



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

EVALUACIÓN DEL EFECTO DE LA PESCA EN LA POBLACIÓN
DEL TIBURÓN ZORRO, *Alopias pelagicus* (NAKAMURA, 1935)
DEL OCÉANO PACÍFICO DE MÉXICO

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGO

P R E S E N T A :

ROBERTO CARLOS MUÑIZ PONCE DE LEÓN

TUTOR: Dr. J. FERNANDO MÁRQUEZ FARÍAS

2008



FACULTAD DE CIENCIAS
UNAM



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Hoja de Datos del Jurado

<p>1. Datos del alumno Apellido paterno Apellido materno Nombre(s) Teléfono Universidad Nacional Autónoma de México Facultad de Ciencias Carrera Número de cuenta</p>	<p>1. Datos del alumno Muñiz Ponce de León Roberto Carlos 56 46 02 41 Universidad Nacional Autónoma de México Facultad de Ciencias Biología 300059423</p>
<p>2. Datos del tutor Grado Nombre(s) Apellido paterno Apellido materno</p>	<p>2. Datos del tutor Dr. Juan Fernando Márquez Farías</p>
<p>3. Datos del sinodal 1 Grado Nombre(s) Apellido paterno Apellido materno</p>	<p>3. Datos del sinodal 1 M. en C. Patricia Fuentes Mata</p>
<p>4. Datos del sinodal 2 Grado Nombre(s) Apellido paterno Apellido materno</p>	<p>4. Datos del sinodal 2 Biol. Luis Vicente González Ania</p>
<p>5. Datos del sinodal 3 Grado Nombre(s) Apellido paterno Apellido materno</p>	<p>5. Datos del sinodal 3 Quim. Alejandro Liedo Galindo</p>
<p>6. Datos del sinodal 4 Grado Nombre(s) Apellido paterno Apellido materno</p>	<p>6. Datos del sinodal 4 M. en C. José Ignacio Fernández Méndez</p>
<p>7. Datos del trabajo escrito. Título</p> <p>Subtítulo Número de páginas Año</p>	<p>7. Datos del trabajo escrito Evaluación del efecto de la pesca en la población del tiburón zorro, <i>Alopias pelagicus</i> (Nakamura, 1935) del Océano Pacífico de México</p> <p>65 p. 2008</p>

	ÍNDICE	Págs.
I.	INTRODUCCIÓN	1
II.	ANTECEDENTES	5
	II. 1. Contexto internacional	5
	II. 2. Contexto nacional	6
	II. 2. a. Desarrollo de la pesquería de tiburón	6
	II. 2. b. Desarrollo científico	7
	II. 3. Producción nacional de tiburón del Pacífico mexicano	9
	II. 4. Sinopsis biológica	12
	II. 4. a. El tiburón zorro (<i>Alopias pelagicus</i>)	12
	II. 4. b. Posición taxonómica del tiburón zorro (<i>Alopias pelagicus</i>)	14
	II. 4. c. Morfología	14
	II. 4. d. Aspectos biológicos	16
	II. 4. e. Distribución geográfica	19
	II. 4. f. La pesquería del tiburón zorro	19
	II. 5. Demografía	21
	II. 6. Matriz de Leslie	22
III.	PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	23
IV.	HIPÓTESIS	24
V.	OBJETIVOS	24
VI.	ÁREA DE ESTUDIO	25
	VI. 1. División oceanográfica del Pacífico mexicano	25
	VI. 2. División biogeográfica del Pacífico mexicano	26
VII.	MATERIAL Y MÉTODOS	27
VIII.	RESULTADOS	31
IX.	DISCUSIÓN	47
X.	CONCLUSIONES	52
XI.	LITERATURA CITADA	54

I. INTRODUCCIÓN

Los tiburones (Elasmobranchii o Chondrichthios) son un grupo de peces que engloba aproximadamente 1,100 especies mayormente marinas (Compagno, 2002). Se caracterizan por tener un esqueleto formado por cartílago y un cuerpo cubierto por dentículos dérmicos. Se encuentran distribuidos en todos los océanos del mundo y en un amplio rango de profundidades: desde aguas someras hasta los 200 m (55%), en la plataforma continental (35%), en zona oceánica (2%) y en ambientes variados (8%) (Compagno, 1990 y Márquez-Farías, 2007).

Se han estudiado diversos aspectos biológicos y ecológicos de los tiburones. En general, los elasmobranquios son particularmente sensibles a la pesca porque poseen un bajo potencial reproductivo, una lenta tasa de crecimiento, una madurez sexual tardía y una fuerte denso-dependencia entre los reclutas y la población adulta (Anderson, 1990; Castillo, 1990 y 1992; Dayton, 1991; Bonfil, 1994; Cortés, 1999 y Simpfendorfer, 2005). Los elasmobranquios han sido considerados como estrategias tipo K (MacArthur y Wilson 1967), que caracterizan a los mamíferos marinos, por lo que se asemejan más a estos que a los mismos peces. La combinación de estas características y un alto nivel de mortalidad por pesca pueden resultar en la rápida sobre explotación de las poblaciones de elasmobranquios, por lo que estas características deben ser consideradas para fines de conservación y manejo de sus pesquerías (Cortés, 2003).

La pesca de elasmobranquios ha aumentado aceleradamente durante las tres últimas décadas a nivel mundial, debido al crecimiento de su pesquería y de la población humana. Son explotados principalmente por su carne, aletas, cartílago, dientes y mandíbulas. Las pesquerías son por lo general comerciales, pero en los países más desarrollados suele haber también recreativas (FAO, 2005).

La pesca excesiva puede convertirse en una actividad altamente perjudicial para los recursos pesqueros cuando se realiza de manera inadecuada (FAO, 2005) debido a que reduce de manera importante la biomasa de la población al remover ejemplares, esta disminución poblacional provoca a lo largo del tiempo la reducción de su variabilidad genética (FAO, 2005).

Existen evidencias que indican que las poblaciones de tiburones están sufriendo declinaciones particularmente rápidas por todo el mundo. Así mismo, se ha sugerido que la pesca dirigida puede diezmar más rápidamente una población de tiburón que la de otras especies de peces (Camhi y Musick., 1998; Musick, 1999 y Cortés, 2000). En ocasiones los tiburones son capturados como pesca incidental en las industrias pesqueras multiespecíficas, en las cuales las especies objetivo presentan características biológicas que permiten una recuperación más rápida (Musick, 1999 y Stevens *et al.*, 2000).

Otro efecto de las pesquerías dentro de las poblaciones es el descarte, el cual es una operación rutinaria en muchas pesquerías del mundo. Consiste en regresar al mar todos aquellos organismos diferentes de las especies objetivo, los cuales pueden encontrarse lastimados o muertos. Las principales razones para el descarte de organismos son las regulaciones pesqueras (por ser especies protegidas, en veda o ejemplares no permitidos por las disposiciones de tamaño mínimo, entre otras), así como las condiciones impuestas por los mercados.

El indicador descarte en las principales pesquerías mexicanas denota la presión que la captura no selectiva ejerce sobre las poblaciones naturales de tiburón. Sin embargo, a la fecha no se tienen los datos de ninguna pesquería nacional que permita calcular dicho indicador. Si bien la magnitud de dichas capturas y de los descartes es muy poco conocida, es de esperarse que la mortalidad de tiburones asociada con los descartes sea significativa; especialmente en las redes de arrastre, de deriva y de enmalle. En estos tipos de pesquerías posiblemente los tiburones puedan ser capturados hasta su extinción comercial, mientras que los peces más productivos continuaran impulsando la industria.

Casos bien documentados de colapsos completos por la sobre explotación pesquera son el del tiburón cailón (*Lamna nasus*) en la pesquería del Atlántico del norte (Anderson, 1990 y Campana *et al.*, 2001), las pesquerías del tiburón escolar (*Galeorhinus galeus*) en la costa de California (Ripley, 1946), costa sur de Australia (Olsen, 1959), Sudáfrica, Brasil (Peres y Vooren, 1991), Uruguay (de Buen, 1952), norte de Argentina (Chiaramonte, 1995; Chiaramonte y Corcuera, 1995) y Nueva Zelanda (Seabrook-Davinson *et al.*, 1985 y Francis, 1998), la pesquería con arpón del tiburón peregrino (*Cetorhinus maximus*) en la costa oeste de Irlanda que comenzó en 1770 y cerró en

1830 para regresar en actividad en 1940 con una gran reducción de la captura (Fowler, 1996), La pesquería de la mielga, galludo, (*Squalus acanthias*) en el Mar del Norte y en la Columbia Británica (Holden, 1968; Ketchen, 1986; Hoff y Musick, 1990) y recientemente la caída de la pesquería de tiburón de la costa este de los Estados Unidos de América (Musick, Bransletter y Colvocoresses, 1993 y NMFS, 1999). Mientras las razones detrás de los colapsos de algunas de estas pesquerías van del rango de la sobre explotación a dificultades o cambios económicos del mercado (Ketchen, 1986; Myklevoll, 1989 y Bonfil, 1994 y 1999), el patrón de largos períodos de recuperación prevalece al menos en la población del tiburón escolar (*Galeorhinus galeus*) de la costa de California, especie que no se ha podido recuperar a su forma después de más de 50 y la cual se ha dejado de pescar (Musick, 2005).

Además de la preocupación obvia por la extinción posible de algunas especies de elasmobranchios y de la dificultad económica de seguimiento debido al derrumbamiento de las industrias pesqueras, otro problema son los efectos negativos que puede haber al ecosistema al disminuir los depredadores en las cadenas tróficas. El retiro de los tiburones que ocupan el papel de depredadores superiores en sus ecosistemas puede tener no sólo el efecto previsto del control de liberación sobre su presa principal, sino también efectos inesperados de segundo y tercer grado sobre especies que no son presa a través de acoplamientos tróficos (Musick, 2005).

Un aspecto fundamental es la degradación y pérdida de hábitat que afecta a las poblaciones de tiburones. Muchas especies utilizan áreas de crianza costeras o dependen de hábitats costeros y estuarinos durante los distintos estadios de su ciclo de vida. Por ejemplo, los neonatos y juveniles de diversas especies permanecen en áreas de crianza muy cercanas a la costa durante semanas, meses o incluso años, alimentándose y protegiéndose de posibles depredadores. El incremento de la actividad humana amenaza muchos hábitats costeros, que pueden verse degradados o destruidos por la contaminación o por alteraciones del medio marino. En respuesta a esta problemática se ha trabajado en el desarrollo y aplicación de un marco legal para las actividades pesqueras, el cual ha tenido por objeto la regulación del uso y manejo de estos recursos que permita el mantenimiento de sus existencias en el tiempo y la satisfacción plena de las necesidades de consumo de la sociedad. El manejo de las pesquerías se ha orientado

a evitar la sobre pesca mediante el establecimiento de tallas mínimas, vedas temporales, espaciales y las cuotas de captura, entre otros mecanismos.

Las regulaciones pesqueras establecidas en nuestro país contemplan a la Ley de Pesca (SEPESCA, 1992) y su reglamento (SEMARNAP, 1999); en apoyo a estos instrumentos jurídicos se ha desarrollado un marco normativo representado por 22 normas de administración de pesquerías, dos para la protección de las especies de interés especial y cuatro para el área de sanidad acuícola (SAGARPA, 2000, 2001, 2002, 2003, 2004 y 2005).

La información sobre el estado de las poblaciones de tiburón y cómo estas responden a los aumentos de mortalidad (mortalidad por pesca, mortalidad natural), es crítico para el manejo de las pesquerías y de las especies en peligro. Por lo tanto, es considerable que parte de la literatura de las industrias pesqueras esté dedicada a este tipo de investigación (Simpfendorfer, 2005). Sin embargo, una situación característica de las pesquerías de elasmobranquios es la carencia de datos sobre esfuerzo de pesca y registros históricos de producción que permitan evaluar el estado de las poblaciones (Simpfendorfer, 2005). Bajo esta situación, modelos que basan sus parámetros en las historias de vida proveen información útil para el manejo de pesquerías. A estos análisis se les conoce como modelos demográficos, los cuales se volvieron populares en los años 90 y a la fecha para la evaluación de las poblaciones de elasmobranquios y sus pesquerías (Hoenig y Gruber, 1990; Cailliet, 1992; Cailliet *et al.*, 1992; Cortés, 1995, 1998, 1999, 2002, 2004 y 2007; Cortés y Parsons, 1996; Sminkey y Musick, 1996; Au y Smith, 1997; Smith *et al.*, 1998; Márquez-Farías y Castillo-Géniz, 1998, Márquez-Farías *et al.*, 1998; Simpfendorfer, 1999 y 2000; Brewster-Geisz y Miller, 2000; Xiao y Walker, 2000; Neer y Cailliet, 2001; Mollet y Cailliet, 2002 y Frisk *et al.*, 2002). Las técnicas demográficas utilizadas en dichos estudios requieren del conocimiento de la estrategia reproductiva, como la proporción de madurez, fecundidad, gestación, frecuencia reproductiva; estimaciones confiables de edad y crecimiento para determinar la edad de madurez y longevidad (Cailliet y Goldman, 2004); así como estimaciones de tasas de supervivencia. De este modo, es posible determinar los parámetros demográficos para identificar el nivel de resistencia o resiliencia que puede tener una población e identificar sus puntos vulnerables a la mortalidad por pesca (Márquez-Farías, 2007).

