIAS MARINAS

PRESENTA

Héctor Pérez Cortés Moreno

LA PAZ, B.C.S., MARZO DE 2006



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

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 9:00 horas del día 28 del mes de Abril del 2006 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:

“COMPARACIÓN DE LAS POBLACIONES DE TONINAS, *Tursiops truncatus*, EN NAVACHISTE, SIN., Y BAHÍA MAGDALENA, B.C.S., CON FINES DE MANEJO”

Presentada por el alumno:

PÉREZ CORTES
Apellido paterno

MORENO
materno

HÉCTOR
nombre(s)

Con registro:

A	0	0	0	0	1	1
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante al grado de:

DOCTOR 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


DR. DAVID AURIÓLES GAMBOA

PRESIDENTE


DR. FRANCISCO ARREGUÍN SÁNCHEZ


SECRETARIO


DR. SERGIO AGUINIGA GARCÍA

SEGUNDO VOCAL



DR. FELIPE GALVÁN MAGAÑA

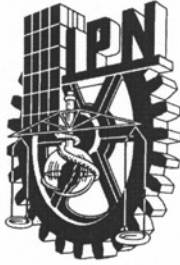
TERCER VOCAL


DR. JORGE DE JESÚS URBÁN RAMÍREZ

EL PRESIDENTE DEL COLEGIO


DR. RAFAEL CERVANTES DUARTE


I. P. N.
CICIMAR
DIRECCION



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

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 28 del mes Abril del año 2006, el (la) que suscribe HÉCTOR PÉREZ CORTÉS MORENO alumno(a) del Programa de DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS con número de registro A000011 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo al dirección de: DR. DAVID AURIOLES GAMBOA y cede los derechos del trabajo titulado: "COMPARACIÓN DE LAS POBLACIONES DE TONINAS, *Tursiops truncatus*, EN NAVACHISTE, SIN., Y BAHÍA MAGDALENA, B.C.S., CON FINES DE MANEJO" 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: hperez@fieldstudies.org

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

HÉCTOR PÉREZ CORTÉS MORENO

nombre y firma

Agradecimientos

La participación de varios estudiantes y voluntarios en las diversas salidas al campo así como en la revisión y organización de fotografías fue fundamental para la obtención de los datos. Por ello agradezco sinceramente su apoyo desinteresado a: José Luis Patiño V., Agnès Rocha G., Catalina López S., Carlos A. Barrera A., Pablo Loreto C., Karina Ramírez, Nayeli García, Ciro Calderón F., Ricardo Limón, Heriberto Ruiz, Guillermo Jiménez, Víctor Jiménez, Liliana Mejía, Jesús Huerta, Mauricio Meza, Eduardo Vilchis y Rodrigo Quijano.

Agradezco también a los pangueros que me ayudaron y me enseñaron varios aspectos del trabajo en el mar Sergio García, José Luciano Perea, Víctor Félix y Martín Vidal. Es frecuente que al realizar labores de investigación nos quejemos de los trámites con las instituciones de las que dependen los proyectos, sin embargo, el trabajo realizado para concluir esta tesis no hubiera sido posible sin el valioso apoyo de las siguientes personas: Roger Velázquez Chac, Jorge Martínez Verduzco y Manuel Valencia; administradores del Centro Regional de Investigación Pesquera del INP, de la Delegación Federal de la SEMARNAT en B.C.S.; y de la Dirección General de Ordenamiento Ecológico y Conservación de los Ecosistemas del INE, respectivamente. Para la realización del estudio conté con apoyos económicos del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) a través del proyecto 35947-V; y de una beca para estudios de doctorado con el número de registro 55416, así como de proyectos del Instituto Nacional de la Pesca y del Instituto Nacional de Ecología y de las empresas, Fins Dolphin learning center; y Vallarta Adventure.

Las pacientes revisiones de mi director de tesis, Dr. David Aurióles G. y del comité tutorial formado por Dr. Sergio Aguñiga, Dr. Francisco Arreguin, Dr. Felipe Galván y Dr. Jorge Urbán enriquecieron y mejoraron el trabajo, sin embargo, soy responsable de cualquier error que prevalezca.

Índice

Índice de figuras.....	3
Índice de tablas	6
Índice de tablas	6
Resumen	7
Abstract	8
Glosario	9
Introducción	10
Objetivos	15
Áreas de Estudio	16
Métodos	22
<i>Análisis de fotoidentificación</i>	22
<i>Estimación de las poblaciones</i>	23
<i>Comparación de variables ambientales y de los grupos de delfines</i>	24
<i>Análisis de Viabilidad Poblacional (AVP)</i>	25
Resultados	34
<i>Distribución y abundancia</i>	36
<i>Análisis de Viabilidad Poblacional</i>	48
Discusión	81
<i>Distribución y abundancia</i>	81
<i>Análisis de Viabilidad Poblacional</i>	89
<i>Manejo - capturas</i>	98
Conclusiones	105
Recomendaciones	107
Literatura Citada	110
Apéndice 1	120
Apéndice 2	121
Apéndice 3	127

Índice de figuras

Figura 1. Sección de la Península de Baja California y el Golfo de California en donde se señala la ubicación de las áreas de estudio: El Canal de Santo Domingo en el municipio de Comondú al norte del complejo lagunar de Bahía Magdalena, en B.C.S. y la Bahía de Navachiste en el municipio de Guasave, Sin. en el Golfo de California. Los municipios en donde se ubican esas localidades se muestran sombreados.	16
Figura 2. La parte norte del complejo de Bahía Magdalena o canal de Sto. Domingo.	18
Figura 3. La Bahía de Navachiste y otros cuerpos de agua adyacentes.	20
Figura 4. Ejemplo de las imágenes de satélite para medir la producción a través de la concentración de clorofilas junto con la escala de color utilizada.	25
Figura 5. Diagrama que esquematiza la manera en que funciona un análisis de viabilidad poblacional, en donde se considera que el tamaño inicial de una población se puede incrementar por nacimientos, inmigraciones y suplementaciones artificiales; y se reduce por muertes, emigraciones y extracciones o capturas en el caso de que estas se presenten. Cada evento, al igual que los efectos de probables catástrofes se incorpora de manera estocástica o determinística según sea el caso y el programa calcula un tamaño poblacional para cada periodo (generalmente anual) o serie de años.	29
Figura 6. Rutas recorridas en la Bahía de Navachiste basadas en la profundidad del área.....	34
Figura 7. El Canal de Santo Domingo en Bahía Magdalena. Debido a la forma alargada y estrecha de ésta área de estudio la ruta para buscar delfines consistía en el recorrido del canal en su totalidad.....	36
Figura 8. Frecuencia de ocurrencia de los tamaños de grupos de tursiones en las bahías de Navachiste, Sin. y Magdalena, B.C.S.....	37
Figura 9. Frecuencia de ocurrencia de crías por avistamiento en las bahías de Navachiste, Sin. y Magdalena, B.C.S.....	38
Figura 10. Se indican los avistamientos de grupos de delfines con cría con puntos sólidos (◆) y sin crías con círculos abiertos (○) en la Bahía de Navachiste.....	40
Figura 11. Avistamientos de grupos de tursiones con cría (◆) y sin crías (○) en el Estero de La Soledad.....	40
Figura 12. Avistamientos de toninas en la Bahía de Navachiste, grupos de 1 a 5 individuos	41
Figura 13. Avistamientos de toninas en la Bahía de Navachiste grupos de 6 a 15 individuos	42

Figura 14. Avistamientos de grupos de toninas de más de 16 individuos en la Bahía de Navachiste.	42
Figura 15. Avistamientos de toninas en el estero de La Soledad, grupos de 1 a 5 individuos.	43
Figura 16. Avistamientos de toninas en el estero de La Soledad, grupos de 6 a 15 individuos.	43
Figura 17. Avistamientos de grupos de toninas de más de 16 individuos en el estero de La Soledad.	44
Figura 18. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Magdalena. El eje vertical es el número de individuos y el eje horizontal el tiempo en años. (A) No hay catástrofes. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. En cada gráfica varía el número de capturas y la frecuencia de las mismas. a) una sola captura de ocho ejemplares, b) extracción de ocho ejemplares cada año durante 20 años; y c) extracción de 8 ejemplares al año durante 50 años.	57
Figura 19. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Magdalena. El eje vertical es el número de individuos y el eje horizontal el tiempo en años. (B) Una catástrofe. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. a) una sola captura de ocho ejemplares, b) extracción de ocho ejemplares cada año durante 20 años; y c) extracción de 8 ejemplares al año durante 50 años.	60
Figura 20. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Magdalena. El eje vertical es el número de individuos y el eje horizontal el tiempo en años. (C) Dos catástrofes. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. a) una sola captura de ocho ejemplares, b) extracción de ocho ejemplares cada año durante 20 años; y c) extracción de 8 ejemplares al año durante 50 años.	63
Figura 21. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Magdalena. El eje vertical es el número de individuos y el eje horizontal el tiempo en años. (D) Una catástrofe. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. a) una sola captura de ocho ejemplares, b) extracción de ocho ejemplares cada año durante 20 años; y c) extracción de 8 ejemplares al año durante 50 años.	66
Figura 22. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Navachiste. El eje vertical es el número de individuos y el eje horizontal el tiempo en años. (A) No hay catástrofes. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual	

número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. En cada gráfica varía el número de capturas y la frecuencia de las mismas. a) una sola captura de ocho ejemplares, b) extracción de ocho ejemplares cada año durante 20 años; y c) extracción de 8 ejemplares al año durante 50 años. 69

Figura 23. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Navachiste. El eje vertical es el número de individuos y el eje horizontal el tiempo en años. (B) Una catástrofe. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. a) una sola captura de ocho ejemplares, b) extracción de ocho ejemplares cada año durante 20 años; y c) extracción de 8 ejemplares al año durante 50 años. 72

Figura 24. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Navachiste. El eje vertical es el número de individuos y el eje horizontal el tiempo en años. (C) Dos catástrofes. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. a) una sola captura de ocho ejemplares, b) extracción de ocho ejemplares cada año durante 20 años; y c) extracción de 8 ejemplares al año durante 50 años. 75

Figura 25. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Navachiste. El eje vertical es el número de individuos y el eje horizontal el tiempo en años. (D) Una catástrofe. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. a) una sola captura de ocho ejemplares, b) extracción de ocho ejemplares cada año durante 20 años; y c) extracción de 8 ejemplares al año durante 50 años. 78

Índice de tablas

Tabla 1. Tasa de crecimiento media anual en Baja California Sur y Sinaloa.	18
Tabla 2. Cronología de eventos de mortandad de mamíferos marinos. Tomada de Geracci (1999), con excepción de * (PROFEPA, 1995; Vidal y Gallo, 1995).....	28
Tabla 3. Matriz de escenarios para las catástrofes a simular. En el renglón superior y en la primera columna se indica el porcentaje de severidad del impacto con respecto a la reproducción y a la supervivencia respectivamente.....	30
Tabla 4. Resumen del esfuerzo de observación y toma de fotografías de aletas dorsales de delfines en el Canal de la Soledad.	35
Tabla 5. Resumen del esfuerzo de observación y toma de fotografías de aletas dorsales de delfines en la Bahía de Navachiste.	35
Tabla 6. Registros de profundidad, temperatura, tamaño de grupo de delfines, número de crías por estación; y producción primaria medida en miligramos de <i>clorofila a</i> por metro cúbico de agua en el Canal de la Soledad al norte de Bahía Magdalena.	39
Tabla 7. Registros de profundidad, temperatura, tamaño de grupo y número de crías por estación en la Bahía de Navachiste.	45
Tabla 8. Resultados de delfines marcados y recapturados en la parte norte de Bahía Magdalena. En la última columna se incluye la estimación del número de individuos en la población para cada par de salidas.....	47
Tabla 9. Resultados de delfines marcados y recapturados en la Bahía de Navachiste.	48
Tabla 10. Resultados de las estimaciones en cada una de las áreas. N es la media de las estimaciones obtenidas y N_{TOT} corresponde a la estimación del total de la población partiendo de que los tursiones con marcas naturales en la aleta dorsal son una fracción del total de la población.	48
Tabla 11. Tasas de mortalidad anual de tursiones por clase de edad y sexo en Bahía Magdalena.....	49
Tabla 12. Tasas de mortalidad anual de tursiones por edad y sexo en Bahía Navachiste.....	49
Tabla 13. Otras variables utilizadas para ejecutar el Vortex. El tamaño de cada población (N) proviene de las estimaciones, otros datos de variables poblacionales fueron obtenidos a partir de la literatura (Wells y Scott, 1999; Reynolds <i>et al.</i> , 2000).	50
Tabla 14. Condiciones de simulación para los diferentes escenarios. En el renglón superior se especifican las condiciones de las catástrofes, tanto en probabilidad de que estas se presenten, como en el porcentaje de la población que afectarían en la reproducción o en la supervivencia.....	53

COMPARACIÓN DE VARIABLES DE LAS POBLACIONES DE TONINAS, *Tursiops truncatus*, EN NAVACHISTE, SIN. Y BAHÍA MAGDALENA, B.C.S. CON FINES DE MANEJO.

Héctor Pérez-Cortés Moreno.

Resumen

El tursión o tonina (*Tursiops truncatus*) se encuentra entre las especies de mamíferos marinos más utilizadas para su exhibición en cautiverio. En nuestro país, los estudios orientados al manejo de esta especie de amplia distribución en la costa se iniciaron en la década de 1990. Aunque en la actualidad la legislación en México prohíbe la captura comercial de mamíferos marinos, diversos impactos a su hábitat y el interés que existe para utilizar a las poblaciones de diversas maneras hace necesaria la investigación para regular el aprovechamiento de esta especie partiendo de la base de fundamentar el manejo de los recursos naturales en el conocimiento científico.

El presente estudio se realizó con la finalidad de obtener información suficiente para sugerir estrategias de manejo y aprovechamiento de los tursiones en México; a través del estudio y comparación de las variaciones en la abundancia poblacional en la porción norte del complejo lagunar de Bahía Magdalena en B.C.S. y en la Bahía de Navachiste, Sin.; así como la evaluación del impacto de las capturas realizadas.

En cada salida al campo se hicieron recorridos sistemáticos de las áreas para cubrir toda su extensión. En cada avistamiento de tursiones se tomaron fotografías de las aletas dorsales y datos relativos a las características del evento. Para garantizar la homogeneidad, las fotografías de las aletas dorsales se calificaron con base en su calidad y la permanencia de las marcas. A partir de los datos de los catálogos fotográficos, se utilizó un modelo de marca y recaptura en el que se toma en cuenta el tipo de marcas de las aletas para asegurar que la muestra sea uniforme. Para evaluar si las capturas tienen un impacto sobre las poblaciones se realizó un *análisis de viabilidad poblacional* (AVP) mediante el uso del programa *VORTEX*.

Se encontró: diferencia significativa en el tamaño de los grupos entre las Bahías ($p < 0.0009$) Navachiste 8.88 (CI 95% 7.07 a 10.69); y Magdalena 15.85 (CI 95% 11.98 a 19.95); diferencia significativa ($p < 0.0046$) en el número promedio de crías por avistamiento en Bahía Magdalena entre el Invierno de 1999 (1.77) y el Otoño de ese mismo año (0.57). Las abundancias medias se estimaron en 98 individuos para Bahía Magdalena y 126 para Navachiste. En cuanto al análisis de viabilidad poblacional se encontró que el impacto es mayor cuando se extrae un mayor número de hembras que de machos y que las consecuencias de otros efectos naturales o antropogénicos pueden ser más impactantes que las capturas.

Del estudio se desprende que es viable el uso de las poblaciones de tursiones, sin embargo, el esquema de manejo debe ser cuidadosamente elaborado y acordado.

**COMPARACIÓN DE VARIABLES DE LAS POBLACIONES DE TONINAS,
Tursiops truncatus, EN NAVACHISTE, SIN. Y BAHÍA MAGDALENA, B.C.S. CON
FINES DE MANEJO.**

Héctor Pérez-Cortés Moreno.

Abstract

The bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) is one of the marine mammals that have been more used in captivity. Management oriented studies for this species started in the 1990's. Mexican legislation prohibits the commercial take of marine mammals nevertheless several impacts to their habitat and the interest to use their populations in diverse ways, makes necessary research activities to fundament the use of natural resources.

The goal of this work was to gather enough information to suggest management strategies for the bottlenose dolphins in México through the study and comparison of variations in abundance of the populations in the northern portion of Bahía Magdalena en B.C.S. and in Bahía de Navachiste, Sin. and considering also the impact of the takes that have been allowed in those places.

During each visit to the field the areas were systematically searched to cover all the extension. Photographs of the dorsal fin of the dolphins were taken at every sighting. The pictures were latter rated considering both, quality and permanence of nicks, that allowed for homogeneity. From the data on the catalogues and using a mark-recapture model the populations were estimated. In order to assess if the takes in the past had posed an impact to the population a *population viability analysis* was used with *VORTEX* program.

The size of the groups is different among the two bays ($p < 0.0009$) Navachiste 8.88 (*CI* 95% 7.07 a 10.69); y Magdalena 15.85 (*CI* 95% 11.98 a 19.95). The number of calves at Magdalena bay was different ($p < 0.0046$) among winter 1999 (1.77) and fall 1999 (0.57). Mean population sizes were estimated at 98 dolphins in Bahía Magdalena and 126 at Navachiste. With the population viability analysis it was found that the impact of the captures is greater when more females than males are taken; and consequences of natural or other anthropogenic effects might be more negative than the direct takes.

From the study it can be concluded that the use of bottlenose dolphin population is viable, nevertheless the management scheme should be carefully designed and agreed.

Glosario

- Análisis de Viabilidad Poblacional (AVP). Herramienta analítica que permite evaluar riesgos de extinción o efecto de impactos sobre poblaciones.
- Capacidad de carga. Número máximo de individuos que puede sostener el hábitat en ausencia de disturbios no naturales; en Vortex, límite superior del tamaño de una población simulada.
- Catástrofes. Cambios ambientales extremos que afectan a la reproducción, a la supervivencia o a ambas.
- Conservación. Mantenimiento de la biodiversidad.
- Cría. Individuo de menos de un año de edad que se distingue por su menor tamaño y por nadar consistentemente a un lado de un delfín de mayor tamaño.
- Delfín. Cetáceo de la familia delfinidae.
- Fotoidentificación. Técnica de identificación de individuos a través de la fotografía de partes en las que se aprecien marcas naturales.
- K ver Capacidad de carga.
- Manejo. Conjunto de regulaciones, leyes, tratados y políticas que rigen las interacciones humanas con los recursos naturales.
- Matrifocal. Sistema social en el que los miembros de un grupo están emparentados o descienden de la misma hembra.
- Mínima población viable. Tamaño en el que una población tiene el 99% de probabilidades de persistir 1 000 años.
- Meta de manejo. Nivel respecto a la capacidad de carga acordado para mantener a una población.
- Mortalidad. Tasa de muertes producida en un tiempo dado.
- PBR. *Potential Biological Removal*. Potencial de remoción biológica.
- Punto de referencia. Valor convencional derivado de análisis técnicos, representa el estado de una pesquería o población y sus características pueden ser útiles para el manejo de una unidad de manejo o stock.
- Severidad. En el programa Vortex representa el efecto negativo que una catástrofe provoca en la reproducción o supervivencia de una población.
- Tonina. Nombre común que se le da a *Tursiops truncatus* en algunas localidades de las costas de México.
- Tursión. Nombre común de *Tursiops truncatus*.
- Vulnerabilidad. Condición de una especie o población de enfrentar riesgo de extinción en el futuro cercano.

Introducción

El tursión o tonina (*Tursiops truncatus*) tiene una amplia distribución en México. Existen poblaciones oceánicas y costeras prácticamente en toda nuestra zona económica exclusiva (ZEE). Los ejemplares de esta especie son adaptables al cautiverio y han existido en delfinarios y parques desde fines del siglo XIX. En México se han capturado desde 1974 aproximadamente, aunque los permisos se fundamentan en estudios poblacionales a partir de 1991 (Alvarez *et al.*, 1991; Pérez-Cortés y Delgado, 1991). Dado que el número de animales capturados en cada ocasión es bajo (>10 ejemplares) y que no se han observado signos de disminución en las poblaciones no se ha producido una alarma sobre la explotación de estos animales. Sin embargo, los estudios realizados hasta ahora han sido más bien preliminares, y no han abordado algunos aspectos necesarios para el manejo, como la diferenciación de stocks (Dizon *et al.*, 1992) o el efecto de la extracción diferencial de más hembras que machos. Para garantizar la permanencia de nuestros recursos la forma de responder a las solicitudes de extracción requiere de mejores bases. Ante un aumento en la demanda y autorización de permisos de captura de animales vivos (sólo en el año 2000 se capturaron 30 ejemplares en diversas localidades del país (Pérez-Cortés y Rojas, 2001)) se prohibió la captura con fines comerciales de todas las especies de mamíferos marinos (Anónimo, 2002).

En México hay delfines en cautiverio desde la década de 1970, sin embargo, la historia de cetáceos en cautiverio en el mundo se inició más de cien años antes. Los primeros cetáceos en cautiverio fueron las belugas (*Delphinapterus leucas* Fam. Monodontidae) y los tursiones (*Tursiops*

truncatus Fam. Delphinidae) en zoológicos de Europa y Estados Unidos a mediados del Siglo XIX; probablemente el primer delfinario permanente se instaló en Florida en los 1930's (Reeves y Leatherwood, 1987; Norris, 1991). En la década de 1970 hubo un incremento en el número de delfinarios en los Estados Unidos y Europa; en esa época se instaló el primero en México. Posteriormente, en la siguiente década la oposición de grupos pro-derechos de los animales provocó el cierre de muchas instalaciones en países desarrollados, pero surgieron o aumentaron este tipo de atracciones en países de Asia, África y Centro y Sudamérica (Corkeron, 2002); durante ese período también aumentó el número de delfinarios en México.

En el mundo se han mantenido en cautiverio 51 especies de cetáceos; algunas han sobrevivido sólo por periodos muy breves; mientras que otras se han adaptado bien (Reeves y Mead, 1999), la mayoría son odontocetos y de éstos, la mayoría de la familia delphinidae. En México sólo se han tenido tres especies de cetáceos en cautiverio: el tursión, *T. truncatus*; la orca, *Orcinus orca*; y la beluga, *D. leucas*, (el número sube a cuatro si se cuenta la polémica introducción reciente de ejemplares de la especie *T. aduncus*); de todas ellas, solo la primera se ha capturado en aguas de nuestro país.

Según Reynolds *et al.* (2000) en 1998 había alrededor de 650 tursiones en cautiverio en el mundo (416 en los EE.UU. y 225 en otros países), la cifra es incompleta pues en Europa hay cerca de 100 (García, 2000) y casi 130 en México (Castelló *et al.*, 2000; SEMARNAT, 2001). Aunque en los permisos de captura de tursiones vivos para cautiverio otorgados en México se establecían restricciones y condicionantes, no fue sino hasta 1991 cuando se iniciaron estudios poblacionales para respaldar las solicitudes (Alvarez *et al.*, 1991; Pérez-Cortés y Delgado, 1991). Aunque no existía un reglamento

específico, las capturas se autorizaban mediante un esquema de permisos y cuotas. En cada permiso además se estipulaban al menos las siguientes condiciones y restricciones:

- 1) no se permitía la captura ni de hembras preñadas, ni de crías, ni la realización de lances sobre grupos en los que hubiera crías; 2) no realizar lances sobre grupos de más de cuatro delfines; 3) no realizar otras capturas en el mismo cuerpo de agua en un período mínimo de dieciocho meses,
- 4) comprometer formalmente al solicitante a continuar estudios poblacionales durante al menos un ciclo anual; 5) la presencia de un observador acreditado durante las actividades de captura, aclimatación y transporte. Además, la cuota máxima autorizada no debería ser mayor del 4% de la estimación poblacional realizada. En el año 2000 se publicó una Norma Oficial Mexicana de Emergencia para la captura, transporte, exhibición, manejo y manutención de mamíferos marinos en cautiverio (SEMARNAT, 2001). Debido a una adición reciente a la Ley de Vida Silvestre, en la actualidad están prohibidas las capturas de cualquier mamífero marino con fines comerciales (Anónimo, 2002); sin embargo, aún se discute al respecto y varios especialistas coinciden en que la reapertura de las capturas es viable, siempre y cuando se establezca un programa de manejo adecuado. Incluso desde el punto de vista legal la situación sigue siendo confusa pues la Ley de Ingresos de la Federación para el Ejercicio Fiscal de 2004 estableció cuotas para la extracción de estos animales (Anónimo, 2003). Es importante hacer notar que en ninguno de los instrumentos legales señalados se hace referencia a objetivos y metas de manejo, aspectos fundamentales para la adecuada administración de estos recursos naturales.

Un problema para el aprovechamiento de estos animales, es que no se han definido con precisión los objetivos de manejo. La ausencia de ellos es uno de los principales impedimentos para establecer y seguir puntos de referencia. Para implementar el manejo debe ser posible convertir puntos de referencia conceptuales en puntos de referencia técnicos que puedan ser calculados o cuantificados sobre las bases de las características biológicas o económicas de las pesquerías. Es necesario que los usuarios (tanto directos como indirectos) de un recurso estén de acuerdo en los objetivos de manejo (Caddy y Mahon, 1995).

Los análisis de viabilidad poblacional (AVP) fueron desarrollados en la década iniciada en 1980 específicamente para evaluar la probabilidad de persistencia de especies amenazadas o en peligro de extinción (Miller y Lacy, 1999). Sin embargo, además de ser una herramienta muy interesante para analizar el impacto de catástrofes sobre las poblaciones, pueden ser usados para evaluar la extracción de ejemplares y condiciones antropogénicas como la degradación del hábitat a través de la disminución en la capacidad de carga de la población (Laidre *et al.*, 2001). Estos dos aspectos son de particular interés en la situación de las capturas de delfines y por tal razón se utilizó un AVP con el paquete Vortex para evaluarlas específicamente (Lacy, 1993; Lacy *et al.*, 2005).

Para muchos especialistas el efecto de las capturas de delfines para cautiverio sobre las poblaciones naturales puede considerarse como no significativo o hasta despreciable (IWC, 1992). Con este trabajo se evaluó si la manera en que se han realizado las capturas en México ha afectado a las poblaciones silvestres y si es viable el aprovechamiento extractivo con un plan de manejo adecuado. En este contexto deben tomarse en cuenta situaciones como la

captura selectiva de hembras, pues muy probablemente es más impactante que extraer más machos o el mismo número de machos y hembras; así como las edades o tallas mínimas de captura, pues como demostraron Small y De Master (1985) la mortalidad en cautiverio es más alta en animales muy pequeños.

El cautiverio tiene que ver con varios aspectos tales como el estado de las poblaciones naturales, la manipulación y trato a los animales involucrados, la legislación y los aspectos éticos. En este trabajo se presenta un estudio comparativo de las condiciones naturales de dos poblaciones explotadas para aportar elementos sobre el estado de las poblaciones naturales y su manejo. El tursión, *T. truncatus*, es uno de los cetáceos de mayor distribución, se le encuentra en las regiones tropicales y templadas de todos los océanos del mundo. Tiene una amplia distribución en México (Pérez-Cortés *et al.*, 2000). Existen poblaciones oceánicas y costeras prácticamente en toda la *zona económica exclusiva* (ZEE) de nuestro país (Díaz-Gamboa, 2003). Estos delfines, al igual que el resto de los cetáceos, viven en un ambiente tridimensional con un régimen dinámico de propiedades físicas y químicas. Generalmente los factores abióticos determinan directamente la distribución de los cetáceos o indirectamente mediante la distribución de su alimento (Jaquet y Whitehead, 1999; Bräger *et al.*, 2003). Con base en lo anterior, es importante considerar a las condiciones ambientales como un indicador más para evaluar el estado de las poblaciones.

Hipótesis

Las capturas de tursiones para cautiverio realizadas en Bahía Magdalena y Bahía Navachiste no han tenido un impacto negativo en las poblaciones.

Las poblaciones no muestran consecuencias apreciables debidas a las diferencias en la intensidad del aprovechamiento en ambos sitios. La captura diferencial de más hembras que machos no representa un riesgo para las poblaciones.

El aprovechamiento extractivo de las poblaciones es viable bajo esquemas de manejo que consideren variables poblacionales y ambientales.

Objetivos

General: Proponer medidas de manejo para las poblaciones de tursiones en Bahía Magdalena y Bahía de Navachiste.

Particulares

1. Analizar el efecto que las variables ambientales como la profundidad y la temperatura tienen en la distribución o abundancia de los tursiones.
2. Estimar la distribución y la abundancia de dos poblaciones en Bahía Magdalena y Bahía Navachiste en las que se capturaron tursiones recientemente.
3. Comparar mediante un análisis de viabilidad poblacional (AVP) los posibles efectos y consecuencias de diferentes escenarios de aprovechamiento.
4. Proponer metas de manejo para las poblaciones de tursiones.

Áreas de Estudio

El estudio se desarrolló en dos áreas ubicadas aproximadamente a la misma latitud pero con diferentes condiciones ambientales. Una de las localidades se ubica en Baja California Sur (Bahía Magdalena) en la costa del Pacífico y la otra en el estado de Sinaloa, (Bahía de Navachiste) en el Golfo de California (Fig. 1).

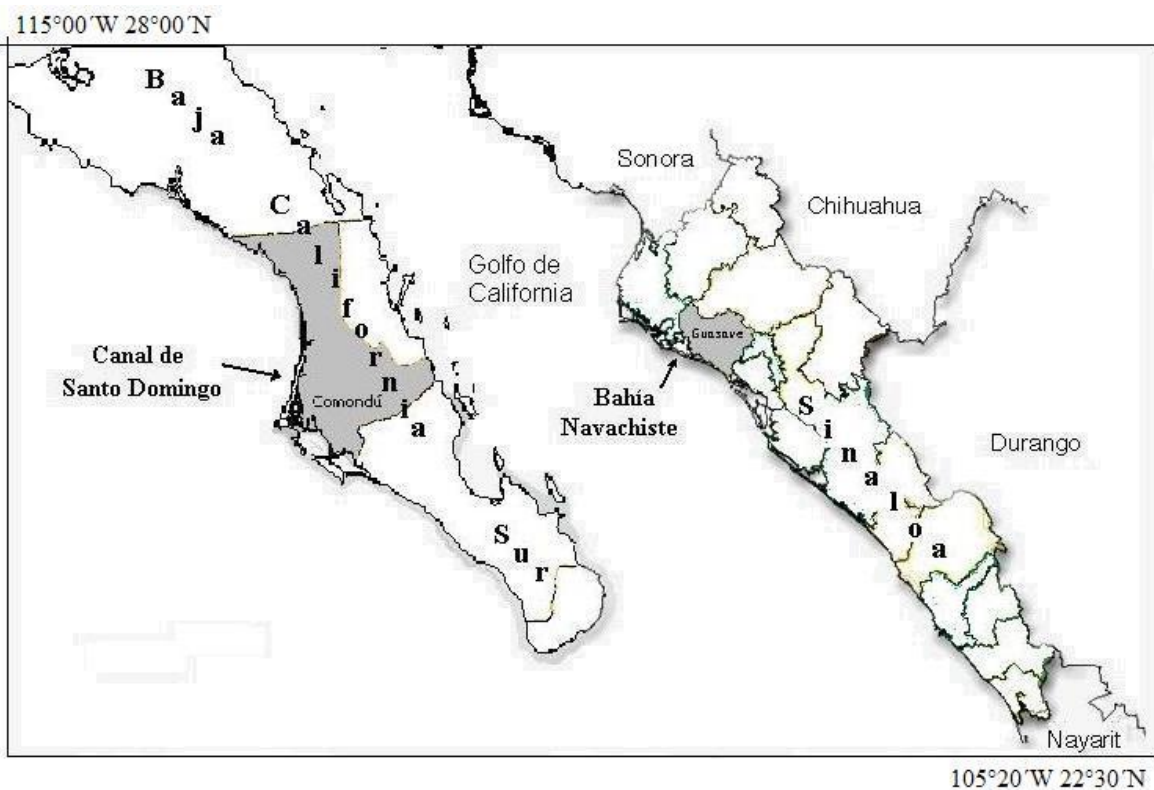


Figura 1. Sección de la Península de Baja California y el Golfo de California en donde se señala la ubicación de las áreas de estudio: El Canal de Santo Domingo en el municipio de Comondú al norte del complejo lagunar de Bahía Magdalena, en B.C.S. y la Bahía de Navachiste en el municipio de Guasave, Sin. en el Golfo de California. Los municipios en donde se ubican esas localidades se muestran sombreados.

Bahía Magdalena es un complejo lagunar que se encuentra en la costa occidental de Baja California Sur, entre los 24° 20' y 25° 44' de Latitud Norte

y los 111°30' y 112°10' de Longitud Oeste. El estudio se desarrolló en la porción norte del Complejo que es un canal estrecho orientado de norte a sur que se comunica con el Océano Pacífico mediante la Boca de las Animas (25°41'N), la Boca de Santo Domingo (25°30'N), y la Boca de la Soledad (25°17'N). Esta sección tiene un área aproximada de 32km², es conocida también como Estero de la Soledad o canal de Puerto Adolfo López Mateos (*figura 2*). Esta zona, somera en su mayor parte, tiene una profundidad media de 3m y 10m en las partes más profundas (Lluch-Belda *et al.*, 2000). La región al sur de la boca de la Soledad está separada del Pacífico por la parte norte de la Isla Magdalena, que en esta zona está constituida por una estrecha franja de dunas (Rice *et al.*, 1981). Bahía Magdalena ha sido considerada como un área de conservación prioritaria (Vázquez-Domínguez, 1999) y en ella se desarrollan diversos estudios actualmente (Flores-Santillán *et al.*, 2001; Hastings y Fischer, 2001; Salinas *et al.*, 2001; Zaytsev *et al.*, 2003).

Baja California Sur puede considerarse como una de las regiones del país menos afectadas en sus recursos naturales (Anón. 1999). Sin embargo, también se encuentra entre los estados con más crecimiento, con una tasa media de 2.9 en la década de 1990 a 2000 (INEGI, 2003). Mientras que en el periodo de 1950 a 1960 el crecimiento en el Estado fue inferior a la media nacional, en las décadas posteriores y hasta el 2000 la tasa de crecimiento ha sido superior a la media nacional (*Tabla 1*).

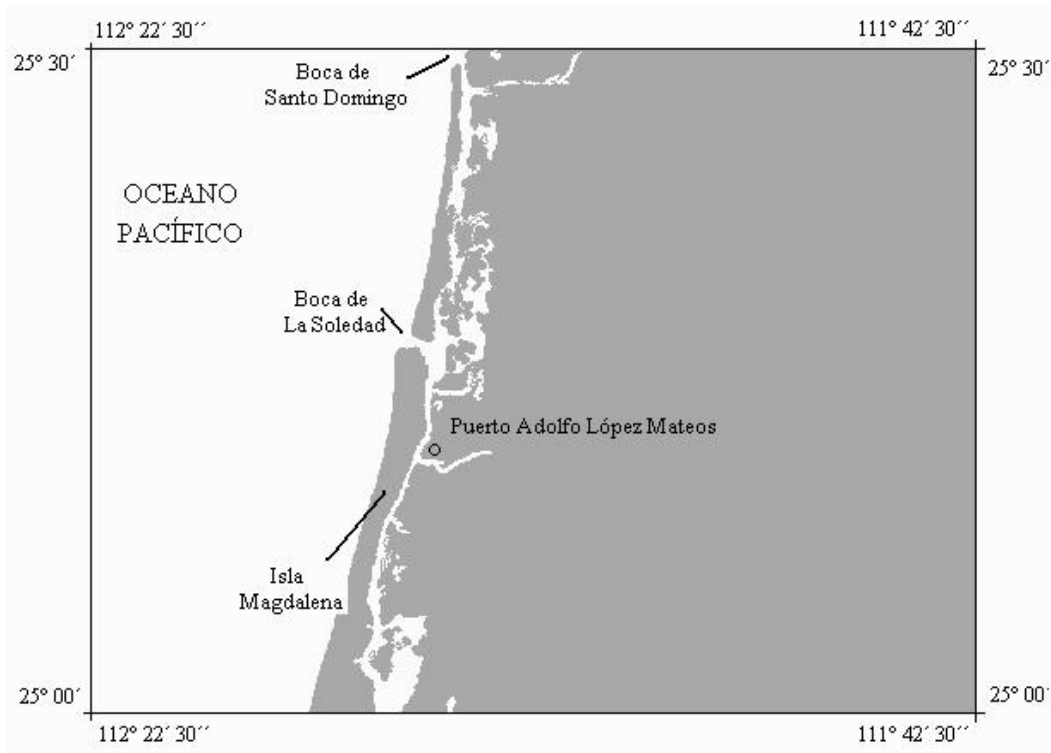


Figura 2. La parte norte del complejo de Bahía Magdalena o canal de Sto. Domingo.

Tabla 1. Tasa de crecimiento media anual en Baja California Sur y Sinaloa.

Período	Nacional	B.C.S.	Sinaloa
1950-1960	3.1	3	2.8
1960-1970	3.4	4.8	4.4
1970-1980	3.2	5.1	3.7
1980-1990	2	4.1	1.8
1990-2000	1.9	3	1.4

FUENTE: **INEGI. VII al XII Censos de Población y Vivienda,**

Siendo Baja California Sur uno de los estados con mayor extensión territorial, es el de menor densidad poblacional, con 6 habitantes/km² y el único estado con una densidad menor a 10 habitantes/km². En términos del total y con una población de 424 041 habitantes (INEGI, 2003) el estado es el único con menos de medio millón de habitantes. Históricamente Baja California Sur ha

sido el estado menos poblado de la federación y los datos disponibles desde 1930 muestran una participación en el total del tamaño de la población nacional menor o igual al 0.4%.