II. ANTECEDENTES

I. 1. Contexto internacional

La preocupación internacional sobre la sustentabilidad de las pesquerías de tiburón en el mundo inicio a finales de la década de los 80 y principios de la década de los 90 en respuesta a la creciente demanda de aleta de tiburón por parte del mercado asiático, la cual provocó en diversas partes del mundo mayores capturas. (Bonfil, 1994 y Rose, 1996), Estadísticas recientes de la Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) y otras fuentes estiman que en el mundo se obtiene cada año 1 millón de toneladas de tiburones y rayas, lo que se traduce en unos 100 millones de animales (Cortés, 2003). Estas estadísticas son un tanto inciertas y probablemente conservadoras, debido a que los datos sobre utilización de productos derivados del tiburón y elasmobranquios en general son escasos, pues muchas naciones no mantienen registros sobre desembarcos, consumo y/o utilización de estos productos a nivel local. Por ejemplo, la carne de tiburón y raya se come en muchos países, pero como es difícil mantenerla en buen estado durante largo tiempo no suele exportarse a otros mercados, al contrario, la aleta de tiburón que se utiliza en la tradicional sopa de aleta de tiburón de los restaurantes chinos, es fácil de procesar y exportar y de gran demanda en los mercados asiáticos. Aunque muchos países no declaren las exportaciones de aletas de tiburón, se sabe que su comercio aumentó de forma dramática a partir de los años 80 (Cortés, 2003). De modo que en 1994 en la XIX Convención Internacional para el Comercio de Especies en Peligro (CITES) se adoptó la Resolución sobre el Tratado Internacional de las Especies de Tiburón. La FAO convocó a la comunidad científica de expertos en elasmobranquios para desarrollar el Plan de Acción Internacional para la Conservación y Manejo de los Tiburones (IPOA-Sharks), el cual fue adoptado en 1999. Los lineamientos del IPOA-Sharks (FAO, 1999) establecen que: *i*) las naciones que de alguna manera contribuyen con la mortalidad por pesca sobre poblaciones de tiburón deben participar en su conservación y manejo; *ii*) las pesquerías de tiburones deben ser manejadas de manera sostenida y *iii*) los descartes y desperdicios deben de ser minimizados. De este modo, el IPOA-Sharks solicita a las naciones tiburonerías la evaluación para implementar sus respectivos Planes Nacionales de Acción (NPOA-Sharks). Desafortunadamente cuando se revisó el progreso de los planes solicitados por

el IPOA-Sharks y el Comité de Pesquerías de la FAO (COFI) en febrero del 2001 y por el CITES en 2002 se encontró que sólo un pequeño número de naciones habían sometido informes o planes. Además, muchos de los países que habían presentado estos documentos no habían abordado adecuadamente las cuestiones planteadas en el IPOA y tampoco propusieron las acciones necesarias para el manejo sustentable de sus pesquerías de tiburón (IUCN, 2002 y Musick, 2005).

II. 2. Contexto nacional

En México, los esfuerzos para regular el aprovechamiento de las especies de tiburones llevan más de 10 años. Después de un complicado y complejo proceso, el 14 de Febrero del 2007 se publicó la Norma Oficial Mexicana-029, que entró en vigor el 15 de Mayo del 2007. Este instrumento brinda las bases para regular el aprovechamiento de los tiburones en ambos litorales del país. Complementariamente, la autoridad pesquera motivada por el compromiso con la FAO, elaboró el Plan Nacional de Acción que establece las directrices que garanticen una explotación responsable del recurso. No obstante los esfuerzos por regular la pesquería, el estado del conocimiento de los aspectos biológicos de las especies de importancia comercial en México es aún incipiente (Márquez-Farías, 2007).

II. 2. a. Desarrollo de la pesquería de tiburón

En México se tiene información de que el aprovechamiento del tiburón se remonta a la época precolombina, los Olmecas, quienes aparentemente los reconocían por sus características externas ya lo utilizaban como alimento (Applegate *et al.*, 1979). En la última década del siglo XIX se tienen los primeros registros de exportación comercial de aletas de tiburón para el mercado oriental desde la ciudad de La Paz, Baja California Sur, posteriormente en la década de los 30 se exportaron hígados de tiburón a los Estados Unidos para procesarlos como una rica fuente natural de vitamina “A” (Castillo, 1992).

En los años 40 el recurso tiburón vuelve a adquirir importancia, ya que el aumento de su pesca surge como respuesta a la necesidad de obtener vitamina “A” para cubrir la demanda internacional de este compuesto surgida durante la Segunda Guerra Mundial (Castillo, 1992), por esta razón se establecieron las primeras plantas procesadoras de tiburón en diferentes localidades del Pacífico mexicano como San Blas, Nayarit; Mazatlán, Sinaloa y Guaymas, Sonora. Este período alcanzó gran auge para la pesca de tiburón en México.

Actualmente la pesquería de tiburones es una de las más importantes en el litoral Pacífico de México, caracterizada por ser una pesquería multiespecífica que genera gran cantidad de empleos. Las especies que se capturan son de vida larga con historias de vida sensibles a la explotación intensa, la captura de las diferentes especies que habitan en la Zona Económica Exclusiva (ZEE) del litoral Pacífico de México se realiza con tres unidades de flota (de altura, de mediana altura y embarcaciones menores); destacando tres regiones productivas de este recurso: el Golfo de California, el Golfo de Tehuantepec y la costa occidental de la Península de Baja California (Soriano, *et al.*, 2004).

México cuenta actualmente con 100 especies de tiburón, de las cuales 40 especies son capturadas comercialmente de manera extensiva (Applegate *et al.*, 1979 y Castro-Aguirre, 1978). La pesca de tiburón en el litoral del Pacífico sobresale por su diversidad, con alrededor de 30 especies explotadas comercialmente, las que destacan por su abundancia son las familias Carcharhinidae y Sphyrnidae (Bonfil, 1997).

II. 2. b. Desarrollo científico

Actualmente, los estudios sobre pesquerías han sido principalmente sobre recursos que por su gran abundancia o por su valor comercial han influido de manera importante en la economía pesquera del país. A partir de los años 50 se inician los trabajos en la zona litoral y oceánica del Pacífico mexicano para conocer la identidad, distribución, aspectos reproductivos, alimentación, migración y tasas de explotación de las especies de tiburones en el Pacífico (Castillo *et al.*, 1996).

En la década de los 60's se inician las investigaciones de tiburones del Pacífico sobre aspectos de reproducción, distribución geográfica, migración e identificación taxonómica de las diversas especies de tiburón. Anislado (1995), Castro (1965), Kato y Hernández (1967) y Castro Aguirre (1969) son algunos de los autores más destacados en esta década.

En los 70's la investigación acerca de los tiburones fue escasa debido a que los estudios fueron enfocados a otros recursos con mayor importancia económica como el camarón y la sardina. Sin embargo la demanda doméstica, así como la comercialización de productos de tiburón, aumentó los volúmenes de producción incrementándolos a casi 15,000 toneladas. Se pueden citar los trabajos de Hernández (1971) sobre identificación taxonómica y de Applegate (1979) sobre aspectos biológicos de las principales especies de tiburones que viven en los litorales de México.

En los 80's en la costa norte del Pacífico mexicano se efectuaron numerosos trabajos de investigación sobre listados de diferentes especies (Rodríguez, 1986). La mayoría de las investigaciones de tiburón se enfocaron a la distribución geográfica y aspectos relacionados con la pesca; así como al conocimiento de las especies presentes en nuestras aguas territoriales, en los que destacan los trabajos de Bonfil *et al.* (1988) y Vélez *et al.* (1989).

En la década de los 90's las investigaciones tenían como objetivo principal la producción sustentable. En estos últimos años los trabajos más relevantes son los de Cortés (1995), Bonfil (1990 y 1997) Bonfil *et al.* (1993), Anislado (1995), Márquez y Castillo (1998). También se pueden señalar los trabajos de Mendizábal (1995) que se enfoca en aspectos biológicos de especies oceánicas y los de Villavicencio (1994 y 1996) que describió la pesca de tiburones en el Golfo de California con énfasis en batoides.

Finalmente en la década actual están los trabajos de Castillo *et al.* (2000), Soriano-Velásquez *et al.* (2000 y 2003), Márquez (2007), Downton (2007) y Anislado (2008), entre otros.

II. 3. Producción nacional de tiburón del Pacífico mexicano

Actualmente, la pesca del tiburón constituye una valiosa fuente de trabajo y alimento para un gran número de familias que habitan las zonas costeras de ambos litorales mexicanos. Este recurso se divide en dos rubros en las estadísticas oficiales: 1) cazón, que corresponde a organismos de menos de 150 cm de largo y 2) tiburón, que corresponde a los animales de más de 170 cm de largo e incluyen también a los nonatos en un subgrupo denominado "tripa", que en algunos lugares llega a representar un 50% de la captura.

De acuerdo con el Anuario Estadístico de Pesca 2005, la captura de tiburón se ubica como la 13^a en volumen según la participación de las principales especies de la producción pesquera nacional en peso vivo. (Tabla 1)

Tabla 1. Participación de las principales especies en el volumen de la producción pesquera nacional en peso vivo (toneladas), 2005.

LUGAR NACIONAL	ESPECIES	PARTICIPACIÓN		PARTICIPACIÓN ACUMULADA	
		VOLUMEN	%	VOLUMEN	%
	TOTAL 57 especies	1,458,197	100	1,458,197	100
1	SARDINA INDUSTRIAL	289,315	19.84	289,315	19.84
2	SARDINA	232,277	15.93	521,592	35.77
3	CAMARÓN	158,266	10.85	679,958	46.62
4	ATÚN	112,542	7.72	792,400	54.34
5	OTRAS SIN REGISTRO OFICIAL	85,548	5.87	877,948	60.21
6	MOJARRA	74,184	5.09	952,132	65.30
7	CALAMAR	53,486	3.67	1,005,617	68.96
8	OTRAS	48,370	3.32	1,053,988	72.28
9	OSTIÓN	46,108	3.16	1,100,096	75.44
10	BARRILETE	42,274	2.90	1,142,369	78.34
11	CARPA	26,609	1.82	1,168,978	80.17
12	ALMEJA	25,342	1.74	1,194,321	81.90
13	TIBURÓN	20,585	1.41	1,214,906	83.22
14	JAIBA	20,460	1.40	1,235,365	84.72
15	MACARELA	14,197	0.97	1,249,562	85.69
16	SIERRA	13,311	0.91	1,262,873	86.61
17	JUREL	11,493	0.79	1,274,366	87.39
18	MERO Y SIMILARES	10,922	0.75	1,285,288	88.14
19	FAUNA DE ACOMPAÑAMIENTO	10,897	0.75	1,296,185	88.89
20	PULPO	10,677	0.73	1,308,861	89.62

Los volúmenes de captura a nivel nacional en los años 80 alcanzaron un promedio anual de 28,197 ton con la mayor participación en 1981 de 32,253 ton mientras que en la década de los 90's alcanzó un promedio anual de 28,115 ton con una producción mínima en 1997 de 20,859 ton y un máximo de 34,438 ton en 1990. En los últimos registros de 2000 a 2005, el promedio anual fue de 23,377 ton. Sin embargo, es importante mencionar que la tendencia en este tiempo muestra una disminución en el 2005 con respecto al 2004.

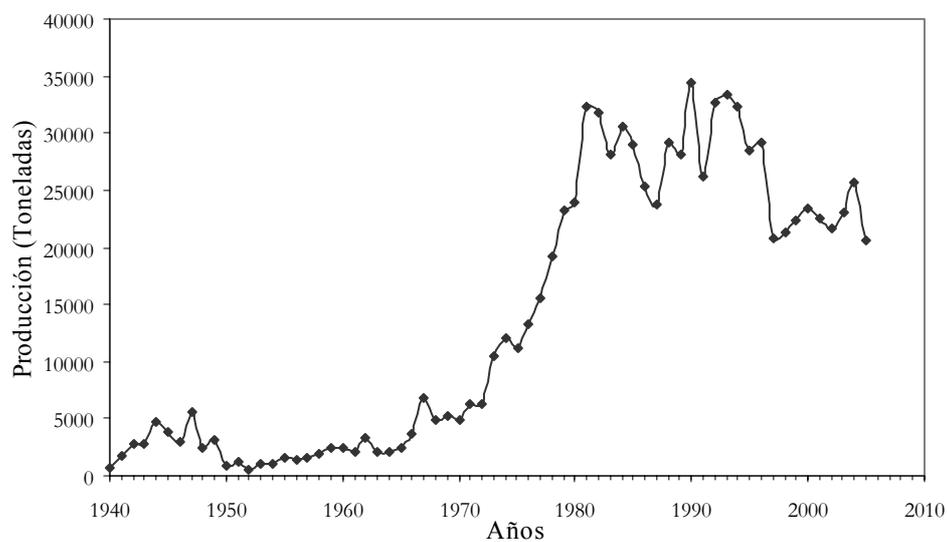


Figura 1. Serie histórica de la producción de tiburón y cazón 1940 – 2005.