Bahía Magdalena se localiza en el municipio de Comondú, que ocupa el sitio medio en cuanto a la población de los cinco municipios de Baja California Sur. La población en el municipio es de 63 864 habitantes y después de la cabecera, Ciudad Constitución, que alberga a la mayoría (aproximadamente 33 500) el área de Bahía Magdalena le sigue con poblaciones de 11 618 habitantes en toda la delegación y aproximadamente 3 000 en Puerto San Carlos y 3 000 en Puerto López Mateos. Así, aunque el complejo lagunar de Bahía Magdalena puede considerarse aún como una zona poco impactada, la tendencia a una mayor ocupación y uso humanos puede provocar una disminución en la capacidad de carga de las poblaciones de tursiones a causa de bajas en la producción biológica y también por la degradación y destrucción del hábitat.

Las proyecciones para 1999-2000 indicaban que el municipio de Comondú podía llegar a los 90 000 o más habitantes, pero a causa de la emigración, el censo de 1990 arrojó una población de 74 343 y el del año 2000 de 63 837. La mayor concentración de habitantes en el municipio se localiza en Ciudad Constitución, Ciudad Insurgentes, San Carlos y López Mateos, con un total de 54 619 de los cuales 33 465 ocupaban la cabecera (Anón., 1996; CONAPO, 1998); es decir que casi 20 000 estaban establecidos en o cerca de la zona costera representando una presión para Bahía Magdalena.

Bahía de Navachiste (Fig. 3), en el estado de Sinaloa, se localiza entre los 25°22' y 25°35' de latitud norte y los 108°42' y 108°56' de longitud oeste. Es

un cuerpo semicerrado, ya que está separado del Golfo de California por la Isla de San Ignacio. Al oeste se comunica con la Bahía de San Ignacio y al este con el Golfo de California y la Bahía de Macapule, donde se forman dos canales hacia esa zona por la presencia de una isla de arena (Contreras, 1985). Este sistema en general es somero, con profundidades de 0.5 a 5m con excepción de un canal natural con profundidades de más de 15m (Vicencio, 1979). Dentro del complejo, la Bahía de Navachiste tiene un área de aproximadamente 140km² (CIIDIR, 2001). En sus márgenes se encuentran poblaciones como Huitussi y Cerro Cabezón cuya principal actividad es la pesca.

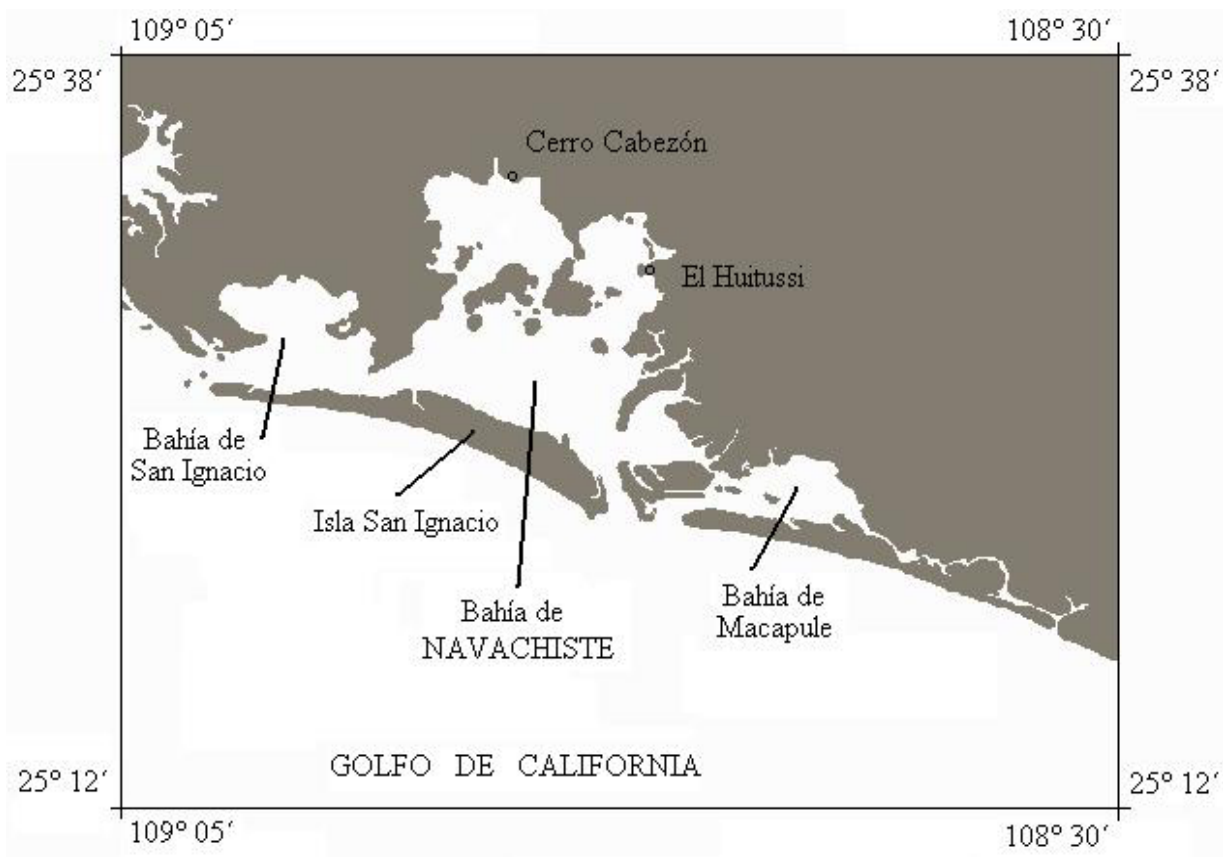


Figura 3. La Bahía de Navachiste y otros cuerpos de agua adyacentes.

El Estado de Sinaloa tiene 656km de litoral y 221 600 hectáreas de lagunas costeras. Tiene una población de más de dos y medio millones de habitantes. Su densidad poblacional es de 44 habitantes/km². Sin embargo, su tasa de crecimiento es menor tanto a la de Baja California Sur, como a la media nacional (*Tabla 1*).

El complejo lagunar en donde se localiza la Bahía de Navachiste se ubica en el Municipio de Guasave, con 277 402 habitantes es el cuarto municipio más poblado de los que conforman el estado de Sinaloa (INEGI, 2000). En cuanto al tamaño de su población, el Estado de Sinaloa ocupa el lugar 14 en cuanto a participación en el total nacional, con un 2.6%. La actividad costera (pesca y acuicultura) y la agrícola que se desarrollan en esta localidad del estado representan un fuerte impacto para la zona costera. El sistema de riego en Sinaloa, que data de la década de 1940, tiene un conjunto de drenes de los que cuatro descargan en el complejo lagunar de Navachiste, acarreando productos agroquímicos, desechos industriales y domésticos tanto de zonas rurales como urbanas, que consecuentemente repercuten en la calidad del agua (Escobedo *et al.*, 2000). El cuerpo de agua recibe las aguas residuales de la Ciudad de Guasave, además de las de la zona agrícola adyacente. Se ha determinado que las descargas urbanas constituyen el 26% del aporte total y menos del 30% recibe algún tipo de tratamiento (CIIDIR, 2001).

Métodos

Se realizó fotoidentificación de tursiones en la parte norte del complejo lagunar de Bahía Magdalena (también llamado Canal de López Mateos, zona de canales o Canal de Santo Domingo, B.C.S.) así como en el complejo lagunar de Navachiste-Macapule, Sinaloa. Ambas áreas se describen más adelante. En cada oportunidad se realizaron recorridos de toda el área procurando abarcar en igual proporción las zonas con profundidad igual o mayor a 3m. El equipo a bordo incluía a un motorista, dos fotógrafos y al menos una persona más para registrar los datos. Durante cada avistamiento o encuentro con delfines se registró la posición (utilizando un GPS), la temperatura del aire y del agua, la profundidad con una sonda electrónica portátil así como una estimación de campo del número de delfines y crías en el grupo. En cada avistamiento se tomó una fotografía de una hoja con datos como la fecha, la localidad y el número de avistamiento; esa información sirvió para separar los cuadros de los negativos registrados en cada evento después de revelar los rollos. En cada ocasión se intentó obtener fotografías de todos los delfines observados, tomando fotos hasta considerar que todos los individuos habían sido fotografiados o que las condiciones climáticas o el comportamiento de los animales evitaban seguir fotografiándolos.

Análisis de fotoidentificación

Para generar los catálogos fotográficos de las poblaciones de delfines, los negativos seleccionados fueron montados en marcos para diapositivas y rotulados con los datos correspondientes (Defran *et al.*, 1990; Ortega, 2000). Los negativos fueron revisados con un negatoscopio y lupas de 10 aumentos y cuando fue necesario, presentadas con un proyector de diapositivas. Las fotografías de las aletas dorsales fueron calificadas de acuerdo con dos

criterios: la calidad de la fotografía (Q); y el tipo o permanencia de las marcas (M) de la aleta. Solo se utilizaron en el análisis de abundancia las fotografías de más alta calidad (en foco, con la aleta dorsal perpendicular al plano de la fotografía y a una distancia lo suficientemente cercana para identificar las muescas presentes) (Baird *et al.*, 2001). Las aletas sin marcas permanentes se incluyeron en los catálogos de individuos pero esos datos se excluyeron de las estimaciones de abundancia. Se analizaron en conjunto las fotos del lado derecho e izquierdo pues las muescas y marcas distintivas en el borde posterior de la aleta son igualmente visibles por ambos lados (ver *apéndice 1*).

Estimación de las poblaciones

El tamaño de las poblaciones se estimó tomando en cuenta la proporción de aletas con marcas permanentes (Wilson *et al.*, 1999). Al basar la identificación en individuos con marcas naturales la estimación corresponde solamente a la población de animales marcados. Para expandir la estimación de modo que incluya al componente no marcado de la población la estimación se dividió entre la proporción de individuos con marcas (Read *et al.*, 2003).

$$N_{total} = \frac{\hat{N}}{\theta}$$

En donde:

N_{total} = estimación total del tamaño de la población

\hat{N} = estimación del número de tursiones con “marcas permanentes”

θ = proporción de tursiones con “marcas permanentes”

El tamaño de la población de delfines con marcas permanentes se estimó con el estimador de Lincoln-Petersen modificado por Chapman para poblaciones

cerradas (Seber, 1982; Buckland y York, 2002). Este modelo es más insesgado por lo que se eligió sobre otros para poblaciones abiertas.

$$\hat{N} = \frac{(n+1)(M+1)}{(m+1)}$$

De acuerdo con Forcada y Aguilar (2000) la abundancia media se estimó como:

$$\bar{N} = \frac{\sum \hat{N}_i}{s-1}$$

En donde:

\hat{N} = tamaño de la población

M = número de individuos marcados

n = muestra de individuos capturados en un segundo muestreo

m = individuos marcados en la muestra n

s = número de muestreos

y el estimador de la (V) variancia:

$$V(N) = \frac{(n+1)(M+1)(n-m)(M-m)}{(m+1)^2(m+2)}$$

Los intervalos de confianza para el tamaño de la población total se calcularon asumiendo que la distribución del error es la misma que la estimación del número de animales con marcas (Seber, 1982).

Comparación de variables ambientales y de los grupos de delfines

Los datos de las condiciones de los avistamientos (temperatura, profundidad, estado del mar, tamaño de grupo, presencia de crías y duración del evento) se compararon con un análisis de variancia con el objeto de determinar si las condiciones generales de los avistamientos son específicas en cada localidad. Los avistamientos de delfines en cada localidad, diferenciando por tamaño de

grupo y por presencia o no de crías se localizaron en mapas elaborados con el programa Costas de México (De la Cruz y Rodríguez, 2000). Para determinar si existen diferencias importantes en la producción biológica, que afecta directamente la disponibilidad del alimento de los turiones se obtuvo la producción primaria para cada salida a través de la comparación de imágenes de satélite (seawifs – <http://seawifs.gsfc.nasa.gov>-) con una escala de color (Figura 4). Solamente se encontraron valores para algunas fechas cercanas a las salidas al campo y se registraron para observar las variaciones en la producción primaria.

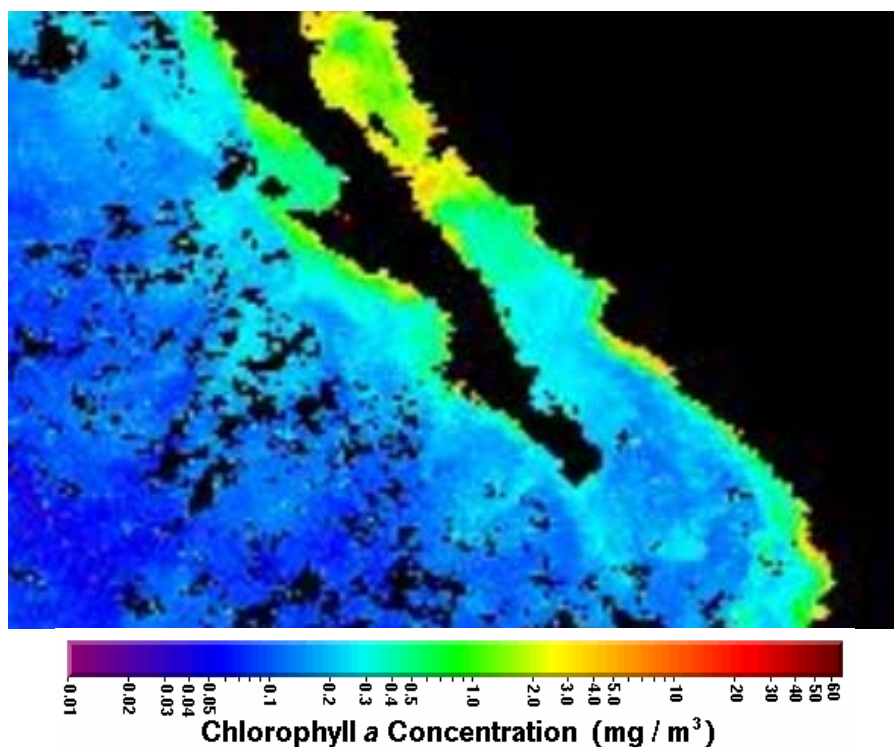


Figura 4. Ejemplo de las imágenes de satélite para medir la producción a través de la concentración de clorofilas junto con la escala de color utilizada.

Análisis de Viabilidad Poblacional (AVP).

Con el objeto de analizar el impacto potencial de las capturas, su efecto diferencial al extraer un mayor número de hembras que de machos, y las consecuencias de la pérdida de hábitat como resultado de impactos

antropogénicos y naturales se realizó un análisis de viabilidad poblacional. Se utilizó el programa Vortex (Ver 9.06 para MS Windows) que es un paquete basado en simulaciones Monte Carlo que ayuda a entender los efectos de acciones determinísticas (como las capturas diferenciales por sexo o clase de edad) junto con eventos estocásticos (genéticos, demográficos y ambientales). Con un análisis de viabilidad poblacional, incluso usando información incompleta o datos provenientes de otras poblaciones, se puede concluir si el riesgo de extinción es alto o no (Brook *et al.*, 2002). Esa información es útil para fines de manejo. Otros métodos alternos disponibles (efectos del impacto a través de datos de avistamientos, indicadores del paisaje como dimensiones fractales; y métodos de manejo de ecosistemas que aún están poco desarrollados) sirven para objetivos específicos pero no incorporan toda la información relevante o no pueden evaluar distintos escenarios. El paquete empleado simula una población al seguir una secuencia de pasos a través de una serie de eventos que describen el ciclo de vida típico de organismos superiores. Los nacimientos, muertes y la transmisión de genes son simulados mediante la generación de números aleatorios para determinar si cada individuo vive o muere así como la progenie que produce cada hembra. Es decir que en vez de estar basado en un modelo poblacional, es una simulación del destino de cada individuo en la población. Vortex modela la estocasticidad demográfica al determinar la presencia de eventos probabilísticos tales como la reproducción, el tamaño y el sexo de la camada, así como la muerte, con un generador de números pseudo-aleatorios. Las probabilidades de mortalidad y reproducción son específicas para la edad y el sexo; las mortalidades se predeterminan para cada clase de edad hasta alcanzar la edad reproductiva. Una característica del programa es que asume que las probabilidades de reproducción y supervivencia permanecen constantes a

partir de la primera edad de madurez, hasta alcanzar la longevidad máxima. La razón sexual al nacimiento es modelada con una probabilidad constante y determinada por el usuario como la probabilidad de que una cría sea macho. El Análisis de Viabilidad Poblacional se utilizó principalmente para examinar el efecto de las capturas y en particular de un mayor número de hembras. Adicionalmente, al comparar las dos localidades se examinó también la degradación del hábitat en cada una de ellas. Para lo anterior se utilizó un análisis de sensibilidad junto con información demográfica de la segunda mitad del Siglo XX en la que se aprecia el crecimiento de la población humana en las entidades de las áreas de estudio.

La capacidad de carga, que entre muchas otras definiciones es la razón de la tasa de producción de alimento en el hábitat sobre la tasa de consumo per cápita necesaria para la supervivencia (Miller y Lacy, 2005), en el modelo simplemente marca el límite superior del tamaño de la población simulada. Idealmente, debe ser igual o muy próxima al tamaño que la población tenía antes de impactos antropogénicos. De manera opcional, se pueden modelar disminuciones anuales en la capacidad de carga que podrían resultar de variaciones ambientales.

Para modelar la variación ambiental a cada parámetro se le asigna una distribución. La variancia a través de los años en frecuencias de nacimientos y muertes resultan del modelo de simulación y tienen dos componentes (como en una población real): la variación demográfica que resulta de un muestreo binomial alrededor de la media para cada año; y una fluctuación adicional debida a la variación ambiental y catástrofes.

Las catástrofes se modelan como eventos estocásticos que ocurren con probabilidades determinadas. El impacto o severidad de las mismas se define por el usuario con respecto a la reproducción y a la supervivencia. La

amplitud de los valores de severidad va de 0.0 a 1.0. Utilizar un valor de 0.0 significa una pérdida total de la reproducción o la supervivencia para una catástrofe determinada. Mientras que el valor de 1.0 indica que, cuando la catástrofe ocurre, ésta no tiene ningún efecto sobre la variable en cuestión (reproducción o supervivencia). Después de la presencia de una catástrofe, las probabilidades de supervivencia y de éxito reproductivo para el año simulado se multiplican por los factores de severidad que se hayan señalado (Lacy, 1993; Miller y Lacy, 1999; 2005). Para decidir las magnitudes de las catástrofes así como su probabilidad de ocurrencia, se hizo una revisión en la literatura de casos documentados de diversos impactos naturales y antropogénicos sobre poblaciones de mamíferos marinos según se indica en la *Tabla 2*.

Tabla 2. Cronología de eventos de mortandad de mamíferos marinos. Tomada de Geracci (1999), con excepción de * (PROFEPA, 1995; Vidal y Gallo, 1995).

Año	Especie/localidad	No. muertes	Causa
1825	Lobos de piel fina en Namibia	~500,000	biotoxinas, inanición
1982	Lobos finos de las Galapagos	100% crías y jóvenes 50% hembras adultas	Inanición (El Niño)
1987-88	Tursiones costa este E.U.A.	750 +	¿morbilivirus, biotoxinas?
1987	Focas arpa en Noruega	100,000 +	enmallamiento
1987-88	Focas de puerto en Europa	~17,000	morbilivirus (PDV)
1989	Nutrias en la Bahía del Principe William	3,500 a 5,500	derrame de petroleo
1990-92	Delfines listados en el Mediterráneo	Varios miles	morbilivirus (DMV)
1994	Lobos de piel fina en Namibia	120,000	inanición
1994*	Varias especies de delfines, rorcuales; y lobos marinos de California	353 8 51	envenenamiento por NK19 o marea roja
1996	Manatíes en Florida	150	envenenamiento por brevetoxina

El Vortex crea una representación de cada animal y almacena y simula su destino para cada año de su vida. El proceso lleva un seguimiento del género, edad y parentesco de cada animal. Los eventos demográficos son modelados al determinar, para cada animal en cada año de la simulación, si algún evento ocurre o no como en la *Figura 5*.

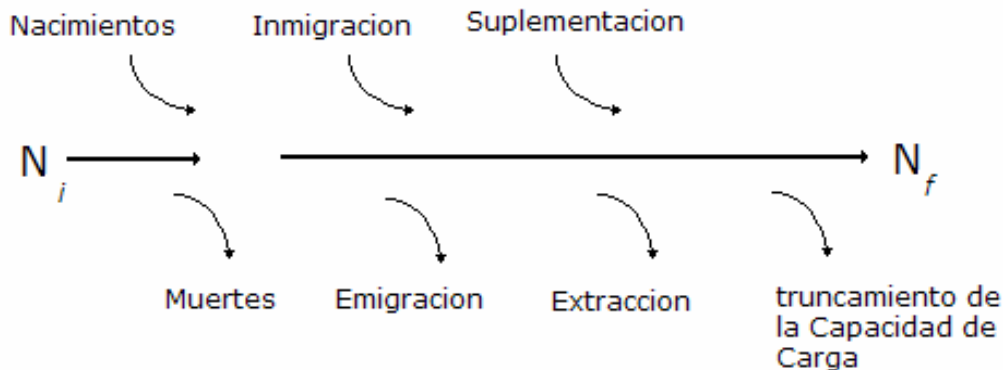


Figura 5. Diagrama que esquematiza la manera en que funciona un análisis de viabilidad poblacional, en donde se considera que el tamaño inicial de una población se puede incrementar por nacimientos, inmigraciones y suplementaciones artificiales; y se reduce por muertes, emigraciones y extracciones o capturas en el caso de que estas se presenten. Cada evento, al igual que los efectos de probables catástrofes se incorpora de manera estocástica o determinística según sea el caso y el programa calcula un tamaño poblacional para cada periodo (generalmente anual) o serie de años.

En el *apéndice 2* se presentan las ecuaciones base, la secuencia y el diagrama de flujo de los componentes de una simulación en Vortex; y el pseudo código del programa. En el mismo se omiten: 1) las rutinas de entrada de datos desde archivos o el teclado, 2) las rutinas de salida que escriben los resultados, 3) la especificación de los parámetros predefinidos, 4) las revisiones de valores ilegales o errores en el manejo, 5) el manejo e inicialización de la memoria, 6) los detalles del lenguaje C para codificar algoritmos, 7) las rutinas de ayuda, 8) las rutinas para la elaboración de gráficas, 9) las rutinas para evaluar las

ecuaciones que especifican las tasas demográficas que son funciones de variables individuales, 10) los conteos de medias en la población y los resúmenes de metapoblaciones; y 11) los algoritmos para calcular estadísticas básicas. En el pseudo código las variables para almacenar datos de entrada, cálculos intermedios y de salida, se indican con leyendas en *itálicas*. Otras explicaciones del funcionamiento del paquete se detallan en el trabajo de Lacy (2000) del que se transcribió la estructura del programa que se incluye como *apéndice 2*.

El tamaño de cada una de las poblaciones proviene de los cálculos correspondientes con el modelo de captura-recaptura descrito antes.

Para elegir las probabilidades de ocurrencia de posibles catástrofes, así como su efecto en la reproducción o en la supervivencia o en ambas se realizó un análisis de sensibilidad ejecutando el programa en 25 diferentes escenarios de efectos catastróficos sobre la reproducción y la supervivencia. Dichos escenarios resultaron de combinar la probabilidad del 10% de que se presentara una catástrofe que tuviera efectos equivalentes al 0, 0.25, 0.5, 0.75, y 1.0 tanto para la supervivencia como para la reproducción, de acuerdo con la matriz de la *Tabla 3*. Cada escenario se ejecutó con 100 iteraciones.

Tabla 3. Matriz de escenarios para las catástrofes a simular. En el renglón superior y en la primera columna se indica el porcentaje de severidad del impacto con respecto a la reproducción y a la supervivencia respectivamente.

Superv.\Reprod.	0	25	50	75	100
0	01	02	03	04	05
25	06	07	08	09	10
50	11	12	13	14	15
75	16	17	18	19	20
100	21	22	23	24	25

Los resultados del análisis de sensibilidad se usaron para validar los datos registrados en la literatura sobre mortalidades de mamíferos marinos señalados antes. Esos datos de casos reales, validados con el análisis fueron los utilizados en los diferentes escenarios de catástrofes.

Los datos de mortalidad utilizados se calcularon con el uso de un modelo propuesto por Barlow y Boveng (1991), que fue desarrollado para estimar la mortalidad por clase de edad en poblaciones de mamíferos marinos. Ese modelo asume que el riesgo de mortalidad a una edad determinada es el resultado de la suma del riesgo exponencialmente decreciente asociado con factores de mortalidad en etapas juveniles, el riesgo exponencialmente ascendente debido a factores de mortalidad por senescencia y a un riesgo de mortalidad constante debido a otros factores. La probabilidad de supervivencia del nacimiento a la edad x ($l(x)$) está dada en el modelo como:

$$l(x) = l_j(x) \cdot l_c(x) \cdot l_s(x)$$

en donde:

$$l_c(x) = \exp\{-a_2 \cdot x / \Omega\}$$

$$l_j(x) = \exp\{(-a_1 / b_1) \cdot [1 - \exp(-b_1 \cdot x / \Omega)]\}$$

$$l_s(x) = \exp\{(a_3 / b_3) \cdot [1 - \exp(-b_3 \cdot x / \Omega)]\}$$

La supervivencia ($l_c(x)$) representa el riesgo constante de mortalidad experimentado por todas las clases de edad. Las supervivencias ($l_j(x)$ y $l_s(x)$) representan los riesgos independientes de mortalidad debida a factores juveniles y de senescencia respectivamente. En el modelo se utilizan cinco parámetros (a_1 , a_2 , a_3 , b_1 , y b_3) cuyos valores, que dependen de que la población haya sido explotada o no están incluidos en el trabajo de Barlow y Boveng (1991). Finalmente, Ω representa la longevidad.

La fuente de los datos utilizados para calcular las mortalidades específicas por edad en *Tursiops truncatus* es una base de varamientos de tursiones en Texas obtenida durante 10 años (Fernandez y Hohn, 1998). Otras variables poblacionales, como las edades de madurez sexual, máxima edad reproductiva, razón sexual de las crías, porcentaje de hembras fértiles y de machos en el stock reproductivo, fueron obtenidas de la literatura (Leatherwood *et al.*, 1986; Shane *et al.*, 1986; Mead y Potter, 1991; Wells y Scott, 1999; Reynolds *et al.*, 2000).

Para la capacidad de carga (k) se puede utilizar el valor histórico que correspondería al tamaño de la población antes de cualquier aprovechamiento o impacto; o un valor reducido a causa de la pérdida de hábitat. Se consideró más conveniente el uso de un valor histórico en lugar del reducido, pues aunque se desconoce con certeza el tamaño poblacional original, utilizar el parámetro reducido es contrario a la esencia de la conservación (Gerrodette y De Master, 1990).

Para lo anterior se revisaron datos demográficos para considerar el efecto de los impactos por la presión de actividades humanas dependiendo del uso de la zona y sus vertientes así como de la densidad de población humana y su crecimiento. Además, se realizaron análisis de sensibilidad ejecutando el programa para analizar su desempeño en diferentes escenarios de capacidad de carga y el nivel poblacional con respecto a ésta. Así, los valores para la capacidad de carga (k) y las tendencias en la disminución utilizados fueron:

Población de López Mateos: población actual = 95% k , con tendencia a disminución en un 1% anual durante 25 años.

Población de Navachiste: población actual = 85% k , sin tendencia a disminución.

El programa Vortex se ejecutó para diez escenarios diferentes variando el valor de la capacidad de carga; para cada escenario se evaluaron los resultados con 100 iteraciones.

Los diferentes escenarios finales, con variables validadas a través de las revisiones bibliográficas o los análisis de sensibilidad se ejecutaron con 1 000 iteraciones cada uno.

Resultados

Se realizaron 13 salidas al campo desde 1997 y hasta 2003 inclusive. De ellas, 7 correspondieron a la parte norte de Bahía Magdalena en Baja California Sur y 6 a la Bahía Navachiste en Sinaloa. En cada una de las salidas se navegó en el área de estudio recorriendo sistemáticamente las áreas navegables y en consecuencia con profundidades en las que los tursiones se encuentran regularmente. Los recorridos en cada sitio se indican en las *figuras 6 y 7*.

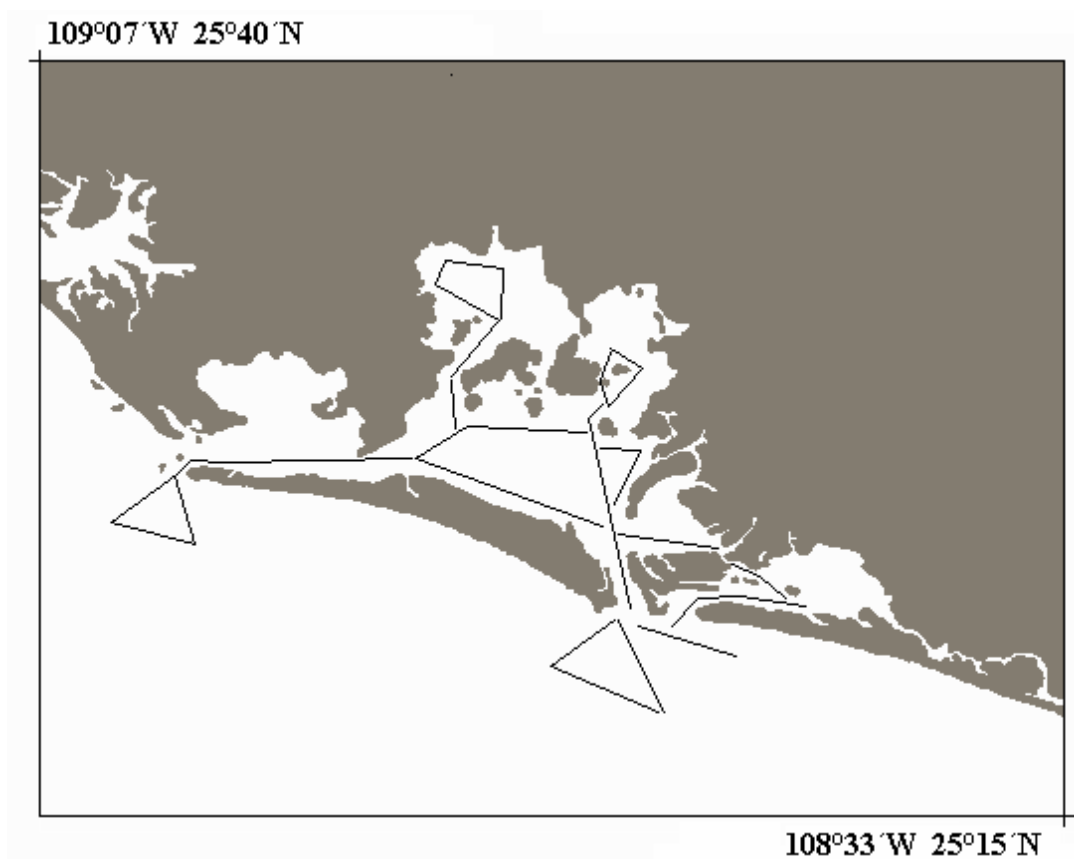


Figura 6. Rutas recorridas en la Bahía de Navachiste basadas en la profundidad del área.

Durante cada salida se cubrieron las rutas indicadas en cada área al menos una vez completa y cuando fue posible se recorrieron nuevamente para registrar más avistamientos. En cada salida se utilizaron entre 14 y hasta 27 rollos fotográficos que corresponden a 420 y 810 exposiciones aproximadamente.

Los datos del esfuerzo durante las salidas al campo se resumen en la *Tablas 4 y 5*.

Tabla 4. Resumen del esfuerzo de observación y toma de fotografías de aletas dorsales de delfines en el Canal de la Soledad.

Salida	Avistamientos	Rollos	Fotos	Delfines observados	Delfines identificados
Feb-99	14	14	420	228	15
Nov-99	14	24	720	235	34
Jul-00	20	27	810	373	39
Dic-00	9	4	120	127	9
Jul-01	15	13	390	163	30
Oct-02	18	21	630	257	48
Ene-03	15	14	420	176	36
suma	105	117	3510	1559	211
media	15.00	16.71	501.43	222.71	30.14
variancia	12.00	61.24	55114.29	6474.90	187.14

Tabla 5. Resumen del esfuerzo de observación y toma de fotografías de aletas dorsales de delfines en la Bahía de Navachiste.

Salida	Avistamientos	Rollos	Fotos	Delfines observados	Delfines identificados
Nov-97	35	18	540	311	9
Sep-98	15	18	540	150	34
Nov-99	24	11	330	158	34
Jul-01	6	1	30	39	
Nov-02	15	20	600	228	47
Feb-03	16	11	330	118	14
suma	111	79	2370	1004	138
media	18.50	13.17	395.00	167.33	27.60
variancia	97.90	50.17	45150.00	8722.27	247.30



Figura 7. El Canal de Santo Domingo en Bahía Magdalena. Debido a la forma alargada y estrecha de ésta área de estudio la ruta para buscar delfines consistía en el recorrido del canal en su totalidad.

Distribución y abundancia

En la parte norte de Bahía Magdalena o Canal de Santo Domingo se registraron en total 105 avistamientos de tursiones y en la Bahía de Navachiste 111. El tamaño promedio de los grupos de delfines en los dos sistemas fue significativamente diferente entre las bahías ($p < 0.0009$) Navachiste 9.76 (CI 95% 7.07 a 10.69); y Magdalena 15.52 (CI 95% 11.98 a 19.95). El grupo más numeroso registrado en Navachiste fue de 50 individuos, con dos y tres individuos como los tamaños de grupo más frecuentes. En Bahía Magdalena se observaron grupos más numerosos. El mayor grupo de toninas registrado fue de 80 ejemplares, mientras que el tamaño observado con más frecuencia fue de tres individuos. Como se aprecia en la *figura 8* el tamaño de grupo predominante en ambos sitios es entre uno y 10 ejemplares. Aunque ese rango

de tamaño fue el más frecuente en ambas localidades, se registró con una frecuencia mayor en Navachiste.

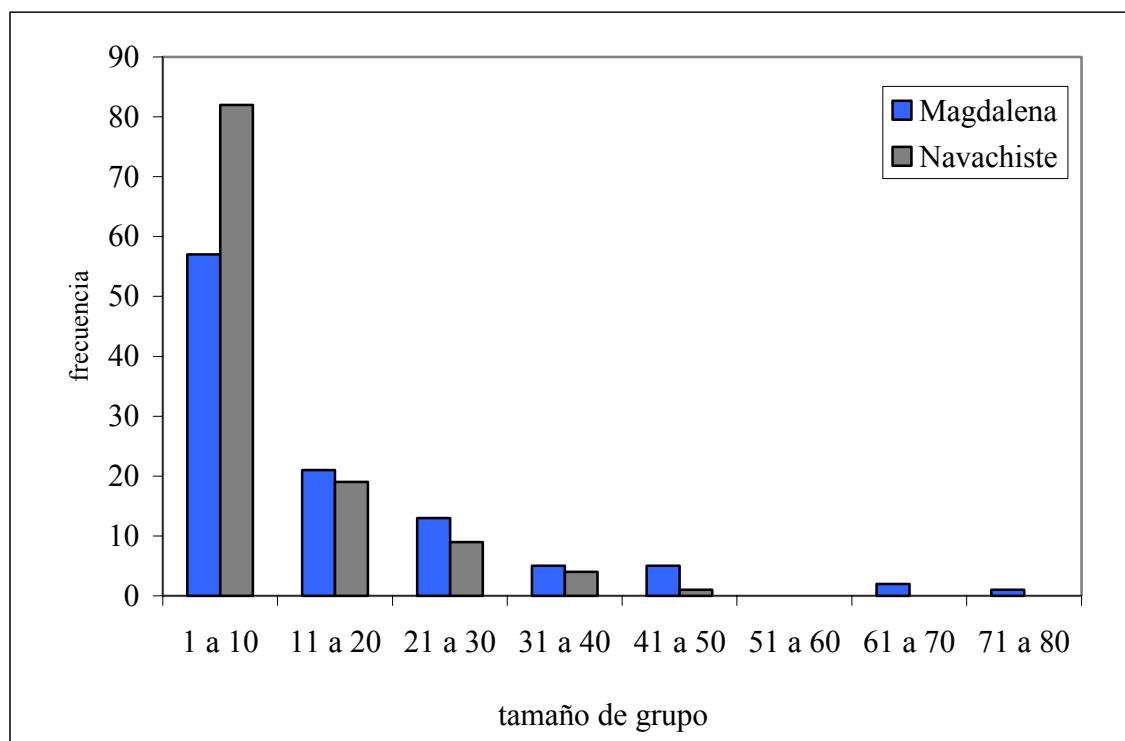


Figura 8. Frecuencia de ocurrencia de los tamaños de grupos de tursiones en las bahías de Navachiste, Sin. y Magdalena, B.C.S.

En la mayoría de los avistamientos de ambas localidades no se observaron crías (54 en Magdalena de un total de 105 avistamientos; y 82 en Navachiste de 111 avistamientos). La frecuencia del número de crías por avistamiento se presenta en la *figura 9* en la que se aprecia que para los avistamientos con crías, el número más frecuente fue de 1 cría y el máximo número de crías por avistamiento fue de 6 para Bahía Magdalena y 5 para Navachiste. En Bahía Magdalena se encontró diferencia significativa ($p < 0.0046$) al hacer una comparación de las medias del número de crías por avistamiento de acuerdo con la estación del año. La diferencia se encontró en el número promedio de crías en el Invierno (1.43) y en el Otoño (0.88) (*ver tabla 6*).

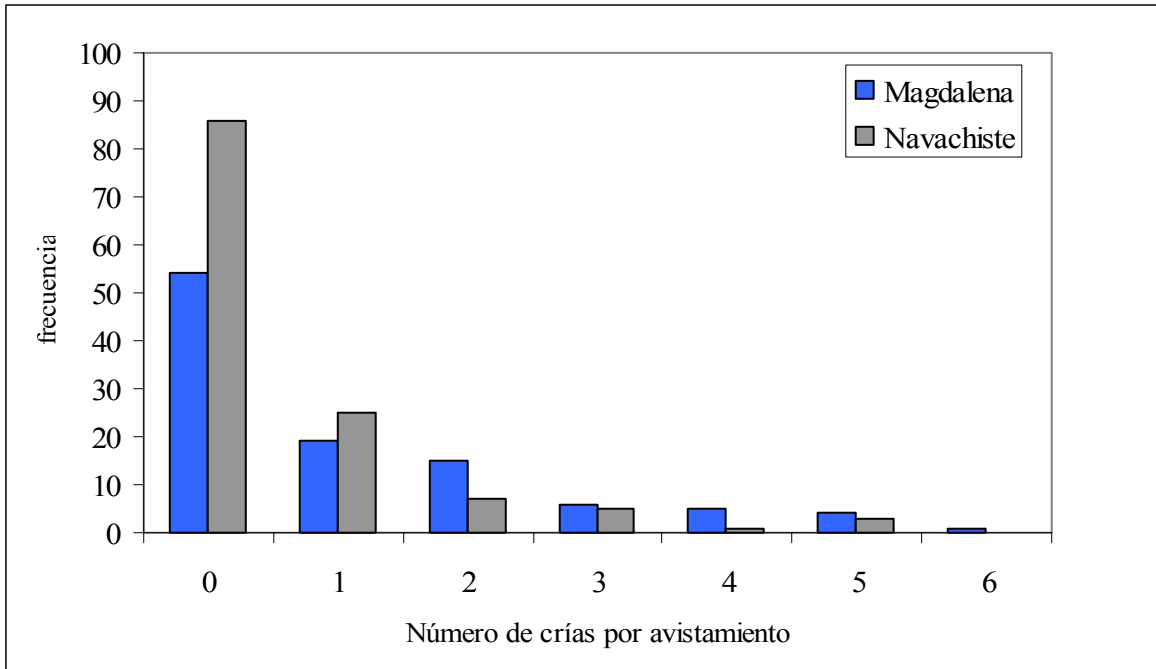


Figura 9. Frecuencia de ocurrencia de crías por avistamiento en las bahías de Navachiste, Sin. y Magdalena, B.C.S.

La distribución de los grupos de tursiones probablemente está relacionada con la profundidad en la que se han registrado los avistamientos. La media de la profundidad para todos los avistamientos fue de 8.82m en el Canal de la Soledad. Al partir los avistamientos por estación, la profundidad media durante el verano es de 11.23m (n=35); y durante el invierno 8.20m (n=28). En la literatura se registran las siguientes temperaturas medias para enero y septiembre, respectivamente 19.78 y 26.53°C (Lluch-B. *et al.*, 2000). Es decir que, de acuerdo con los resultados, durante los meses con temperaturas más elevadas los grupos de delfines se distribuyen hacia aguas con mayor profundidad en donde están más cerca de aguas de temperatura más baja. Los grupos en los que hay presencia de crías se distribuyen preferentemente en sitios diferentes a las bocas de los cuerpos de agua, en donde las condiciones son más severas (*Figuras 10 y 11*).

Tabla 6. Registros de profundidad, temperatura, tamaño de grupo de delfines, número de crías por estación; y producción primaria medida en miligramos de *clorofila a* por metro cúbico de agua en el Canal de la Soledad al norte de Bahía Magdalena.

	Invierno				producción (clorofila a)
	prof. (m)	temperatura	tamaño gpo	crías	mg/m ³
n	28	26	28	28	
media	8.21	20.80	16.39	1.43	1
varianza	23.93	1.77	360.77	2.55	
desviación estandar	4.89	1.33	18.99	1.60	
moda	15	22	8	0	
mediana	9.54	21.25	8	1	

	Otoño				producción (clorofila a)
	prof. (m)	temperatura	tamaño gpo	crías	mg/m ³
n	41	36	41	41	
media	8.25	24.01	15.10	0.88	0.7
varianza	16.32	3.89	229.49	1.46	
desviación estandar	4.04	1.97	15.15	1.21	
moda	10.8	25	15	0	
mediana	9.45	24.5	10	0	

	Verano				producción (clorofila a)
	prof. (m)	temperatura	tamaño gpo	crías	mg/m ³
n	35	33	35	35	
media	11.24	24.08	15.31	1.06	2
varianza	21.91	4.19	254.40	2.76	
desviación estandar	4.68	2.05	15.95	1.66	
moda	12.6	22	2	0	
mediana	12.6	24	8	0	

No se encontró diferencia significativa en el número de avistamientos de delfines con crías y sin crías en diferentes zonas del canal de Santo Domingo. Sin embargo, al comparar las proporciones de crías con respecto al tamaño de los grupos, el número absoluto de crías es mayor en la boca debido a que en esa zona los grupos son más numerosos. Se observa que la presencia de crías es mayor en la zona más protegida al sur de la boca (*Figura 11*).

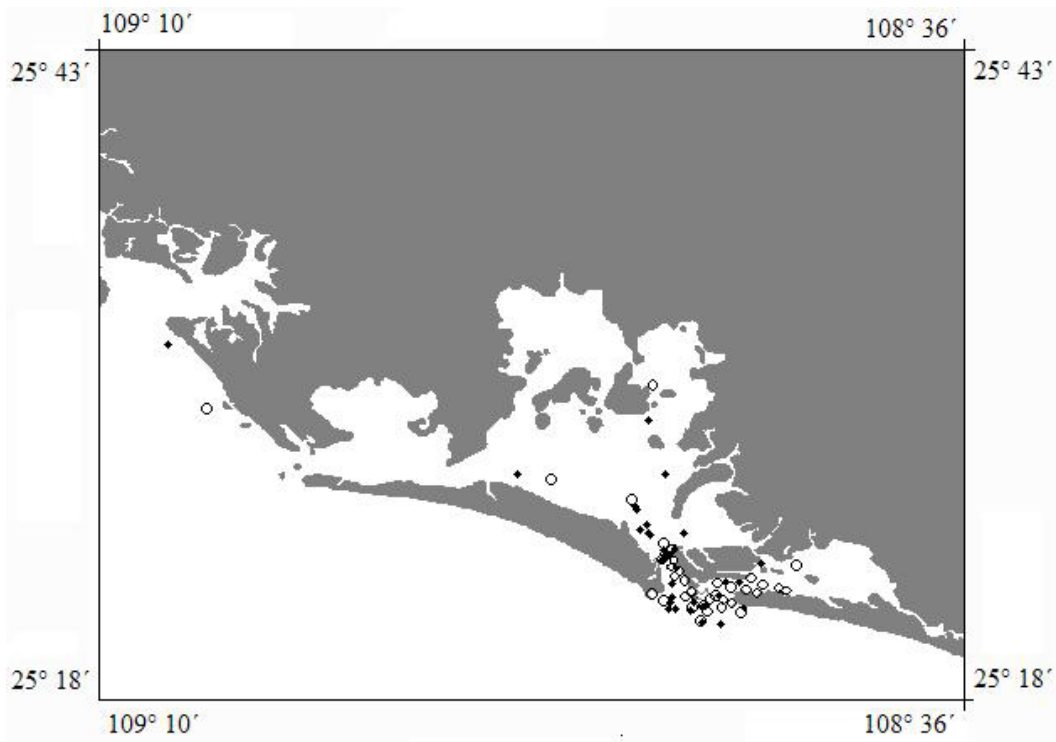


Figura 10. Se indican los avistamientos de grupos de delfines con cría (◆) y sin crías (○) en la Bahía de Navachiste.

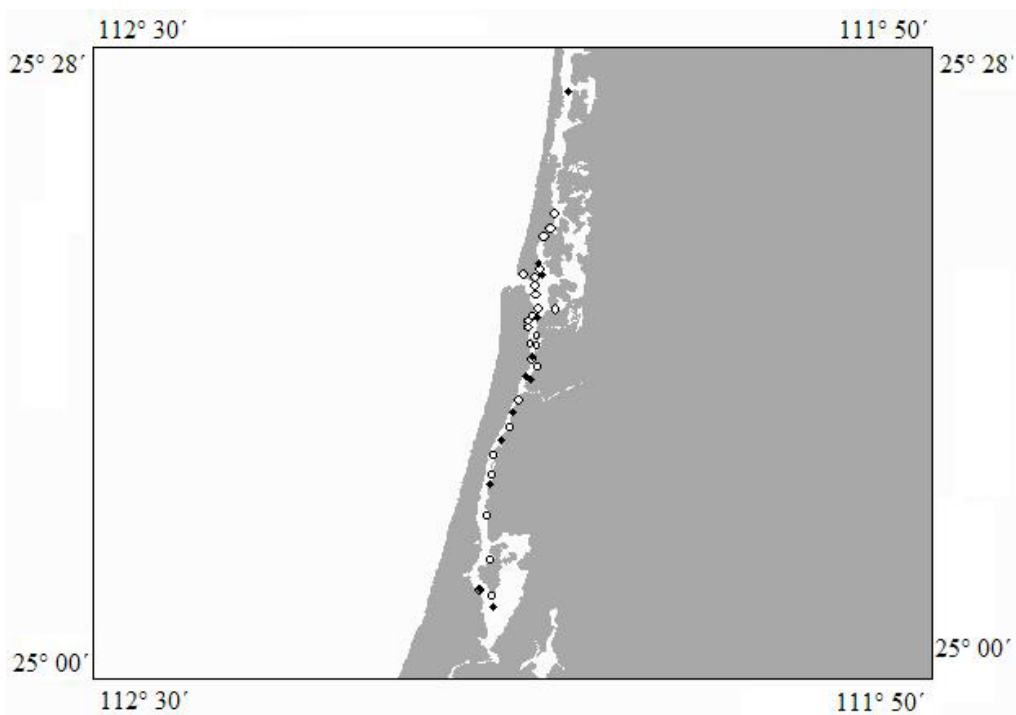


Figura 11. Avistamientos de grupos de tursiones con cría (◆) y sin crías (○) en el Estero de La Soledad.

Lo anterior no permite sugerir que estas zonas en particular prefieran ser consideradas como áreas de crianza. Más bien, todas las partes ocupadas por los tursiones al interior de estos cuerpos de agua constituyen zonas de crianza, con excepción de las áreas de las desembocaduras y las externas. Los resultados de la localización de grupos en los que hay crías, no constituyen por si solos elementos para determinar el uso o manejo de estos recursos o su ambiente.

La distribución de los avistamientos en el Canal de la Soledad, muestra claramente que los tursiones ocupan homogéneamente toda esa zona que presenta condiciones ambientales similares a todo lo largo del canal. En la Bahía de Navachiste los avistamientos se concentran en el área de la boca y, como se observa en las *figuras 12, 13 y 14*; solo de manera esporádica ocupan otras áreas más someras.

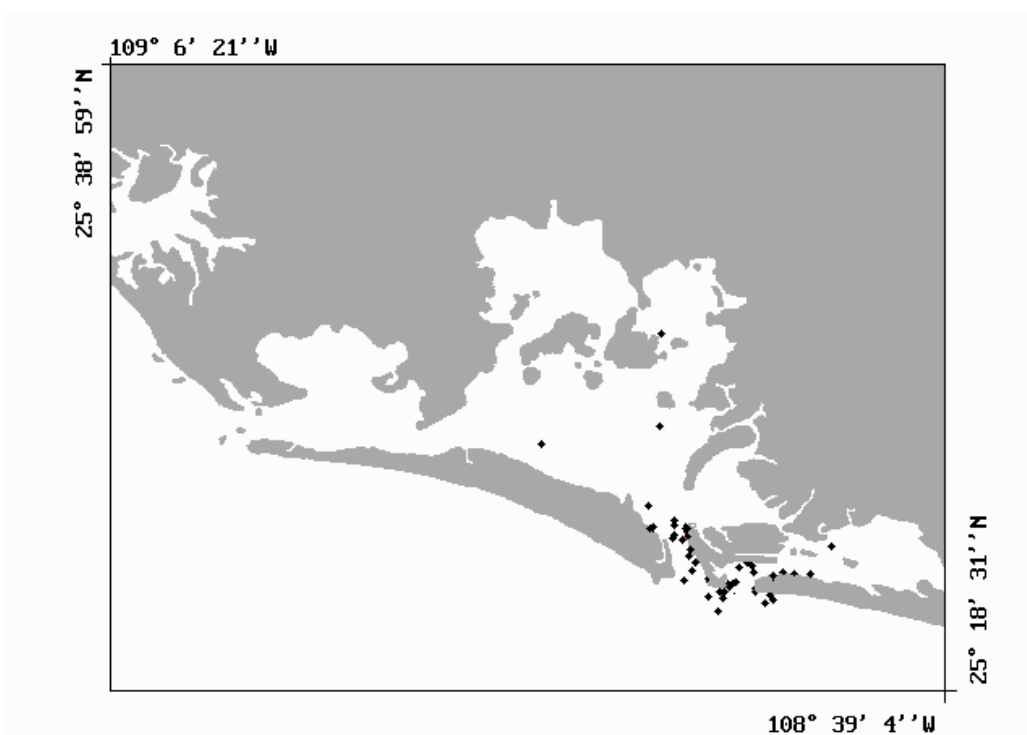


Figura 12. Avistamientos de toninas en la Bahía de Navachiste, grupos de 1 a 5 individuos

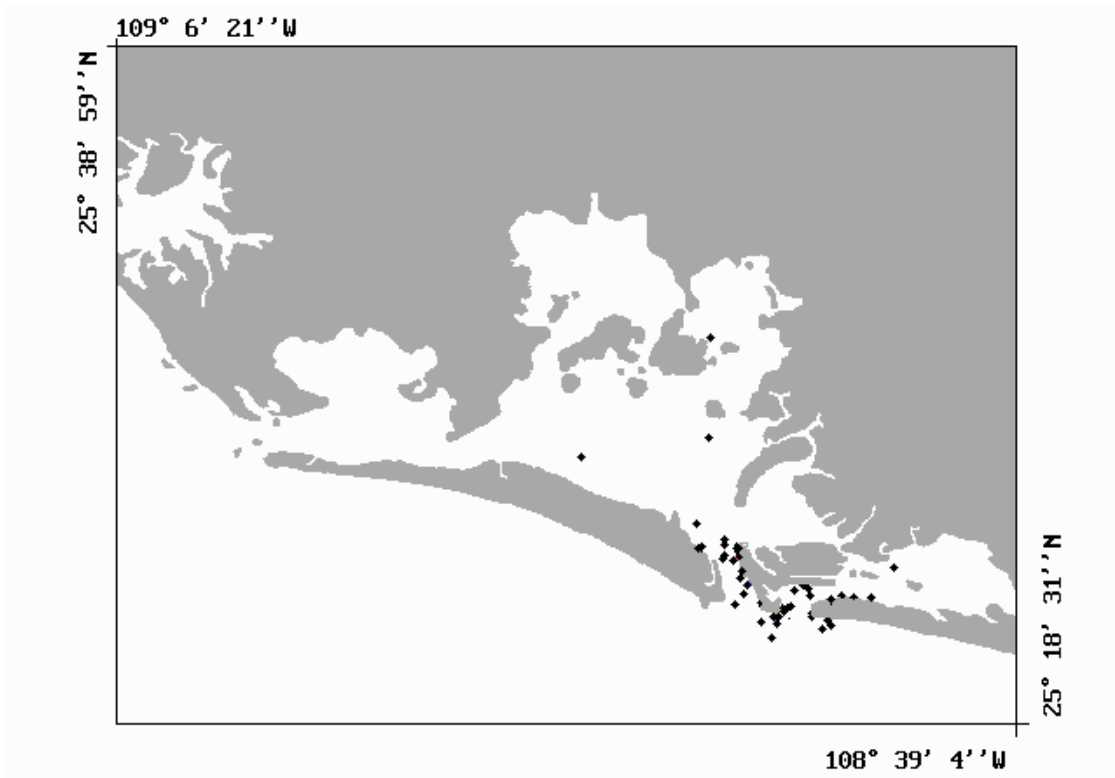


Figura 13. Avistamientos de toninas en la Bahía de Navachiste grupos de 6 a 15 individuos

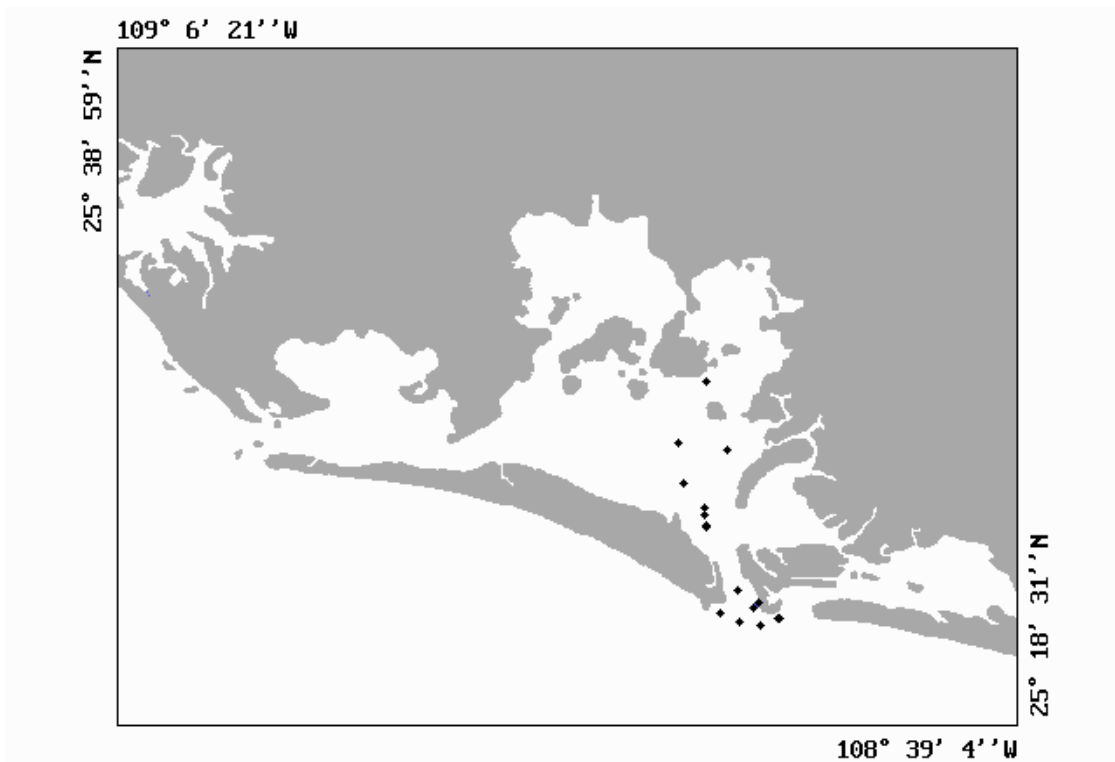


Figura 14. Avistamientos de grupos de toninas de más de 16 individuos en la Bahía de Navachiste.

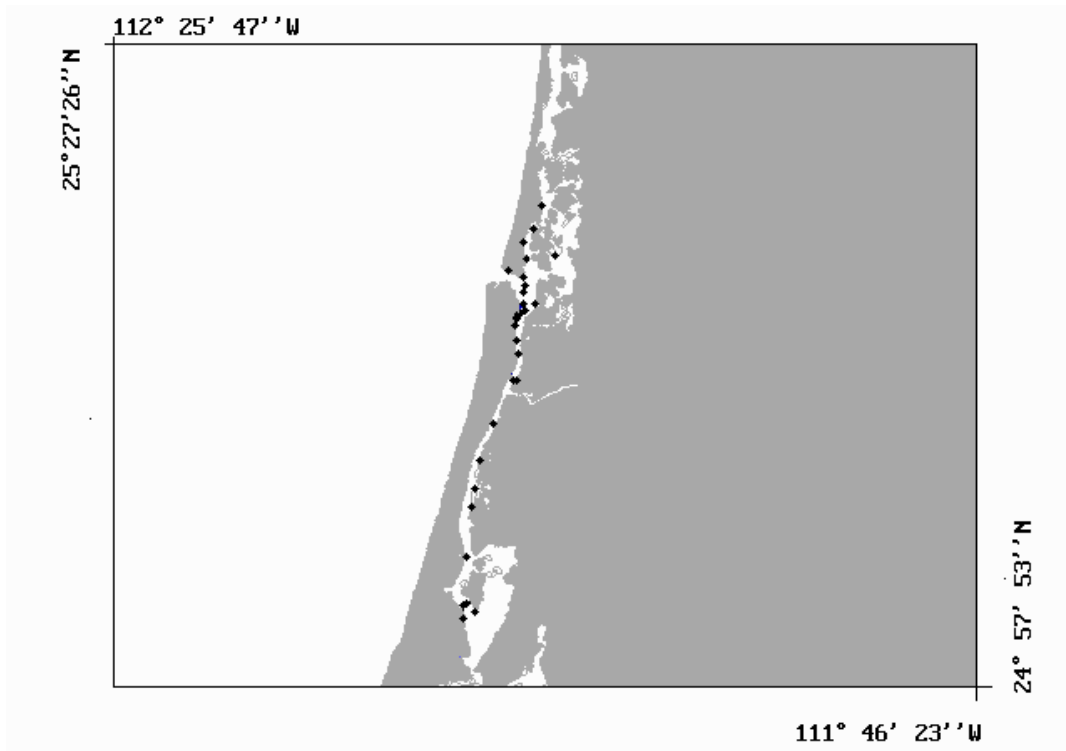


Figura 15. Avistamientos de toninas en el estero de La Soledad, grupos de 1 a 5 individuos.

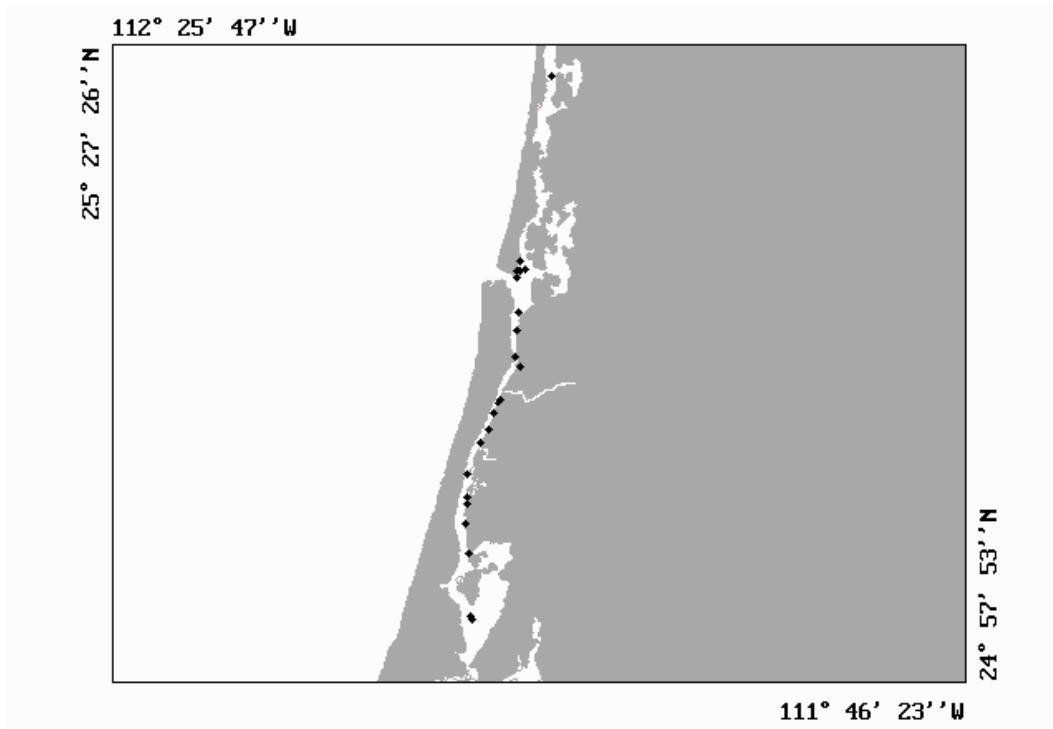


Figura 16. Avistamientos de toninas en el estero de La Soledad, grupos de 6 a 15 individuos.

Los grupos más numerosos de delfines (*Figuras 14 y 17*) además de ser menos frecuentes se encuentran preferentemente en áreas cercanas a las bocas o al exterior de las bahías. Los grupos más numerosos que se observan en la Bahía de Navachiste, habitan en general áreas externas que presentan características más oceánicas y evitan en gran medida áreas muy someras. En contraparte, en Bahía Magdalena los grupos de tursiones se encuentran distribuidos por toda el área del Canal de la Soledad de manera más uniforme, aunque los grupos más numerosos se registran también con mayor frecuencia hacia la zona de la Boca de La Soledad.

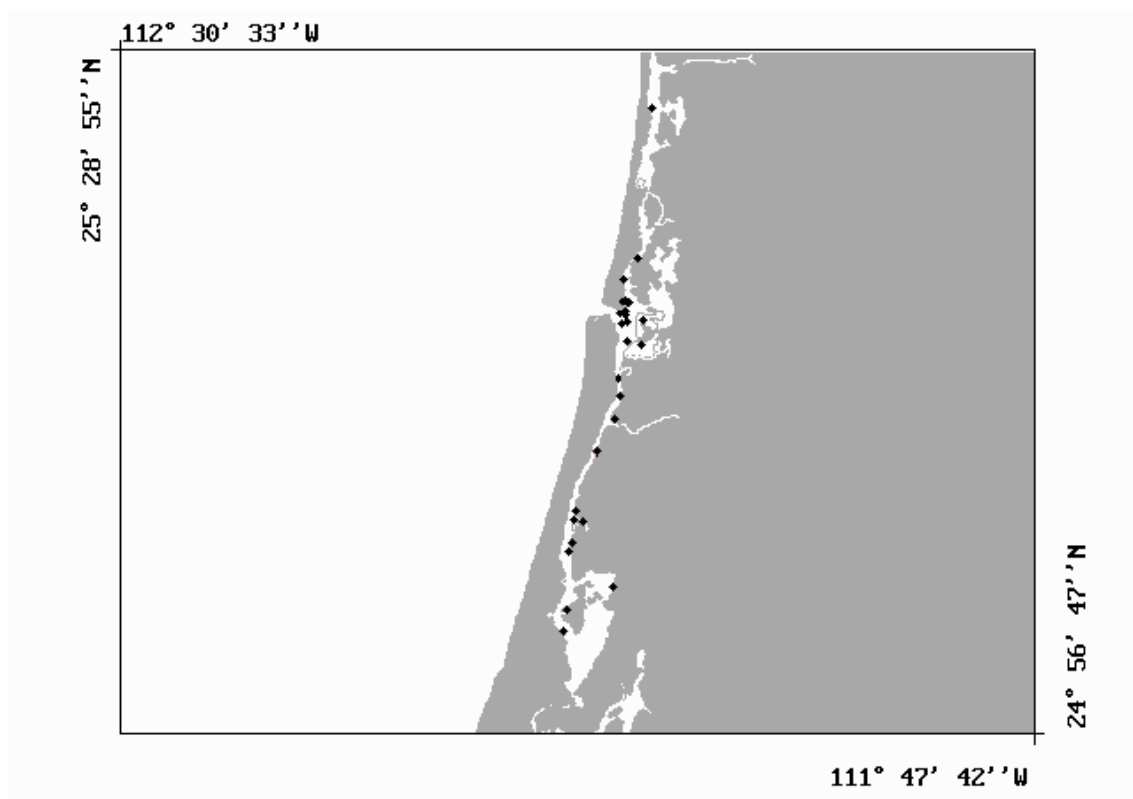


Figura 17. Avistamientos de grupos de toninas de más de 16 individuos en el estero de La Soledad.

Lo anterior se aprecia en las *figuras 12 a 17* y se complementa con los resultados y análisis incluidos en las *tablas 6 y 7* en las que se presentan las

características ambientales observadas en los avistamientos, así como el tamaño de los grupos y el número de crías observado.

Tabla 7. Registros de profundidad, temperatura, tamaño de grupo y número de crías por estación en la Bahía de Navachiste.

Primavera					
	prof. (m)	temperatura	tamaño gpo	crías	
N	11	11	27	28	
media	4.43	21.36	12.44	0.86	
varianza	5.54	1.65	91.79	1.76	
desviación estandar	2.35	1.29	9.58	1.32	
moda	2.5	22	10	0	
mediana	3.5	22	10	0	

Verano					producción (clorofila a)
	prof. (m)	temperatura	tamaño gpo	crías	mg/m ³
N	19	19	19	19	
media	7.63	30.76	9.45	0.53	0.8
varianza	8.31	0.68	52.26	1.48	
desviación estandar	2.88	0.82	7.23	1.22	
moda	7.2	31	15	0	
mediana	7.2	31	7.5	0	

Otoño					producción (clorofila a)
	prof. (m)	temperatura	tamaño gpo	crías	mg/m ³
N	53	39	52	63	
media	4.99	24.79	8.63	0.49	2.5
varianza	4.92	0.57	109.14	1.03	
desviación estandar	2.22	0.76	10.45	1.01	
moda	5.4	25	1	0	
mediana	5.4	25	5	0	

Invierno				
	prof. (m)	temperatura	tamaño gpo	crías
N	5	18	18	18
media	10.28	19.97	9.25	0.5
varianza	96.84	0.95	118.33	0.4
desviación estandar	9.84	0.97	10.88	0.63
moda	10	21	3	0
mediana	7.2	20	5.5	0

En Navachiste la profundidad media de los avistamientos fue de 10.26 m (n=19) durante el verano y de 5.18 m (n=53) durante el invierno. Las temperaturas fueron de 32.7 y 15.4°C para esas estaciones respectivamente (Escobedo *et al.*, 2000). Aunque los valores son distintos en las dos áreas de estudio, los patrones observados con relación a la presencia de grupos, la estación del año, la profundidad y la temperatura, son análogos.

Las manadas más numerosas en Navachiste se registraron en la zona de la boca del canal. Lo anterior puede deberse a una mayor disponibilidad de alimento en una región más productiva en donde la circulación e intercambio de agua son mayores.

El valor de concentración de clorofila “a” que se indica en las *tablas 6 y 7* se obtuvo posteriormente por medio de imágenes de satélite para las fechas de cada salida. Como se observa, la producción primaria en ambos sitios es alta, aunque se registran amplias variaciones estacionales. El intervalo de la concentración (mg/m³) en el área contigua a Bahía Magdalena fue de 0.3 a 10.0 Mientras que en Navachiste fue de 0.7 a 6.0 para el año de 1999.

En el Canal de la Soledad se registraron un total de 105 avistamientos en 7 salidas al campo entre 1999 y 2003. Se identificaron 130 delfines diferentes de los que 114 presentaron marcas permanentes. Solamente los datos de esos 114 ejemplares se utilizaron para los análisis de abundancia es decir el 87.69% del total de animales identificados. Ese valor fue utilizado para calcular la abundancia total después de estimar la abundancia de delfines con marcas permanentes en su aleta dorsal. En la estimación no se incluyeron los datos de la salida de diciembre de 2000 pues en esa ocasión no se dedicó el mismo tiempo para buscar delfines en esfuerzo de fotoidentificación. De los

ejemplares con marcas permanentes, 68 se registraron una sola vez, y 46, dos o más veces (31 en dos ocasiones, 8 en tres ocasiones, 2 en cuatro ocasiones; y 5 en cinco ocasiones). En el *apéndice 3* se incluye como muestra una sección del catálogo de aletas dorsales de tursiones de Bahía Magdalena, B.C.S.. La *tabla 8* muestra los datos de animales marcados y las abundancias parciales para cada par de salidas en el Canal de la Soledad.

Tabla 8. Resultados de delfines marcados y recapturados en la parte norte de Bahía Magdalena. En la última columna se incluye la estimación del número de individuos en la población para cada par de salidas.

		delfines marcados anterior a i	tamaño de la muestra i	delfines marcados en n_i	número de individuos N	variancia V
Febrero	1999		13	0		
Noviembre	1999	13	27	6	56.00	147.00
Julio	2000	27	36	17	57.56	31.98
Diciembre	2000	36	9	8		
Julio	2001	36	29	20	52.86	16.47
Octubre	2002	29	43	11	110.00	406.15
Enero	2003	43	31	11	117.33	481.37

En la Bahía de Navachiste se registraron 127 avistamientos en 8 salidas entre 1996 y 2003. Se identificaron 105 delfines de los que 80 presentaron marcas permanentes, junto con algunos ejemplares cuyas fotos no tenían la calidad más alta se consideró al 63.81% del total de animales identificados como datos para los cálculos de abundancia. Ese valor fue utilizado para calcular la abundancia total después de estimar la abundancia de delfines con marcas permanentes en su aleta dorsal.

De los ejemplares con marcas permanentes, 44 se registraron una sola vez, y 24, dos o más veces (18 en dos ocasiones, 6 en tres ocasiones).

La *tabla 9* muestra los datos de animales marcados y las abundancias parciales para cada par de salidas en la Bahía de Navachiste.

Tabla 9. Resultados de delfines marcados y recapturados en la Bahía de Navachiste.

		M delfines marcados anterior a i	n tamaño de la muestra i	m delfines marcados en n_i	número de individuos N	variancia V
Noviembre	1997		8	0		
Septiembre	1998	8	29	4	54.00	180.00
Noviembre	1999	29	12	2	130.00	2925.00
Noviembre	2002	12	39	3	130.00	2106.00
Febrero	2003	39	7	4	64.00	224.00

En la *tabla 10* se muestran los promedios de los resultados de las estimaciones correspondientes.

Tabla 10. Resultados de las estimaciones en cada una de las áreas. N es la media de las estimaciones obtenidas y N_{Tot} corresponde a la estimación del total de la población partiendo de que los tursiones con marcas naturales en la aleta dorsal son una fracción del total de la población.

	N	N_{Tot}	Var
Canal de la Soledad	98.44	112.25	270.74
Bahía Navachiste	126.00	197.46	2627.5

Análisis de Viabilidad Poblacional

Con los datos registrados por Fernández y Hohn (1998) y el modelo explicado en la sección de métodos se calcularon las tasas de mortalidad por clase de edad y sexo que se muestran en las *tablas 11 y 12*, considerando que para Bahía Magdalena se utilizaron los parámetros sugeridos para una población no explotada y para Navachiste los de una población explotada pues en ésta última se han realizado más capturas. Lo anterior, con base en que en

Navachiste se realizaron 3 capturas de 8 ejemplares cada una en el período de 1997 a 2001 mientras que en el Canal de la Soledad se realizó solamente una, también de 8 ejemplares, en el año 2000.

Tabla 11. Tasas de mortalidad anual de tursiones por clase de edad y sexo en Bahía Magdalena

Edad	Machos		Hembras	
	mortalidad	desviacion est.	mortalidad	desviacion est
0 a 1	13.61	0.11	13.26	0.36
1 a 2	14.99	0.22	14.30	0.70
2 a 3	16.36	0.32	15.34	1.04
3 a 4	17.71	0.42	16.36	1.38
4 a 5	19.05	0.52	17.38	1.71
5 a 6	20.39	0.63	18.38	2.04
6 a 7	21.71	0.73	19.39	2.37
7 a 8	23.04	0.84	20.39	2.71
8 a 9	24.37	0.95		
9 a 10	25.71	1.07		
adultos M	33.01	2.07		
adultos H			35.63	17.47

Tabla 12. Tasas de mortalidad anual de tursiones por edad y sexo en Bahía Navachiste

Edad	Machos		Hembras	
	mortalidad	desviacion est.	mortalidad	desviacion est
0 a 1	15.82	0.03	15.22	0.37
1 a 2	18.10	0.13	16.95	1.38
2 a 3	20.47	0.33	18.68	3.40
3 a 4	22.96	0.65	20.47	6.59
4 a 5	25.56	1.11	22.33	11.17
5 a 6	28.28	1.74	24.25	17.37
6 a 7	31.10	2.56	26.23	25.39
7 a 8	34.02	3.58	28.28	35.42
8 a 9	37.03	4.82		
9 a 10	40.14	6.27		
adultos M	56.56	15.58		
adultos H			61.59	278.35

Además de los datos indicados en las tablas anteriores se utilizaron las variables poblacionales de toninas incluidas en la *tabla 13*, mismas que fueron obtenidos de la literatura (Leatherwood *et al.*, 1986; Shane *et al.*, 1986; Mead y Potter, 1991; Wells y Scott, 1999; Reynolds *et al.*, 2000).

Tabla 13. Otras variables utilizadas para ejecutar el Vortex. El tamaño de cada población (N) proviene de las estimaciones, otros datos de variables poblacionales fueron obtenidos a partir de la literatura (Wells y Scott, 1999; Reynolds *et al.*, 2000).