Para el Pacífico mexicano, se observa que en la década de los 90's el máximo valor fue en el año de 1994 con 23,197 ton y el mínimo registrado fue en 1999 con 15,351 ton. Para los años del 2000 al 2005 se obtuvieron un promedio de 20,345 ton presentando un decremento fuerte en 2005 de 3,081 ton con respecto al 2004.

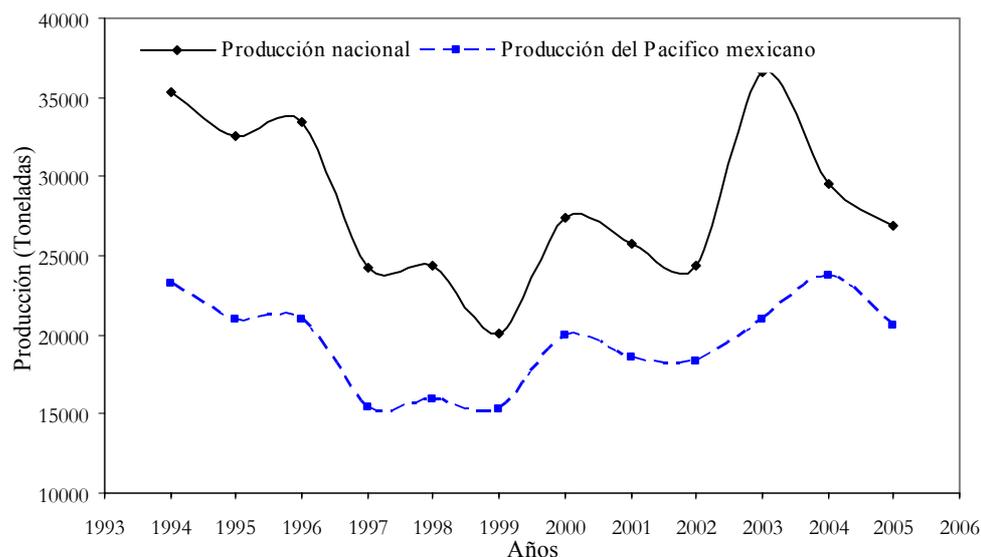


Figura 2. Series históricas de la producción de tiburón y cazón 1994 – 2005 a escala nacional y en el Pacífico mexicano.

En cuanto a la producción por entidad federativa (Tabla 2) los estados con mayor producción total desde 1994 hasta el 2005 son los estados de Baja California con un total de 38,872 ton y un promedio anual de 3,239, el estado de Baja California Sur con un total de 40,010 ton y un promedio anual de 3,334, el estado de Sinaloa con un total de 35,359 ton y un promedio anual de 2,719 y Chiapas que presenta la mayor producción con un total de 42,959 ton y un promedio anual de 3,579 ton.

Tabla 2. Serie histórica de la producción de tiburón y cazón en peso vivo, según entidad federativa, 1994 – 2005 (Toneladas).

ENTIDAD	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
TOTAL	33,469	24,220	24,383	20,093	27,443	25,695	24,383	26,611	29,580	26,948
LITORAL DEL PACÍFICO	20,965	15,441	15,940	15,351	19,965	18,512	18,261	20,960	23,729	20,648
BAJA CALIFORNIA	2,568	2,357	3,558	2,645	4,126	3,979	3,506	4,163	4,460	2,830
BAJA CALIFORNIA SUR	4,353	3,149	3,014	3,491	3,733	2,838	2,509	2,871	2,670	3,015
CHIAPAS	3,377	2,569	2,939	2,792	3,377	4,311	1,689	4,010	4,909	4,349
COLIMA	2,947	1,659	1,474	1,298	994	1,064	2,604	978	935	827
GUERRERO	481	375	313	105	117	114	795	367	359	337
JALISCO	247	125	66	2	38	6	2	39	103	43
MICHOACÁN	91	52	82	12	40	53	1,331	57	80	78
NAYARIT	697	519	603	415	1,421	1,129	48	843	950	632
OAXACA	305	322	596	272	850	682	136	2,098	2,840	1,697
SINALOA	2,768	2,397	1,684	1,935	2,646	2,202	948	4,050	4,510	5,218
SONORA	3,131	1,917	1,610	2,384	2,622	2,136	4,692	1,483	1,914	1,621

De acuerdo con el Anuario Estadístico de Pesca (2003), a nivel mundial México ocupa el quinto lugar en producción de tiburón y cazón, superado por los países asiáticos (Tabla 3), de aquí la importancia que tiene este recurso al ser la producción nacional de importancia comercial a nivel mundial.

Tabla 3. Producción mundial de tiburón y cazón de los principales países, 1994-2005. (Miles de toneladas en peso vivo).

PAÍS	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
TOTAL	525	571	543	548	539	550	530	546	558	518
INDIA	77	132	72	75	77	76	68	67	64	80
INDONESIA	63	58	53	82	83	88	88	57	58	51
TAIWÁN	43	39	39	40	43	46	42	43	65	43
ESPAÑA	0	8	49	28	22	24	25	33	39	37
MÉXICO	34	35	26	26	26	27	26	24	27	30
JAPÓN	37	30	38	42	40	36	34	38	29	28
SRI LANKA	28	28	27	28	29	24	24	25	21	20
PAKISTÁN	32	34	31	35	33	28	27	27	19	10
IRÁN	0	0	10	8	8	9	9	8	12	13
BRASIL	11	10	12	13	14	17	15	14	14	13
YEMEN	4	5	5	6	6	5	7	8	11	13
AUSTRALIA	9	8	8	6	6	7	9	9	10	11

FUENTE FISHSTAT CON DATOS ACTUALIZADOS HASTA EL 2004

II. 4. Sinopsis biológica

En esta sección se presenta una sinopsis que resume el conocimiento actual sobre la biología de *Alopias pelagicus*, especie objeto del presente estudio.

II. 4. a. El tiburón zorro (*Alopias pelagicus*)

Nombres comunes:

Español: zorro pelágico

Inglés: pelagic thresher

Francés: renard pélagique

El tiburón zorro (*Alopias pelagicus*) es un elasmobranquio de amplia distribución geográfica encontrándose en el Océano Indo-Pacífico y desde la costa de California, el Golfo de California hasta las Islas Galápagos. Es una especie de tiburón epipelágica y circumtropical que habita en aguas costeras y oceánicas, desde tropicales hasta templadas frías, algunas veces se captura cerca de la costa. Habita en profundidades desde la superficie hasta los 154 m. (Compagno, 2002). Esta especie es explotada actualmente por las industrias pesqueras dirigidas (sur de California y otras partes) y se captura incidentalmente en la pesquería de palangre para atún y pez espada.

Los tiburones zorros son activos y aparentemente especializados en alimentarse de pequeños pescados y camarones. Es una especie probablemente migratoria, pero con rutas poco conocidas (Nakamura, 1935).

Todos los zorros son tiburones oceánicos con una aleta caudal extremadamente larga. El zorro pelágico se asemeja y se confunde a menudo con otros tiburones zorro, pero puede ser distinguido de estos por la ausencia de surcos labiales; por la presencia sobre la base de la aleta pectoral de manchas oscuras; por sus ojos pequeños, por la ausencia de surcos horizontales a lo largo de la superficie anterior dorsal y por la presencia de denticulos laterales en sus dientes.

La talla reportada para el nacimiento varía de 130 hasta 190 cm de longitud total (Liu *et al.*, 1999), mientras que las tallas máximas para los adultos son de 330 cm (longitud total) en machos (Nakamura, 1935) y en hembras de 365 cm (Compagno, 2002).

Son tiburones vivíparos aplacentados. El período de gestación es incierto porque las hembras dan a luz todo el año sin una estación definida de nacimientos. Los machos alcanzan la madurez sexual entre los 267 y 276 cm de longitud total y entre los 7 y 8 años; las hembras entre los 282 y 292 cm de longitud total y entre los 8 y 9.2 años (Liu *et al.*, 1999). El número de crías es de 2 por camada (Strasburg, 1958; Otake y Mizue, 1981 y Liu *et al.*, 1999). Un estudio de radiografía del centro vertebral reveló una longevidad aproximada de 29 y 20 años para hembras y machos, respectivamente (Liu *et al.*, 1999).

II. 4. b. Posición taxonómica del tiburón zorro (*Alopias pelagicus*)

Clasificación.

En éste trabajo se utiliza la posición sistemática propuesta por Compagno en 1984, la cual es la siguiente:

Orden: Lamniformes (Compagno, 1973)

Familia: Alopiidae (Bonaparte, 1838)

Género: *Alopias* (Rafinesque, 1810)

Especie: *Alopias pelagicus* (Nakamura, 1935)

II. 4. c. Morfología

Familia Alopiidae, Género Alopias (Tiburones zorros)

Los tiburones de ésta familia son primeramente distinguibles por la cabeza que es más corta que el tronco, ligeramente aplanada y de forma puntiaguda, Los ojos son moderadamente grandes a muy grandes con longitud de 1.8 a 4.3% de la longitud precaudal. Tienen cinco aberturas branquiales, de las cuales la cuarta y quinta se encuentran sobre las aletas pectorales. Las aberturas branquiales son cortas con una anchura de 3.1 a 5.2% de la longitud precaudal y no se extienden sobre la superficie dorsal de la cabeza. Estos tiburones se caracterizan por tener el lóbulo superior de la aleta caudal sumamente desarrollado. Las aletas pectorales también son proporcionalmente más largas que en otros tiburones. La primera aleta dorsal se encuentra a la mitad del cuerpo. La segunda aleta dorsal (de tamaño bien reducido) comienza antes del origen de la aleta anal (también bien reducida). El hocico es corto y arqueado, ventral a la cabeza. Dientes pequeños a moderadamente largos de 22 filas o 50 filas (42 a 102 totales). Fórmula dental 52/20. Dos filas de dientes anteriores de cada lado de la mandíbula superior, estos no son más grandes que los laterales y están separados unos de otros por una fila de pequeños dientes intermedios o de un boquete; tres filas de pequeños dientes anteriores de cada lado, estos ligeramente más largos que los laterales y con la tercera fila no reducida en tamaño, dientes sinficiales presentes o ausentes en mandíbulas superiores e inferiores.

Especie *Alopias pelagicus* (Nakamura, 1935)

La siguiente descripción es el resumen de las características de Compagno (2002)

La cabeza es angosta en vista dorsal y ventral, con un perfil arqueado. El hocico es corto y de forma cónica, los ojos son grandes en adultos pero son más grandes en los fetos y recién nacidos; no se encuentran sobre la superficie dorsal de la cabeza y sin un campo visual binocular el espacio interorbital es ampliamente convexo. Dientes pequeños de 41 a 45/37 a 38 filas (total para ambas mandíbulas 75 a 86 filas), dientes posteriores de 5 a 11 filas, dientes intermedios y sinficiales usualmente presentes. Surcos labiales ausentes y surcos nucales presentes sobre la región branquial.

Las aletas pectorales son amplias, los claspers son moderadamente delgados, la base media de la primera aleta dorsal es equidistante entre las bases de las aletas pectorales y pélvicas; la extremidad caudal es muy delgada con un lóbulo terminal muy estrecho.

El total de vértebras es de 453 a 477, válvulas intestinales de 37 a 40. El color del cuerpo es de un azul profundo a gris en la superficie superior, blanco en la superficie inferior y plateado a los lados. (Figura 3).



Figura 3. *Alopias pelagicus*, vista lateral izquierda (a); vista ventral de la cabeza (b).

II. 4. d. Aspectos biológicos

Las tres especies conocidas de esta familia se traslapan en rango y hábitat, pero las diferencias en su estructura, tipo de alimentación y distribución espacial sugieren que reducen la competencia interespecífica repartiendo su hábitat y presas. *Alopias superciliosus* de ojos grandes y dientes relativamente grandes, una aleta caudal amplia y preferencia por aguas profundas (incluyendo estantes externos y cuevas superiores cerca del fondo) se alimentan de peces pelágicos grandes. *A. vulpinus* de ojos y dientes más pequeños, una aleta caudal más estrecha y preferencia por la superficie y la costa, además de aguas oceánicas, se alimenta de pequeños peces pelágicos y calamares. La biología de *A. pelagicus* es menos conocida, pero sus dientes mucho más pequeños y una aleta caudal más delgada, sugieren que puede alimentarse de presas más pequeñas que *A. vulpinus* y *A. superciliosus*. La evidencia en morfología vascular y de telemetría sugieren que los tiburones zorros son endotérmicos (Alexander, 1998), pero su comportamiento (incluyendo patrones de actividad) es muy poco conocido a pesar de su abundancia y amplio rango de distribución.

Tamaño, edad y crecimiento

El zorro pelágico es el miembro más pequeño de la familia Alopiidae. El tamaño promedio es alrededor de los 300 cm y 69.5 kg. La mayoría de los tiburones zorro no alcanzan los 330 cm y los 88.4 kg. Las hembras miden entre 282 y 292 cm en la madurez (8 - 9 años) y los machos miden entre 267 y 276 cm en la madurez (7 - 8 años). Extrapolando las tasas de crecimiento para los tiburones, se estima que las hembras grandes pueden vivir hasta los 29 años, mientras que los machos sólo alcanzan los 20 años. Los juveniles crecen más rápidamente que los adultos; específicamente 9 cm en el primer año; 8 cm por año para las edades de 2 a 3 y 6 cm por año para las edades de 5 a 6; contra 4 cm al año para las edades de 7 a 10; 3 cm al año para las edades 10 a 12 y 2 cm al año para las edades de 13 en adelante. Los anillos de crecimiento de las vértebras son anuales en los centros vertebrales, por lo que se puede calcular la edad mínima, que es de 14 a 16 años y la edad máxima que es de 20 años para los machos y 29 años para las hembras, estimada a través del parámetro de curva de crecimiento de von Bertalanffy.

Asumiendo el nacimiento de 2 crías al año, una hembra puede producir cerca de 40 crías durante el curso de su vida. Esta especie tiene crías inusualmente grandes, con el feto de mayor tamaño conocido (43% de longitud con respecto a la hembra adulta más grande). Se sugiere que el gran tamaño de las crías puede ayudar a reducir la depredación postnatal (probablemente por otros tiburones grandes), pero el tamaño relativamente pequeño de los adultos combinado con la baja fecundidad impuesta por el gran tamaño de las crías pudiera sugerir una reproducción anual (Compagno, 2002).

Reproducción

Son tiburones vivíparos aplacentados que alcanzan la madurez sexual a un tamaño menor que las otras especies de la familia Alopiidae. Los embriones subsisten en sus sacos embrionarios hasta los 12 cm, después se convierten en oofagos, alimentándose de los huevos infértiles. No hay evidencia de adelfofagia (alimentación por medio de embriones) reportada por Liu *et al.*, (1999), quien examinó a 233 embriones de 167 hembras grávidas. La camada es de 2, con un feto por útero y con una proporción sexual de 1:1. El período de gestación es incierto porque las hembras dan alumbramiento todo el año sin una estación definida de nacimientos. Liu *et al.* sugiere que el período de gestación puede ser menos de un año como en *A. vulpinus* porque la mayoría de las hembras adultas están grávidas a través del año, lo que indica que puede haber un ciclo anual sin período de descanso entre alumbramientos.

Características distintivas

El zorro pelágico es capaz de elevar su temperatura corporal por encima del agua a su alrededor usando un sistema circulatorio especial. El sistema circulatorio, conocido como *retia mirabilia*, conserva el calor del cuerpo enviando la sangre arterial que ha sido enfriada a través de su paso por los capilares de las branquias hacia una red de pequeñas arteriolas. Estas pequeñas arteriolas se juntan con las venas que contienen sangre caliente que circula por órganos y tejidos. El calor se difunde de las venas hacia la sangre arterial y esta vuelve a circular hacia los órganos y tejidos. Este sistema permite al zorro pelágico poder vivir en aguas frías y permite que sus músculos funcionen eficientemente para un nado rápido.

Coloración

El zorro pelágico es más brillante en color que las otras especies de tiburón zorro. La superficie dorsal tiene una coloración azul-gris; los lados del cuerpo son de un azul – gris brillante con una superficie ventral blanca y en la región de las branquias tienen una tonalidad plateada (Figura 3).

Dentadura

Los dientes de la mandíbula superior del zorro pelágico son triangulares y de bordes aserrados. Cada raíz de diente se curva hacia adentro. La fila de dientes a lo largo de la mandíbula superior es de alrededor de 21 a 22 dientes por lado, generalmente sin una fila sinficial central, la mandíbula inferior tiene alrededor de 21 dientes por lado sin una fila central. Hay entre 5 y 11 filas de dientes posteriores.

Hábitat

Habita las aguas superficiales del mar abierto, de la superficie hasta los 150 m de profundidad, también se le puede encontrar en aguas costeras. No se sabe aún si esta especie asciende a la superficie por la noche como lo hace *Alopias superciliosus*. El hábitat es muy poco conocido.

Hábitos alimentarios

El zorro pelágico se alimenta casi exclusivamente de peces, especialmente arenques (familia Clupeidae, Exocoetidae y Scombridae) y también de calamares pelágicos.

Al parecer, estos tiburones nadan en círculos alrededor de los bancos de peces agrupando a sus presas con su larga aleta caudal, la cual también les sirve como látigo para golpear y atontar a sus presas para posteriormente ser devoradas.

II. 4. e. Distribución geográfica

El zorro pelágico tiene una distribución mundial en mares tropicales, subtropicales, templados y aguas frío-templadas (Figura 4). Es vasto en el Indo-Pacífico en el Océano Índico: Sudáfrica, Mar Rojo, Golfo de Adén, Mar Árabe en Australia, Pacífico norte occidental, China, Taiwán, Japón en el Pacífico central en las Islas hawaianas, en aguas ecuatoriales, en el Pacífico este de los Estados Unidos (California) y México (Baja California, Golfo de California), noroeste ecuatorial de las aguas de la Polinesia francesa, y de las islas Galápagos.

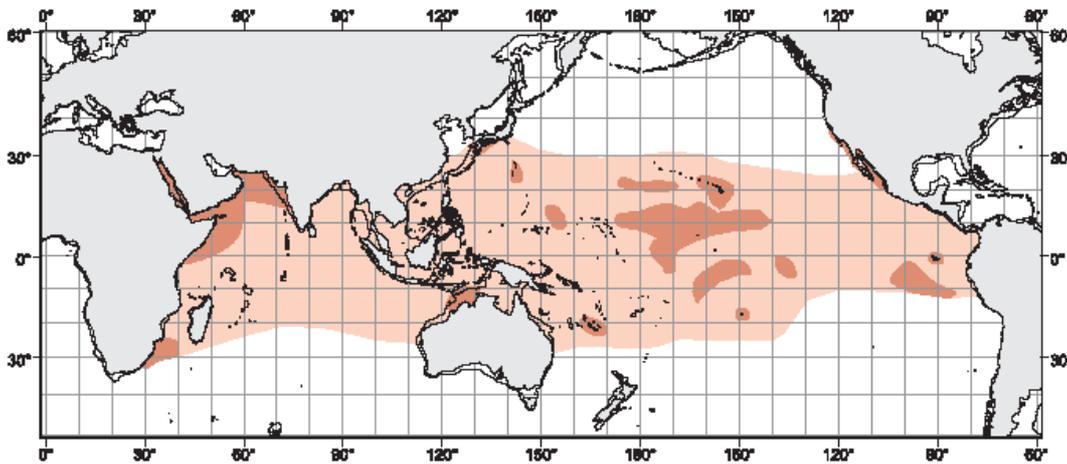


Figura 4. Distribución mundial del tiburón zorro pelágico *Alopias pelagicus* (Compagno, 2002).

II. 4. f. La pesquería del tiburón zorro

Los tiburones zorros son un componente importante de las pesquerías costeras y oceánicas de tiburón, particularmente debido a su carne de alta calidad que es utilizada fresca, congelada y ahumada. Sus aletas se utilizan para la sopa de tiburón, los hígados para la extracción de vitamina y las pieles para el cuero.

Las pesquerías utilizan palangres flotantes y redes de deriva, indudablemente los tiburones son capturados como pesca incidental en las industrias pesqueras de palangre

dirigida a los escómbridos. Los zorros comúnmente son enganchados por los palangres después de golpear el cebo con la aleta caudal.

Una pesquería de red de enmalle para los tiburones zorro ha operado en la Costa del Pacífico de los Estados Unidos durante las últimas décadas pero ha decaído en el mercado por la pesca excesiva.

La pesca deportiva incluye a los tiburones zorros debido a sus cualidades de luchar y saltar cuando están enganchados.

Se cuenta con poca información estadística sobre la pesca del tiburón zorro a nivel mundial. Actualmente, solamente Nueva Zelanda y los E.E.U.U. divulgan las estadísticas comerciales de captura de tiburón zorro a FAO (*A. vulpinus*) y éstas ascienden solamente a cerca de 100 toneladas o menos anualmente durante la década pasada, aunque sin duda la pesca mundial es mayor a esta cifra.

Conservación

El estado de conservación de los tiburones zorro es casi nulo o poco conocido, pero es de gran preocupación debido a su elevado valor en las industrias pesqueras. La pesca que puede incluir la captura en áreas de crianza, combinada con su limitado potencial reproductivo y otras características de su historia de vida hacen al tiburón zorro pelágico extremadamente vulnerable y probablemente no pueda soportar este tipo de explotación intensiva. Actualmente esta especie no está protegida en ninguna parte del mundo.

II. 5. Demografía

El término demografía se refiere al estudio que tiene como meta describir la estructura de una población basándose en la distribución de la mortalidad y natalidad en sus cohortes (Krebs, 1994). Tiene como herramienta básica a la tabla de vida, que es una forma convencional de descripción de la cinemática de la población a través de una o varias generaciones y por lo tanto puede ser simulado el efecto de factores intrínsecos como extrínsecos que pueden modificar la mortalidad.

El parámetro principal estimado por los análisis demográficos es la tasa intrínseca de incremento poblacional (o capacidad innata de incremento) (r), ecuación con la cual se puede estimar el potencial de la tasa de crecimiento en una población. Hay dos técnicas para estimar (r), las tablas de vida y los modelos matriciales (por edades o estadios de desarrollo). Las tablas de vida se basan en la ecuación de Euler-Lotka (Lotka 1907 y 1913, Krebs 1994) la cual se describirá a detalle mas adelante.

$$\sum_{x=a}^w l_x m_x^{-rx} = 1.0$$

La segunda técnica emplea algebra matricial para estimar la tasa intrínseca de incremento poblacional que también puede ser estimada por medio de una matriz de Leslie.

Es importante mencionar que los modelos matriciales pueden ser utilizados y aplicados para obtener información sobre la estructura de edades en las poblaciones. Otra característica importante de mencionar es que las tablas de vida y los modelos matriciales fueron introducidos a los ecologistas por la misma persona, - Leslie (nombre, al cual se le asigna la matriz de estructura de edades) - en los años 40's (Caswell, 2001). Sin embargo, los modelos matriciales no fueron utilizados por los ecologistas hasta los años 70 y desde entonces se han vuelto una herramienta sumamente importante, debido a la creciente habilidad de manejar algebra matricial y a la capacidad que permiten las computadoras para superar las desventajas de esta importante técnica (Simpfendorfer, 2005).

II. 6. Matriz de Leslie

El uso de la Matriz de Leslie (Leslie, 1954), en los estudios demográficos de los elasmobranquios ha demostrado ser una herramienta poderosa para la implementación de estrategias de regulación y conservación de las especies (Hoenig y Gruber, 1990 y Simpfendorfer, 2005). La matriz de Leslie permite determinar el incremento de una población y la estructura de la población en un cierto tiempo, así mismo, permite estimar los efectos de los parámetros vitales (crecimiento, mortalidad y fecundidad) en las tasas de crecimiento poblacional (Simpfendorfer, 1998 y Caswell, 2001).

La ventaja del uso de la matriz de Leslie es la posibilidad de realizar el análisis de sensibilidad, esto puede ser a través de los índices de sensibilidad o de la elasticidad, que evalúan los cambios absolutos y proporcionales en λ como resultado de las variaciones de los parámetros de las historias de vida de la población (Heppell *et al.*, 1999; Caswell, 2001 y Frisk *et al.*, 2004). Los datos necesarios para estudios demográficos son la edad (longevidad), mortalidad, fecundidad y edades de madurez, de esta manera puede ser usada como una metodología para la valoración de alternativas en la conservación y el manejo de las poblaciones de elasmobranquios (Jones y Geen, 1977; Grant *et al.*, 1979; Wood *et al.*, 1979; Hoenig y Gruber, 1990; Hoff, 1990; Smith y Abramson, 1990; Cailliet, 1992; Cailliet *et al.*, 1992; Walker, 1992; Cortés, 1995; Cortés y Parsons, 1995; Sminkey y Musick, 1995; Márquez-Farías y Castillo-Geniz 1998; Márquez-Farías *et al.*, 1998; Simpfendorfer, 1998; Lui y Chen, 1999; Cortés, 2002; Frisk *et al.*, 2001; Chen y Yuan, 2006 y Soriano-Velásquez *et al.*, 2006).