Variables	Magdalena	Navachiste
N_{total}	112	197
k	117 (95%)	232 (85%)
tendencia k (% var. Anual)	-0.5	0
Iteraciones	1000	1000
edad madurez Hembras	8	8
edad madurez Machos	10	10
máxima edad reproductiva	40	40
progenie máxima anual	1	1
razón sexual de crías	50%	50%
% hembras reproductiva	50	50
% machos en el pool reproductivo	60	60
% machos éxito reproductivo	48.7	48.7
intervalo de crianza	3	3
Catástrofes		
Capturas	según los escenarios de la <i>tabla 10</i>	

Se consideró que el ambiente y la población de Magdalena están en mejor estado de conservación y así se asumió que la población estaría en o cercana a su capacidad de carga (95%); pero debido al aumento en la presión por el crecimiento de la población diferente en cada sitio, el modelo se ejecutó con una tendencia a la reducción de la capacidad de carga en un 0.5% anual (se muestra como *tendencia k (% var. Anual)* en la *tabla 13*) en un periodo de 25 años. Para el caso de Navachiste por ser un ambiente más impactado se

consideró que la población está en el 85% de su capacidad de carga, pero a causa de un menor crecimiento en la población costera y consecuentemente una estabilización en el nivel de impacto o deterioro a la zona, se consideró que no hay una tendencia a la disminución en la capacidad de carga. Para considerar esos niveles de impactación a los ambientes se tomaron en cuenta los datos de la *tabla 3* que, entre otros, indica una tasa de crecimiento medio anual de 3 para Baja California Sur y de 1.4 para Sinaloa durante el período de 1990 a 2000. Actualmente B.C.S. permanece como la entidad con menor población que la de los demás estados de la federación. Sin embargo, registra una tasa de crecimiento mayor a la media nacional, mientras que Sinaloa, con una mayor población, actualmente registra un crecimiento menor al de la media nacional. De lo anterior, se asumió que aunque Bahía Magdalena presenta un mejor estado de conservación o menor impacto enfrenta una mayor amenaza de impacto debido al incremento en el uso de su ambiente y áreas de influencia; mientras que la Bahía de Navachiste estando actualmente más impactada, no enfrenta un incremento en el uso de sus recursos y en consecuencia no se considera que exista una tendencia de deterioro.

El análisis de viabilidad poblacional considera la aparición de catástrofes como un evento aleatorio. Sin embargo, se requiere especificar las probabilidades de ocurrencia así como la severidad del impacto tanto en la reproducción como en la supervivencia. Para el caso de las catástrofes se tomaron en cuenta algunas que han afectado mamíferos marinos en el Golfo de California (Profepa, 1995), así como casos hipotéticos considerando algunos fenómenos naturales (El Niño, mareas rojas) o antropogénicos (principalmente relacionados con pesca incidental). Para determinar esos valores se consideró que, por ejemplo durante la segunda mitad del Siglo XX se registraron dos eventos de El Niño con consecuencias dramáticas,

registrándose en el Golfo de California al menos dos eventos de mortandad inusual en ese periodo. También la probabilidad de que algún evento de alta mortandad por pesca incidental se registre es alto, considerando que tanto en zonas del Golfo de California como en el Océano Pacífico, justamente a la altura de Bahía Magdalena, se han observado algunas mortandades altas de pequeños cetáceos. Así, se hicieron simulaciones para las siguientes condiciones alternativas (ver *Tabla 14*):

- A** sin presencia de catástrofes.
- B** 5% de probabilidad de que se presente una catástrofe que impacte a la supervivencia del 25% de los individuos de la población; y que reduzca la reproducción en un 5%.
- C** 5% de probabilidad de que ocurra una catástrofe que reduzca la reproducción en un 15% y que reduzca la población en un 30%; más 1% de probabilidad de que ocurra una segunda catástrofe con reducción del 5% en la reproducción y 25% la en supervivencia.
- D** 10% de probabilidad de que ocurra una catástrofe con reducciones del 5% en la reproducción y 5% en la supervivencia.

Cada una de estas situaciones se simuló para 28 escenarios de explotación, como se muestra abajo y en la *Tabla 14*:

- 0** sin capturas
- 1, 2, 3** una sola captura de 8 ejemplares
- 4, 5, 6** capturas de 8 ejemplares cada año durante 20 años
- 7, 8, 9** capturas de 8 ejemplares cada año durante 50 años
- 10, 11, 12** capturas de 20 ejemplares cada año durante 20 años
- 13, 14, 15** capturas de 20 ejemplares cada año durante 50 años
- 16, 17, 18** capturas de 10 ejemplares cada 3 años durante 20 años
- 19, 20, 21** capturas de 10 ejemplares cada 3 años durante 50 años
- 22, 23, 24** capturas de 20 ejemplares cada 3 años durante 20 años
- 25, 26, 27** capturas de 20 ejemplares cada 3 años durante 50 años

Tabla 14. Condiciones de simulación para los diferentes escenarios. En el renglón superior se especifican las condiciones de las catástrofes, tanto en probabilidad de que estas se presenten, como en el porcentaje de la población que afectarían en la reproducción o en la supervivencia.

Variaciones en las capturas	captura	Sin Catastrofe	Una Catástrofe: 10% de prob. Severidad de 5% sobre rep. y 25% en superv.	Dos Catastr: 5% de prob. Sever. 15% en rep y 5% sup.; 1% de prob., Sever. 5% en rep y 25% en superv.	Una Catastrofe 10% de Prob. Severidad de 5% en rep. y 5% en superv.
Sin capturas		0A	0B	0C	0D
una sola captura 8	6H, 2M	1A	1B	1C	1D
	4H, 4M	2A	2B	2C	2D
	8 azar	3A	3B	3C	3D
capturas 8 c/año durante 20 años	6H, 2M	4A	4B	4C	4D
	4H, 4M	5A	5B	5C	5D
	8 azar	6A	6B	6C	6D
captura 8 c/año durante 50 años	6H, 4M	7A	7B	7C	7D
	5H, 5M	8A	8B	8C	8D
	10 azar	9A	9B	9C	9D
captura 20 c/año durante 20 años	14H, 6M	10A	10B	10C	10D
	10H, 10M	11A	11B	11C	11D
	20 azar	12A	12B	12C	12D
captura 20 c/año durante 50 años	14H, 6M	13A	13B	13C	13D
	10H, 10M	14A	14B	14C	14D
	20 azar	15A	15B	15C	15D
captura 10 c/ 3 años durante 20 años	6H, 4M	16A	16B	16C	16D
	5H, 5M	17A	17B	17C	17D
	10 azar	18A	18B	18C	18D
captura 10 c/ 3 años durante 20 años	6H, 4M	19A	19B	19C	19D
	5H, 5M	20A	20B	20C	20D
	10 azar	21A	21B	21C	21D
captura 20 c/3años durante 20 años	14H, 6M	22A	22B	22C	22D
	10H, 10M	23A	23B	23C	23D
	20 azar	24A	24B	24C	24D
captura 20 c/3 años durante 50 años	14H, 6M	25A	25B	25C	25D
	10H, 10M	26A	26B	26C	26D
	20 azar	27A	27B	27C	27D

Cada tercia de escenarios indicados con los números del 1 al 27 corresponden a capturas de más hembras que machos, igual número de hembras que de machos y proporción de sexos al azar, respectivamente.

Los resultados de las simulaciones se muestran en las gráficas incluidas en las *figuras 18 a la 25* los escenarios de cada gráfica se detallan en la *tabla 14*. En cada una de las gráficas se muestran cuatro simulaciones, una sin capturas y las otras tres según se indique.

Se puede apreciar que las simulaciones de una sola captura de ocho individuos, independientemente de las condiciones de catástrofes o ausencia de ellas, resultan prácticamente iguales que la situación de no capturar ningún ejemplar. Particularmente en esos casos se observa que la población no crece más allá del nivel establecido como capacidad de carga (k) esto se debe, como se explicó antes, a que el programa trunca los resultados que tengan como consecuencia un tamaño poblacional superior a la capacidad de carga indicada.

De acuerdo con los resultados obtenidos en la modelación, las consecuencias de mayor impacto a la población se producen cuando se realizan capturas en años consecutivos. Si la condición de capturas se extiende por periodos más prolongados, el impacto es consecuentemente más severo y la probabilidad de que la población se recupere es menor.

En todos los casos en que las capturas se repiten más de una vez, la situación de una extracción de un mayor número de hembras que de machos implica un mayor riesgo e impacto a la población.

En los ejemplos en los que se especifica una capacidad de carga reducida o menor a la original, al simular la mayoría de las condiciones se registra una recuperación, pero en el resultado también se observa que el programa anula

los excedentes para situar el tamaño máximo de la población en el nivel de la capacidad de carga resultante, es decir que de no haberse incluido una reducción en la capacidad de carga, de acuerdo con el modelo la población se recuperaría.

De acuerdo con estos ejercicios, las capturas de hasta diez ejemplares permiten que la población se recupere posteriormente, particularmente cuando las capturas se sitúan en años no consecutivos. Por otro lado, los resultados indican que en general el riesgo de catástrofes puede significar un impacto mayor que el que resulta de extracciones de pocos ejemplares; sobre todo, en poblaciones como las aquí consideradas de pocos cientos de individuos.

Los escenarios sin catástrofes (*Figuras 18 y 22*) son poco realistas pero permiten apreciar que condiciones de captura son las que por si solas representan un mayor impacto a las poblaciones. En las gráficas se aprecia que las capturas en años consecutivos son más impactantes que aquellas en las que se simularon capturas en años alternos, también se observa que las capturas durante periodos más prolongados van acumulando reducciones consecutivas pues los tursiones son animales longevos. Sin embargo, en varios casos se observa que las poblaciones pueden recuperarse cuando se interrumpe la explotación. En prácticamente todas las simulaciones se aprecia que en el escenario de una sola captura de ocho ejemplares (*Figuras 18 a 25 Grafica a*) y que no vuelve a repetirse (como ha sucedido hasta ahora en Bahía Magdalena) el resultado es el mismo independientemente de la proporción de machos y hembras extraídos. También se aprecia que las poblaciones reducidas por debajo del 50% de su capacidad de carga difícilmente se recuperan particularmente en los escenarios de catástrofes más severas o de más de una catástrofe. La extracción de 20 individuos también

son notoriamente más impactantes independientemente de la periodicidad. Igualmente el efecto en el desgaste de las poblaciones es notorio cuando las extracciones se extienden por periodos de 50 años. En general, las capturas en años alternos y en las que se evita la extracción de más hembras que machos son viables, aún en escenarios con catástrofes severas o más de una de ellas. Así, como meta de manejo se puede proponer como una medida conservadora, preferentemente acordada entre los usuarios e interesados, mantener a las poblaciones de toninas en niveles entre el 65 y el 70% de su capacidad de carga.

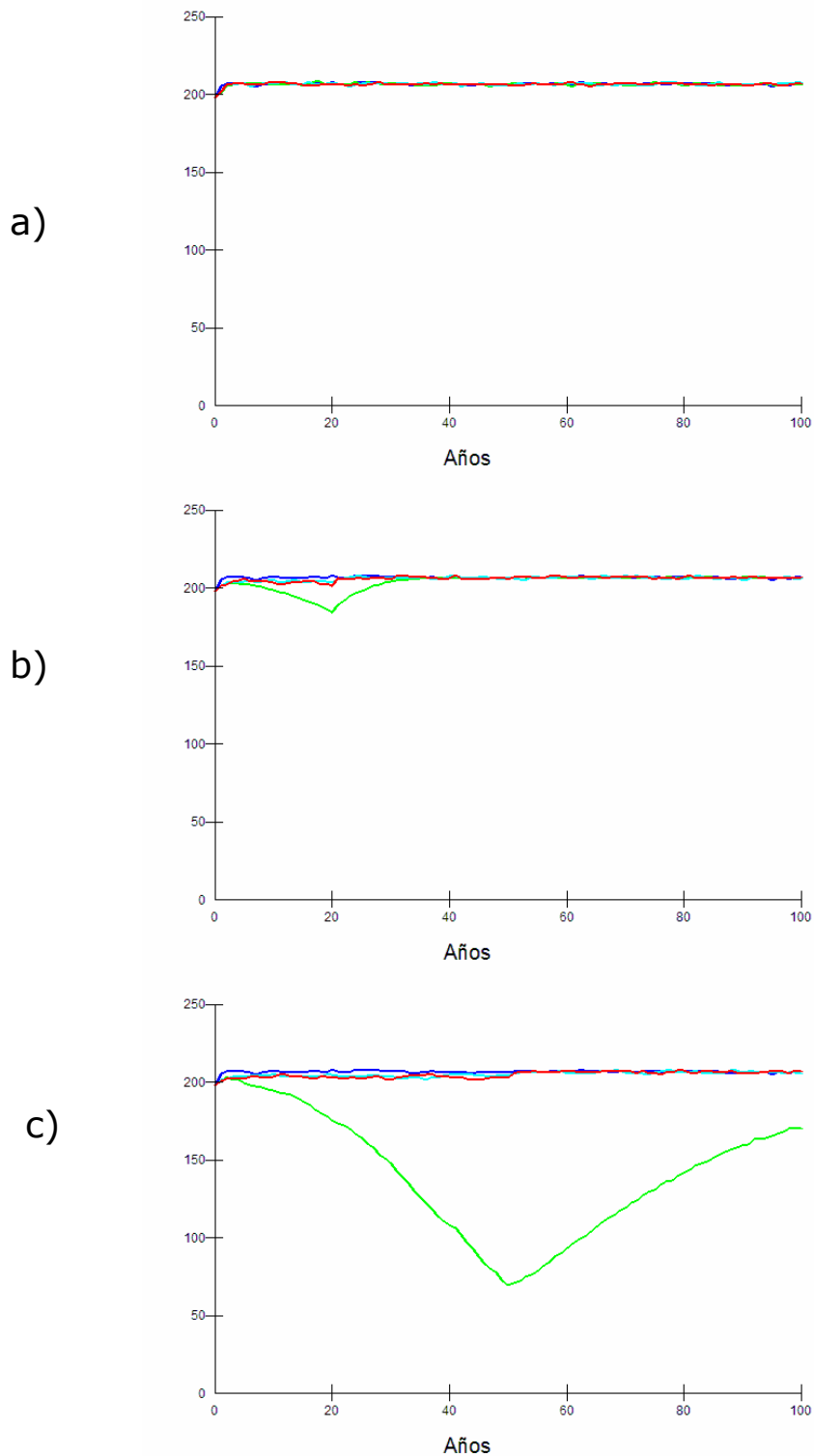


Figura 18. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Magdalena. El eje vertical es el número de individuos y el eje horizontal el tiempo en años. (A) No hay catástrofes. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. En cada gráfica varía el número de capturas y la frecuencia de las mismas. a) una sola captura de ocho ejemplares, b) extracción de ocho ejemplares cada año durante 20 años; y c) extracción de 8 ejemplares al año durante 50 años.

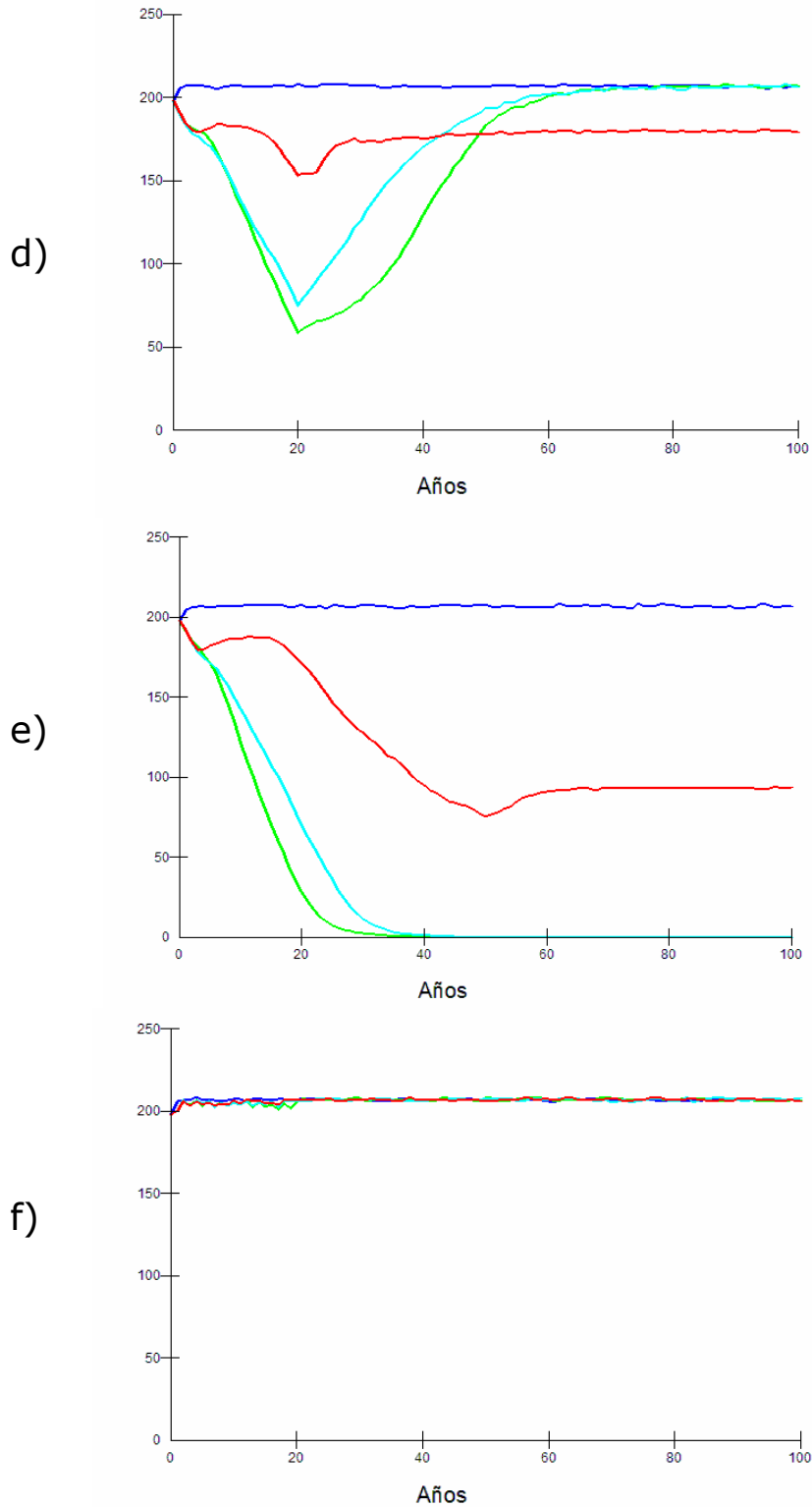
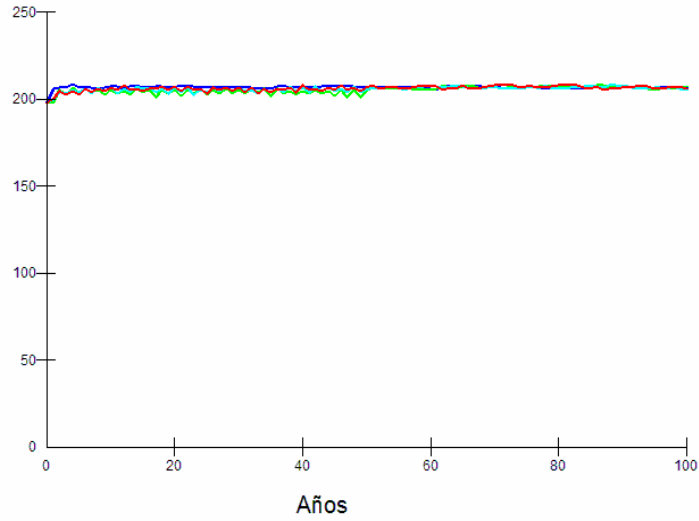
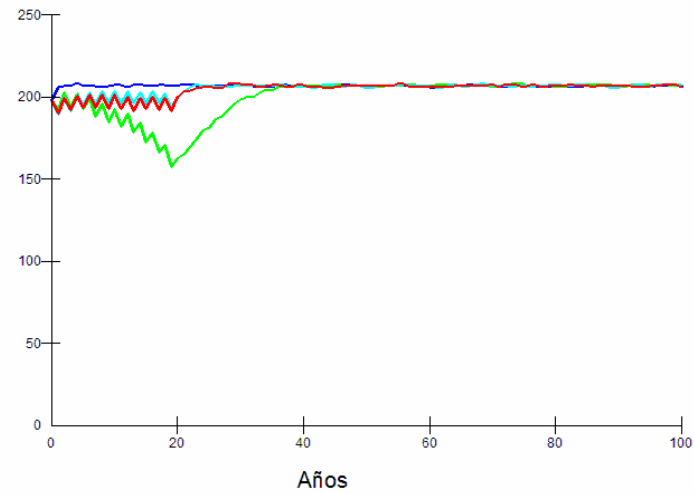


Figura 18 cont. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Magdalena. (A) **No hay catástrofes**. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. d) captura de 20 tursiones cada año durante 20 años, e) extracción de 20 ejemplares cada año durante 50 años; y f) captura de 10 cada 3 años durante 20 años.

g)



h)



i)

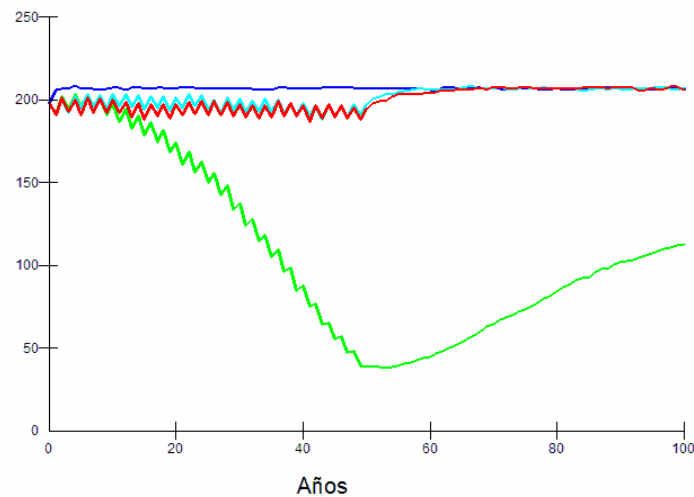


Figura 18 cont. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Magdalena. (A) **No hay catástrofes**. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. g) captura de 10 tursiones cada tres años durante 50 años, h) extracción de 20 ejemplares cada tres años año durante 20 años; i) captura de 20 cada 3 años durante 50 años.

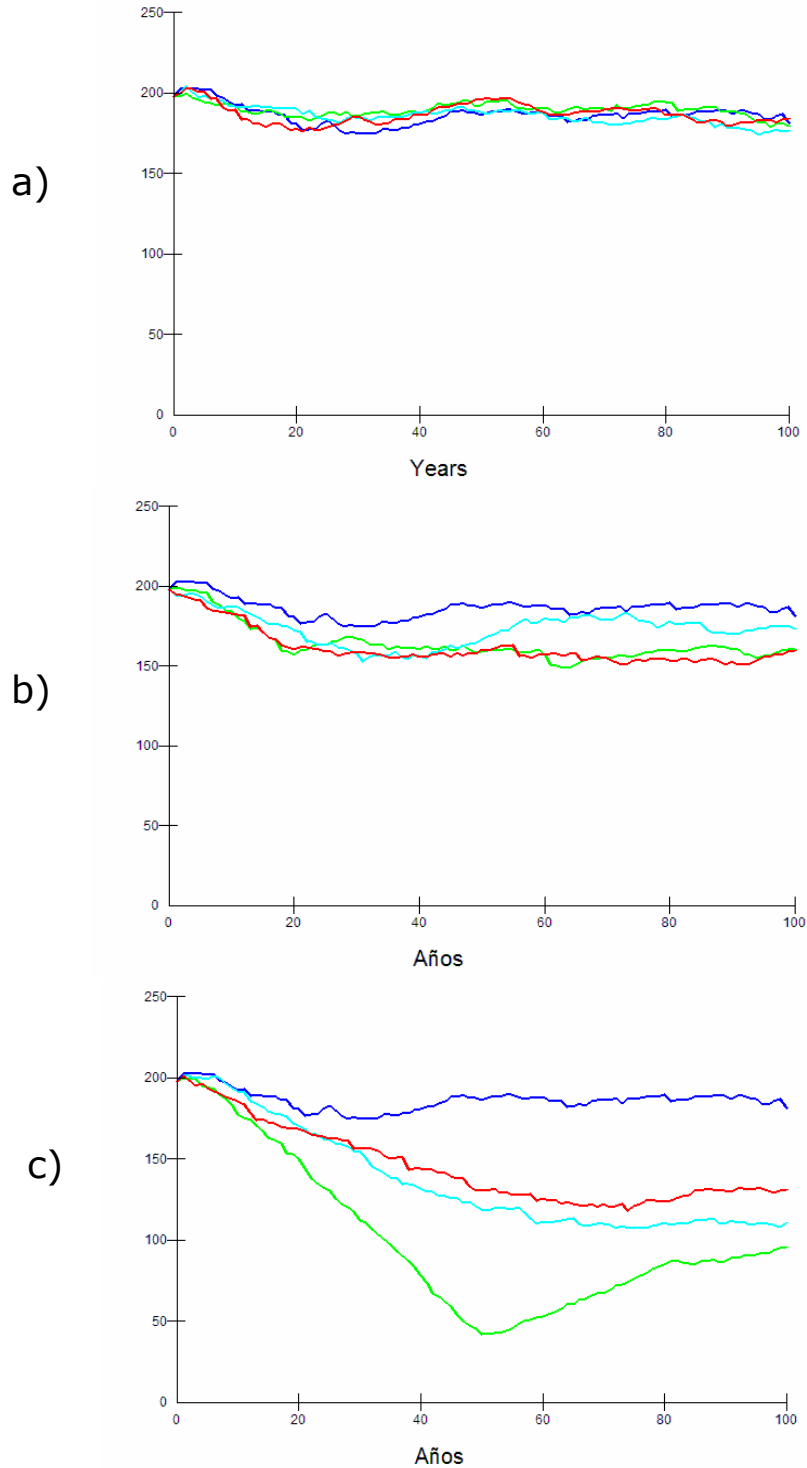


Figura 19. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Magdalena. El eje vertical es el número de individuos y el eje horizontal el tiempo en años. (B) Una catástrofe. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. a) una sola captura de ocho ejemplares, b) extracción de ocho ejemplares cada año durante 20 años; y c) extracción de 8 ejemplares al año durante 50 años.

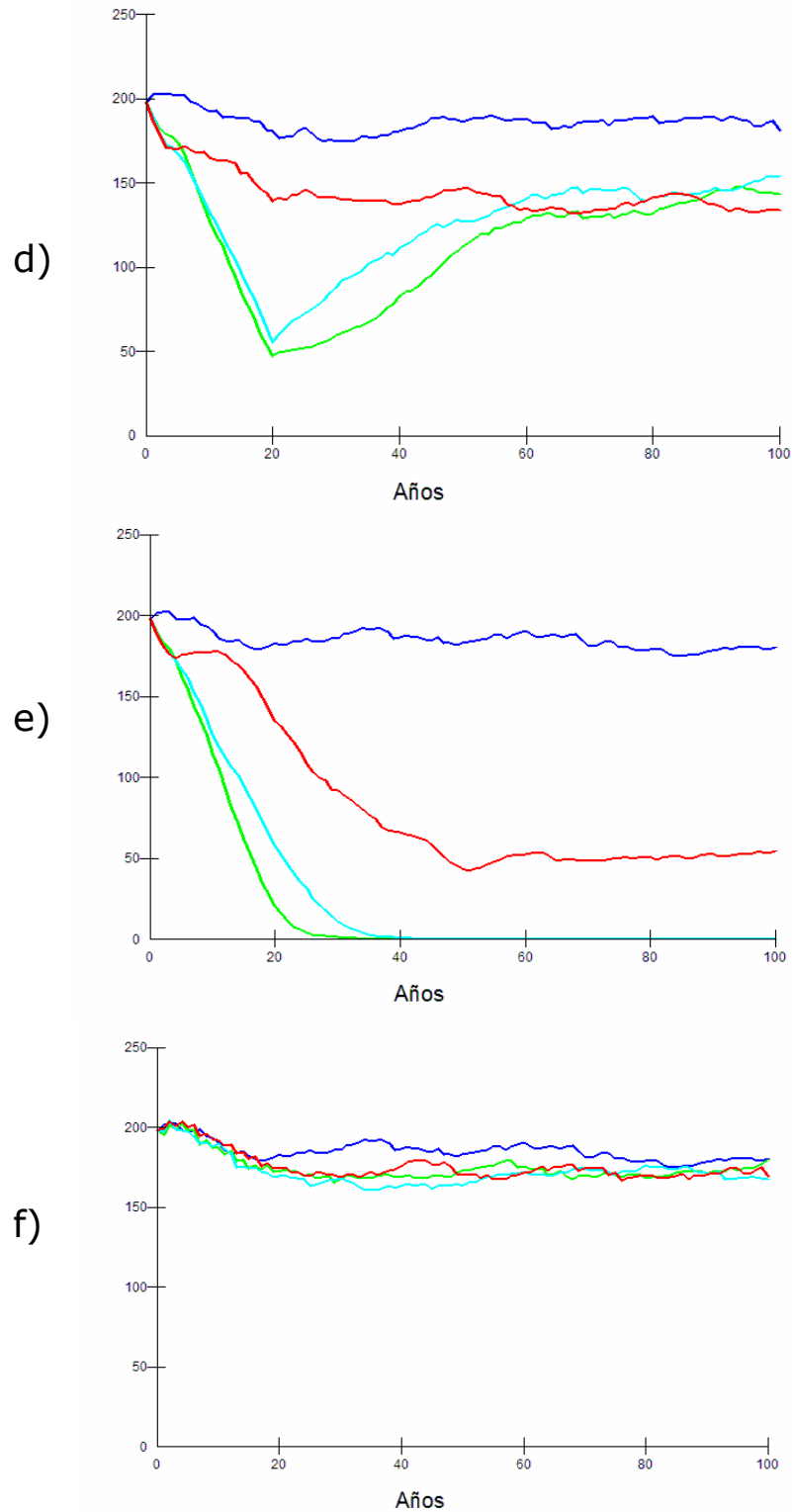
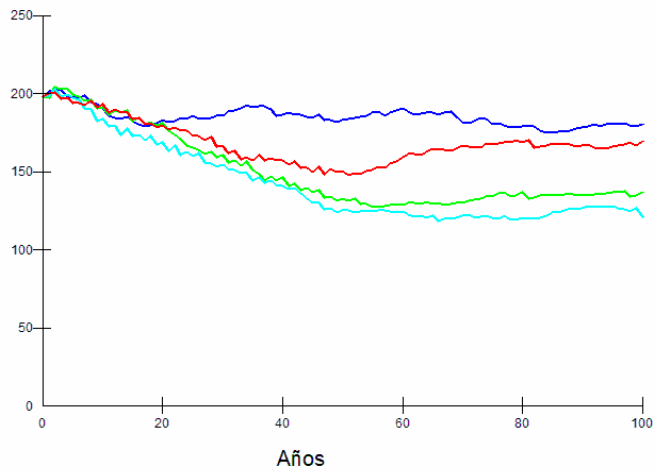
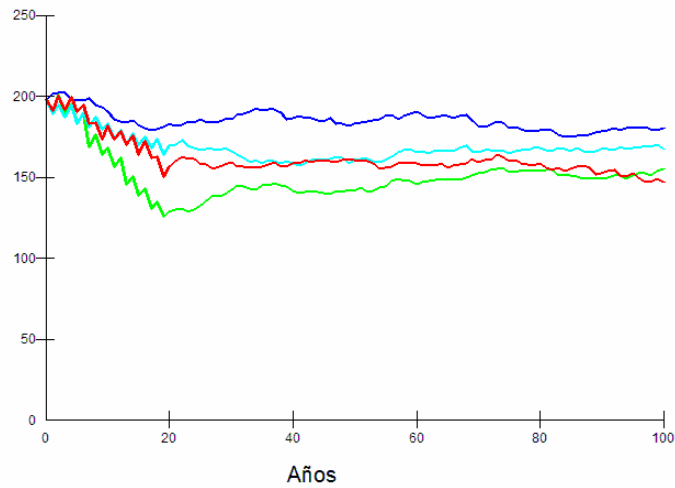


Figura 19 cont. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Magdalena. (B) **Una catástrofe**. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. d) captura de 20 tursiones cada año durante 20 años, e) extracción de 20 ejemplares cada año durante 50 años; y f) captura de 10 cada 3 años durante 20 años.

g)



h)



i)

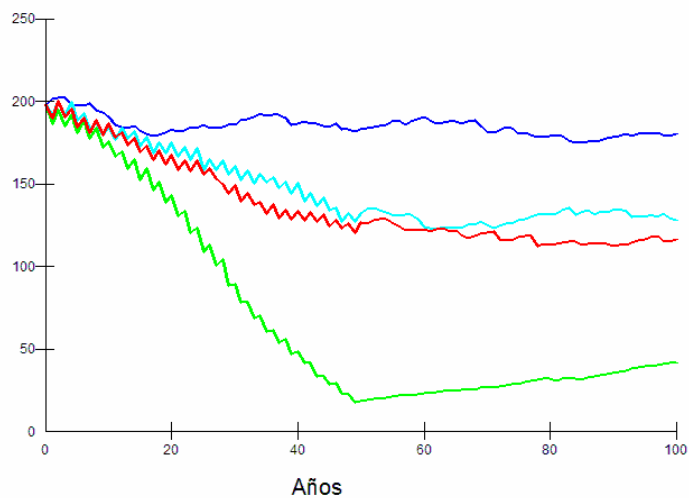


Figura 19 cont. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Magdalena. (B) **Una catástrofe**. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. g) captura de 10 tursiones cada tres años durante 50 años, h) extracción de 20 ejemplares cada tres años año durante 20 años; i) captura de 20 cada 3 años durante 50 años.

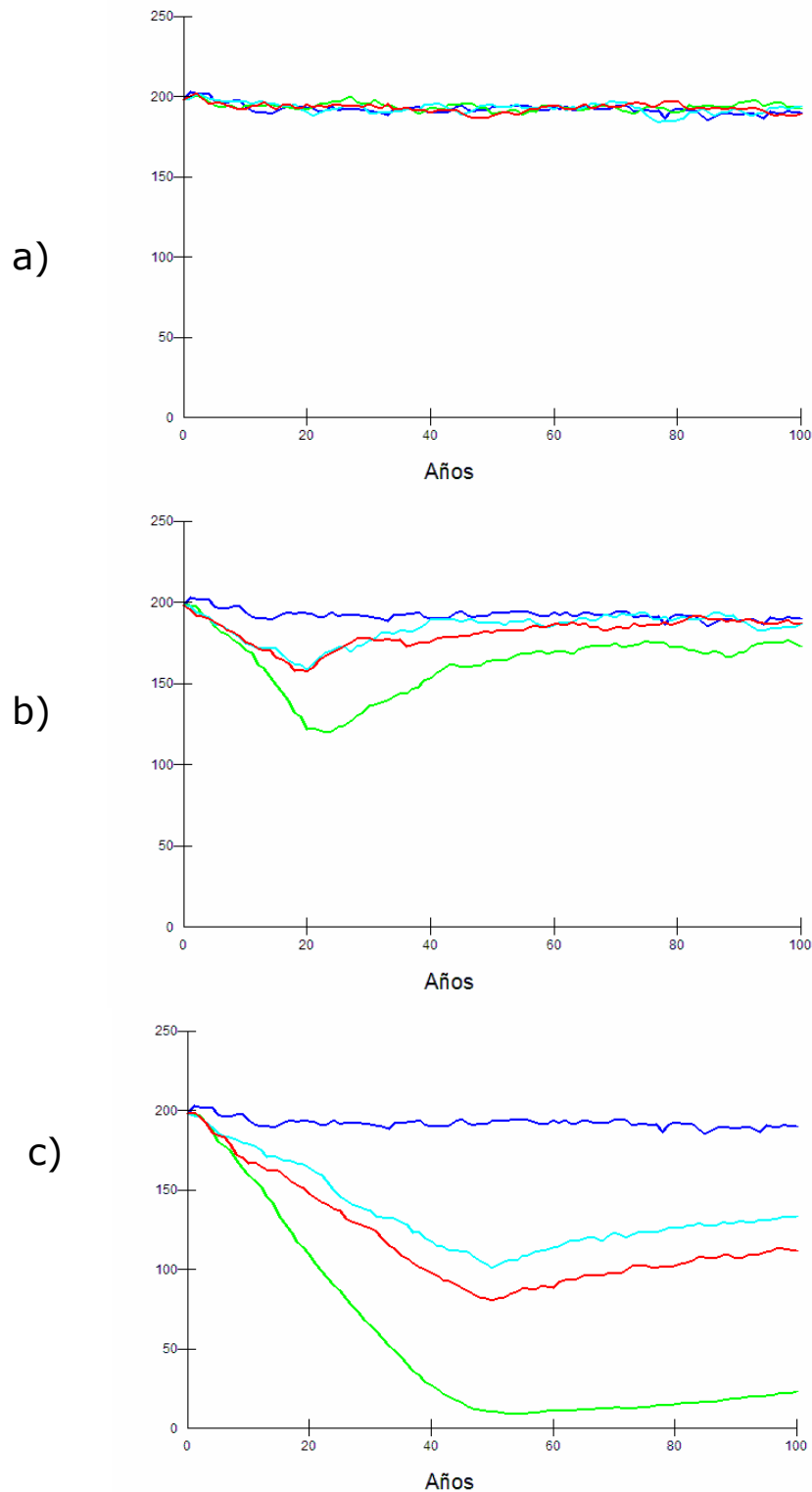


Figura 20. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Magdalena. El eje vertical es el número de individuos y el eje horizontal el tiempo en años. (C) Dos catástrofes. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. a) una sola captura de ocho ejemplares, b) extracción de ocho ejemplares cada año durante 20 años; y c) extracción de 8 ejemplares al año durante 50 años.