Las bases para la Matriz de Leslie son:

$$N_{t+1} = AN_t$$

Donde N es un vector que describe la estructura de edades de la población (en el tiempo t o $t+1$) y A es la matriz de transición:

$$A = \begin{bmatrix} m_0 & m_1 & m_2 & \dots & m_w \\ l_0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & l_1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & \dots & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & l_{w-1} & 0 \end{bmatrix}$$

Donde m_x es la fecundidad a la edad x (crías por hembra), l_x es la supervivencia a la edad x , y w es la edad máxima de reproducción. A es la matriz de transición que se refiere normalmente como la matriz de Leslie. Las columnas de la matriz representan las clases de edades.

III. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Se ha documentado que por sus características biológicas que incluyen lento crecimiento, baja fecundidad y alta longevidad, entre otras, los elasmobranquios (tiburones) pueden ser fácilmente sobre explotados. En la mayoría de los casos, no se cuenta con información de datos pesqueros que permitan evaluar la abundancia de las poblaciones, de tal modo que se han identificado herramientas (modelos demográficos) alternativas que han resultado de gran utilidad para entender la dinámica poblacional de las especies y proyectar el nivel de resiliencia de las poblaciones a la pesca. Una de las virtudes de dichas herramientas es que permiten evaluar el efecto de la mortalidad por pesca al incorporarla explícitamente a diferentes niveles y diferentes edades de la población. Lo anterior hace posible plantear hipótesis de trabajo que permitan identificar acciones de administración pesquera para el adecuado aprovechamiento del recurso (Simpfendorfer, 2005).

Los análisis demográficos han sido recientemente utilizados como herramientas para hacer proyecciones de la dinámica de las poblaciones de tiburones y los cuales pueden servir para construir diferentes escenarios para evaluar la respuesta de los parámetros demográficos a la pesca (Simpfendorfer, 2005).

$$A = \begin{bmatrix} m_0 & m_1 & m_2 & \dots & m_w \\ l_0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & l_1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & \dots & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & l_{w-1} & 0 \end{bmatrix}$$

Donde m_x es la fecundidad a la edad x (crías por hembra), l_x es la supervivencia a la edad x , y w es la edad máxima de reproducción. A es la matriz de transición que se refiere normalmente como la matriz de Leslie. Las columnas de la matriz representan las clases de edades.

III. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Se ha documentado que por sus características biológicas que incluyen lento crecimiento, baja fecundidad y alta longevidad, entre otras, los elasmobranquios (tiburones) pueden ser fácilmente sobre explotados. En la mayoría de los casos, no se cuenta con información de datos pesqueros que permitan evaluar la abundancia de las poblaciones, de tal modo que se han identificado herramientas (modelos demográficos) alternativas que han resultado de gran utilidad para entender la dinámica poblacional de las especies y proyectar el nivel de resiliencia de las poblaciones a la pesca. Una de las virtudes de dichas herramientas es que permiten evaluar el efecto de la mortalidad por pesca al incorporarla explícitamente a diferentes niveles y diferentes edades de la población. Lo anterior hace posible plantear hipótesis de trabajo que permitan identificar acciones de administración pesquera para el adecuado aprovechamiento del recurso (Simpfendorfer, 2005).

Los análisis demográficos han sido recientemente utilizados como herramientas para hacer proyecciones de la dinámica de las poblaciones de tiburones y los cuales pueden servir para construir diferentes escenarios para evaluar la respuesta de los parámetros demográficos a la pesca (Simpfendorfer, 2005).

IV. HIPÓTESIS

El efecto de la mortalidad en el crecimiento de la población de *Alopias pelagicus* depende más del nivel de mortalidad por pesca que de la edad de primera madurez.

V. OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar el efecto de la mortalidad por pesca (F) y la forma en que esta afecta a la estructura de edades (E_{pc}) y los parámetros demográficos de la población del tiburón zorro, *Alopias pelagicus*.

Específicas

1. Determinar el nivel de mortalidad adicional que puede soportar la mortalidad para mantener a la población en equilibrio.
2. Identificar la combinación de F y E_{pc} que represente menor disminución de la población.
3. Determinar el patrón de explotación sostenible (F , E_{pc}).

VI. ÁREA DE ESTUDIO

VI. 1. División oceanográfica del Pacífico mexicano

El Pacífico mexicano ha sido dividido por su oceanografía en tres regiones: a) Costa occidental de Baja California, que comprende la costa occidental de Baja California hasta Cabo San Lucas; b) Golfo de California, que como su nombre lo indica abarca el Golfo de California y se limita al sur por el polígono formado por Cabo San Lucas y Cabo Corrientes y c) Pacífico tropical mexicano, de Cabo Corrientes a la frontera con Guatemala (De la Lanza, 1991). (Figura 5)

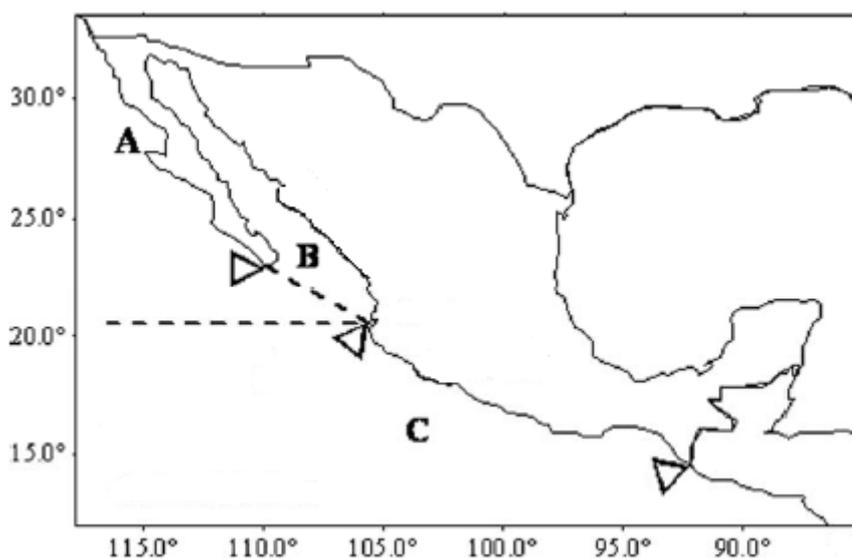


Figura 5. Regiones oceanográficas de México. Las líneas punteadas separan a las zonas Oceanográficas: A) Costa occidental de Baja California, B) Golfo de California y C) Pacífico tropical.

El Golfo de California y el Pacífico tropical mexicano

El Golfo de California en su parte sur (polígono de Cabo San Lucas a Cabo Corrientes) posee una plataforma recortada que se amplía hacia las costas de Nayarit y Sinaloa, desapareciendo nuevamente en Puerto Vallarta, Jalisco muy cerca de Cabo Corrientes (Tovilla, 1991). Al oeste del Cabo se localiza una cordillera submarina con 90 metros de agua sobre de ella y con grandes profundidades a ambos lados. Esto puede ser el origen de las corrientes encontradas y el oleaje que se observa en ocasiones en las cercanías de este Cabo y que afecta a las Islas Revillagigedo.

El Pacífico tropical mexicano presenta un talud continental más o menos uniforme en su amplitud (25 a 30 Km) y profundidad (2500 a 3000 m). Presenta laderas escarpadas, en especial frente a las costas de Michoacán y Oaxaca. Paralelo a las costas de esta provincia se encuentra la Trinchera Mesoamericana con tres fosas: de Manzanillo, de Petacalco y de Acapulco (Flamand, 1991).

Los parámetros oceanográficos difieren en ambas provincias. En la provincia del Golfo de California la temperatura anual presenta un rango de 15-30 °C, con un promedio de 19.7 °C y con un rango de variación de la media de 6 °C. La salinidad fluctúa entre 35 y 36‰ con un promedio anual de 34.26‰. La provincia del Pacífico tropical mexicano tiene un rango de temperatura de 23-27 °C y un promedio de 27.3 °C, el rango de salinidad va de los 34-35‰ con un promedio de 34.3‰ (Cano, 1991 y Pacheco, 1991).

VI. 2. División biogeográfica del Pacífico mexicano

El Pacífico mexicano se divide en cuatro provincias biogeográficas: a) californiana, del estado de California, EUA y la Costa Oriental de Baja California hasta Bahía Magdalena. b) cortesiana, del centro del Golfo de California a Cabo Corrientes, Jalisco, abarcando también Bahía Magdalena en Baja California Sur. c) mexicana, del sur de Cabo Corrientes, Jalisco hasta el Golfo de Tehuantepec, Oaxaca y d) panámica, del Golfo de Tehuantepec, Oaxaca hasta Guayaquil, Ecuador (Briggs, 1995; Reyes-Bonilla y López-Pérez, 1998). (Figura 6)

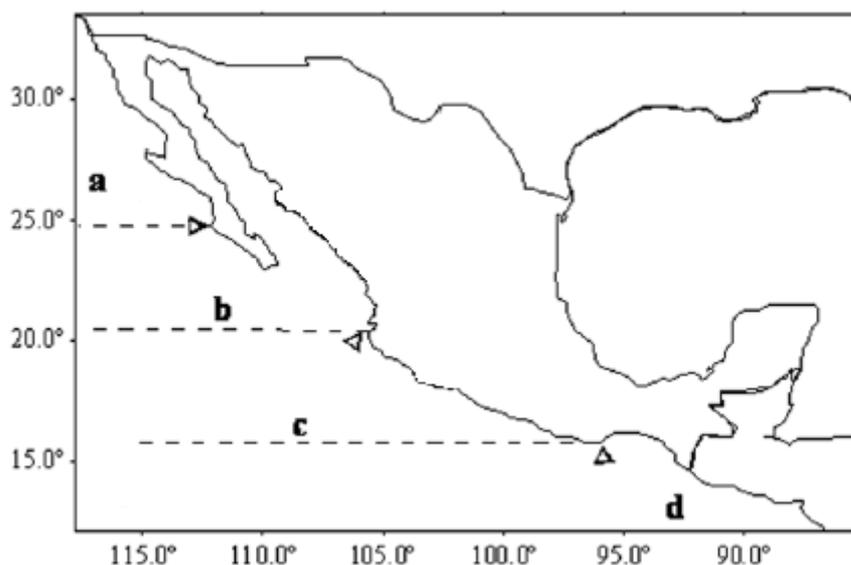


Figura 6. Provincias biogeográficas del Pacífico mexicano. a) Californiana; b) Cortesiana; c) Mexicana y d) Panámica

VII. MATERIAL Y MÉTODOS

Para el análisis demográfico se utilizó una tabla de vida incorporando la mejor información biológica disponible. La tabla de vida fue implementada en una hoja de cálculo de Microsoft Excel; para el cálculo de los parámetros se utilizó el complemento de Excel Poptools de CSIRO (Greg Hood, <http://www.dwe.csiro.au/vbc/poptools/>).

Los parámetros de entrada (Tabla 4) incluyen, edad máxima (longevidad; t_{max}) que fue estimada en 30 años (Liu *et al.* 1999), edad de primera madurez (E_{pm}) ha sido estimada en 8 años en hembras (Liu *et al.*, 1999). Para este estudio establecimos el supuesto de que todas las hembras se reproducen después de alcanzar la edad de primera madurez (E_{pm}) el número de crías por hembra (fecundidad; m_x) fue estimada en 2 crías (Liu *et al.*, 1999) el cual fue dividido entre 2 (2/2) debido a la proporción sexual reportada de 1:1. La mortalidad natural (M) fue calculada por Mollet y Cailliet (2002) con un valor de 0.1535.

Supuestos de la Tabla de vida

- La población se encuentra en equilibrio en al año $t = 0$.
- El crecimiento es descrito sólo para las hembras por los parámetros de la ecuación de von Bertalanffy estimados por Liu *et al.* (1999).
- La supervivencia anual de los tiburones a partir de la edad de primera captura (E_{pc}) esta dada por e^{-MF} .
- Los procesos de fecundidad y mortalidad no son afectados por la densidad de la población y son estacionarios en el tiempo.
- El éxito reproductivo de las hembras no depende del número de machos en la población.
- La población presenta una distribución estable por edades.
- La estimación de los parámetros demográficos se lleva a cabo de forma determinística.
- Se asume que se trata de una sola población de *Alopias pelagicus* en el Océano Pacífico de México, con parámetros similares a los individuos estudiados por Liu *et al.*, (1999) en el Océano Pacífico Oriental.

Análisis demográfico (tabla de vida)

Los parámetros demográficos utilizados en la tabla de vida para *Alopias pelagicus* se estimaron en condiciones naturales (solo M), la tasa instantánea de mortalidad natural (M) fue calculada utilizando la ecuación propuesta por Mollet y Cailliet (2002).

$$M = -\ln(0.01)/\omega$$

donde ω es la longevidad en años

Los parámetros demográficos estimados fueron calculados de acuerdo con la metodología convencional (Krebs, 1985; Getz y Haight, 1989) y la recomendada por Cailliet (1992), Cortés (1995) y Simpfendorfer (1999) para tiburones. Dichos parámetros son la tasa neta reproductiva (R_o) definida como el número esperado de hembras hijas producidas por una hembra a lo largo de su vida (Krebs, 1985), se obtuvo a partir de:

$$R_o = \sum_{x=0}^w l_x m_x$$

donde l_x y m_x son la supervivencia ($l_x = \exp^{-Mx}$) y la fecundidad a la edad x .