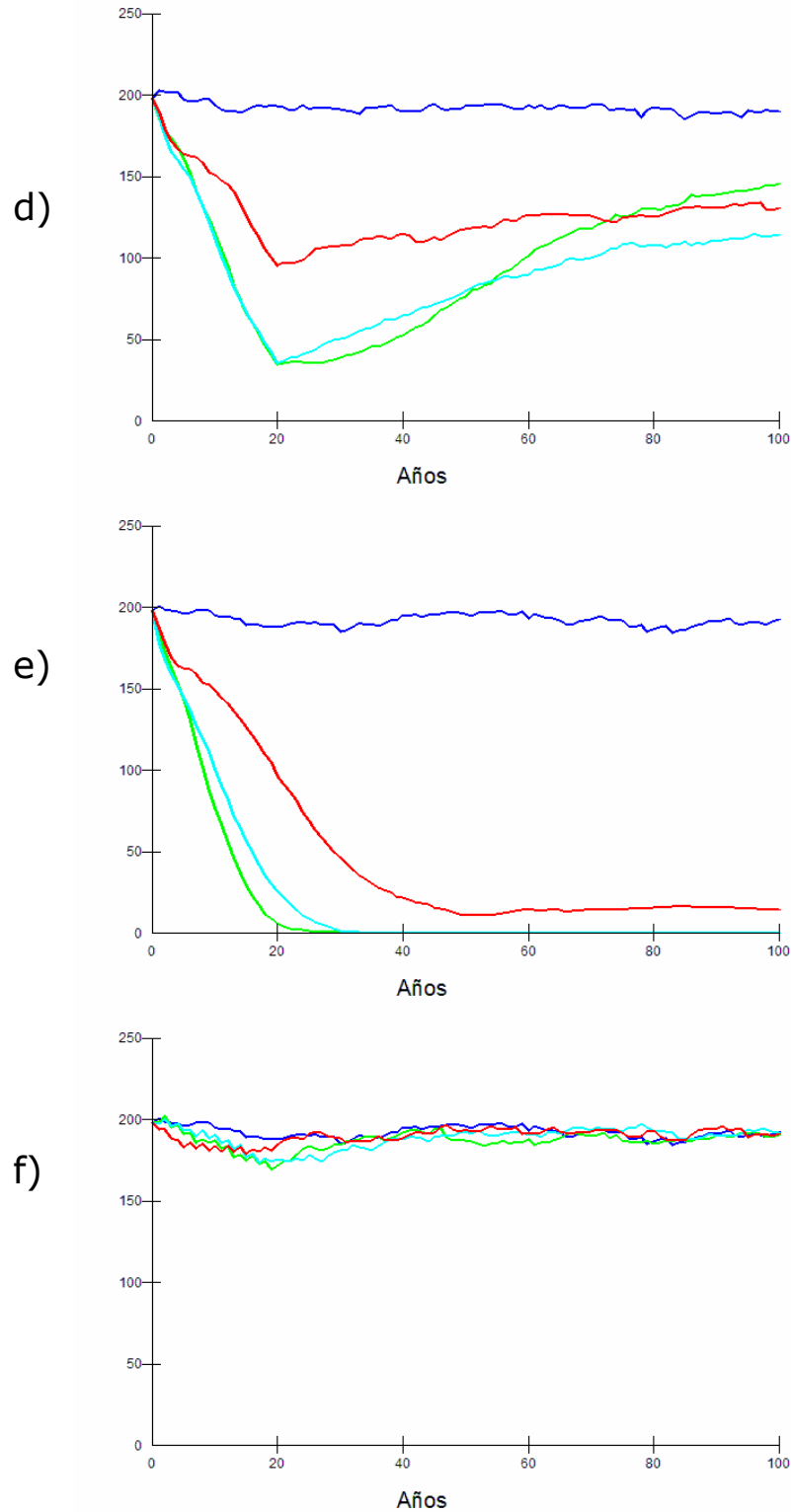


Figura 20 cont. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Magdalena. (C) **Dos catástrofes**. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. d) captura de 20 tursiones cada año durante 20 años, e) extracción de 20 ejemplares cada año durante 50 años; y f) captura de 10 cada 3 años durante 20 años.

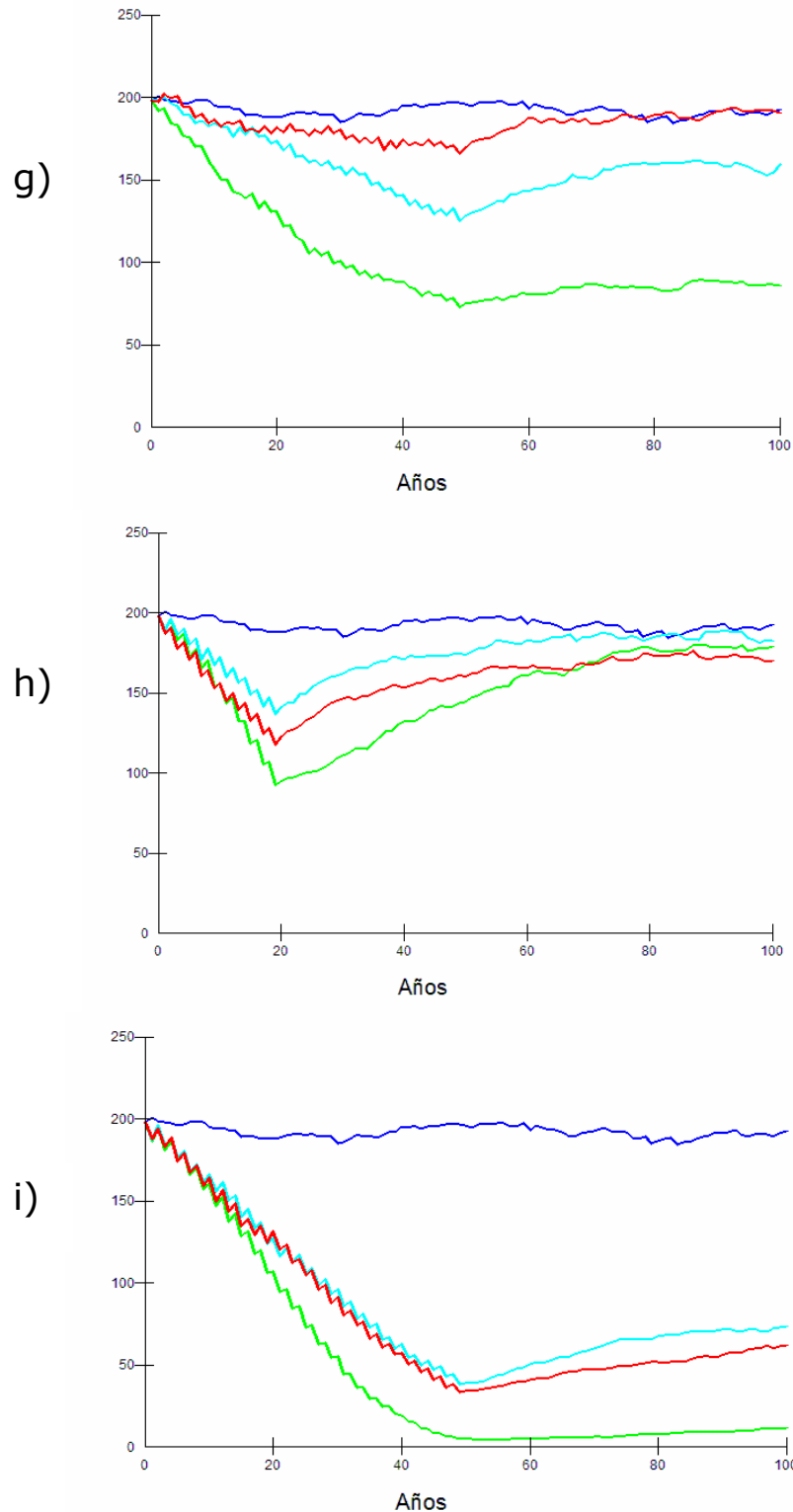


Figura 20 cont. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Magdalena. (C) **Dos catástrofes**. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. g) captura de 10 tursiones cada tres años durante 50 años, h) extracción de 20 ejemplares cada tres años año durante 20 años; i) captura de 20 cada 3 años durante 50 años.

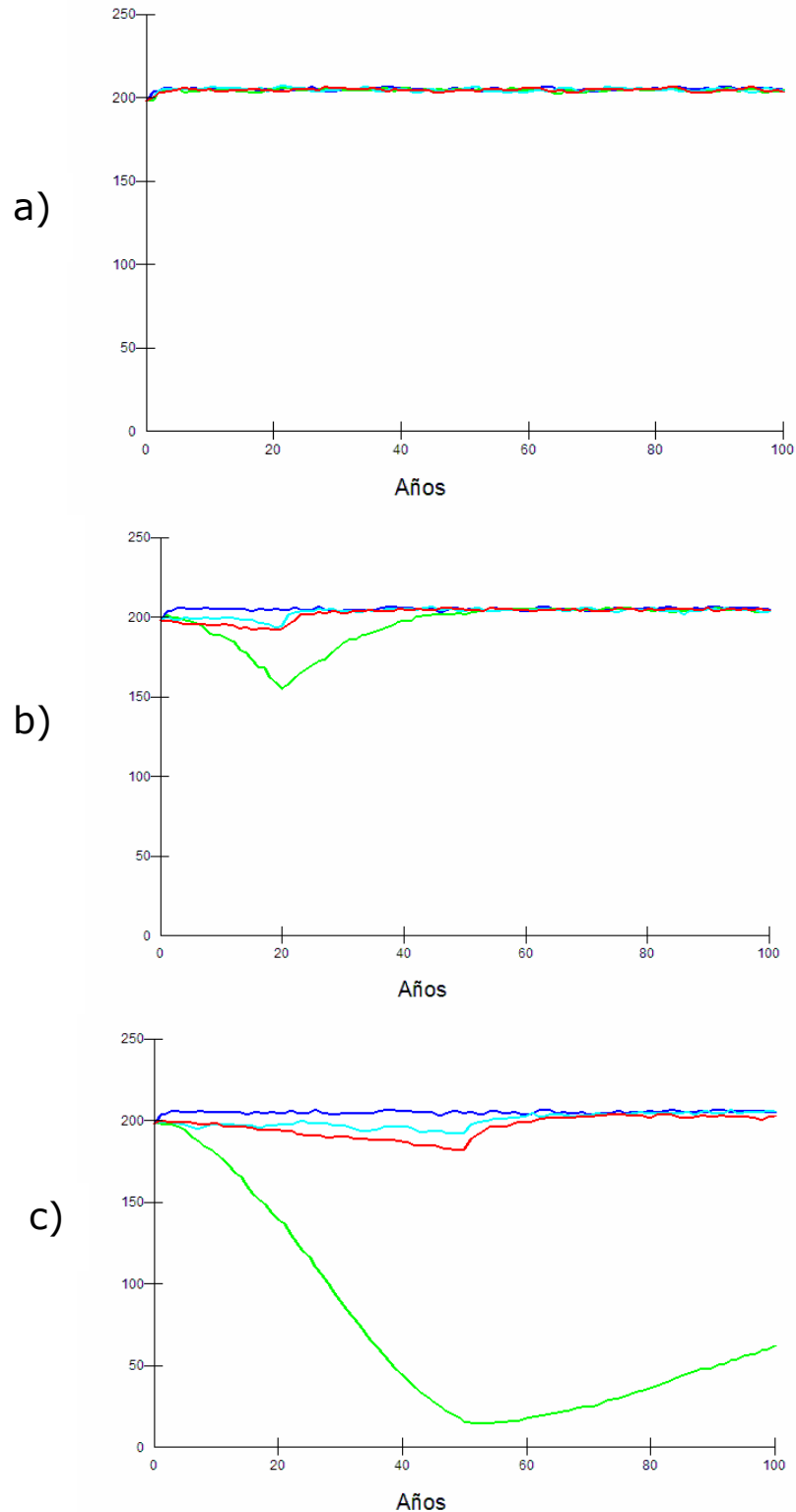


Figura 21. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Magdalena. El eje vertical es el número de individuos y el eje horizontal el tiempo en años. (D) Una catástrofe. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. a) una sola captura de ocho ejemplares, b) extracción de ocho ejemplares cada año durante 20 años; y c) extracción de 8 ejemplares al año durante 50 años.

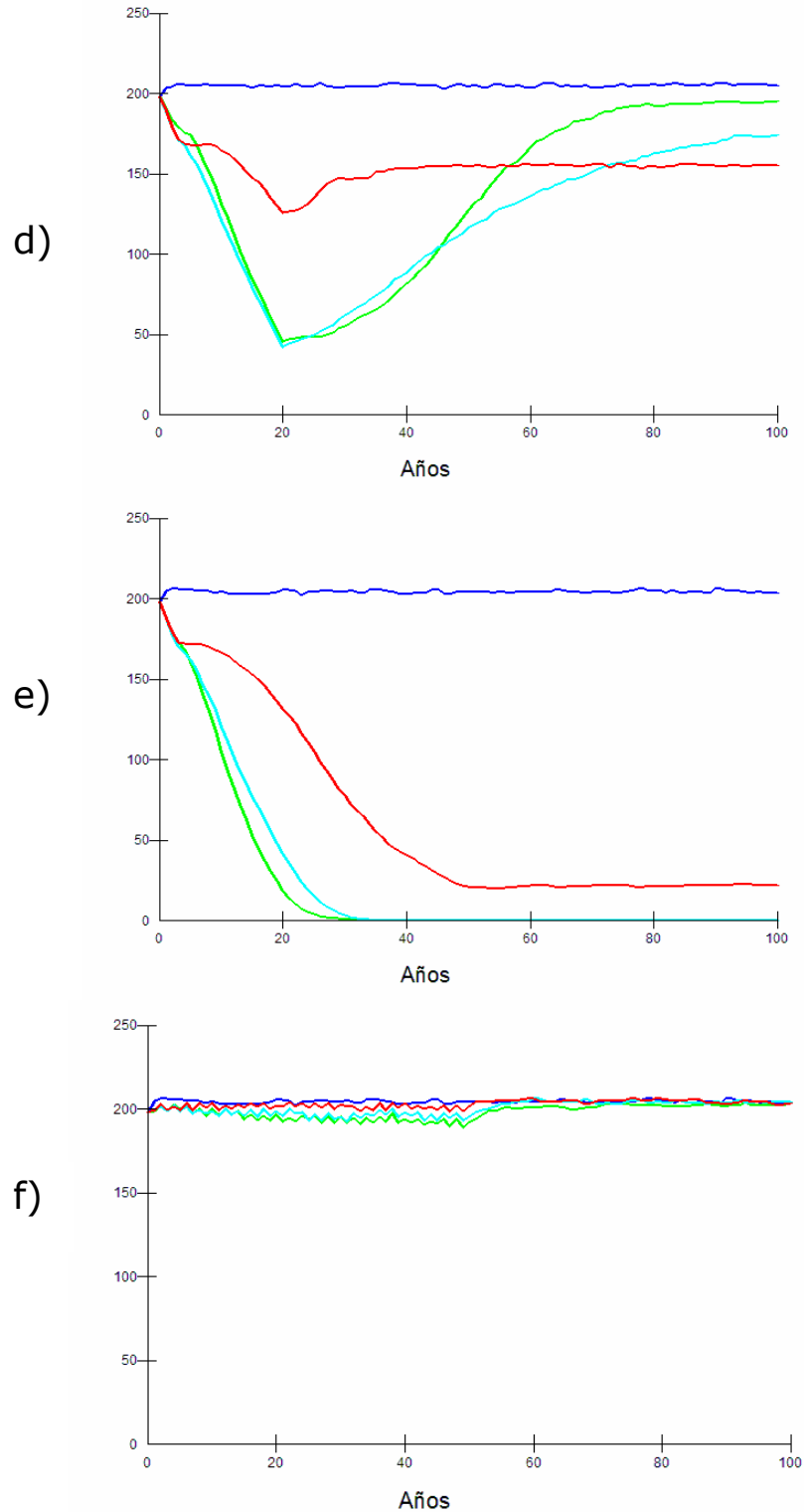


Figura 21 cont. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Magdalena. (D) **Una catástrofe**. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. d) captura de 20 tursiones cada año durante 20 años, e) extracción de 20 ejemplares cada año durante 50 años; y f) captura de 10 cada 3 años durante 50 años.

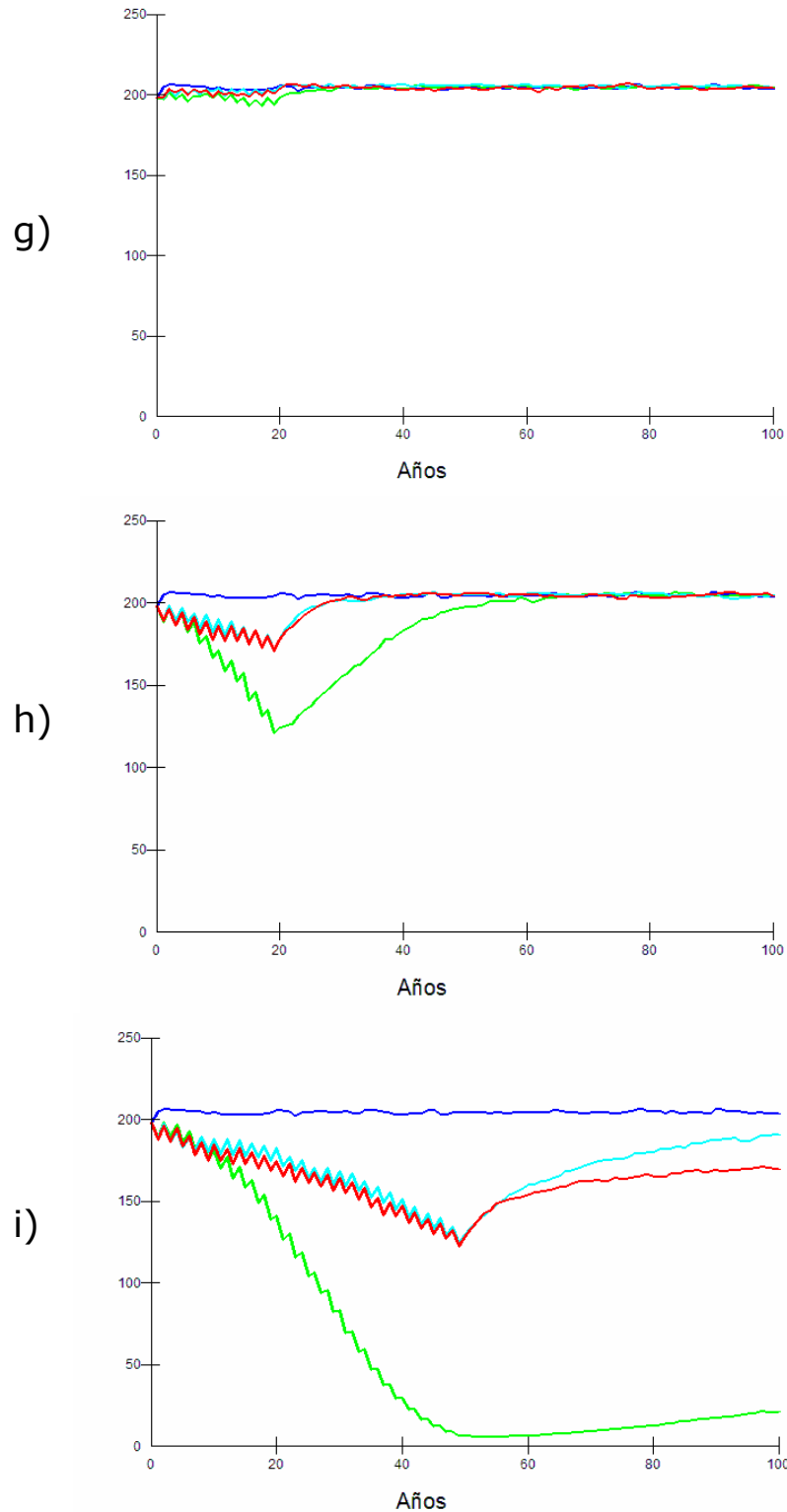
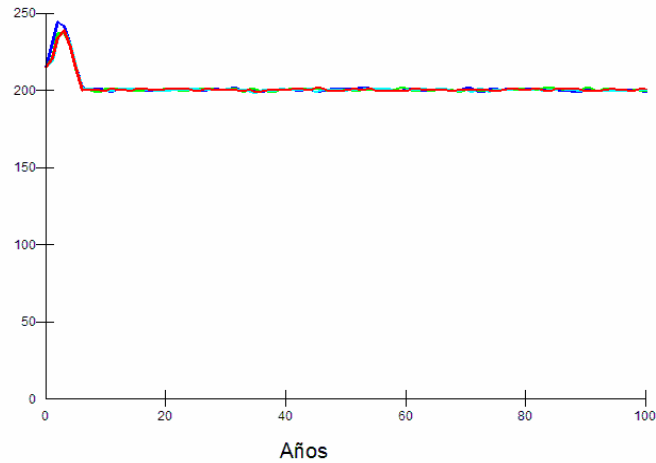
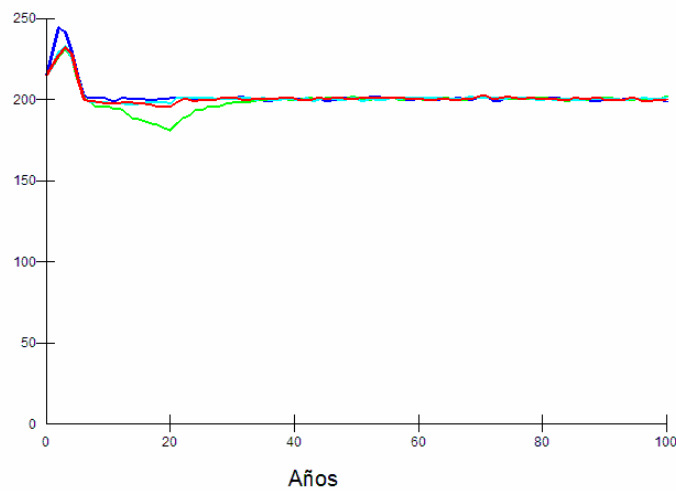


Figura 21 cont. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Magdalena. (D) **Una catástrofe**. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. g) captura de 10 tursiones cada tres años durante 50 años, h) extracción de 20 ejemplares cada tres años año durante 20 años; i) captura de 20 cada 3 años durante 50 años.

a)



b)



c)

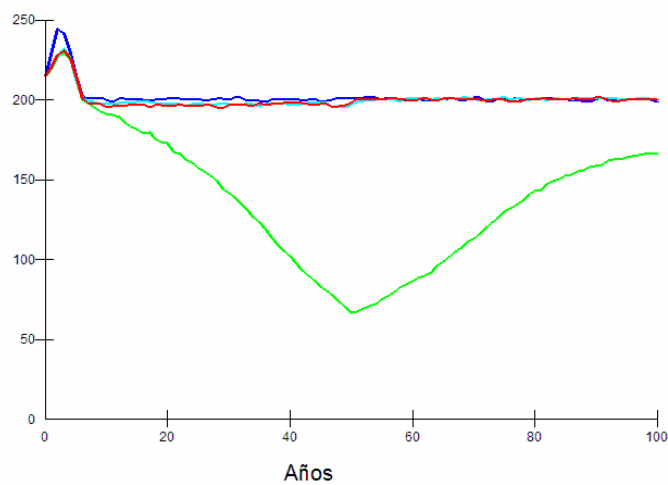


Figura 22. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Navachiste. El eje vertical es el número de individuos y el eje horizontal el tiempo en años. (A) No hay catástrofes. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. En cada gráfica varía el número de capturas y la frecuencia de las mismas. a) una sola captura de ocho ejemplares, b) extracción de ocho ejemplares cada año durante 20 años; y c) extracción de 8 ejemplares al año durante 50 años.

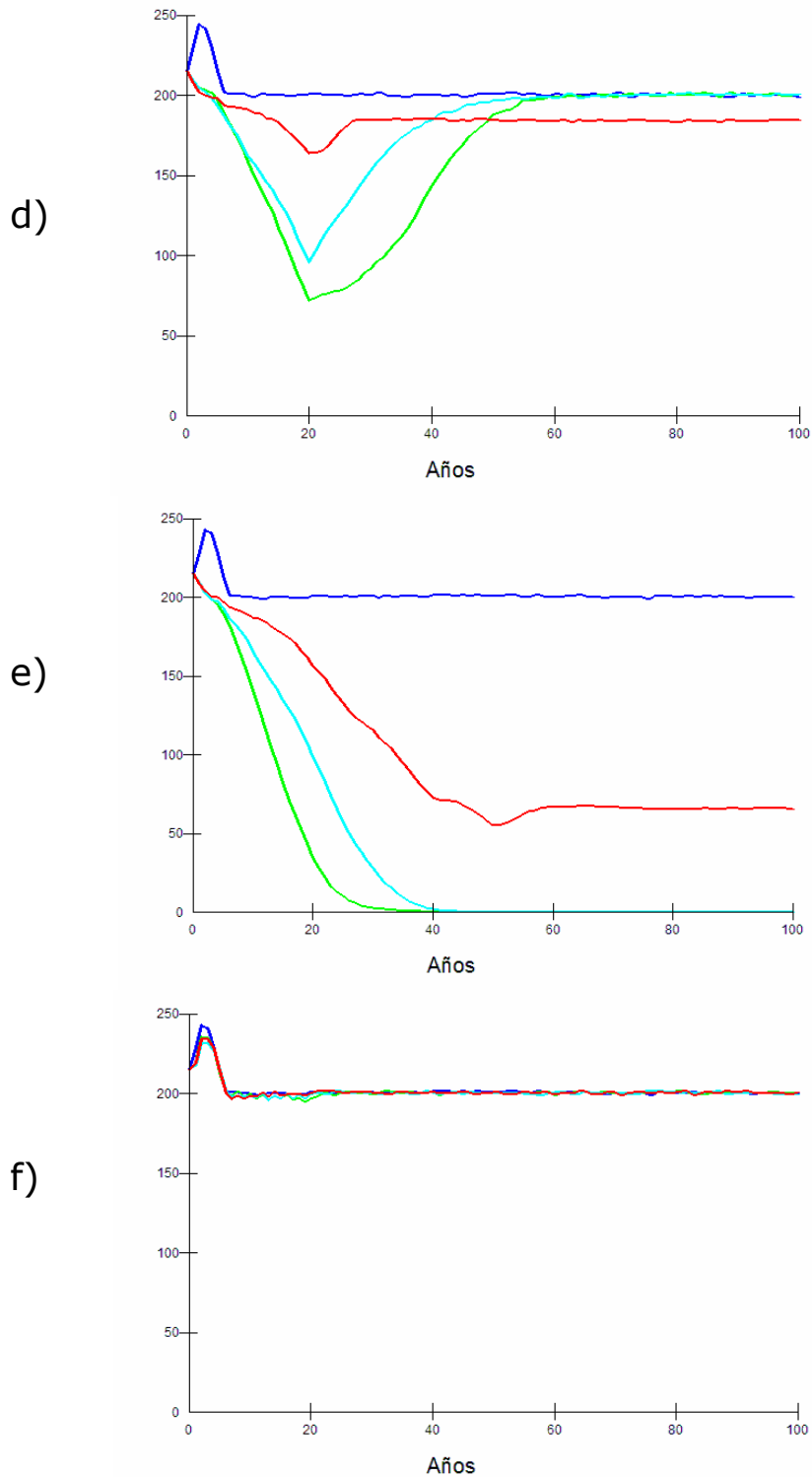
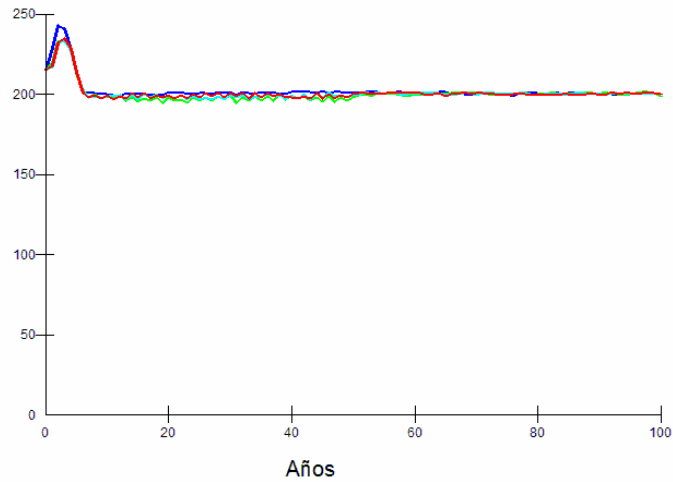
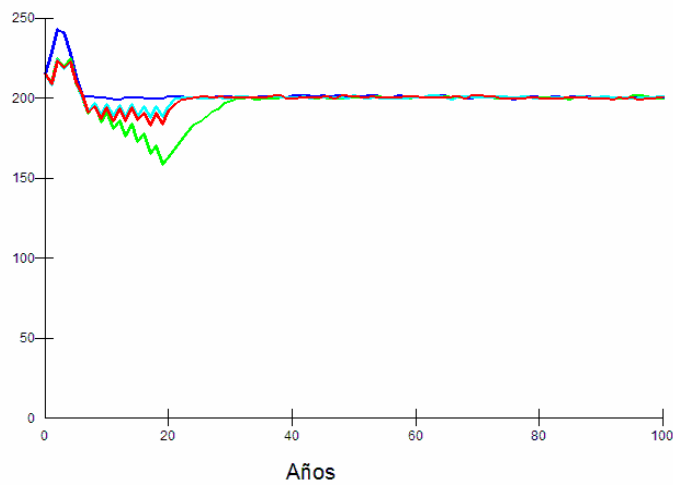


Figura 22 cont. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Navachiste. (A) **No hay catástrofes**. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. d) captura de 20 tursiones cada año durante 20 años, e) extracción de 20 ejemplares cada año durante 50 años; y f) captura de 10 cada 3 años durante 20 años.

g)



h)



i)

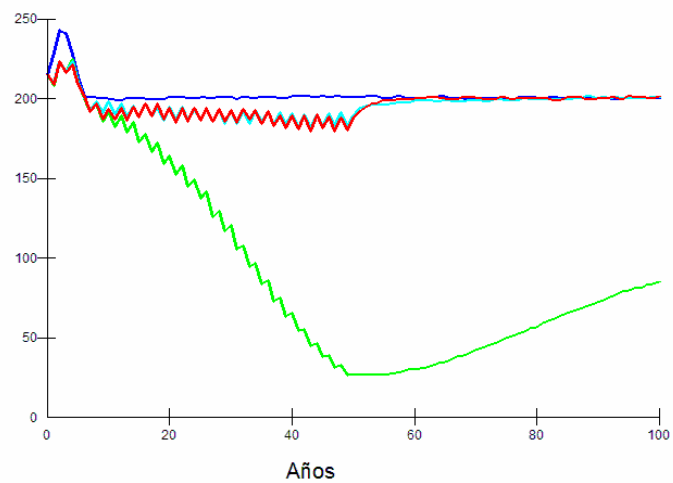


Figura 22 cont. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Navachiste. (A) **No hay catástrofes**. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. g) captura de 10 tursiones cada tres años durante 50 años, h) extracción de 20 ejemplares cada tres años año durante 20 años; i) captura de 20 cada 3 años durante 50 años.

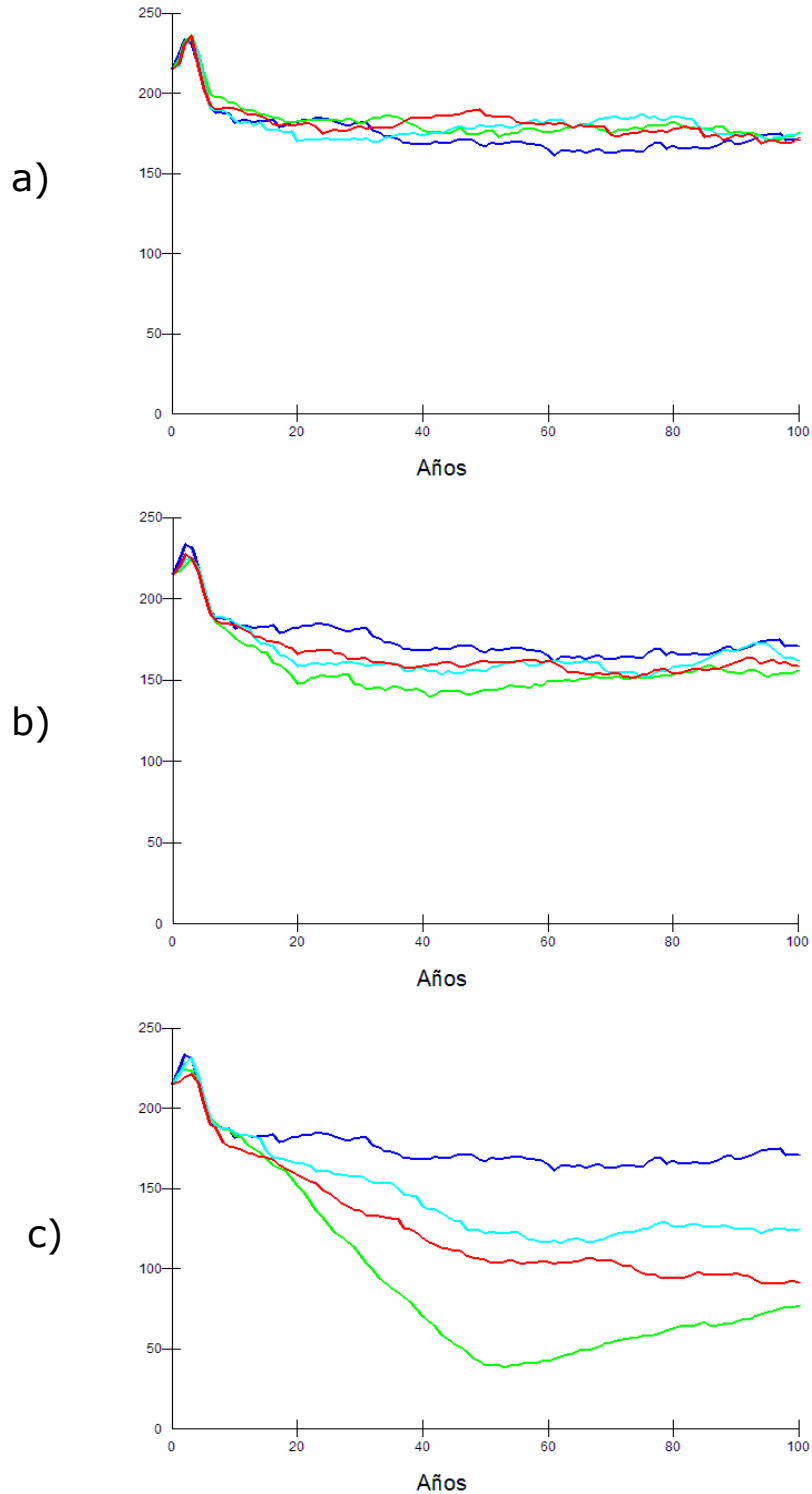


Figura 23. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Navachiste. El eje vertical es el número de individuos y el eje horizontal el tiempo en años. (B) Una catástrofe. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. a) una sola captura de ocho ejemplares, b) extracción de ocho ejemplares cada año durante 20 años; y c) extracción de 8 ejemplares al año durante 50 años.

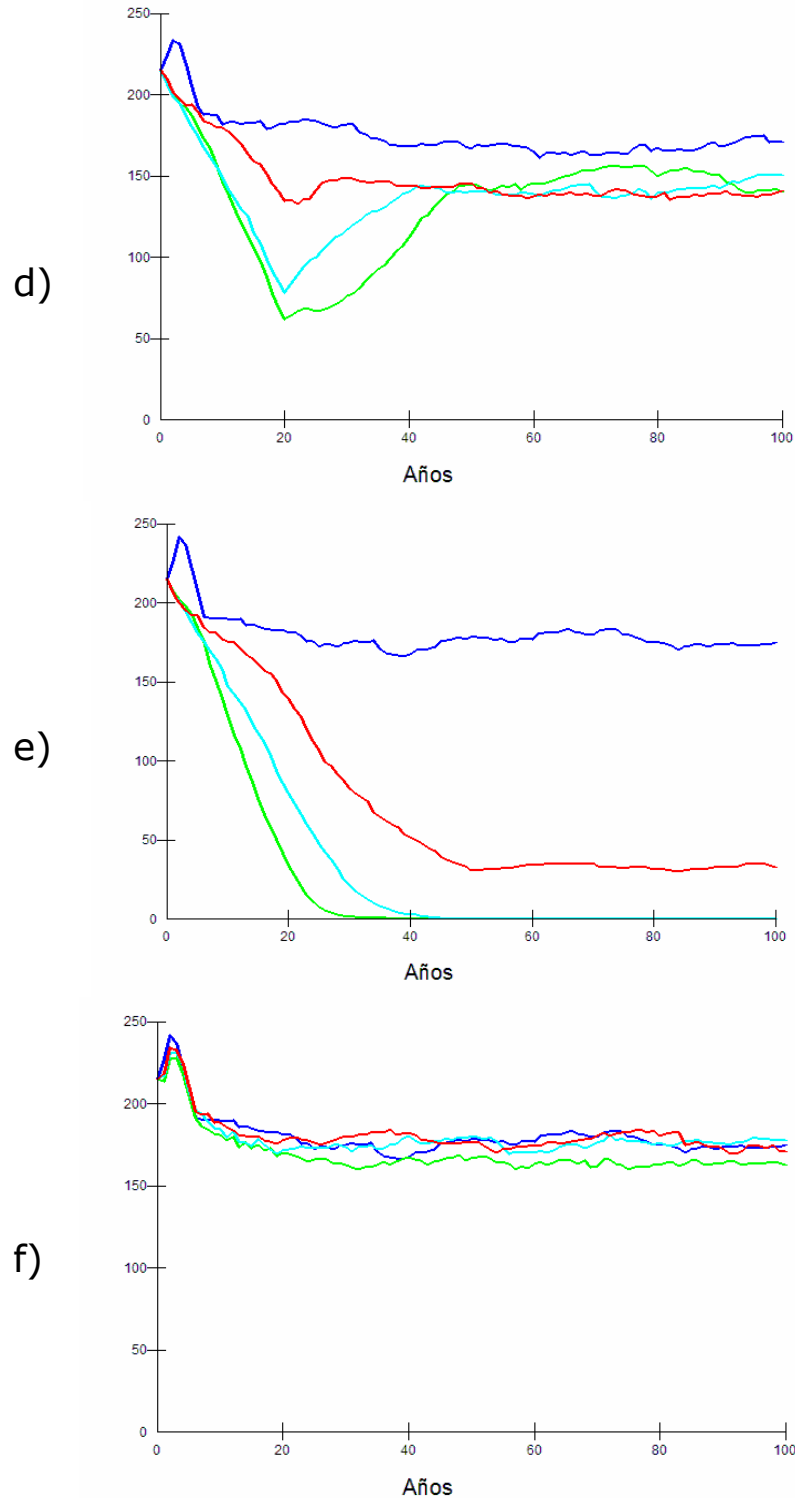


Figura 23 cont. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Navachiste. (B) **Una catástrofe**. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. d) captura de 20 tursiones cada año durante 20 años, e) extracción de 20 ejemplares cada año durante 50 años; y f) captura de 10 cada 3 años durante 20 años.

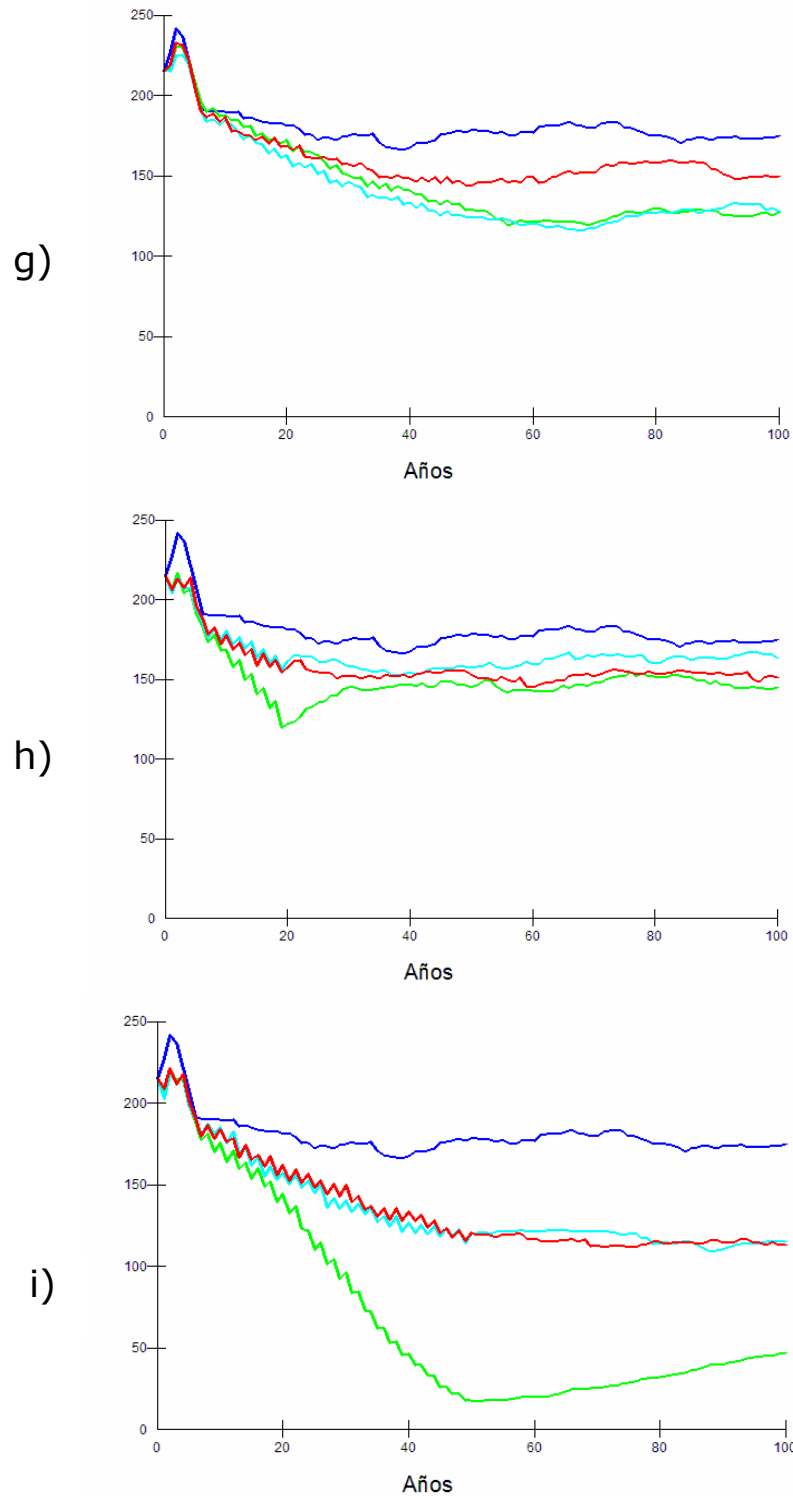


Figura 23 cont. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Navachiste. (B) **Una catástrofe**. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. g) captura de 10 tursiones cada tres años durante 50 años, h) extracción de 20 ejemplares cada tres años año durante 20 años; i) captura de 20 cada 3 años durante 50 años.

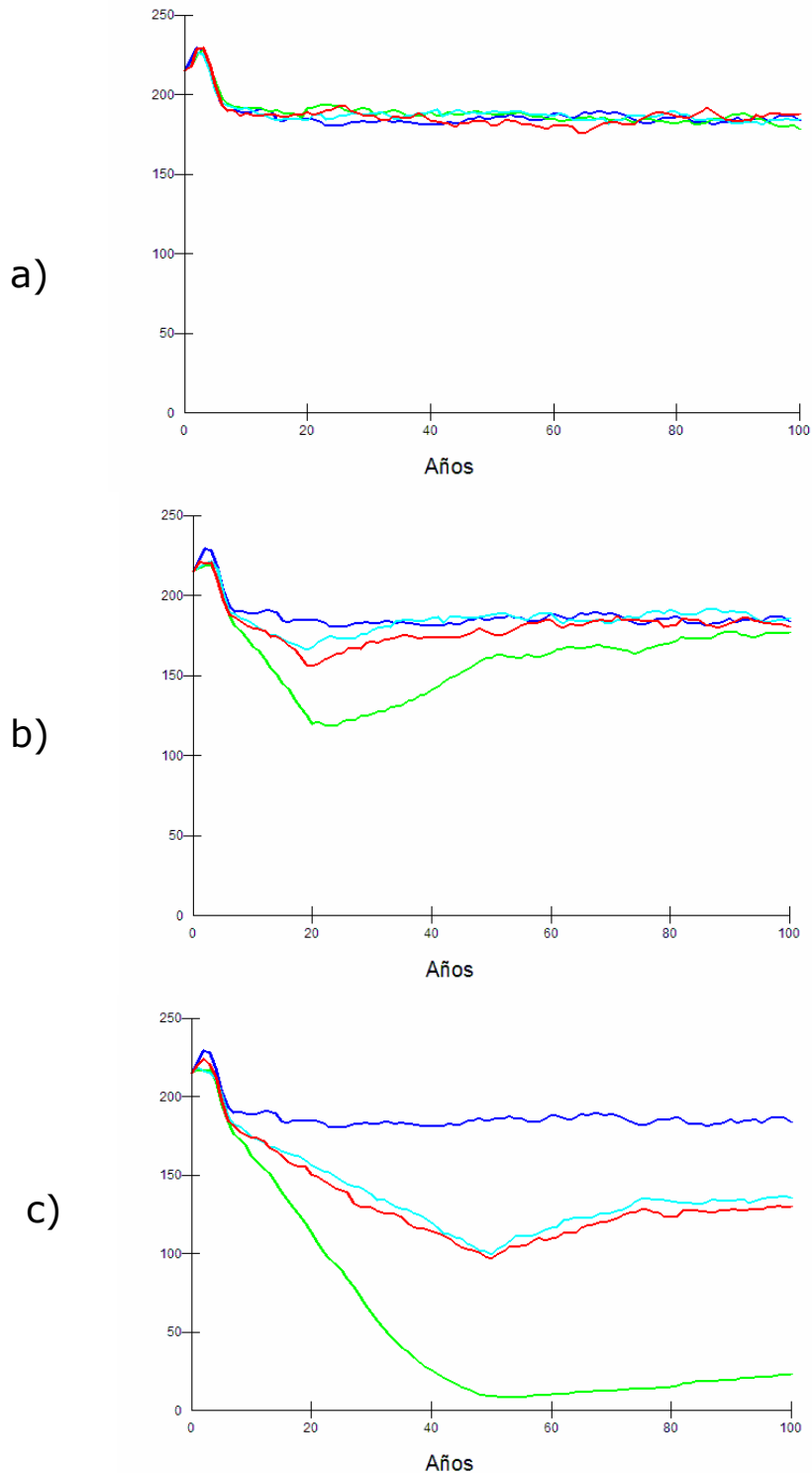


Figura 24. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Navachiste. El eje vertical es el número de individuos y el eje horizontal el tiempo en años. (C) Dos catástrofes. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. a) una sola captura de ocho ejemplares, b) extracción de ocho ejemplares cada año durante 20 años; y c) extracción de 8 ejemplares al año durante 50 años.

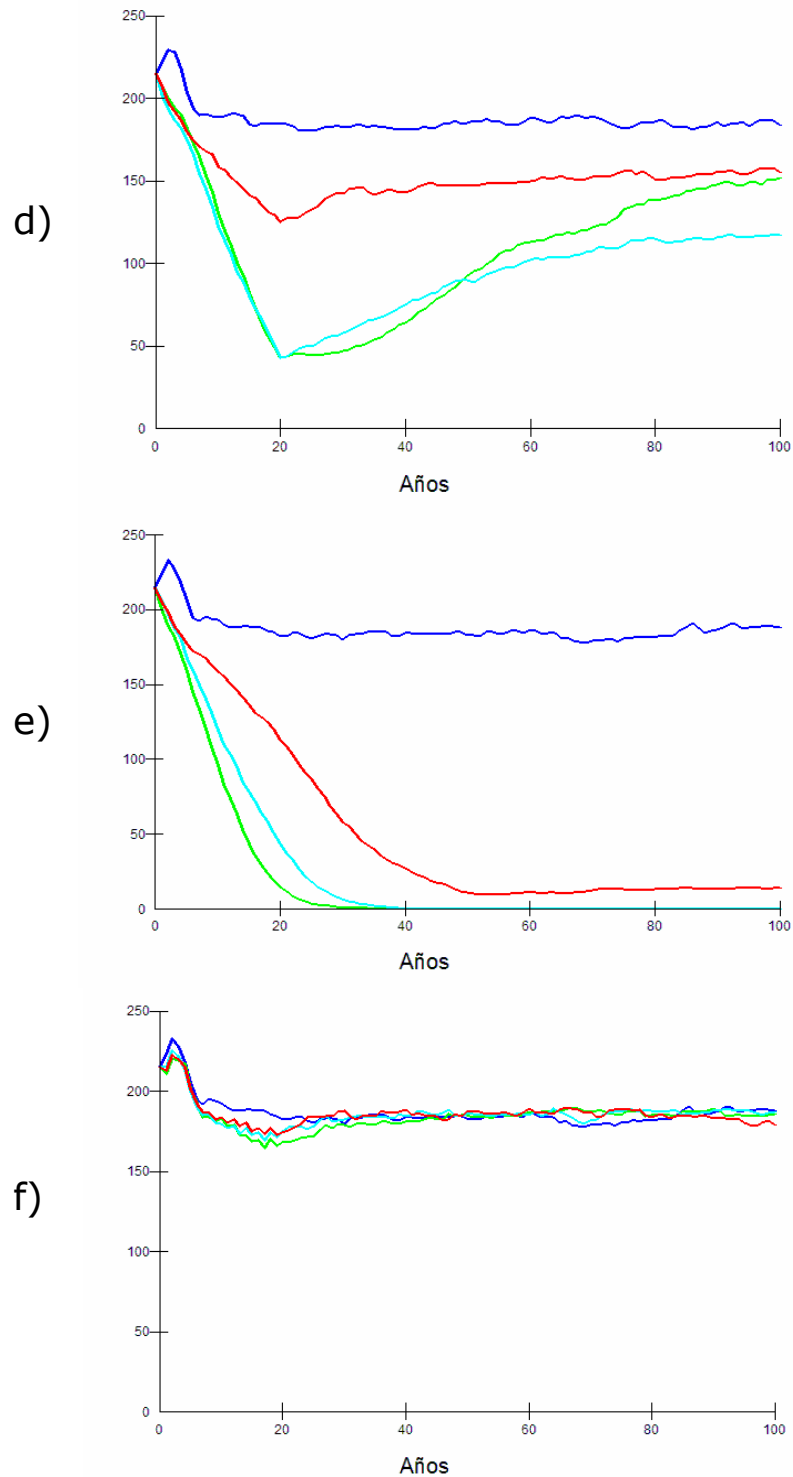


Figura 24 cont. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Navachiste. (C) **Dos catástrofes**. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. d) captura de 20 tursiones cada año durante 20 años, e) extracción de 20 ejemplares cada año durante 50 años; y f) captura de 10 cada 3 años durante 20 años.

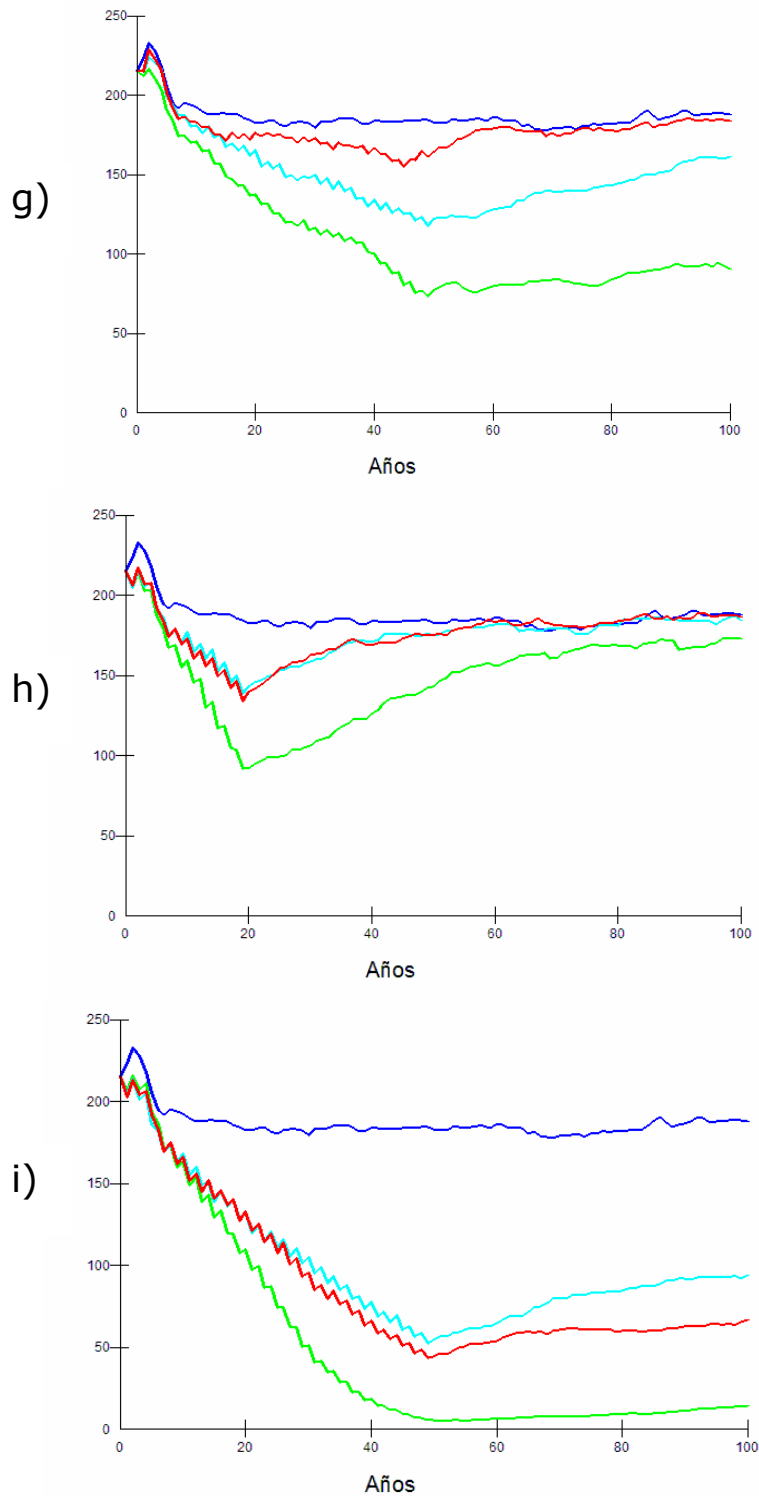


Figura 24 cont. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Navachiste. (C) **Dos catástrofes**. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. g) captura de 10 tursiones cada tres años durante 50 años, h) extracción de 20 ejemplares cada tres años año durante 20 años; i) captura de 20 cada 3 años durante 50 años.

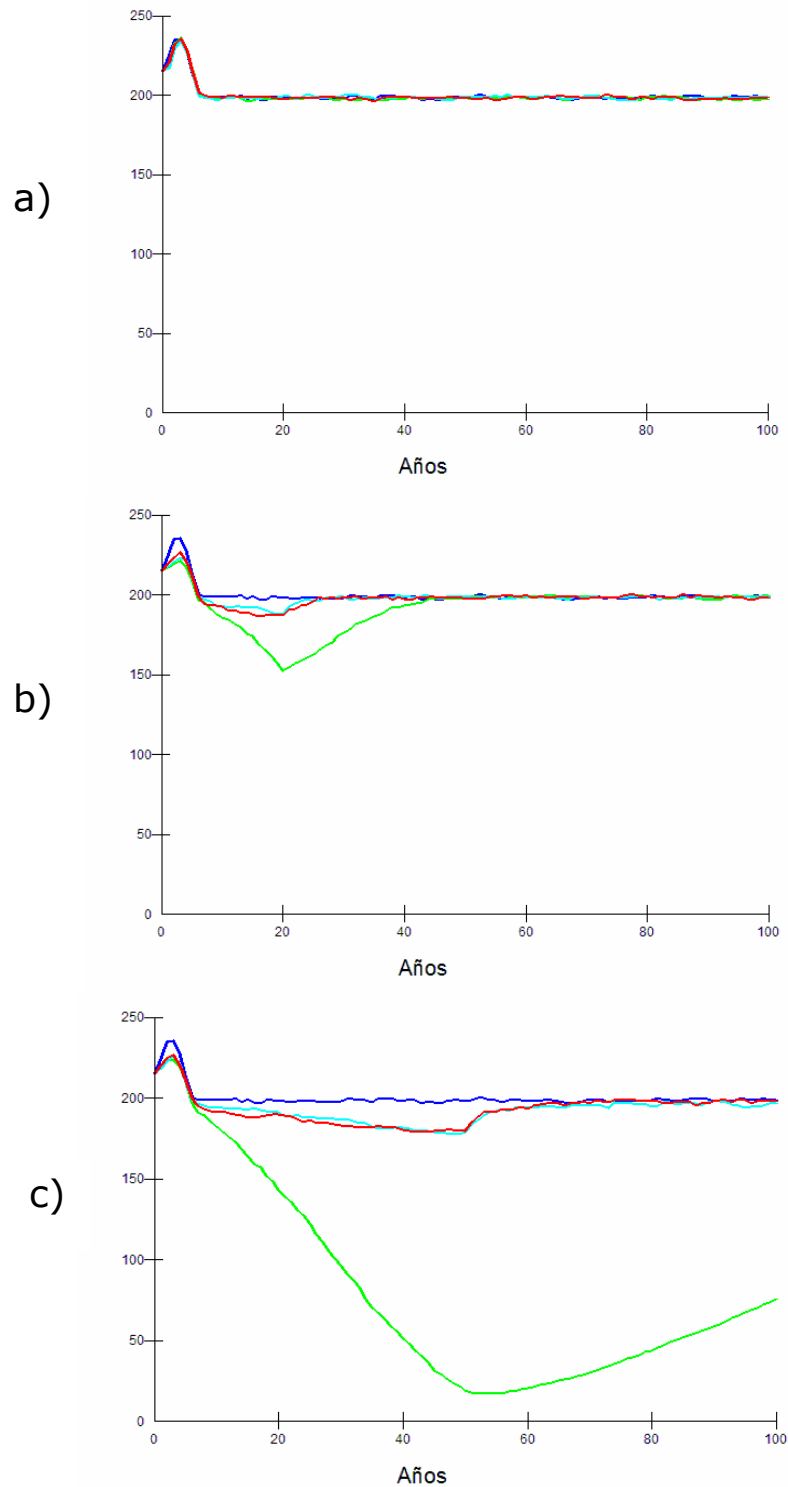


Figura 25. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Navachiste. El eje vertical es el número de individuos y el eje horizontal el tiempo en años. (D) Una catástrofe. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. a) una sola captura de ocho ejemplares, b) extracción de ocho ejemplares cada año durante 20 años; y c) extracción de 8 ejemplares al año durante 50 años.

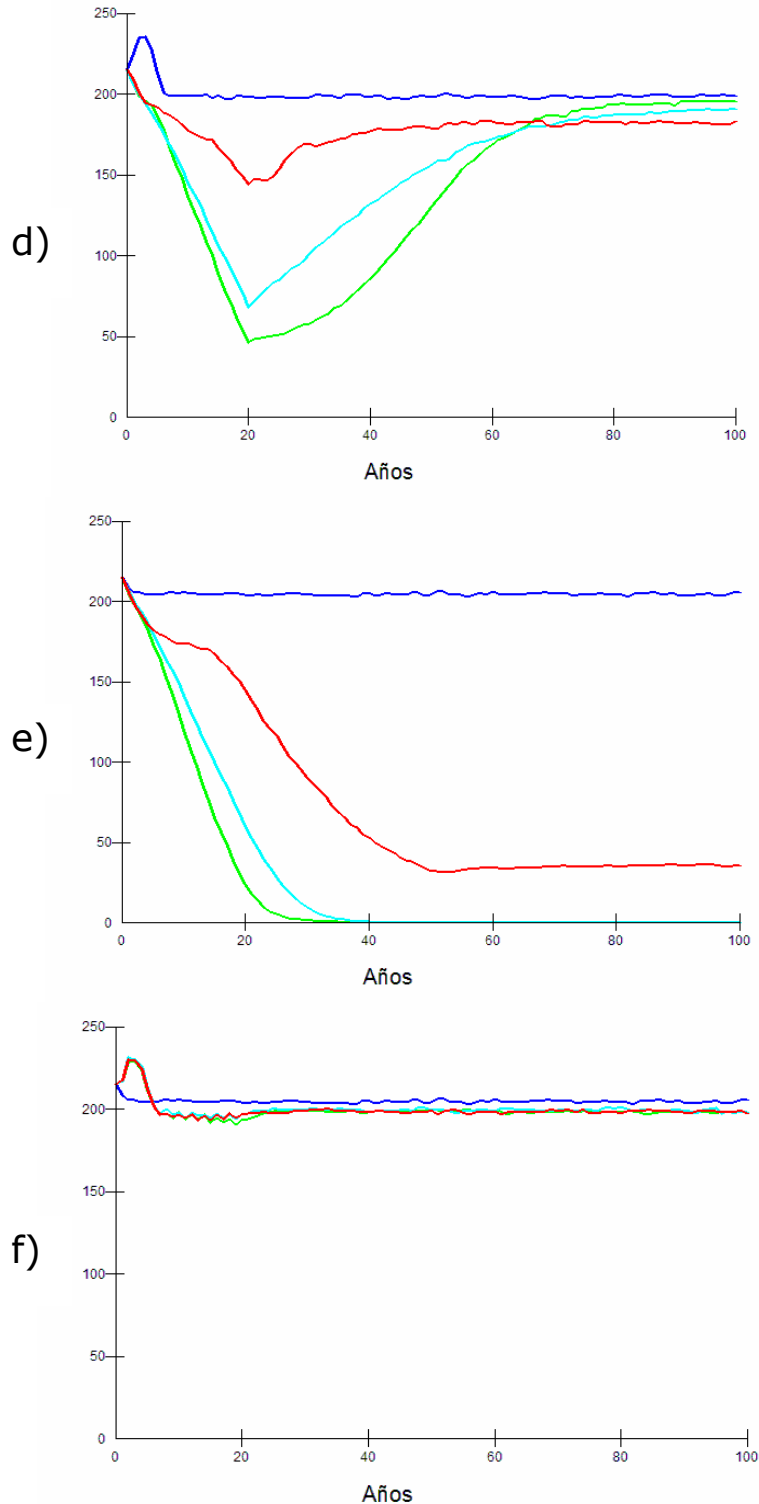


Figura 25 cont. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Navachiste. (D) **Una catástrofe**. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. d) captura de 20 tursiones cada año durante 20 años, e) extracción de 20 ejemplares cada año durante 50 años; y f) captura de 10 cada 3 años durante 50 años.

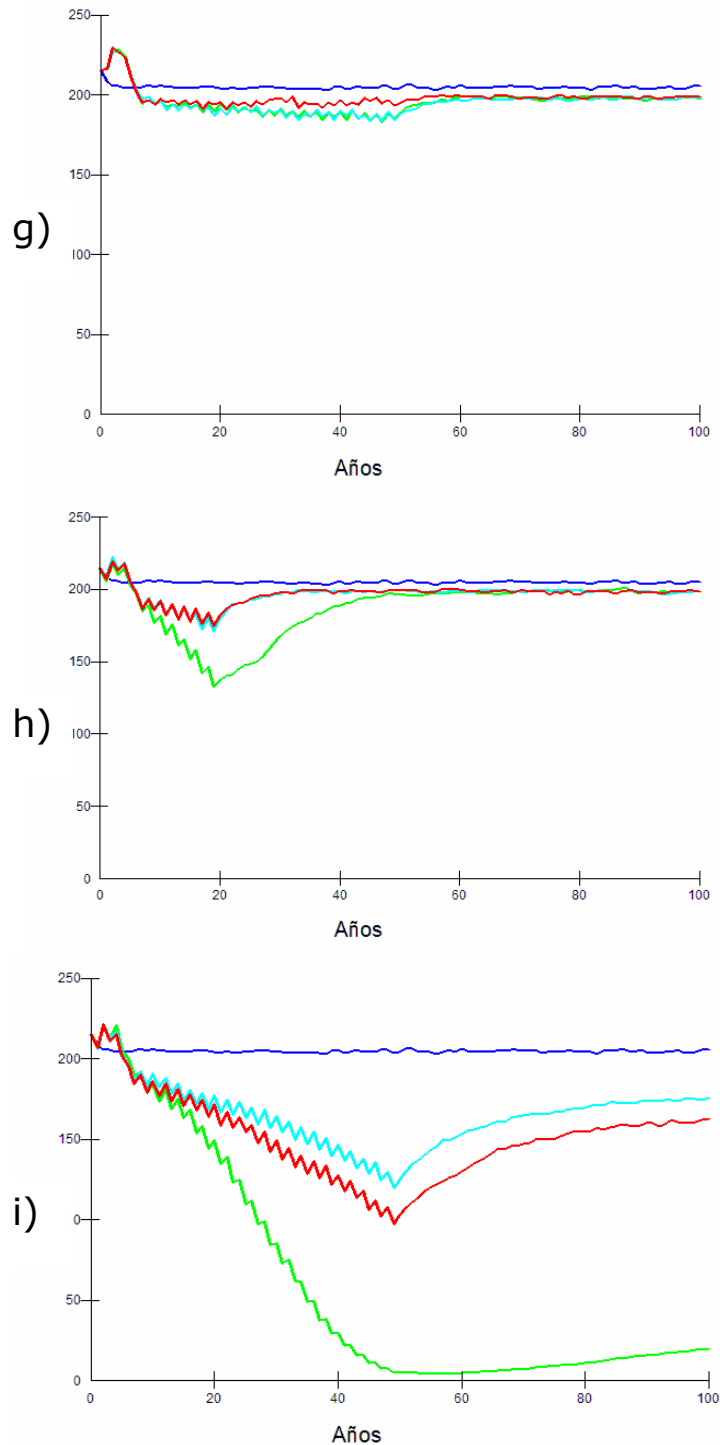


Figura 25 cont. Simulaciones a 100 años del comportamiento del tamaño de la población de toninas en Bahía Navachiste. (D) **Una catástrofe**. La curva azul indica que no hubo capturas, la verde extracción de más hembras que machos, la azul claro igual número de hembras que de machos y la roja selección de sexos al azar. g) captura de 10 tursiones cada tres años durante 50 años, h) extracción de 20 ejemplares cada tres años año durante 20 años; i) captura de 20 cada 3 años durante 50 años.

Discusión

Distribución y abundancia

El comportamiento de los grupos de delfines está determinado por factores intrínsecos y extrínsecos. Como se observó en este estudio, el tamaño de los grupos varía con relación a condiciones ambientales. Aunque aparentemente la abundancia de los tursiones está influenciada por la temperatura del agua o la profundidad pues cuando la temperatura es más alta los avistamientos son más frecuentes en áreas profundas, no se encontró una diferencia significativa. Lusseau *et al.* (2004) sugieren que aún en animales con mayor organización social, como es el caso de los tursiones, las variaciones climáticas influyen e incluso determinan la organización a través de los cambios en la disponibilidad de las presas.

En algunas partes de las áreas de estudio, particularmente en la zona norte de Bahía Magdalena es difícil apreciar las diferencias pues el canal presenta condiciones muy homogéneas. Solamente en el área de la Boca de la Soledad, con una mayor influencia del Océano Pacífico se registran condiciones diferentes y es ahí en donde se observan grupos más numerosos de tursiones. En la Bahía Navachiste, también es hacia la zona de la boca en donde se observan grupos más numerosos y los grupos en los que hay crías se registran preferentemente en partes más protegidas. La zona del Canal de Santo Domingo, en Bahía Magdalena puede considerarse en su totalidad como un área de crianza. Los avistamientos de grupos con crías se observan a todo lo largo de manera regular.

Para el caso de las poblaciones de tursiones en lagunas costeras, al igual que en el caso de muchas especies de cetáceos las estimaciones a través de la

captura – recaptura puede ser más precisa que las obtenidas a través de transectos lineales, que constituye el otro método primario de estimación. Para ese fin las marcas naturales son un medio confiable en la identificación de individuos, sin embargo es importante tomar en cuenta la calidad de las fotografías así como la posibilidad de distinguir las marcas naturales; de esa manera los sesgos en las estimaciones se reducen enormemente (Stevic *et al.*, 2001). Es difícil implementar un muestreo de transectos lineales para cetáceos de distribución costera debido a que el comportamiento de los cetáceos con frecuencia está relacionado con la topografía costera (Wilson *et al.* 1997), además, debido a la profundidad no se puede navegar en todas las áreas lo que dificulta el trazo de los transectos de manera aleatoria, y las embarcaciones que si se pueden utilizar no proporcionan una plataforma de altura adecuada para cubrir áreas importantes. Lo anterior aunado a que los grupos de delfines son de tamaños muy variables y a que no se conocen con exactitud los límites de distribución de las poblaciones provoca que las estimaciones derivadas de ese método tengan escasa precisión. Así, cuando se cumplen los supuestos de las técnicas de marca – recaptura, éstas proporcionan estimaciones más insesgadas. Por consiguiente, se recomienda estimar el tamaño de las poblaciones costeras de tursiones a través de modelos de marcado y recaptura valiéndose de la factibilidad de distinguir individuos por medio de fotografías de su aleta dorsal y la presencia de marcas naturales. El marcado – recaptura es una técnica de dilución que se basa en los siguientes supuestos: 1) los individuos marcados son una muestra aleatoria de la población, dado que para los estudios aquí incluidos se realizó un esfuerzo uniforme en todas las áreas, buscando cubrir toda la extensión en cada muestreo y considerando el tamaño de cada catálogo con relación a la estimación de la población obtenida es posible afirmar que el supuesto se

cumple de manera satisfactoria; 2) los individuos se dispersan al azar en toda la población, dado que los delfines forman grupos determinados por su clase de edad y sexo. Este supuesto no se cumple por completo debido a que la dispersión de las crías y animales jóvenes está determinada por el movimiento de sus madres. Las violaciones a este supuesto conocido como heterogeneidad de las probabilidades de captura resultan en subestimaciones del tamaño poblacional. Dado que para los análisis se excluyeron a los animales sin marcas permanentes y que la mayoría de éstos son animales jóvenes, el riesgo de violar este supuesto se reduce; 3) el procedimiento de marcado no los daña, a diferencia de otras técnicas de marcado, el fotomarcado no daña a los delfines por lo que el supuesto se cumple satisfactoriamente; 4) las marcas no se alteran ni se pierden, las violaciones a este supuesto provocan sesgos que sobreestiman la población. En este y otros estudios se ha visto que la reidentificación de individuos después de períodos de varios años permite asegurar que el supuesto se cumple, particularmente cuando se utilizan selectivamente a los individuos que presentan marcas permanentes, como se hizo en estos casos; 5) la probabilidad de captura de un individuo es independiente de capturas previas, de manera similar al supuesto señalado con el número 3 éste supuesto se cumple pues difícilmente los delfines desarrollan fobias o filias como ocurre con las técnicas de captura, manipulación y marcado utilizados con otros animales. Una excepción a este caso se llega a presentar después de la realización de capturas, que aparentemente provocan modificaciones en el comportamiento de algunos grupos de tursiones que se hacen más evasivos y consecuentemente la probabilidad de capturar individuos deja de ser homogénea provocándose en este caso una subestimación; y 6) la mortalidad entre dos muestreos es inexistente, debido al tiempo transcurrido entre muestreos no se puede

asegurar que el supuesto se cumpla y la consecuencia de la violación de este supuesto puede provocar subestimaciones. En otros sitios se ha observado que en poblaciones que estén en contacto con otras, como muy probablemente sucede en éstos casos, la tasa de intercambio es baja, menor al 3% anual (Wells *et al.*, 1987) por lo que pueden considerarse como aisladas en términos prácticos.

El tamaño se estima como el número de animales marcados y liberados por el total de individuos capturados en la segunda ocasión entre el número de animales marcados y recapturados (Slobodkin, 1962). Las estimaciones de abundancia poblacional son sensibles a la heterogeneidad de la muestra por lo que es importante validar los datos para reducir al mínimo la heterogeneidad (Hammond, 1986). Además, deben seleccionarse solamente las fotografías de la mejor calidad y de individuos que muestren marcas persistentes (Gowans y Whitehead, 2001).

Algunos estudios de abundancia de cetáceos se han desarrollado como subproductos de estudios de fotoidentificación más generales. Como consecuencias, incluyen violaciones a los supuestos, como una probabilidad desigual de capturar individuos, pérdida de marcas, y otros (Wilson *et al.*, 1999). Por lo anterior en este trabajo solamente se consideraron animales con marcas permanentes, que corresponden al 63.81% en Navachiste y al 87.69% en el Canal de la Soledad en Bahía Magdalena. La correcta identificación depende, como lo notaron Friday *et al.* (2000) de la calidad fotográfica y de que las marcas sean bien distinguibles. El uso de fotografías de calidad insuficiente reduce la capacidad de reconocer delfines identificados. El efecto es comparable con leer mal una etiqueta y produce un sesgo en la estimación (Forcada y Aguilar, 2000). Por lo anterior, aún considerando que los muestreos no se realizaron con la frecuencia deseada, ya que solamente se

utilizaron las fotografías de mayor calidad y solo se consideraron en las estimaciones a los individuos con marcas permanentes, los resultados del tamaño de cada una de las poblaciones en este estudio son confiables y coherentes con lo observado en poblaciones similares. Las marcas naturales son confiables para reconocer individuos. La razón de error aumenta si descende la calidad fotográfica (Stevick *et al.*, 2001). Aparentemente las variaciones de las estimaciones observadas de cada par de salidas se deben principalmente al número de fotografías útiles obtenidas en cada ocasión y no representan cambios en el tamaño de la población. Dado que el interés principal de las estimaciones era para realizar los análisis de viabilidad poblacional, no se profundizó en el análisis de las variaciones de cada salida. Las condiciones ecológicas moldean las interacciones sociales en los cetáceos. Al menos 12 estudios previos muestran que los tursiones viven en sociedades en las que los individuos cambian de grupos integrándose a otros con facilidad. Normalmente viven en grupos con interacciones dinámicas y un alto grado de dispersión. Cuando habitan en sistemas poco productivos requieren un mayor nivel de cooperación y estabilidad del grupo (Lusseau *et al.*, 2003). Las aguas adyacentes a las localidades estudiadas tienen una alta producción biológica, es decir, corresponden a poblaciones en la que se encuentran grupos estables con un alto nivel de cooperación. Los grupos de odontocetos son, en general, matrifocales. La filopatría de las hembras y la dispersión de los machos son típicas en las especies de mamíferos, como consecuencia, la diferenciación geográfica está dada por el grado de dispersión de los machos. Sin embargo, en *Tursiops* hay evidencias de que tanto las hembras como los machos se mueven entre los grupos; y existen grupos simpátricos que utilizan el hábitat de manera diferente. Aunque se ha registrado que algunos individuos de *T. truncatus* llegan a viajar

distancias de varios cientos de kilómetros (Delgado, 2002), en general tienen un ámbito hogareño más discreto de decenas de kilómetros. Todo lo anterior hace indispensable la determinación de fronteras entre los stocks para su adecuado manejo, pero la definición de estas fronteras basada en supuestos derivados de experiencias con especies terrestres ha probado ser inadecuada para los cetáceos (Hoelzel, 1994). Así, la utilización de técnicas de captura-recaptura fue, en los casos aquí abordados, más adecuada que la utilización de transectos lineales. Para poder estudiar la estructura social de animales que viven varias décadas es necesario monitorear a individuos reconocibles y rastrear su éxito reproductivo, investigar como se relaciona ese éxito con las estrategias alimentarias, roles sociales y presiones de depredación (Scott *et al.*, 1990).