El tiempo generacional (G), que se define en extenso como el tiempo promedio del nacimiento de los padres al nacimiento de la primera prole (Krebs, 1985), se obtuvo mediante la fórmula:

$$G = \left(\frac{\sum_{x=0}^w l_x m_x x}{\sum_{x=0}^w l_x m_x} \right) = \left(\frac{\sum_{x=0}^w l_x m_x x}{R_o} \right)$$

La tasa intrínseca de incremento poblacional anual (r) que es la capacidad de crecimiento de la población se calculó mediante la fórmula:

$$r = \frac{\text{Ln}(Ro)}{\left(\frac{\sum_{x=0}^w lxmxx}{Ro} \right)} = \frac{\text{Ln}(Ro)}{G}$$

Este valor (r) es sólo una estimación aproximada cuando las generaciones se traslapan, ya que también lo es el tiempo generacional (G).

La tasa intrínseca de incremento poblacional es susceptible de cálculo más preciso mediante la solución de la fórmula derivada por Euler-Lotka (1907 y 1913) (Krebs, 1985):

$$\sum_{x=a}^w lxm x^{-rx} = 1.0$$

Donde l_x y m_x ya fueron descritas y r es la tasa intrínseca de incremento de la población, que es un índice instantáneo al que se puede transformar en uno finito mediante la fórmula:

$$\lambda = \exp^r$$

Para estimar el tiempo teórico de la duplicidad del tamaño poblacional (t_{x2}), el cual se define como el tiempo en el cual la población se duplica (Krebs, 1985), se usó la fórmula:

$$t_{x2} = \ln 2/r$$

El valor reproductivo de cada grupo de edad x se determinó por medio de (Caswell, 1989):

$$Vx = \left(\frac{\exp^{-r(x+1)}}{\sum_{x=y}^n lxmxx^{-r(y+1)}} \right)$$

y la distribución estable por edades de una población se determinó por medio de (Caswell, 1989):

$$C_x = \left(\frac{l_x^{-rx}}{\sum_{x=0}^{x=n} l_x^{-rx}} \right)$$

Los parámetros demográficos se estimaron en condiciones naturales, incorporando sólo el efecto de la mortalidad natural M y en condiciones de explotación considerando el efecto de valores teóricos de mortalidad por pesca F que afectan la supervivencia l_x por intervalo de edad x . El efecto de F se incorporó a partir de la edad de primera captura (Epc) desde la edad 0 hasta la edad de 30 años, en intervalos de un año.

Los parámetros fueron estimados con diferentes valores teóricos de F , de 0 a 1 en intervalos de 0.03, para estimar las posibles opciones de salida de Ro variando Epc en todo el intervalo de clases de edad ($x=0$ hasta $tmax= 30$). El valor de Ro fue seleccionado como indicador de respuesta, debido a su interpretación biológica (número promedio de neonatos hembras producidos por cada hembra de la población durante toda su vida). La tasa de cambio de Ro fue evaluada con un factor multiplicativo simple (fm) utilizado por Cortés (1995), en el cual la tasa neta reproductiva RoM que se estimó en condiciones naturales (solo M), es dividida entre el mismo parámetro estimado en condiciones de explotación RoF , lo que resulta en el número de veces que el valor del parámetro ha cambiado (RoM/RoF), así también se evaluó la tasa de cambio de tx_2 con el factor multiplicativo para observar el número de veces que la población se ha duplicado a sí misma. El modelo dinámico estructurado por edades fue utilizado para proyectar Ro en el tiempo y explorar su conducta, variando los valores de entrada en los rangos previamente descritos.

Las predicciones que se obtuvieron por medio de las estimaciones de Ro permitieron seleccionar combinaciones específicas de F y Epc a partir de ello se formularon diferentes opciones de manejo permitiendo evaluar la vulnerabilidad de esta especie bajo diferentes escenarios de explotación. Así que, el patrón de Ro fue explorada con

diferentes valores de F y con diferentes Epc para simular el efecto en la supervivencia y la tasa reproductiva a la edad x de una cohorte teórica.

Tabla 4. Resumen de los parámetros de *Alopias pelagicus* estimados por Liu *et al.* (1999), incorporados a los modelos

Parámetro	
Edad y crecimiento	$L_{\infty} = 197.2$
	$k = 0.085$
	$t_0 = -7.67$
	Longevidad = 30 años
Peso-longitud	$a = 0.000159$
	$b = 2.613$
Mortalidad	$M = 0.1535^*$
	$Z = 0.4256^{**}$
Fecundidad	$Fec = 1 (2/2)$
Edad de primera madurez	$Epm = 8$ años

* Estimado como $M = -\ln(0.01)/30$ Mollet y Cailliet (2002)

** Estimado como $\ln Z = 1.46 - 1.01 \ln(30)$ de Hoenig (1983)

VIII. RESULTADOS

Las estimaciones bajo un escenario natural (MC) y bajo diferentes escenarios de explotación se resumen en la Tabla 5. El escenario MC corresponde a los mismos valores encontrados por Mollet y Cailliet (2002), el cual fue tomado como escenario base.

De tal modo que se estimó que en condiciones naturales la población se puede incrementar 5.4% al año y pudiera duplicarse (tx_2) cada 12.8 años. La predicción de la distribución estable por edades (Cx) para el escenario en condiciones naturales indicó que más del 80% (Figura 7) corresponde a individuos que no han alcanzado aún la

diferentes valores de F y con diferentes Epc para simular el efecto en la supervivencia y la tasa reproductiva a la edad x de una cohorte teórica.

Tabla 4. Resumen de los parámetros de *Alopias pelagicus* estimados por Liu *et al.* (1999), incorporados a los modelos

Parámetro	
Edad y crecimiento	$L_{\infty} = 197.2$
	$k = 0.085$
	$t_0 = -7.67$
	Longevidad = 30 años
Peso-longitud	$a = 0.000159$
	$b = 2.613$
Mortalidad	$M = 0.1535^*$
	$Z = 0.4256^{**}$
Fecundidad	$Fec = 1 (2/2)$
Edad de primera madurez	$Epm = 8$ años

* Estimado como $M = -\ln(0.01)/30$ Mollet y Cailliet (2002)

** Estimado como $\ln Z = 1.46 - 1.01 \ln(30)$ de Hoenig (1983)

VIII. RESULTADOS

Las estimaciones bajo un escenario natural (MC) y bajo diferentes escenarios de explotación se resumen en la Tabla 5. El escenario MC corresponde a los mismos valores encontrados por Mollet y Cailliet (2002), el cual fue tomado como escenario base.

De tal modo que se estimó que en condiciones naturales la población se puede incrementar 5.4% al año y pudiera duplicarse (tx_2) cada 12.8 años. La predicción de la distribución estable por edades (Cx) para el escenario en condiciones naturales indicó que más del 80% (Figura 7) corresponde a individuos que no han alcanzado aún la

madurez. La duración promedio de una generación (G) se estimó en condiciones naturales en 12.13 años, la tasa neta reproductiva (Ro) se estimó en 1.998 que nos indica que en condiciones naturales la población se multiplicaría 1.998 veces por cada generación.

Tabla 5. Resultados de la simulación a diferentes escenarios de mortalidad por pesca (F) y edad de primera captura (Epc) para la población de *Alopias pelagicus* del Pacífico mexicano incorporando la mejor información biológica disponible. MC escenario en condiciones naturales mostrado en itálicas para mejor comparación.

Escenario	Parámetros de entrada						Parámetros calculados				
	Epm	t_{max}	m_x	M	F	Epc	Ro	G	r	λ	t_{x2}
<i>MC</i>	<i>8</i>	<i>30</i>	<i>1(2/2)</i>	<i>0.1535</i>	<i>0</i>	<i>-</i>	<i>1.998</i>	<i>12.13</i>	<i>0.054</i>	<i>1.056</i>	<i>12.83</i>
1	8	30	1	0.1535	0.054	0	1.00	12.13	0	1	0
2	8	30	1	0.1535	0.07	2	1.05	11.84	0.005	1.005	138.6
3	8	30	1	0.1535	0.10	5	1.068	11.32	0.006	1.006	115.5
4	8	30	1	0.1535	0.14	6	1.00	10.90	0	1	0
5	8	30	1	0.1535	0.193	7	1.00	10.41	0	1	0
6	8	30	1	0.1535	0.2856	8	1.00	9.99	0	1	0
7	8	30	1	0.1535	0.47	9	1.010	9.71	0.001	1.001	693.1
8	8	30	1	0.1535	0.5	0	0.018	11.44	-0.403	0.668	-1.71
9	8	30	1	0.1535	0.6	8	0.767	9.22	-0.029	0.972	-23.9
10	8	30	1	0.1535	0.7	9	0.919	9.41	-0.009	0.991	-77.0
11	8	30	1	0.1535	0.8	15	1.595	10.93	0.042	1.043	16.50
12	8	30	1	0.1535	0.9	25	1.956	12	0.054	1.055	12.83

Epm = edad de primera madurez; t_{max} = longevidad; m_x = fecundidad; M = mortalidad natural; F = mortalidad por pesca; Epc = edad de primera captura. Ro = tasa neta reproductiva; G = tiempo generacional; r = tasa intrínseca de incremento; λ = tasa finita de incremento; t_{x2} = tiempo de duplicidad poblacional.

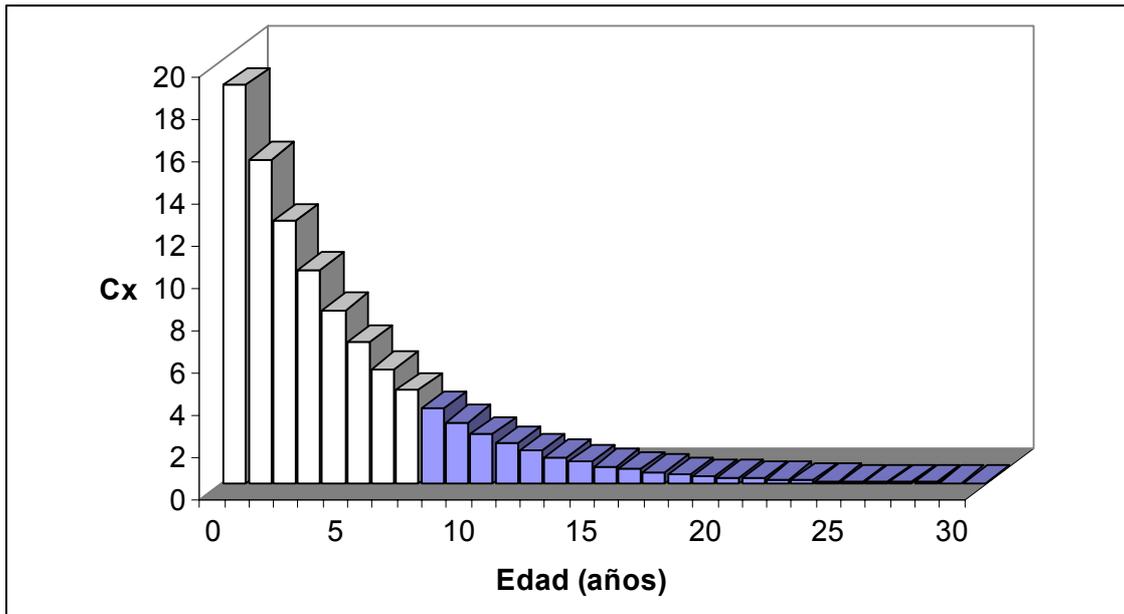


Figura 7. Predicción de la distribución estable por edades (C_x) de *Alopias pelagicus* en el Pacífico mexicano, asumiendo crecimiento geométrico, mortalidad y fertilidad constante a edades específicas. En azul hay reproducción. (Nótese que más del 80 % < E_{pm}).

Las exploraciones en dos sentidos (variando F en intervalos de 0.03 a 1 y E_{pc} en intervalos de un año) a través de la tabla de vida indicaron los rangos máximos de F o F crítica y E_{pc} (Tabla 6) a los cuales puede ser explotado la población. La superficie de respuesta de las simulaciones de R_0 utilizando dicha exploración se muestra en la Figura 8.

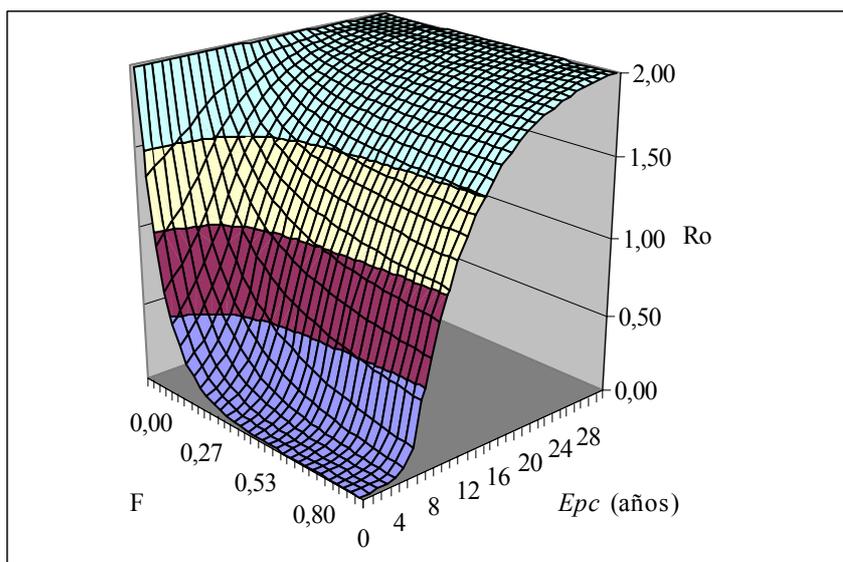


Figura 8. Superficie de respuesta de los valores de R_0 de *Alopias pelagicus* bajo combinaciones de mortalidad por pesca F y edad de primera captura E_{pc} .

Tabla 6. Estimación de R_o de *Alopias pelagicus* ante variaciones de mortalidad por pesca (F) y edad de primera captura (Epc). Los números en gris representan los valores de $R_o > 1$. Los valores en azul son las combinaciones de F y Epc seleccionados. Los valores dentro del cuadro representan los más factibles. Los números en *itálicas* representan los valores de $R_o < 1$.

<i>Epc</i>	<i>F</i>																													
	0,03	0,07	0,10	0,13	0,17	0,20	0,23	0,27	0,30	0,33	0,37	0,40	0,43	0,47	0,50	0,53	0,57	0,60	0,63	0,67	0,70	0,73	0,77	0,80	0,83	0,87	0,90	0,93	0,97	1,00
0	1,34	0,92	0,65	0,46	0,33	0,24	0,18	0,13	0,10	0,07	0,06	0,04	0,03	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1	1,39	0,99	0,72	0,53	0,39	0,30	0,23	0,17	0,13	0,10	0,08	0,06	0,05	0,04	0,03	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2	1,43	1,06	0,79	0,60	0,46	0,36	0,28	0,23	0,18	0,14	0,12	0,09	0,08	0,06	0,05	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
3	1,48	1,13	0,87	0,69	0,55	0,44	0,36	0,29	0,24	0,20	0,17	0,14	0,12	0,10	0,08	0,07	0,06	0,05	0,04	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	
4	1,53	1,21	0,97	0,79	0,65	0,54	0,45	0,38	0,33	0,28	0,24	0,21	0,18	0,16	0,14	0,12	0,10	0,09	0,08	0,07	0,06	0,06	0,05	0,04	0,04	0,03	0,03	0,03	0,02	0,02
5	1,59	1,29	1,07	0,90	0,77	0,66	0,57	0,50	0,44	0,39	0,35	0,31	0,28	0,25	0,22	0,20	0,18	0,17	0,15	0,14	0,13	0,11	0,11	0,10	0,09	0,08	0,07	0,07	0,06	0,06
6	1,64	1,38	1,18	1,03	0,90	0,80	0,72	0,65	0,60	0,54	0,50	0,46	0,43	0,40	0,37	0,35	0,32	0,30	0,29	0,27	0,25	0,24	0,23	0,21	0,20	0,19	0,18	0,17	0,17	0,16
7	1,70	1,47	1,30	1,17	1,07	0,98	0,91	0,85	0,80	0,76	0,72	0,69	0,66	0,63	0,61	0,59	0,57	0,55	0,54	0,52	0,51	0,50	0,49	0,48	0,47	0,46	0,45	0,44	0,43	0,43
8	1,74	1,55	1,41	1,30	1,21	1,14	1,08	1,02	0,98	0,94	0,91	0,88	0,86	0,84	0,82	0,80	0,78	0,77	0,75	0,74	0,73	0,72	0,71	0,70	0,69	0,69	0,68	0,67	0,67	0,66
9	1,78	1,62	1,50	1,41	1,33	1,27	1,22	1,17	1,13	1,10	1,08	1,05	1,03	1,01	0,99	0,98	0,96	0,95	0,94	0,93	0,92	0,91	0,90	0,89	0,89	0,88	0,87	0,87	0,86	0,86
10	1,82	1,68	1,58	1,50	1,43	1,38	1,34	1,30	1,27	1,24	1,22	1,19	1,18	1,16	1,14	1,13	1,12	1,11	1,10	1,09	1,08	1,07	1,07	1,06	1,05	1,05	1,04	1,04	1,03	1,03
11	1,85	1,73	1,65	1,58	1,52	1,48	1,44	1,41	1,38	1,36	1,34	1,32	1,30	1,29	1,27	1,26	1,25	1,24	1,24	1,23	1,22	1,21	1,21	1,20	1,20	1,19	1,19	1,18	1,18	1,18
12	1,87	1,78	1,70	1,64	1,60	1,56	1,53	1,50	1,48	1,46	1,44	1,42	1,41	1,40	1,39	1,38	1,37	1,36	1,35	1,35	1,34	1,33	1,33	1,32	1,32	1,32	1,31	1,31	1,30	1,30
13	1,89	1,81	1,75	1,70	1,66	1,63	1,60	1,58	1,56	1,54	1,53	1,51	1,50	1,49	1,48	1,47	1,47	1,46	1,45	1,45	1,44	1,44	1,43	1,43	1,42	1,42	1,42	1,41	1,41	1,41
14	1,91	1,85	1,79	1,75	1,72	1,69	1,67	1,65	1,63	1,61	1,60	1,59	1,58	1,57	1,56	1,56	1,55	1,54	1,54	1,53	1,53	1,53	1,52	1,52	1,51	1,51	1,51	1,51	1,50	1,50
15	1,93	1,87	1,83	1,79	1,77	1,74	1,72	1,70	1,69	1,68	1,67	1,66	1,65	1,64	1,63	1,63	1,62	1,62	1,61	1,61	1,60	1,60	1,60	1,59	1,59	1,59	1,59	1,58	1,58	1,58

Los rangos posibles para F van desde 0.054 a 0.47 con posibles combinaciones de E_{pc} de los 0 a los 9 años (escenarios 1 a 8) donde se observó el decremento de la tasa reproductiva como efecto de $E_{pc} < E_{pm}$ (Figura 9 y 10)

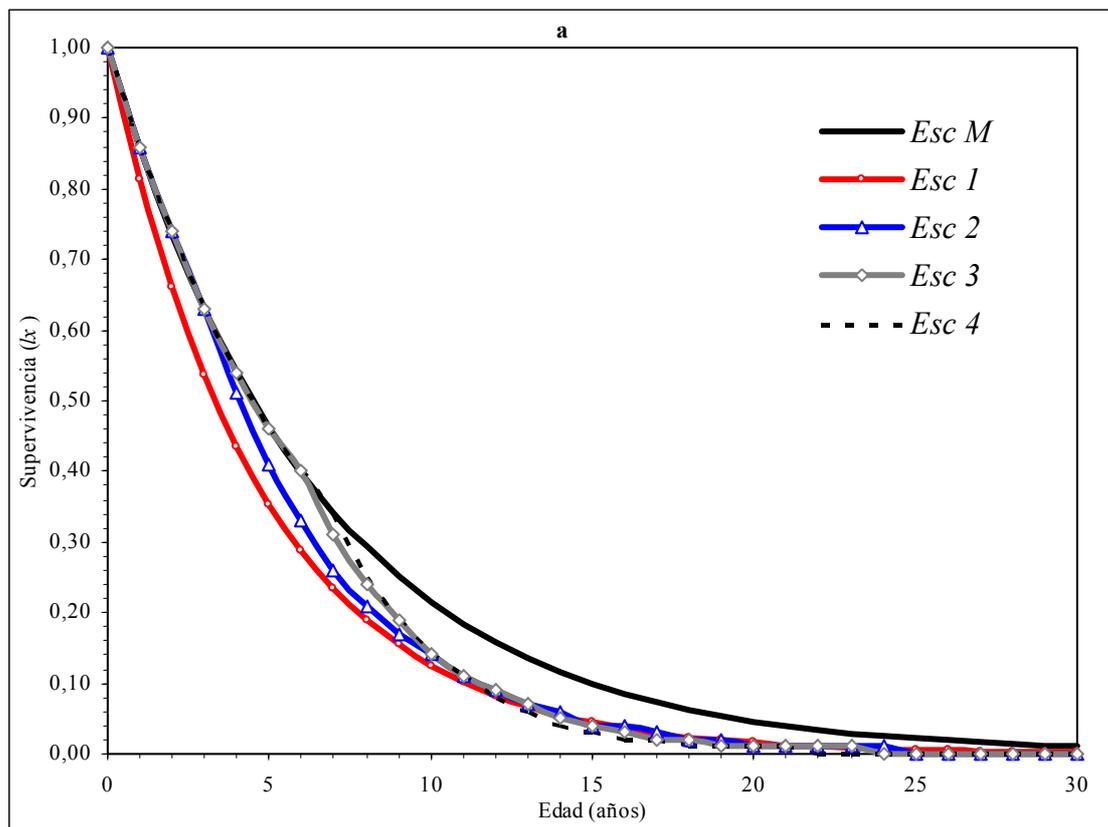


Figura 9. Simulación del efecto de la mortalidad por pesca en la supervivencia (l_x) de una cohorte teórica a distintos escenarios de mortalidad por pesca F y edad de primera captura E_{pc} . (a) Escenarios 1, 2, 3 y 4. (b) Escenarios 5, 6, 7 y 8. (c) Escenarios 9, 10, 11 y 12.

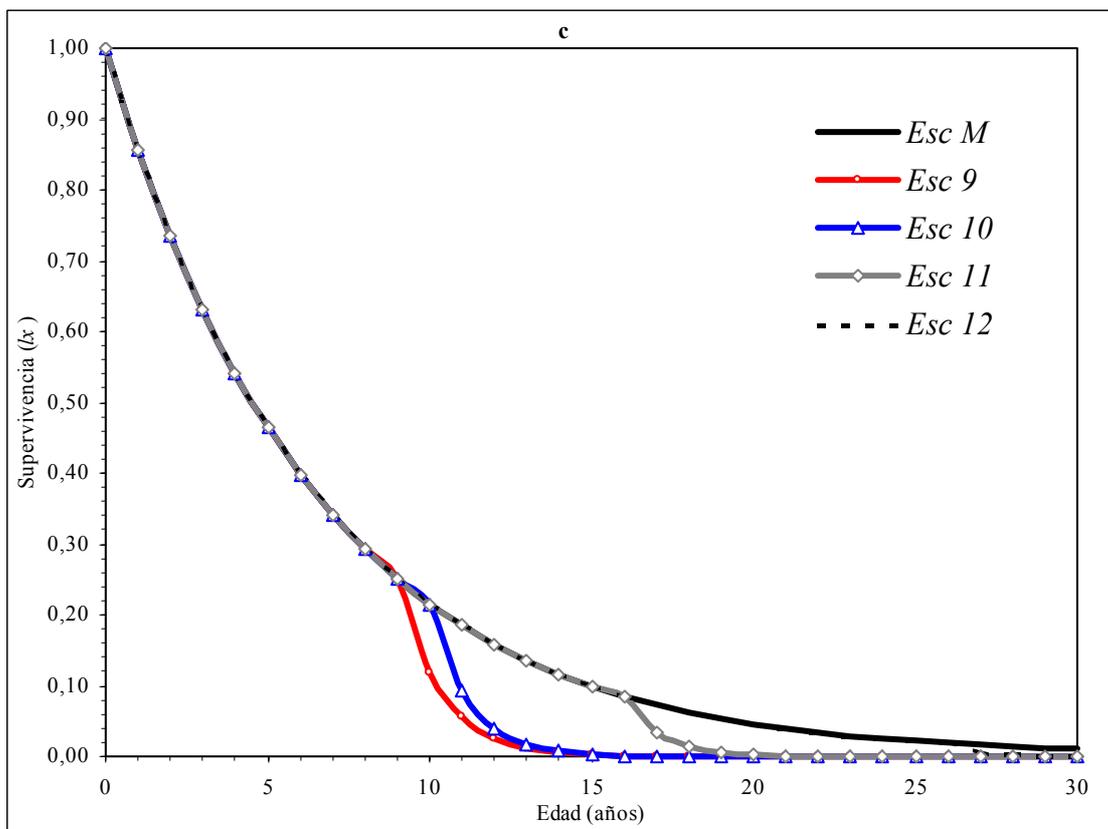
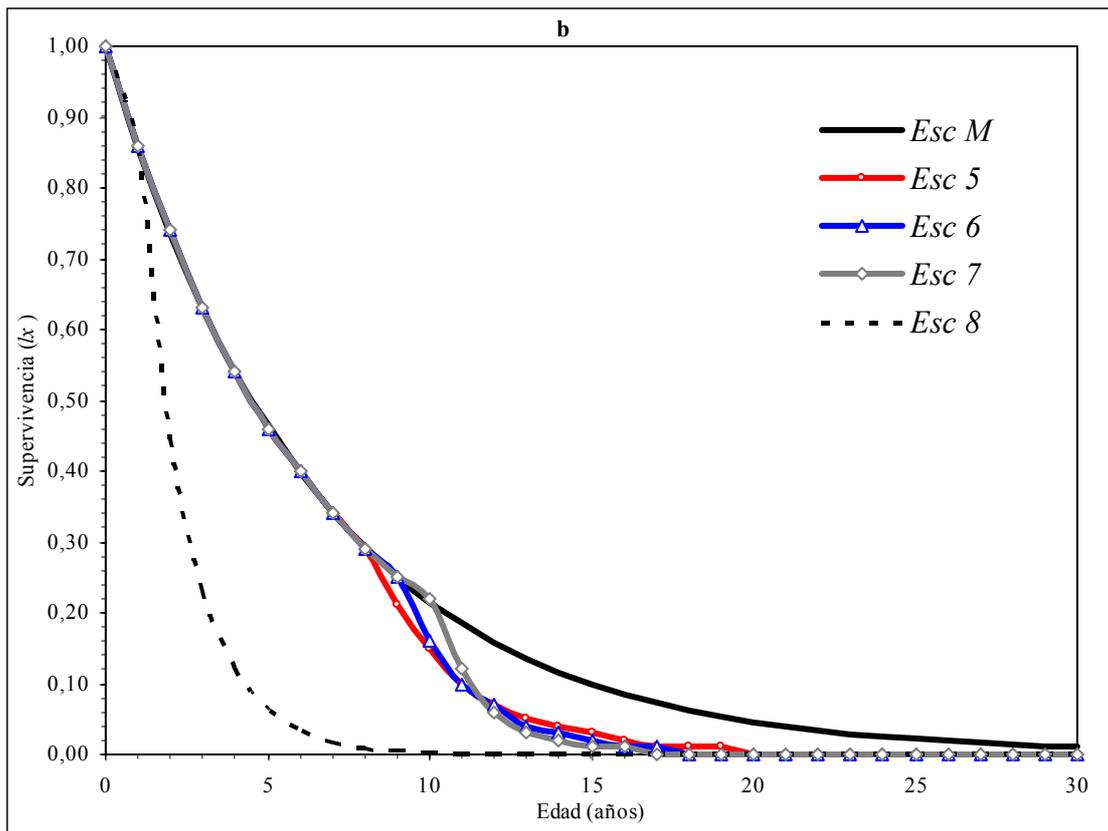