Debe hacerse énfasis en que la distribución de individuos al azar, tal como lo presupone uno de los supuestos del modelo de captura – recaptura, generalmente no se presenta en la práctica. La variabilidad es generalmente mayor que la de una distribución de Poisson. Así, los resultados sólo darán un límite inferior aproximado del tamaño de la población (Eberhard *et al.*, 1979). Aunque puede parecer que aplicar medidas de manejo con base en una subestimación de la población sea una medida conservadora, la realidad es que esa situación puede dar la falsa impresión de una recuperación rápida después de la explotación y a la larga a un aumento en la demanda de extracciones, a una sobreexplotación o a ambas (Baker y Clapham, 2004). Aunque durante el desarrollo del presente estudio se prohibieron las capturas con fines comerciales de mamíferos marinos en México (Anón. 2002) debe ponerse especial atención para evitar el error de basar el manejo en subestimaciones, pues aún sin extracciones, usos directos o indirectos como el desarrollo de la zona costera, la observación turística de mamíferos marinos y la pesca, entre

otros pueden ocasionar impactos a las poblaciones de tursiones. Como se describió antes, las violaciones a los supuestos del estimador empleado provocan subestimaciones del tamaño de la población. Las condiciones de este estudio, si bien más detalladas, fueron similares a las prospecciones en las que con anterioridad se realizaban para solicitar permisos de captura para cautiverio. Esta situación no fue planeada así, pero diversas causas administrativas ajenas a nuestro control no permitieron desarrollar el trabajo de otro modo. Con lo anterior se busca decir que los estudios en que se fundamentaron las capturas en el pasado, fueron incompletos y muy probablemente estuvieron basados en estimaciones sesgadas, tal vez subestimaciones. Como ya se comentó antes, aunque dé la impresión de ser una medida conservadora esa forma de manejo es inadecuada.

La densidad y el tamaño de una población determinan las probabilidades de encuentros, así como la probabilidad de que un cambio ambiental cause una extinción local (Levinton, 1982).

La producción primaria, basada en imágenes de satélite, en las áreas oceánicas aledañas a las aquí estudiadas muestra algunas variaciones periódicas. Sin embargo, estas son aparentemente, ciclos naturales pues en general las áreas siguen siendo muy productivas. Así, los valores de producción obtenidos de esta manera para las Bahías de Navachiste y Magdalena, no indican un impacto o una variación en la capacidad de carga derivada de la disponibilidad de alimento. También es importante tomar en cuenta que durante el período considerado (1999 y hasta 2002) se asistió a un evento de La Niña dominado por la presencia de temperatura superficial del mar fría en donde la estructura de la comunidad de zooplancton, sufrió cambios dramáticos (Goericke *et al.*, 2005).

Con frecuencia se utilizan las tendencias de abundancia para monitorear cetáceos (y otras especies). Sin embargo, la variabilidad ambiental puede causar sesgos dramáticos en la distribución. Para reducir estos problemas las evaluaciones deberían basarse, como en estos casos, en diseños específicos o modelar incluyendo a la variabilidad ambiental (Forney, 2000).

En estudios con otras especies de delfines se ha demostrado que los factores abióticos como la temperatura, profundidad y transparencia determinan la presencia de individuos de manera significativa (Bräger *et al.*, 2003).

Deben evitarse los sitios con mayor presencia de crías como zonas de captura o de otros usos futuros. Aunque ya en los permisos que se otorgaron en el pasado se prohibía la captura de crías y hembras con cría, e incluso la realización de lances sobre grupos en los que se observaran animales de esas condiciones, la restricción estaba basada más en el sentido común que en argumentos fundamentados. Sin embargo Small y DeMaster (1985) demostraron que la mortalidad en cautiverio es más alta en individuos de menos de 3 años de edad. Así, aunque para una población es menos impactante la extracción de crías, que son más fáciles de reponer (Clapham *et al.*, 1999) la práctica de evitar las capturas y también los aprovechamientos no extractivos de animales muy jóvenes debe continuar. Al igual que en estudios en otros sitios, se encontró que algunas áreas se utilizan principalmente para la crianza y que se presentan grupos de hembras con crías a los que se les unen machos adultos de manera intermitente. También se observó que en zonas como las bocas de las bahías, los grupos mayores resultan de la amalgama de grupos más pequeños. Las asociaciones son fluidas y la situación es más compleja que simples grupos residentes (Bristow y Rees, 2001). Predominan grupos pequeños y el tamaño de los grupos es menor durante los meses de otoño.

Aunque exista un traslape entre los ecotipos costero y oceánico de *Tursiops*, la distribución puede ser delineada por la profundidad y la distancia a la costa. En un estudio en el Océano Atlántico, que incluyó análisis genético y árboles de regresión, se encontró que todos los avistamientos a más de 34km de la costa y 34m de profundidad fueron de delfines oceánicos; mientras que todos los avistamientos a menos de 7.5km fueron de animales costeros (Torres *et al.*, 2003). Así, una estimación conservadora del stock costero puede generarse en muestreos dentro de los 7.5km de la costa. Sin embargo, los delfines estuarinos no se consideran miembros del stock costero; basados en los hallazgos señalados arriba, las poblaciones estudiadas en este caso pueden corresponder a tursiones estuarinos con la posibilidad de la presencia ocasional de grupos del stock costero. Dado que la situación taxonómica de tursiones aún es materia de debate (Mead, 1999), el manejo se dificulta, pues no es fácil diferenciar entre los stocks. En los casos aquí estudiados, la identificación se utilizó indirectamente para determinar que los individuos identificados corresponden a la misma población; al observar, particularmente en Bahía Magdalena, que los individuos permanecen en el área. Sin embargo, es deseable que en estudios futuros se utilicen técnicas más específicas y precisas para distinguir entre los stocks, tales como la diferenciación mediante el uso de isótopos estables, utilizada por Díaz-Gamboa (2003).

Análisis de Viabilidad Poblacional

Aunque en la mayoría de los casos no es posible determinar cual era la capacidad de carga k histórica, no siempre es conveniente utilizar de manera estandarizada en la modelación un valor reducido de este parámetro considerando a la pérdida de hábitat pues de hacerlo así, se iría en contra de la

esencia de la conservación (Gerrodette y DeMaster, 1990). Aunque las estimaciones de la capacidad de carga histórica en buena medida consistan en suposiciones respaldadas por la impactación del hábitat debido a las actividades humanas, los resultados de modelar con Vortex muestran las tendencias generales indicando que los efectos o impactos más drásticos son consecuencia de capturas sostenidas por periodos prolongados y principalmente, por la captura diferencial de un mayor número de hembras que de machos. Lo anterior, se aprecia en la primera grafica de cada serie en donde se ve que sin catástrofes, la población tiende a regresar al nivel de la capacidad de carga.

La longevidad en vida libre es menor que el lapso máximo que puede vivir un individuo en cautiverio. La mayoría de animales mueren en las primeras etapas de su vida. La situación más común con este tipo de animales en la naturaleza corresponde a la mayor mortalidad concentrada en las primeras etapas de la vida. Típicamente, los animales de diferentes edades son susceptibles a diferentes fuentes de mortalidad. Lo anterior produce una mezcla de curvas (o modelos) de mortalidad a lo largo de la vida. Para muchos animales, la tasa de mortalidad es aproximadamente constante al alcanzar la edad adulta. Si esa tasa es elevada, el número de individuos que se acercan a la madurez fisiológica es insignificante. La longevidad y la forma de la curva son muy sensibles a las condiciones ambientales, al sexo y al genotipo de los individuos (Slobodkin, 1962). El patrón de mortalidad típico en los mamíferos (incluidos los marinos) consiste de una alta mortalidad juvenil seguida de un periodo de baja mortalidad, concluyendo con una etapa de mortalidad de senescencia de incremento rápido (Stolen y Barlow, 2003). Para calcular las tasas de mortalidad para cada edad, como las requiere el Vortex y de acuerdo con lo indicado en otras secciones se empleó el modelo

desarrollado por Barlow y Boveng (1991) para estimar esos valores en los casos en que no existen mediciones directas. Se utilizaron parámetros para una población explotada como la de Navachiste en donde se han realizado tres diferentes capturas; y para una población con un menor nivel de extracción para el caso de Bahía Magdalena, en donde al iniciar el estudio no se había realizado ninguna captura.

La vida y supervivencia de un individuo está determinada en parte por el azar. La extinción es a una población o especie lo que la muerte es a un individuo; así, la extinción es un evento probabilístico en el que hay otros factores involucrados. Mientras más pequeña sea una población es más alta la probabilidad de extinción. Dado que la verosimilitud de la supervivencia depende tanto del tamaño de la población como del tiempo, el grado de persistencia y la cantidad de hábitat necesario constituyen la esencia del problema de la población viable y son la cuestión central de la biología de la conservación en la actualidad (Shaffer, 1987).

Pocos científicos cuestionan la noción de que la genética, la demografía, la estocasticidad ambiental y las catástrofes pueden desencadenar la extinción, sin embargo, el papel de cada factor es debatido con frecuencia (Beissinger, 2002); con base en el enfoque utilizado en este trabajo se sugiere que el rol de las catástrofes es determinante, particularmente en poblaciones pequeñas.

El concepto de mínima población viable (MPV) surgió como un reconocimiento al hecho de que la extinción es un evento probabilístico y que la verosimilitud de la supervivencia de una población no puede ser evaluada sin considerar un marco temporal y un nivel de seguridad objetivo. El concepto no ha producido una definición de aplicación universal pero ha señalado tres aspectos clave para la conservación: 1) el efecto de varios eventos aleatorios en la persistencia poblacional, 2) el marco temporal para la

planeación de la conservación; y 3) el grado de seguridad buscado para la población a conservar. Aunque sólo el primero de esos aspectos es sujeto de evaluación científica (Shaffer, 1987), los tres se consideraron al analizar los resultados de este estudio. Al igual que el valor de la meta de conservación para los diferentes stocks de ballenas establecido por la Comisión Ballenera Internacional, el valor de la mínima población viable ha sido determinado por consenso. En el ámbito científico esas situaciones, en las que se determina un valor por acuerdo y sin una demostración científica, se debaten con frecuencia. Las metas de manejo para las poblaciones de tursiones (y otros mamíferos marinos) en México puede establecerse de manera más académica mediante la aplicación de un análisis de viabilidad poblacional como el Vortex. Los análisis aquí presentados son un ejemplo de que esa herramienta de análisis produce un resultado realista y satisfactorio. Sin embargo, para lo anterior es deseable que se profundice en otros parámetros que deben incluirse como por ejemplo, la depresión endogámica y otros aspectos genéticos que no se incluyeron en el presente estudio. Uno de los objetivos de la conservación debe ser asegurar las opciones presentes y futuras a través de mantener la biodiversidad en los niveles genético, específico, poblacional y de ecosistema. Como regla general, ni el recurso ni los otros componentes del ecosistema deben ser perturbados más allá del límite de la variación normal (Shuter *et al.*, 1997).

Fowler (1999a; 1999b) sugiere que el manejo debe cumplir por lo menos con los siguientes nueve criterios esenciales: (1) ser consistente y aplicarse simultáneamente sobre los diferentes niveles de organización biológica, de manera que el aprovechamiento de una especie sea consistente con el aprovechamiento total del ecosistema; (2) considerar tanto a la realidad como a la incertidumbre, tomando en cuenta a los diferentes procesos involucrados

como espacio, tiempo, organización biológica, factores ambientales y estocasticidad, así como la diversidad de procesos, mecánicas y dinámicas aunque éstas no hayan sido descubiertas e incluso si no es posible conocerlas; (3) los resultados de sus acciones deben observarse en los sistemas y sus componentes (ecosistemas y especies) dentro de su variabilidad normal o natural; (4) ser resistente al riesgo aplicando precaución para alcanzar la sustentabilidad; (5) estar basado en información, para generar nueva información útil a través de enfoques interdisciplinarios; (6) incluir investigación, monitoreo y evaluación de stocks; (7) tener estándares de referencia, metas y objetivos cuantificables y claramente definidos; (8) reconocer que el control sobre las acciones del hombre es una opción realista en oposición al control sobre las especies y ecosistemas; y (9) permitir a los humanos ser componentes integrales e influir sobre al menos algunos ecosistemas. Aplicar todos estos conceptos simultáneamente no es algo que en general suceda en el manejo actual, en casos como los aquí presentados solamente se cumple con algunos de ellos. Sin embargo, se deben considerar de manera que el manejo de estos y otros mamíferos marinos sea en el futuro más racional y confiable.

El marco para la conservación de los usos del océano establecido por la *Convención sobre diversidad biológica* señala la preservación de la diversidad biológica, incluyendo la genética, de especies y de ecosistemas. De esta manera nace una demanda de formas de manejo que cubran esos aspectos y surge el manejo de pesquerías basado en ecosistemas. Este enfoque holístico debe incorporar todos los niveles de la diversidad, aunque en la práctica se ha enfocado en la diversidad de especies y ecosistemas. Es necesario que el enfoque se amplíe para incluir a la diversidad genética incluyendo la intraespecífica que no necesariamente se protege al mantener los niveles

superiores de diversidad. Actualmente se debate o cuestiona si la academia está preparada para formular puntos de referencia para establecer objetivos de diversidad genética (Kenchington *et al.*, 2003).

A pesar de consistir de un enfoque monoespecífico, los AVP continuarán utilizándose a causa de los múltiples temas que los administradores y los biólogos de la conservación tienen que abordar (Beissinger, 2002).

Los AVP pueden servir para predecir de manera absoluta el destino de una población pero también sirven para comparar las diferencias relativas en distintos escenarios y jerarquizar las alternativas (Beissinger, 2002).

Hacen falta estándares y lineamientos, así como definir que es un AVP y una población en términos de horizontes temporales y niveles aceptables de extinción (Beissinger, 2002).

Los AVP se utilizan ampliamente para predecir extinciones y compara alternativas de manejo. Hay escepticismo en cuanto a su uso, pero cuando Brook *et al.* (2000) realizaron un análisis retrospectivo encontraron que las predicciones fueron sorprendentemente precisas.

A pesar de sus limitaciones, los AVP son útiles en varias condiciones siempre que se haga énfasis en nuestra incapacidad de pronósticos y hacer la incertidumbre explícita; además, cuando se utiliza un AVP para estimar el riesgo relativo puede ser aceptable omitir algunos factores de riesgo. Aunque la tendencia, como se comentó antes, apunte al manejo desde la perspectiva de ecosistema, algunas especies requieren atención individual (Ralls y Taylor, 1997).

Los análisis de viabilidad poblacional se desarrollaron para modelar y entender amenazas (múltiples e interconectadas) para la persistencia de las poblaciones. Sin embargo, pueden usarse como se propone en este caso, para examinar extracciones o capturas; y además, degradación de hábitat, pérdida y

fragmentación del mismo, impacto por introducción de especies exóticas, cambio ambiental, impactos catastróficos, incertidumbre demográfica, sistemas reproductivos alterados y los problemas genéticos de deriva aleatoria y depresión endogámica (ver *figura 3*). Es importante señalar que las amenazas dominantes para la viabilidad de las poblaciones naturales son causadas directa o indirectamente por actividades humanas (Lacy y Miller, 2002). Así, se recomienda que cuando exista evidencia de impactos previos a la población, se evite autorizar el aprovechamiento extractivo que implicaría un estrés adicional y en consecuencia un riesgo mayor para la persistencia de la población al menos en un nivel adecuado.

Los efectos de la calidad del hábitat (o su disminución) como consecuencia del uso desmedido de los recursos naturales, entre otras actividades, algunas relacionadas con cambios en las condiciones socioeconómicas, pueden evaluarse, como en este caso, conjuntamente con proyecciones de la capacidad de carga en el modelo de AVP. Para lo anterior se revisaron datos demográficos como indicadores tanto del uso de las áreas como del crecimiento de la población humana. Como se aprecia en los resultados obtenidos para los escenarios aquí planteados las variaciones en la capacidad de carga no representan el mismo nivel de riesgo que aspectos como la ocurrencia de catástrofes intensas o la captura recurrente de más hembras que de machos. Aún con la combinación de varias áreas de especialidad no somos capaces de desarrollar modelos holísticos que proporcionen una comprensión completa de todos los sistemas relevantes (Lacy y Miller, 2002). Sin embargo la modelación mejora sustancialmente al incorporar junto con datos demográficos otra información como la genética (Baker y Clapham, 2004). Además de enfoques holísticos se requiere que las acciones de manejo eviten la presencia de condiciones anormales continuas tales como los

aprovechamientos o extracciones que reduzcan a las poblaciones por debajo de un espectro mayor al de su variabilidad normal (Fowler y Hobbs, 2003). En el caso de las capturas con fines de cautiverio y a diferencia de aprovechamientos de otros recursos con fines de alimentación, se puede decir que la extracción, al menos como se realizaba en México, no excedía de esos límites de la variabilidad normal de las poblaciones.

No toda la variación natural es atribuible al azar. Tal vez la mayoría de procesos son determinísticos y al azar, sólo se suma la variabilidad de éstos procesos. Por definición, un evento aleatorio es aquel que no es predecible. En la práctica habrá poca diferencia entre un evento puramente aleatorio y los resultados de procesos que por no ser comprendidos aún permanezcan impredecibles. Según Shaffer (1987) todos los eventos estocásticos aumentan al reducirse el tamaño de la población y pueden dividirse en:

- 1) Incertidumbre demográfica. Derivada de eventos aleatorios de la reproducción y supervivencia.
- 2) Incertidumbre ambiental. Debida a cambios aleatorios impredecibles en clima, alimento, depredadores, parásitos, competidores, etc.
- 3) Catástrofes naturales. Inundaciones, sequías, etc. En intervalos aleatorios.
- 4) Incertidumbre genética. Efecto de fundador, deriva génica, endogamia.

En un AVP la explotación directa o capturas se incluye como cosecha o, debidamente cuantificada se puede incorporar como mortalidad específica para cada sexo y edad (Lacy y Miller, 2003). Como en el caso de las poblaciones de tursiones de Navachiste y Bahía Magdalena el interés era justamente evaluar el efecto de las capturas, éstas se consideraron siempre como extracción o cosecha, indicando la edad y sexo de cada ejemplar según lo especificado en cada escenario y de acuerdo con las condiciones en que se han realizado las capturas, es decir sin incluir animales muy jóvenes ni muy

viejos. Es posible conocer los parámetros necesarios para un manejo adecuado a través del análisis de animales varados. La mortalidad se apega a las típicas curvas de mortalidad en “U” características de muchas poblaciones de mamíferos (Hersh *et al.*, 1990). Lo observado en el campo y en los catálogos de individuos obtenidos en el estudio es consistente, es decir, hay más animales jóvenes y aparentemente los animales más viejos son hembras en grupos matrifocales.

Los análisis de sensibilidad son una contraparte esencial para los AVP ya que además de identificar problemas ayudan a resolverlos, surgen al aceptar que la intuición –como un conocimiento claro pero sin necesidad de razonamiento– por si sola no es suficiente para predecir el efecto que tendrán los cambios en componentes individuales sobre la historia de vida en el caso de que una población llegue a un umbral determinado (Mills y Lindberg, 2002).

Adicionalmente, en este caso contribuyen a dar un sustento analítico a una propuesta meta de conservación. Como se señaló antes, en México no existen a la fecha metas de conservación establecidas para los mamíferos marinos y justamente la carencia de esos elementos originó en parte el interés de este estudio; en otros ámbitos, como el de la Comisión Ballenera Internacional, éstas han sido determinadas por consenso. Ésta herramienta analítica, incorporando otras calibraciones y un mínimo de datos originados en cada una de las poblaciones en cuestión puede servirnos para sugerir y posteriormente acordar las metas de manejo para los tursiones.

Con un análisis de sensibilidad se pueden explorar los efectos de diferentes supuestos. En ese caso es aceptable omitir algunos efectos como los genéticos o de catástrofes (Ralls y Taylor, 2000).

Manejo - capturas

El manejo de los mamíferos marinos puede incluir una variedad de objetivos como son la conservación de las poblaciones por su valor intrínseco, el mantenimiento de los stocks para su aprovechamiento, la protección de la salud humana, el tratamiento de animales en cautiverio, la reducción de competencia en pesquerías y el impacto a las poblaciones por mortalidad incidental en pesquerías, entre otros (Barlow, 2002).

Fuera de las condiciones en las que de acuerdo con los resultados de este estudio, las extracciones no son sustentables, la captura de delfines para su uso en cautiverio no es por si sola un riesgo para las poblaciones de los sitios en cuestión. Se insiste en este uso en particular, pues las capturas para este fin generalmente consisten de pocos ejemplares y en periodos no consecutivos. Sin embargo, junto con otros factores que varía en cada región (como las pesquerías y la mortalidad incidental asociada, vertimiento de desechos y en general la degradación ambiental y reducción del hábitat) sí representa un estrés adicional. La falta de precisión en las estimaciones puede enmascarar el efecto aún no determinado de factores como los señalados. Diferentes tipos de capturas son solamente formas especiales de mortalidad que pueden ser específicas para clases de edad, tallas específicas o un solo sexo. Dado que la mortalidad puede afectar la estructura de edades, la razón de sexos y los sistemas sociales, los efectos a la población originados por la extracción pueden tomar varios años en expresarse, particularmente en especies longevas. Un incremento en las capturas puede resultar en un crecimiento de un stock en el corto plazo pero en un decremento sostenido en un período mayor (Carrol y Meffe, 1997). Es fácil sobreexplotar a una especie con estrategia k . Mientras más k sea una especie más conservadoras deben ser las medidas de explotación (Reynolds *et al.*, 2000). Aunque existen excepciones, ese tipo de

especies son biológicamente poco capaces de recuperaciones dramáticas y más vulnerables, sobre todo, considerando que los métodos de explotación tradicionales fueron desarrollados para especies tipo *r*, con alta fecundidad. Los dos sitios estudiados han sido aprovechados con diferente intensidad. En la Bahía de Navachiste se realizaron tres capturas e incluso dos de ellas fueron en años consecutivos, mientras que en el Canal de la Soledad solamente se realizó una. Sin embargo, según se aprecia en los resultados y en las simulaciones con el análisis de viabilidad poblacional, estos aprovechamientos extractivos no han significado un impacto sustancial a las poblaciones. Un aspecto en el que se debe poner particular atención ya sea para aprovechamientos extractivos, no extractivos o impactos incidentales es el impacto a las hembras adultas. Con el argumento de incorporarlas a programas de reproducción en cautiverio, consistentemente los usuarios capturaban más hembras que machos. Este aspecto que no había sido evaluado si puede representar un mayor impacto para las poblaciones como se aprecia en las simulaciones. Una excepción a este caso es la situación como la que se presentó en Bahía Magdalena en la que se realizó una única extracción de animales.

Inicialmente, las capturas en nuestro país se realizaban exclusivamente en la Laguna de Términos, Camp. y sus aguas circundantes, pero después de varias capturas ahí, se prohibieron alegando que se estaba sobre-explotando la población. En realidad no había sustento para la afirmación pero informalmente se declaró al cuerpo de agua como santuario para delfines. Posteriormente se establecería un Área de Protección de Flora y Fauna en Laguna de Términos, pero en el plan de manejo no se considera a los tursiones como una especie prioritaria (SEMARNAP, 1997). Las áreas protegidas son en general menores a 10 000km². Sin embargo, si la intención fuera que la

reserva por si sola garantizara su supervivencia durante un siglo, muchas especies de mamíferos requerirían reservas en el orden de 100 000 a 1 000 000km² . Dado que la mayoría de extinciones están relacionadas con la pérdida del hábitat, la conservación y manejo de éste son cruciales para lograr la conservación sistemática (Shaffer, 1987).

Estudios realizados en Florida (Indian River) indican residencia o regreso a la misma área en periodos de más de 10 años, de lo que se concluye que las poblaciones son residentes (Scott, 1990). En el presente estudio se encontraron recapturas que abarcan todo el periodo. Con base en éstas evidencias de residencia, un sistema de cuotas fijas implica el riesgo de sobreplotar los stocks, sin embargo, el riesgo se reduce si las cuotas se basan en estimaciones locales.

El manejo que se ha dado a estas y otras poblaciones de tursiones en México, aunque basado en un conocimiento limitado, ha cumplido con varias de las sugerencias expuestas más arriba. Sin embargo, es necesario que las metas de manejo, los términos de referencia y los procedimientos para evaluar las poblaciones se establezcan y se cumplan consistentemente.

De acuerdo con lo observado en ambos sitios, los avistamientos de grupos con crías tienden a ser más numerosos en las áreas cercanas a las bocas de las lagunas. Por esta razón, deben evitarse esos sitios como zonas de captura o de otros usos futuros. Aunque ya en los permisos de capturas que se han emitido en México se prohibía la captura de crías y hembras con crías, la restricción estaba basada más en el sentido común que en algún argumento probado. Small y DeMaster (1985) demostraron que la mortalidad en cautiverio es más alta en individuos de menos de 3 años de edad. Así, aunque para una población es menos impactante la extracción de crías que son más

fáciles de reponer (Clapham *et al.*, 1999) la práctica de evitar la extracción de animales muy jóvenes debe continuar.

Una de las principales dificultades en el manejo de la vida silvestre se origina en que muy pocas veces estamos interesados en extraer solo unos cuantos individuos. En términos humanos, el aprovechamiento implica capturas comerciales y generalmente buscamos saber que tanto nos podemos acercar al aprovechamiento máximo sostenible sin poner en riesgo a la población. La capacidad de carga es esencialmente imposible de identificar con exactitud y dado que las condiciones ambientales no son constantes, consecuentemente la capacidad de carga no tiene un valor constante (Carol y Meffe, 1997). Para calcular la capacidad de carga de una población de nutrias, Laidre *et al.* (2001) estimaron la cantidad de hábitat mediante el uso de sistemas de información geográfica, después lo evaluaron y eligieron temporadas con abundancias particularmente altas. Para lo anterior se requieren bases de datos de series de tiempo largas, que a la fecha aún no son suficientes para la mayoría de poblaciones de tursiones que se estudian en México. Por lo anterior, es importante que los estudios en proceso continúen.

La sobre-explotación de muchas pesquerías se debe en parte a la falta de coincidencia entre la evaluación de los recursos y el manejo de los mismos. La ausencia de objetivos de manejo claros es uno de los principales impedimentos para establecer y seguir puntos de referencia. Para implementar el manejo debe ser posible convertir puntos de referencia conceptuales en puntos de referencia técnicos que puedan ser calculados o cuantificados sobre las bases de las características biológicas o económicas de los aprovechamientos. Es necesario que los usuarios (tanto directos como indirectos) de un recurso estén de acuerdo en los objetivos de manejo. Además, para coincidir en puntos de manejo, se deben comprender las

relaciones entre los objetivos y las características de la pesquería (Caddy y Mahon, 1995).

Para el manejo de estos recursos se debe asegurar que los puntos de referencia conceptuales sean representados por uno o más términos de referencia técnicos. Además, los puntos de referencia deben tener instrumentos de verificación y un indicador objetivo verificable. De manera muy importante, deben ser acordados con anticipación para evitar la necesidad de negociaciones posteriores. Es más importante que las bases del manejo sean inapelables a pretender que sean precisas y exactas (Caddy y Mahon, 1995). Prácticamente todas las capturas que se realizaron en México se hicieron, si acaso, con base en estudios insuficientes. La comparación de estudios que se abordó en este caso y particularmente la modelación con VORTEX puede indicar que aún así, difícilmente se podría tener una consecuencia negativa sobre las poblaciones solamente por la realización de capturas en esas condiciones. Sin embargo, aunado a otros impactos sobre la población, al deterioro ambiental y a la falta de atención a la diversidad genética (no considerar la existencia de diferentes stocks) el manejo en esas condiciones se puede considerar como definitivamente inadecuado. Además de ligeras sobreestimaciones de la población, otros aspectos que podrían provocar efectos negativos sobre la población, son la frecuencia de las capturas y el haber manejado al complejo de Bahía de Navachiste como si este tuviera stocks diferentes en las partes del complejo como la Bahía de Navachiste propiamente y la Bahía de Macapule. En el presente estudio se observó, mediante la fotoidentificación, que los tursiones en ambas partes forman una sola unidad. Para el caso de Bahía Magdalena, el hecho de haber fundamentado una sola captura en un estudio preliminar aparentemente no provocó ninguna consecuencia grave, aunque la estimación de la población

haya estado ligeramente sobreestimada. La situación pudo haber empezado a mostrar señales diferentes en cuanto a impacto de la población en el caso de que se hubieran seguido autorizando capturas. En este caso, al parecer el impacto a poblaciones de delfines de diferentes especies (así como a otra fauna) como consecuencia de las actividades pesqueras en aguas aledañas ha ido en aumento. Efectos como el señalado, que aún no ha sido evaluado, se han podido observar después de estudios continuados por varias temporadas y el total de extracciones, cualquiera que sea el agente, es decir que sean dirigidas o incidentales, debe ser considerado en un esquema de manejo adecuado. Sin embargo, para los dos casos en cuestión y para el manejo de los tursiones en general es fundamental que se establezcan metas de manejo acordadas por los diferentes usuarios e interesados; y solo después de ese paso, se pueden entonces definir las técnicas analíticas a utilizar.

Actualmente la legislación mexicana prohíbe el aprovechamiento extractivo con fines comerciales de cualquier especie de mamífero marino (Anón., 2002). Si esta situación llegara a cambiar, o para autorizar extracciones con otros fines e incluso cuando nuestra sociedad y autoridades decidan no utilizar a estos animales es urgente acordar metas de manejo y definir puntos de referencia para lo que se pueden utilizar herramientas analíticas como las empleadas en este estudio. Aún en condiciones en la que un stock no se explote o que esté sujeto a un aprovechamiento no extractivo es necesario determinar objetivos y aplicar un esquema de manejo (Allen, 1980).

El manejo es un blanco móvil y esto explica en parte la existencia de muchas historias de fracaso en la conservación. En los casos de estudio se han presentado situaciones que no habían sido previstas al inicio, el ejemplo más claro es el de la aparentemente creciente mortalidad de cetáceos a causa de actividades pesqueras en aguas aledañas a Bahía Magdalena. Si bien, es cierto

que además de tursiones hay otras especies afectadas, esta mortalidad, que se presenta en varias partes del mundo, no estaba documentada como lo está siendo ahora en este sitio. Adicionalmente, se requiere poner más atención a la situación de impactos por condiciones naturales imprevistas. Como se observa en las simulaciones, la presencia de catástrofes ya sean naturales o inducidas puede ocasionar un daño mayor a las poblaciones que las extracciones dirigidas. Este tipo de impactos, que para fines prácticos se pueden considerar como aleatorios, tienen consecuencias más graves en poblaciones reducidas o naturalmente pequeñas como es el caso de las poblaciones de tursiones que habitan las bahías. En otros estudios (Breen *et al.*, 2003) se ha comprobado que incluso la mortalidad incidental de lobos marinos constituye un riesgo menor en ausencia de catástrofes.

Para tener éxito en la conservación y manejo es fundamental además de tener estudios confiables, definir las metas de manejo en las que se hayan tomado en cuenta los puntos de vista de todos los interesados. Sin embargo, así como se aumenta la cantidad y el nivel de los estudios también se debe elevar el nivel de la discusión y de diversos aspectos éticos.

Conclusiones

Hace falta definir metas de manejo para las poblaciones de tursiones (y otros mamíferos marinos en México).

En principio, una meta que parece razonable es mantener a las poblaciones por arriba de un valor entre el 64% y el 70% de la capacidad de carga de sus poblaciones. El valor puede definirse con mayor precisión mediante la aplicación de un Análisis de Viabilidad Poblacional.

Es importante incorporar variables ambientales en los esquemas de manejo de tursiones, particularmente las que indican el estado del ecosistema y las que afectan la abundancia y distribución de estos cetáceos. Los factores que más afectan a la supervivencia de una población de tursiones y por lo tanto los que deben considerarse con más atención en el manejo son: el tamaño de la población, el riesgo de que se presente algún tipo de catástrofe.

La distribución y abundancia de tursiones en las Bahías Magdalena y Navachiste difieren principalmente en que aunque la abundancia absoluta es similar, el área disponible en la parte norte de Bahía Magdalena es más reducida. En ambos sitios la distribución de grupos en los que se encuentran crías se concentra en áreas más protegidas diferentes a las bocas con que los cuerpos de agua comunican con mar abierto.

De acuerdo con los resultados obtenidos en los análisis de viabilidad poblacional se puede afirmar que la extracción de ejemplares bajo esquemas de aprovechamiento controlados no representa una amenaza para las poblaciones.

Es importante poner especial cuidado en la conservación de hembras maduras ya sea para capturas como para impactos no dirigidos.

Es necesario desarrollar esquemas de manejo aún cuando persista la prohibición de las capturas de estos animales. Por si sola, la prohibición no es una medida de manejo, se deben establecer metas de manejo considerando otros impactos tanto naturales como antropogénicos.

Recomendaciones

En síntesis, basado en que el aprovechamiento extractivo de tursiones en nuestro país no ha representado un impacto sustancial a las poblaciones; y en que la falta de objetivos y metas de manejo son un impedimento para establecer y seguir puntos de referencia, es conveniente proponer todo un esquema de manejo que incorpore objetivos y metas explícitas.

Entre los objetivos se deben incluir aspectos biológicos como la conservación de las poblaciones por su valor intrínseco y por el papel que desempeñan en el ecosistema como depredadores de tercer nivel. Entre los aspectos económicos y de recreación se propone el aprovechamiento y mantenimiento de los stocks (unidades de manejo) regulando debidamente el creciente interés para observar a estos animales en su medio natural. En el área social, ligada con la biológica se debe incorporar el hecho de que diversas actividades humanas, entre ellas la pesca, son responsables de impactos directos y muertes de individuos en cantidades que en ocasiones son considerables. En cuanto al uso de estos animales en actividades que impliquen la captura de ejemplares vivos se debe reconocer que además de evaluar las condiciones y estado de las poblaciones silvestres es muy importante elevar y uniformar los estándares para el mantenimiento en cautiverio.

Se recomienda como meta de manejo, sujeta a ajustes al mejorar el análisis de viabilidad poblacional como el Vortex, que el nivel de población se mantenga por arriba del 65% de su capacidad de carga. Bajo ese punto de referencia límite se sugiere que entre las tácticas de manejo se incluyan restricciones de artes de pesca cuando la causante de impactos sea la mortalidad incidental; y que para eventuales aprovechamientos extractivos se consideren entre las tácticas: a) tallas o edades mínimas de captura específicas para cada población

o región, b) evitar la captura diferencial de hembras, c) evaluaciones poblacionales periódicas en localidades específicas; y d) incluir lo anterior en un estricto esquema de permisos.

Idealmente, el manejo debe desarrollarse bajo un enfoque de ecosistema que permita entender las causas de la reducción de las poblaciones por debajo de su variabilidad normal y el diseño de estrategias para recuperarlas.

En escenarios realistas para una población de 112 individuos como la de Bahía Magdalena, con una y hasta dos catástrofes naturales que afecten a la población de tursiones, la extracción de hasta 10 ejemplares (incluyendo otras fuentes de mortalidad no natural) en una única ocasión, no representa un riesgo para la población. En cualquier caso, se debe evitar el aprovechamiento selectivo sobre todo cuando éste implique la extracción de un mayor número de hembras. Incluso las extracciones periódicas de un número limitado de ejemplares (alrededor de ocho) son viables siempre y cuando: se evite la captura de un número mayor de hembras, las extracciones se registren en temporadas no consecutivas y los aprovechamientos se limiten a periodos bien definidos no mayores a 20 años.

No deben permitirse o, en su caso, deben reducirse las extracciones de individuos así como otras fuentes de mortalidad cuando el hábitat esté o haya estado sujeto a impactos ambientales que reduzcan la capacidad de carga de la población de tursiones. En el caso de este estudio, la población de Navachiste resultó ser más vulnerable y por consiguiente es en la que se deben reducir o evitar los aprovechamientos, particularmente los de tipo extractivo.

La población de Bahía Magdalena, aparentemente y de acuerdo con los resultados de este trabajo es más sana. Pues además de que la frecuencia de ocurrencia de crías es mayor el hábitat ha sufrido un menor impacto que afecta la capacidad de carga. Por estas razones, la utilización de esta población para

usos extractivos y otros, es más viable. Así, la remoción de hasta 10 ejemplares cada tres años durante un periodo no mayor a tres años, es aceptable bajo la meta de manejo propuesta. El número indicado debe incluir a todas las fuentes de mortalidad no natural y, las extracciones, en su caso, no deberán dirigirse a las hembras.

Literatura Citada

- Allen, K.R. 1980. *Conservation and management of whales*. University of Washington Press. Washington.
- Alvarez F., C., A. Aguayo L., & S. Nolasco P. 1991. Prospección de tursiones (*Tursiops truncatus*) en el área circundante a la Laguna de Mecoacán en el Estado de Tabasco. Informe no publicado. 13 p.
- Anónimo. 1996. Plan Municipal de Desarrollo 1996. IX Ayuntamiento de Comondú. Ciudad Constitución, Baja California Sur. 95 p.
- Anónimo. 1999. Lineamientos para el Plan Estatal de Desarrollo, Baja California Sur 1999-2005. La Paz. 143 p.
- Anónimo. 2002. Ley General de Vida Silvestre. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 116 p.
- Anónimo. 2003. Ley de Ingresos de la Federación para el ejercicio fiscal de 2004. Diario Oficial de la Federación, 31 de diciembre de 2003.
- Baker, C.S. & P.J. Clapham. *En prensa*. Modelling the past and future of whales and whaling. *TRENDS in Ecology and Evolution*.
- Barlow, J. 2002. Management. p. 706-709. *En*: W.F. Perrin, B. Würsig & J.G.M. Thewissen (eds.) *Encyclopedia of marine mammals*. Academic Press. San Diego, USA. 1414 p.
- Barlow, J. & P. Boveng. 1991. Modeling age-specific mortality for marine mammal populations. *Marine Mammal Science* 7(1):50-65.
- Baird, R.W., A.M. Gorgone, A.D. Ligon & S.K. Hooker. 2001. Mark-recapture abundance estimate of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) around Maui and Lana'i, Hawai'i, during the winter of 2000/2001. Report prepared under contract # 40JGNF0-00262 to the Southwest Fisheries Science Center, National Marine Fisheries Service. 8604 La Jolla Shores Drive, CA, 92037-1508 USA.
- Beissinger, S.R. 2002. Population Viability Analysis: past, presente, future. p. 5-17 *En*: S.R. Beissinger & D. R. McCullough (eds.). *Population Viability Analysis*. The University of Chicago Press. Chicago. xvi + 577 p.
- Bräger, S., J.A. Harraway, B.F.J. Manly. 2003. Habitat selection in a coastal dolphin species (*Cephalorhynchus hectori*). *Marine Biology* (143):233-244.

- Breen, P.A., R. Hilborn, M.N. Maunder & S.W. Kim. 2003. Effects of alternative control rules on the conflict between a fishery and a threatened sea lion (*Phocoena hookeri*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60(5):527-541.
- Bristow, T. & E.I.S. Rees. 2001. Site fidelity and behaviour of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Cardigan Bay, Wales. *Aquatic mammals* 27:1-10.
- Brook, B.W., J.J. O'Grady, P. Chapman, M.A. Burgman, H. Resit Akçakaya & R. Frankham. 2000. Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature* 404:385-387.
- Brook, B.W., M.A. Burgman, H. R. Akcakaya, J.J. O'Grady, & R. Frankham. 2002. Critiques of PVA ask the wrong questions: throwing the heuristic baby out with the numerical bath water. *Conservation Biology* 16(1):262-262.
- Buckland, S.T. & A.E. York. 2002. Abundance estimation. p. 1-6. *En*: W.F. Perrin, B. Würsig & J.G.M. Thewissen (eds.). *Encyclopedia of Marine Mammals*. Academic Press. San Diego, USA. 1414 p.
- Caddy, J.F. & R. Mahon. 1995. Reference points for fisheries management. FAO-fisheries technical paper 347. Roma, 83 p.
- Carroll, R.C. & G.K. Meffe. 1997. Management to meet conservation goals: applications. p. 385-417. *En*: G.K. Meffe & C.R. Carroll (eds.) *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc. Sunderland. i-xix + 729p.
- Castelló, H., Y. Alaniz, & C. Vega. 2000. Los delfinarios en México. Un informe crítico. Conservación de Mamíferos Marinos de México, A.C. 38p.
- CIIDIR. 2001. Oceanografía de la Bahía de Navachiste, Guasave, Sinaloa. Informe Final del Proyecto CGPI: 980073. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional IPN, Unidad Sinaloa, Junio de 2001, Guasave, Sin. 38p.
- Clapham, P.J., S.E. Wetmore, T.D. Smith, & J.G. Mead. 1999. Length at birth and at independence in humpback whales. *J. Cetacean Res. Manage.* 1(2):141-146.
- Consejo Nacional de Población y Vivienda. 2000. *La situación demográfica de México*. CONAPO, México, D.F.
- Contreras, F. 1985. *Las lagunas costeras mexicanas*. Centro de Ecodesarrollo. Secretaría de Pesca. 253 p.

- Corkeron, P. 2002. Captivity.192-197. *En*: W.F. Perrin, B. Würsig & J.G.M. Thewissen (eds.) *Encyclopedia of marine mammals*. Academic Press. San Diego, USA. 1414 p.
- De la Cruz-Agüero, G. & R. Rodríguez-Sánchez. 2000. Costas de México: Auxiliar para geo-referir localidades costeras en la República Mexicana. Programa versión 1.5 y Manual del Usuario. CICIMAR - IPN La Paz, B.C.S., México.
- Delgado E., A. 2002. Comparacion de parametros poblacionales de las toninas, *Tursiops truncatus*, en la region sureste del Golfo de Mexico (Estados de Tabasco, Campeche, Yucatan y Quintana Roo). Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias, UNAM. Mexico, D.F., 160 p.
- Defran, R.H., G.M. Shultz, & D.W. Weller. 1990. A technique for the photographic identification and cataloging of dorsal fins of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). p. 53-55. *En*: P. S. Hammond, S. Mizroch & G. Donovan. (eds.) *Individual Recognition of Cetaceans: Use of photo-identification*. IWC. Special issue 12. Cambridge.
- Díaz-Gamboa, R.A. 2003. Diferenciación entre tursiones *Tursiops truncatus* costeros y oceánicos en el Golfo de California por medio de isótopos estables de carbono y nitrógeno. Tesis de Maestría, Departamento de Pesquerías y Biología Marina. CICIMAR - IPN La Paz 62p.
- Dizon, A.E., C. Lockyer, W.F. Perrin, D.P. DeMaster & J. Sisson. 1992. Rethinking the stock concept: a phylogeographic approach. *Conservation Biology* 6(1):24-36.
- Eberhardt, L.L., D.G. Chapman & J.R. Gilbert. 1979. A review of marine mammal census methods. *Wildlife Monographs*. 63. *Supplement to the Journal of Wildlife Management* 43(1) 46 p.
- Escobedo U., D., M.T. Hernández R., N. Herrera M., A.E. Ulloa P. & Y. Chiquete O. 2000. Calidad bacteriológica del sistema lagunar de San Ignacio-Navachiste, Sinaloa. *Ciencia y Mar* 17-27.
- FAO. 1996. Precautionary approach to capture fisheries and species introductions. Lysekil, Sweden, 6-13 june 1995. FAO Technical guidelines for responsible fisheries, No. 2. FAO. Roma.
- Fernández, S. & A.A. Hohn. 1998. Age, growth, and calving season of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, off coastal Texas. *Fishery Bulletin* 96(2):357-365.

- Flores-Santillán, A., M. A. Flores, F. Guerrero-Escobedo & E. Treviño-García. 2001. Estudio batimétrico de las Bahías Magdalena y Almejas de Baja California Sur, México. *Acta Científica CRIP-La Paz* 1:18-23.
- Forcada, J. & A. Aguilar. 2000. Use of photographic identification in capture-recapture studies of Mediterranean monk-seals. *Marine Mammal Science* 16(4):767-793.
- Forney, K. A. 2000. Environmental Models of cetacean abundance: reducing uncertainty in population trends. *Conservation Biology* 14(5):1271-1286.
- Fowler, C.W. 1984. Density dependence in cetacean populations. p. 373-379. *En*: W.F. Perrin, R.L. Brownell & D.P. DeMaster (Eds.) *Reproduction of whales, dolphins and porpoises*. IWC, Black Bear Press: Cambridge.
- Fowler, C.W. 1999a. Management of multi-species fisheries: from overfishing to sustainability. *ICES Journal of Marine Science* 56:927-932.
- Fowler, C.W. 1999b. Nature's Monte Carlo Experiments in sustainability. p. 25-32. *En*: V.R. Restrepo (ed.), Proceedings of the fifth NMFS Stock Assessment Workshop: Providing scientific advice to implement the precautionary approach under the Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act. U.S. Dept. of Commerce, NOAA, Technical Memorandum NMFS-F/SPO-40.
- Fowler, C.W. & L. Hobbs. 2003. Is humanity sustainable? *Proc. R. Soc. Lond. B* 270:2579-2573.
- Friday, N., T.D. Smith, P.T. Stevick & J. Allen. 2000. Measurement of photographic quality and individual distinctiveness for the photographic identification of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*. *Marine Mammal Science* 16(2):355-374.
- García H., M. 2000. The European studbook of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*): 1998 survey results. *Aquatic Mammals* 26(2):95-100.
- Geraci, J.R. 1989. *Clinical investigation of the 1987-88 mass mortality of bottlenose dolphins along the U.S. central and south Atlantic Coast*. National Marine Fisheries Service and U.S. Navy and Marine Mammal Commission: Guelph, Ontario.
- Geracci, J.R. 1999. Die offs. *En*: J. Twiss & R. Reeves (eds) *Conservation and management of marine mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington. 471 p.

- Gerber, L.R., D.P. DeMaster & S. Perry R. 2000. Measuring success in conservation. *American Scientist* 88: 324.
- Gerrodette, T. & D.P. DeMaster. 1990. Quantitative determination of optimum sustainable population level. *Marine Mammal Science* 6(1): 1-16.
- Goericke, R., E. Venrick, A. Mantyla, S.J. Bograd, F.B. Schwing, A. Huyer, R.L. Smith, P.A. Wheeler, R. Hooff, W.T. Peterson, G. Gaxiola-Castro, J. Gómez-Valdez, B.E. Lavaniegos, K.D. Hyrenbach & W.J. Sydeman. 2005. The state of the California current, 2003-2004: a rare “normal” year. *CalCOFI Rep.* 45:27-59.
- Gowans, S. & H. Whitehead. 2001. Photographic identification of northern bottlenose whales (*Hyperoodon ampullatus*): sources of heterogeneity from natural marks. *Marine Mammal Science* 17(1):76-93.
- Hastings, R.M. & D.W. Fischer. 2001. Toward setting management priorities for Magdalena Bay, Baja California, Mexico. *Journal of Coastal Conservation* 7: 193-202.
- Hersh S.L. & D.A. Duffield. 1990. Distinction between Northwest Atlantic offshore and coastal bottlenose dolphins based on hemoglobin profile and morphometry. p. 129-139. *En: S. Leatherwood & R.R. Reeves (eds.). The bottlenose dolphin.* Academic Press. San Diego.
- Hersh S.L. & D.A. Duffield. 1990. Bottlenose dolphin mortality patterns in the Indian/Banana River systems of Florida. p. 155-164. *En: S. Leatherwood & R.R. Reeves (eds.). The bottlenose dolphin.* Academic Press. San Diego.
- Hilborn, R. & C.J. Walters. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment (cap. I)*. New York, Chapman & Hall.
- Hoelzel, A.R. 1994. *Genetics and Ecology of Whales and Dolphins. Annual Review of Ecology and Systematics*, 1994. 25: p. 377-399.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. 2003. <http://www.inegi.gob.mx>
- IWC. 1984. Report of the Scientific Committee. *Rep. int. Whal. Commn.* 34:31.
- IWC. 1992. Report of the Scientific Committee, Annex G (Small cetaceans). p.197-200. *Rep. int. Whal. Commn.* 42
- Jaquet, N. & H. Whitehead. 1999. Movements, distribution and feeding success of sperm whales in the Pacific Ocean, over scales of days and tens of kilometers. *Aquatic Mammals* 25:1-13.

- Kenchington, E., M. Heino & E.E. Nielsen. 2003. Managing marine genetic diversity: time for action? *ICES Journal of Marine Science* 60:1172-1176.
- Lacy, R.C. 1993. Vortex: a computer simulation model for Population Viability Analysis. *Wild. Res.* 20:45-65.
- Lacy, R.C. 2000. Structure of the VORTEX simulation model for population viability analysis. *Ecological Bulletins* 48:191-203.
- Lacy, R.C., M. Borbat & J.P. Pollak. 2005. *Vortex: A stochastic simulation of the extinction process. Version 9.50*. Brookfield, IL: Chicago Zoological Society.
- Lacy, R.C. & P.S. Miller. 2002. Incorporating human population and activities into population viability analysis. 490-510. *En*: S.R. Beissinger & D.R. McCullough (eds). *Population Viability Analysis*. The University of Chicago Press. Chicago xvi +577 p.
- Laidre, K.L., R.J. Jameson & D.P. DeMaster. 2001. An estimation of carrying capacity for sea otters along the California coast. *Marine Mammal Science* 17(2):294-309.
- Leatherwood, S., D.K. Odell & E.D. Asper. 1986. Bottlenose dolphins of the Indian and Banana rivers, Florida: Review of Research. Documento SC/37/SM 10. IWC / SC.
- Levinton, J.S. 1982. *Marine Ecology*. Englewoods Clifs, NJ, USA, Prentice-Hall. 526p.
- Lluch-Belda, D., M.E. Hernández-Rivas, R. Saldierna-Martínez, & R. Guerrero Caballero. 2000. Variabilidad de la temperatura superficial del mar en Bahía Magdalena, B.C.S. *Oceanides* 15(2):1-23.
- Lusseau, D., K. Schneider, O.J. Boisseau, P. Haase, E. Slooten & S.M. Dawson. 2003. The bottlenose dolphin community of Doubtful Sound features a large proportion of long-lasting associations. Can geographic isolation explain this unique trait? *Springer-Verlag*.
- Lusseau, D., R. Williams, B. Wilson, K. Grellier, T.R. Barton, P.S. Hammond & P.M. Thompson. 2004. Parallel influence of climate on the behaviour of Pacific killer whales and Atlantic bottlenose dolphins. *Ecology Letters* (2004) 7:1068–1076.
- Margalef, R. 1986. *Ecología*, 5a ed. Ediciones Omega, Barcelona, España.

- Mead, J.G. 1999. Bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). 264-265. *En*: D.E. Wilson & S. Ruff (eds). *The Smithsonian Book of North American Mammals*. Vancouver, CA. 750 p.
- Mead, J.G. & C.W. Potter. 1991. Natural history of bottlenose dolphins along the central Atlantic coast of the United States, p. 165-195. In S. Leatherwood & R. Reeves (ed.), *The Bottlenose dolphin*. Academic Press.
- Miller, P.S. & R.C. Lacy. 1999. Vortex: a stochastic simulation of the extinction process. Version 8 user's manual. Apple Valley, MN: Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN). 125 p.
- Miller, P.S. & R.C. Lacy. 2005. *Vortex: a stochastic simulation of the extinction process. Version 9.50 User's Manual*. Apple Valley, MN: Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN).
- Mills, L.S. & M.S. Lindberg. 2002. Sensitivity Analysis to evaluate the consequences of conservation actions. 338-366. *En*: S.R. Beissinger & D.R. McCullough. (eds). *Population Viability Analysis*. The University of Chicago Press. Chicago. xvi + 577 p.
- Norris, K.S. 1991. Looking at captive dolphins. p. 293-303. *En*: K. Pryor & K. S. Norris. *Dolphin Societies*. University of California, Los Angeles.
- Ortega O., J.G. 2000. Muestreo en Mamíferos Marinos, estimación de abundancia de delfines mediante fotoidentificación. p. 337-351. *En*: A. Granados Barba, V. Solís Weiss & R.G. Bernal Ramírez (eds.) *Métodos de muestreo en la investigación oceanográfica*. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México. 448p.
- Pauly, D., A.W. Trites, E. Capuli & V. Christensen. 1998. Diet composition and trophic levels of marine mammals. *ICES Journal of Marine Science* 55:467-481.
- Pérez-Cortés M., H. & A. Delgado E. 1991. Prospección de poblaciones de delfines en la costa centro-oriental del estado de Tabasco, agosto, 1991. Informe de Investigación no publicado. 28 p.
- Pérez-Cortés M., H., B. Villa-R., A. Delgado-E., & J.L. Patiño-V. 2000. Familia Delphinidae. p. 597-626. *En*: S.T. Alvarez-Castañeda & J.L. Patton (eds.), *Mamíferos del Noroeste de Mexico II*, 1ª ed, vol. II. Centro de Investigaciones Biologicas del Noroeste S.C., La Paz, B.C.S.

- Pérez-Cortés M., H. & L. Rojas B. 2001. Mexico Progress Report on Cetacean Research. Documento presentado al Comité Científico de la Comisión Ballenera Internacional (IWC). Londres, U.K. Junio de 2001.
- Perrin, W.F. & S.B. Reilly. 1984. Reproductive parameters of dolphins and small whales of the family delphinidae, p. 97-133. *En* W.F. Perrin, R.L. Brownell & D.P. DeMaster (ed.), *Reproduction of whales, dolphins and porpoises*. Black Bear Press, Cambridge.
- PROFEPA. 1995. Mortandad de aves y mamíferos marinos en el alto Golfo de California, informe final. Procuraduría Federal de Protección al Ambiente, SEMARNAP 40p.
- Ralls, K. & B.L. Taylor. 1997. How viable is population viability analysis? *En*: T.A. Pickett *et al.* (eds). *The Ecological Basis of Conservation*. New York: Chapman & Hall.
- Ramirez-Felix, E. & H.G. Manzo-Monroy. 2000. *Compilación de métodos estocásticos posibles de aplicar en la evaluación de las pesquerías*. *Ciencia Pesquera* 14(1):77-82.
- Read, A.J. & P.W. Wade. 2000. Status of marine mammals in the United States. *Conservation Biology* 14(4):929-940.
- Read, A.J., K.W. Urian, B. Wilson & D.M. Waples. 2003. Abundance of bottlenose dolphins in the bays, sounds, and estuaries of North Carolina. *Marine Mammal Science* 19(1): 59-73.
- Reeves, R.R. & S. Leatherwood. 1984. Live-capture Fisheries for Cetaceans in USA and Canadian Waters, 1973-1982. *Rep. int. Whal. Commn.* 34: 497-506.
- Reeves, R.R. & S. Leatherwood. 1987. *The Sea World book of Dolphins*, 1^a ed. H B J, San Diego.
- Reeves, R.R. & J.G. Mead. 1999. Marine mammals in captivity. p 412-436. *En*: J.R. Twiss & R.R. Reeves (eds.) *Conservation and Management of Marine Mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington. 471 p.
- Reynolds III, J.E., R.S. Wells & S.D. Eide. 2000. *The Bottlenose Dolphin, biology and conservation*. University Press of Florida, Gainesville, FL.
- Rice, D.W., A.A. Wolman, D.E. Withrow & L.A. Fleischer. 1981. Gray Whales on the Winter Grounds in Baja California, p. 477-489. *En* IWC (ed.), *Rep. int. Whal. Commn.* 31, Cambridge.

- Salinas G., F., O. Zaytsev & C. Turrent-Thompson. 2001. Hidrodinámica del sistema de Bahía Magdalena y Almejas. Seminario Presentado en el CRIP La Paz, La Paz, B.C.S., 17 abril 2001.
- Scott, G.P. 1990. Management-oriented research on bottlenose dolphins by the Southeast Fisheries Center. p. 623-639. *En*: S. Leatherwood & R. Reeves (eds.) *The Bottlenose dolphin*. Academic Press.
- Scott, M.D., R.S. Wells & A.B. Irvine. 1990. A long-term study of bottlenose dolphins on the west coast of Florida. p 235-244. *En*: S. Leatherwood & R. Reeves (eds.), *The Bottlenose dolphin*. Academic Press.
- Seber, G.A.F. 1982. *The estimation of animal abundance*. Charles Griffin & Company Ltd. London. 654p.
- SEMARNAP. 1997. *Programa de Manejo de la Zona de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos*. Instituto Nacional de Ecología. México. 164 p.
- SEMARNAT. 2001. Norma Oficial Mexicana de Emergencia NOM-EM-135-SEMARNAT-2001, para la captura, transporte, exhibición, manejo y manutención de mamíferos marinos en cautiverio. Diario Oficial de la Federación, 30 de mayo de 2001.
- Shane, S.H., R.S. Wells & B. Wursig. 1986. Ecology, behavior and social organization of the bottlenose dolphin: a review. *Marine Mammal Science* 2(1):34-63.
- Shaffer, M. 1987. Minimum viable populations: coping with uncertainty. *En*: M.E. Soulé (ed). *Viable populations for conservation*. Cambridge Univ. Press. p. 69-86.
- Shuter, B.J., C.K. Minns & C.H. Olver. 1997. Reply: Toward a definition of conservation principles for fisheries management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54:2724-2725.
- Skalski, J.,R., D. Robson, S. & M.A. Simmons. 1983. Comparative census procedures using single mark-recapture methods. *Ecology* 64(4): 752-760.
- Slobodkin, L.B. 1962. *Growth and regulation of animal populations* (Chapter 4: Life insurance for animals 33-44). Holt, Tinehartand Winston. New York. 184 p.
- Small, R.J. & D.P. De Master. 1995. Acclimation to captivity: a quantitative estimate based on survival of bottlenose dolphins and California Sea Lions. *Marine Mammal Science* 11(4):510-519.

- Stevick, P.T., P.J. Palsbol, T.D. Smith, M.V. Bravington & P.S. Hammond. 2001. Errors in identification using natural markings: rates, sources, and effects on capture-recapture estimates of abundance. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 1861-1870.
- Stolen, M.K. & J. Barlow. 2003. A model life table for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Indian River Lagoon system, Florida, U.S.A. *Marine Mammal Science* 19(4):630-649.
- Taylor, B. 1999. Refining the definition of stocks: a discussion paper. SC document IWC/51/RMP23. IWC 8 p.
- Torres, L.G., P.E. Rosel, C. D'Agrosa & A.J. Read. 2003. Improving management of overlapping bottlenose dolphin ecotypes through spatial analysis and genetics. *Marine Mammal Science* 19(3): 502-514.
- Tregenza, T. & N. Wedell. 2002. Polyandrous females avoid costs of inbreeding. *Nature* 415(3): 71-73.
- Vázquez-Domínguez, E. 1999. Programa de regiones prioritarias marinas de México. *Panorama Acuicola* 4: 52-54.
- Vidal, O. y Gallo, J.P. 1995. Mortalidad de cetáceos y aves marinas en el Norte del Golfo de California, enero-febrero 1995. *En*: resúmenes no publicados, XX Reunión anual para el estudio de los mamíferos marinos. SOMEMMA. La Paz, B.C.S. mayo de 1995.
- Vicencio-Aguilar, M.D. 1979. Estudio ictiológico de dos lagunas costeras de la zona norte de Sinaloa. Tesis de licenciatura, UNAM, México, D.F.
- Wells, R.S., M.D. Scott & A.B. Irvine. 1987. The social structure of free-ranging bottlenose dolphins. p.247-305. *En*: H. Genoways (ed.) *Current mammalogy*. Vol. 1. Plenum, New York.
- Wells, R.S. & M.D. Scott. 1999. Bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821). p. 137-182. *En*: S.H. Ridgway & S.R. Harrison (Eds.) *Handbook of Marine Mammals Vol. 6. The second book of dolphins and porpoises* Academic Press. San Diego. 486 p.
- Wilson, B., P.S. Hammond & P.M. Thompson. 1999. Estimating size and assesing trends in a coastal bottlenose dolphin population. *Ecological Applications* 9(1):288-300.
- Zaytsev, O., R. Cervantes-Duarte, O. Montante & A. Gallegos-Garcia. 2003. Coastal Upwelling Activity on the Pacific Shelf of the Baja California Peninsula. *Journal of Oceanography* 59:489-502.

Apéndice 1

Ejemplos de aletas dorsales de borde posterior liso y con marcas (a) y de calidad suficiente e insuficiente (b). Individuos catalogados con las claves 039 y 053 en diferentes avistamientos. En las fotos se puede apreciar que aunque algunas fotografías son reconocibles, las características son apreciadas más fácilmente en el caso de individuos con marcas más conspicuas. Para mantener la homogeneidad de la muestra, por consiguiente, solamente se utilizaron fotografías con la mejor calidad y con marcas inconfundibles.

a



b



Apéndice 2

Características, ecuaciones básicas, secuencia de flujo, supuestos y diagrama de flujo del programa Vortex para modelar análisis de viabilidad poblacional tomadas de Lacy (1993, 2000).

Estocasticidad demográfica

El programa utiliza un código fuente para generar números aleatorios que se distribuyan uniformemente entre 0 y 1 desarrollado por Maier (1991 *apud* Lacy, 1993). Las desviaciones aleatorias de las distribuciones binomiales, con media p y desviación estándar s se obtienen al determinar el número entero de ensayos binomiales N que produzca el valor de s más cercano al valor especificado de acuerdo con:

$$N = p(1-p)/s^2$$

Los ensayos binomiales son entonces simulados obteniendo muestras de la distribución uniforme 0-1 para obtener el resultado deseado. Si el valor determinado para N a partir de una distribución binomial es mayor que 25, se utiliza en su lugar una aproximación binomial. Esa aproximación debe truncarse en 0 y 1 para permitir su uso al definir probabilidades, aunque con valores tan grandes de N , s es pequeña con relación a p por lo que la rutina para truncar se utiliza muy raras veces.

Catástrofes

Se modela una catástrofe siempre que un número entre cero y uno generado al azar sea menor que la probabilidad de ocurrencia (que es uno de los parámetros de entrada del programa). A continuación, las probabilidades de supervivencia y éxito en la reproducción, para el año que está siendo simulado, se multiplican por un factor de severidad (otro de los parámetros de entrada).

Procesos genéticos

Opcionalmente se puede simular la deriva génica por la simulación de la transmisión de alelos.

Procesos determinísticos

Vortex puede incorporar varios procesos determinísticos. Se puede especificar que la reproducción sea denso dependiente. La función que relaciona la proporción de hembras adultas que se reproducen cada año se modela como una polinomial de cuarto orden, que puede producir un ajuste cercano a la mayoría de curvas de denso dependencia plausibles. Así, cualquier reacción poblacional a respuestas negativas, de baja densidad, o aún relaciones más complejas, pueden modelarse.

Se puede modelar la incorporación o extracción de ejemplares durante cualquier número de años en las simulaciones. Las extracciones pueden significar la remoción o captura de individuos. Los números se especifican de acuerdo con la edad y el sexo de los animales. Las tendencias en la capacidad de carga se especifican como porcentajes de cambio anuales. Estos cambios se modelan como incrementos o decrementos lineales y no geométricos.

Salidas

En las salidas del programa se incluyen: (1) la probabilidad de extinción en intervalos específicos (por ejemplo, cada 10 años durante una simulación de 100 años); (2) el tiempo medio a la extinción si se llegó a la extinción en al menos 50% de las simulaciones; (3) el tiempo medio a la extinción de aquellas poblaciones que se extinguieron (cuando se modelan más de dos poblaciones); y (4) el tamaño medio de la población en intervalos específicos.

La desviación estándar entre simulaciones y el error estándar de la media se reportan para el tamaño de la población. Bajo el supuesto de que la extinción de réplicas independientes es un proceso binomial, el error estándar de la probabilidad de extinción (SE) se reporta como:

$$SE(p) = \sqrt{p \times (1 - p) / n}$$

en donde la frecuencia de extinción era p sobre n poblaciones simuladas.

Secuencia de flujo del programa

- (1) La semilla para el generador de números aleatorios se inicializa con el número de segundos transcurridos desde el inicio del siglo XX.
- (2) Se indica al usuario especificar los periféricos para el ingreso de parámetros y salida de productos; así como los parámetros poblacionales, la duración de la simulación y el número de iteraciones.
- (3) El valor máximo admisible para el tamaño de la población (necesario para evitar sobreflujo de la memoria) se calcula como:

$$N_{\max} = (K + 3s) \times (1 + L)$$

en donde K es la capacidad de carga máxima (se puede especificar que cambie de manera lineal durante un número dado de años en la simulación, de modo que puede ser mayor o menor que el número inicialmente especificado); s es la variación ambiental anual de la capacidad de carga, expresada como una desviación estándar; y L es el tamaño máximo de la camada.

- (4) Se asigna la memoria para la colocación de datos. Si la memoria es insuficiente para la colocación de datos entonces N_{\max} se ajusta

hacia abajo hasta el tamaño que pueda acomodarse de acuerdo con la cantidad de memoria disponible, en cuyo caso es posible que el análisis deba terminar.

- (5) La tasa media del crecimiento de la población esperado se calcula a partir de las tasas medias de nacimiento y muerte especificadas por el usuario. Los algoritmos siguen el análisis de tablas de vida de cohortes. Se estiman el tiempo generacional y la distribución estable de edades. Los cálculos de la tabla de vida asumen que no hay limitaciones por la capacidad de carga ni por el número de machos. Los efectos de las catástrofes se incorporan en el análisis de la tabla de vida usando las tasas de nacimiento y muerte que son medias ponderadas de los valores en años con y sin catástrofes, ponderadas por la probabilidad de que una catástrofe ocurra o no.
- (6) Las simulaciones iterativas de la población se desarrollan por medio de los pasos descritos abajo. Para un modelación exploratoria, 100 simulaciones son suficientes para revelar las tendencias gruesas en diferentes condiciones con diferentes parámetros de entrada. Para simulaciones más precisas en varios escenarios, se recomienda utilizar 1000 o más simulaciones para minimizar los errores estándar alrededor de los resultados medios.
- (7) Se asigna una estructura de edad y sexo a la población. El usuario puede especificar la estructura exacta o puede indicar el tamaño inicial de la población y solicitar que el programa calcule una distribución con la tabla de vida.
- (8) Las iteraciones para los años corresponden a los pasos a continuación.
- (9) Las probabilidades de que las hembras produzcan cada camada posible se ajustan a la densa dependencia de la población.
- (10) Las tasas de nacimiento y muerte, y la capacidad de carga para un año dado se ajustan para modelar la variación ambiental. Se asume que la variación ambiental tiene una distribución binomial para las tasas de nacimiento y muerte y una distribución normal para la capacidad de carga con tasas medias y desviaciones estándar especificadas por el usuario.
La capacidad de carga (K) para el año es determinada al incrementar o disminuir el valor inicial de acuerdo con el porcentaje especificado para cambios lineales en el tiempo. Después, la variación ambiental en K es impuesta al obtener un número aleatorio de una distribución normal con los valores especificados de media y desviación estándar.

- (11) Las tasas de nacimiento y supervivencia para el año se ajustan para modelar cualquier catástrofe si se determina que una ocurra ese año.
- (12) Se seleccionan los machos reproductores para ese año. Cada macho en edad reproductora se incluye en el conjunto de machos potencialmente reproductores en ese año si el número elegido para ese macho es menor que la proporción de machos en edad reproductora especificada.
- (13) Para cada hembra en edad de reproducirse se elige al azar un macho de entre el conjunto de reproductores de ese año. A las crías se les determina el sexo al comparar un número aleatorio con la razón sexual especificada al principio.
- (14) La supervivencia de cada animal se determina por comparación con un número aleatorio con la probabilidad de supervivencia para ese animal. Ante la ausencia de depresión endogámica la probabilidad de supervivencia por una tasa de supervivencia específica para la tasa de edad de ese año.
- (15) La edad de cada individuo se incrementa en una unidad y cualquier animal que exceda la edad máxima es eliminado.
- (16) Si la extracción de individuos está considerada para ese año, los individuos de las edades o sexos determinados se eligen al azar a partir de aquellos disponibles. En caso de que no haya ejemplares de alguna edad o sexo determinado, el programa sigue corriendo y reporta que la extracción fue incompleta.
- (17) Se elimina a los animales muertos de la memoria de la computadora para liberar espacio para las generaciones siguientes.
- (18) La tasa de crecimiento poblacional se calcula como la razón del tamaño de la población en un año dado con respecto al tamaño del año previo.
- (19) Si el tamaño de la población (N) excede al de la capacidad de carga (K) se incluye mortalidad adicional en todas las clases de edad y sexo. La probabilidad de que un individuo muera al truncar la población se ajusta a $(N-K)/N$, de manera que el tamaño poblacional después de la mortalidad adicional sea igual a K .
- (20) Se realiza el recuento del tamaño de las poblaciones y variación genética. Se considera que una población está extinta cuando no quedan representantes de alguno de los sexos.
- (21) Se determina el tamaño de la poblacional final a partir de las simulaciones.
- (22) Se calculan los resúmenes de estadística, variación genética y crecimiento medio de la población entre iteraciones.

Supuestos del modelo

Es imposible simular toda la gama de complejos procesos que pueden significar un impacto en las poblaciones silvestres. En consecuencia, es necesario considerar una serie de supuestos matemáticos y biológicos. Algunos de los supuestos más importantes son:

- (1) Las probabilidades de supervivencia son denso-independientes cuando el tamaño de la población es menor que la capacidad de carga.
- (2) Todos los animales sexualmente maduros tiene la misma probabilidad de reproducirse. Por lo que se ignora el hecho de que algunos individuos de cada población se reproducen con más éxito o con más frecuencia que otros.
- (3) Los atributos de la historia natural de una población (nacimiento, muerte, migración, extracción, suplementación) se modelan como una secuencia discreta y en consecuencia como eventos estacionales. Sin embargo, en la práctica dichos eventos son continuos en el tiempo y el modelo ignora la posibilidad de que sean aseasonales o solamente parcialmente estacionales.
- (4) Las probabilidades de reproducción y mortalidad son constantes a partir de la edad de la primera reproducción y hasta que el animal muere. Con esto se asume que los animales continúan reproduciéndose hasta que mueren.
- (5) Una catástrofe simulada solamente tiene efecto en el año en que es simulada.
- (6) Las tasas de migración son independientes de la edad y el sexo.
- (7) Las complejas interacciones interespecíficas no se incluyen en el modelo, a menos que esas dinámicas de la comunidad contribuyan a la variación ambiental estocástica en los parámetros demográficos.

Diagrama de flujo de los componentes primarios de la simulación Vortex; y Pseudo código del programa.

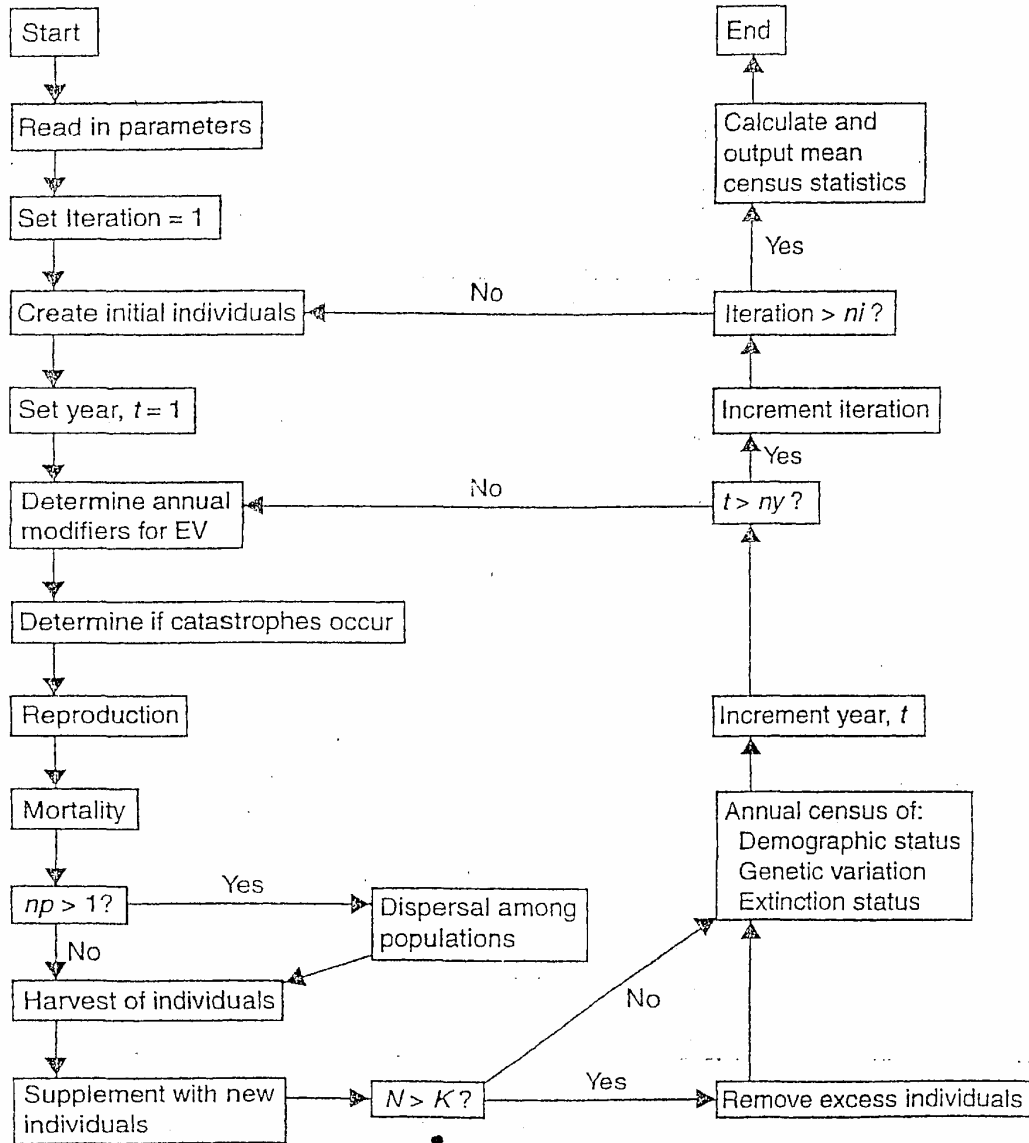


Fig. 1. Flow chart of the primary components of the Vortex simulation. Each step from "Create initial individuals" through "Annual census" is applied to each population in a modeled metapopulation. t = year; ny = number of years simulated; np = number of populations; ni = number of iterations; N = population size; K = carrying capacity; EV = environmental variation.

Apéndice 3

Muestra del catálogo de aletas dorsales de tursiones de Bahía Magdalena, B.C.S.

clave	Feb-99	Nov-99	Jul-00	Dic-00	Jul-01	Oct-02	Ene-03
43 LM	●	●	●	●	●		
41 LM	●	●	●		●	●	
53 LM	●	●	●		●	●	
39 LM	○	○	○			○	
22 LM	●	●	●				
42 LM	●	●					
29 LM	●			●			
40 LM		●	●	●	●	●	
52 LM		●					
36 LM			●	●			●
10 LM			●		●		
24 LM			●		●		
30 LM			●		●		
44 LM			●			●	●
5 LM			●			●	●
33 LM			●			●	
2 LM			●				
51 LM					○		○
70 LM					●		
73 LM						●	●
85 LM						●	●
110 LM						●	
112 LM							○
130 LM							●

calidad de la foto insuficiente
aleta con borde posterior liso