Figura 9. Simulación del efecto de la mortalidad por pesca en la supervivencia (l_x) de una cohorte teórica a distintos escenarios de mortalidad por pesca F y edad de primera captura E_{pc} . (a) Escenarios 1, 2, 3 y 4. (b) Escenarios 5, 6, 7 y 8. (c) Escenarios 9, 10, 11 y 12.

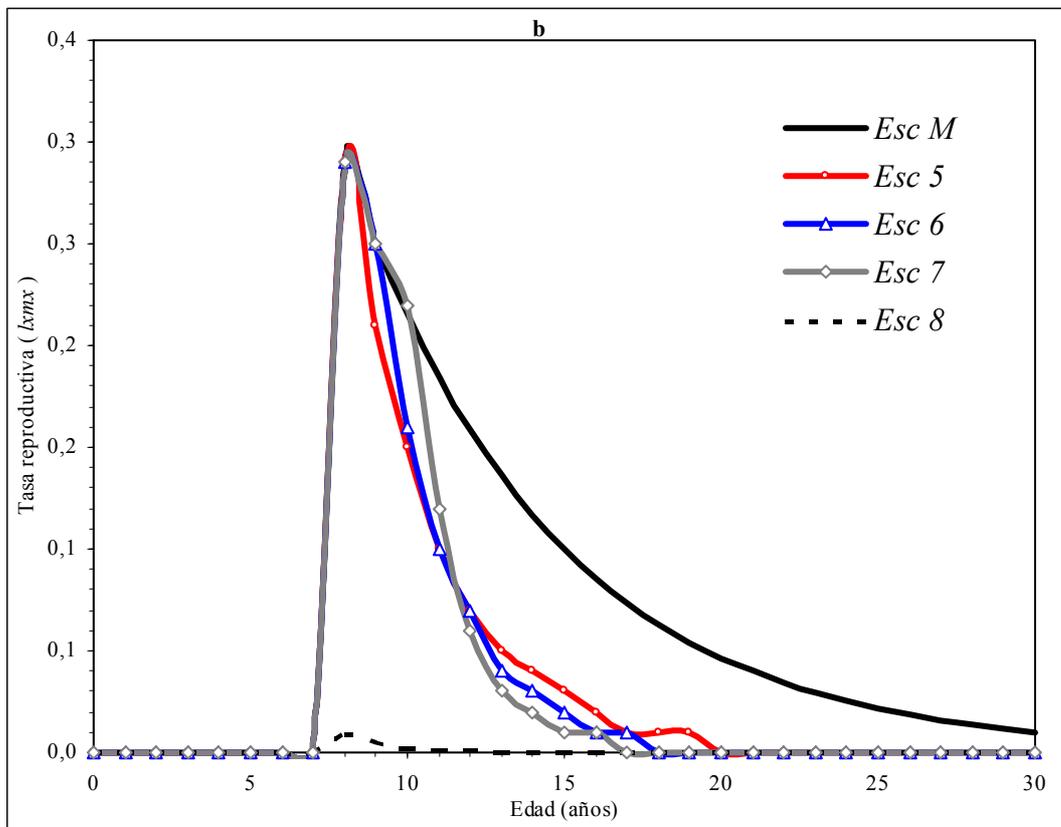
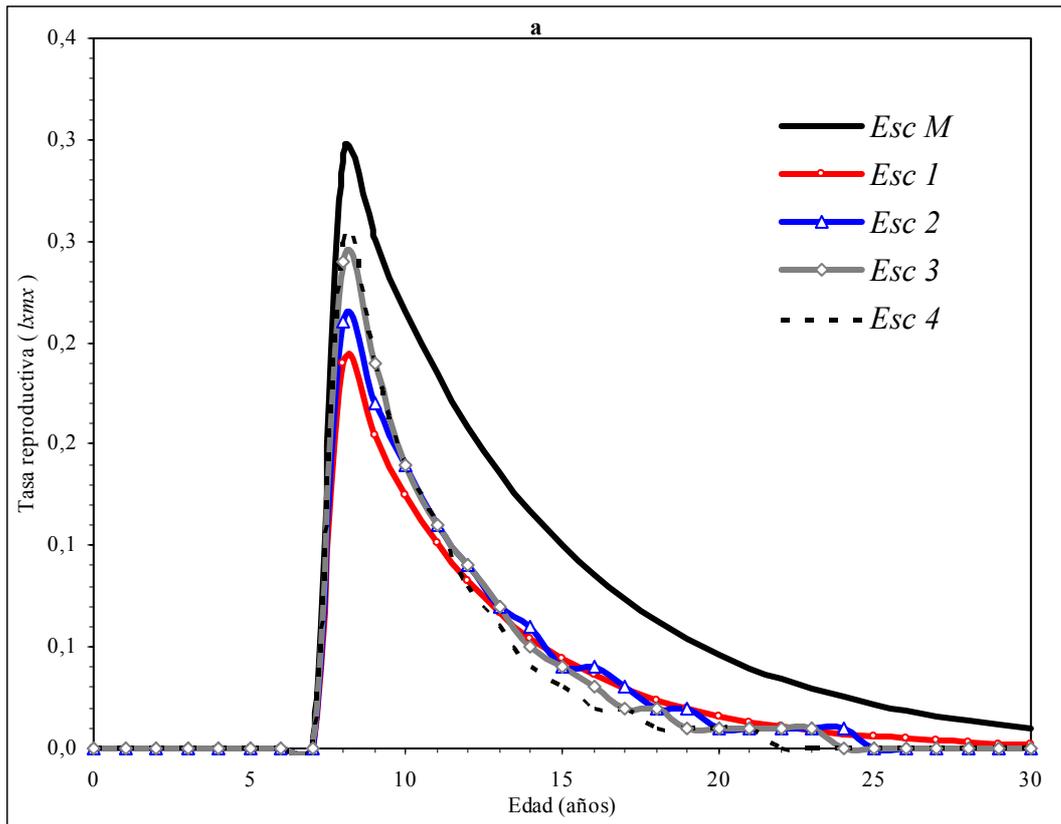


Figura 10. Simulação do efeito da mortalidade por pesca na taxa reprodutiva ($lx*mx$) de uma coorte teórica a distintos cenários de mortalidade por pesca F e idade de primeira captura Epc . (a) Escenários 1, 2, 3 y 4. (b) Escenários 5, 6, 7 y 8. (c) Escenários 9, 10, 11 y 12.

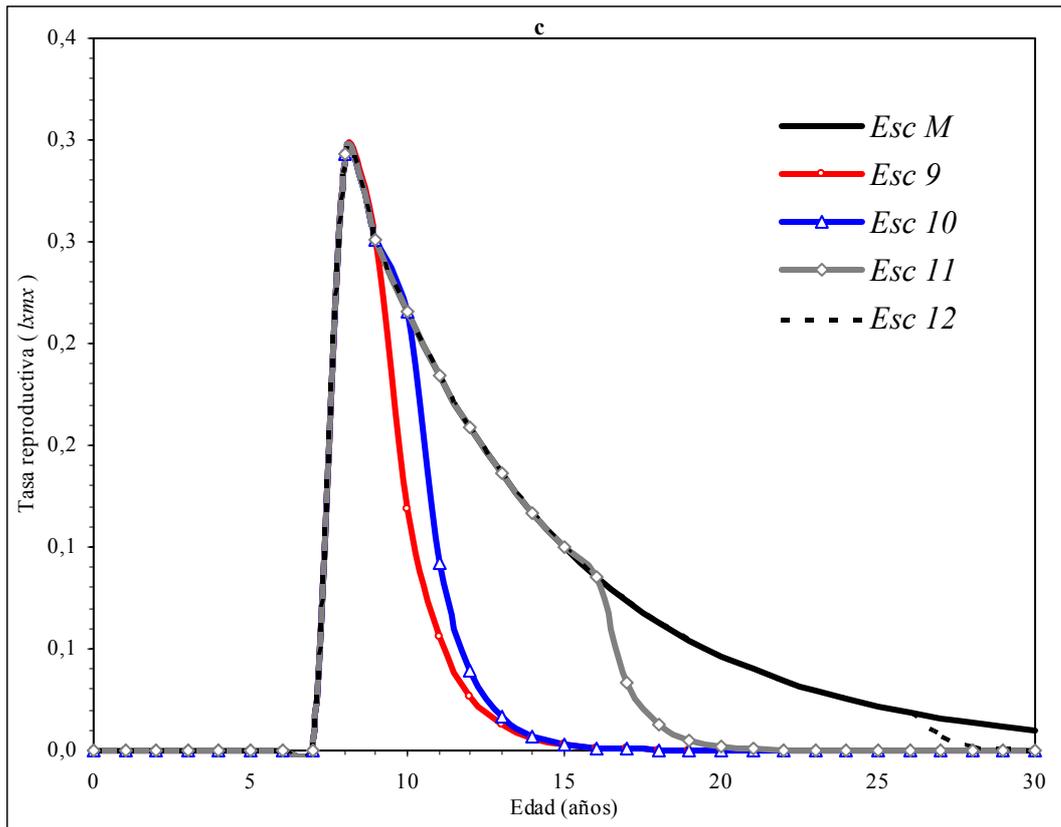


Figura 10. Simulación del efecto de la mortalidad por pesca en la tasa reproductiva ($l_x \cdot m_x$) de una cohorte teórica a distintos escenarios de mortalidad por pesca F y edad de primera captura E_{pc} . (a) Escenarios 1, 2, 3 y 4. (b) Escenarios 5, 6, 7 y 8. (c) Escenarios 9, 10, 11 y 12.

El escenario 1 es el valor de F que puede tolerar la población con una E_{pc} de 0 lo que significa que la población con este nivel de explotación se encuentra en equilibrio. El escenario 2 con valor de 0.07 y E_{pc} de 2 años, mostró una reducción de 47% de R_o (Tabla 7), una disminución de 1.9 (fmR_o) y un tiempo de 138 años (tx_2) para que la población se pueda duplicar y un aumento de 10.8 como fm . El promedio de una generación (G) de 11.84 años y 2.39% menos al MC (escenario en condiciones naturales). Para el escenario 3 se incrementó la F a 0.1 y la E_{pc} de 5 años obteniendo un valor de R_o de 1.068 que permite que la población este aumentando.

Para los escenarios 4 y 5 se estimó a diferentes F y E_{pc} un valor de R_o de 1 con reducción del 50% con respecto al MC y un fm de 2 y tx_2 a 0, en estos escenarios la población se mantiene constante, sin crecimiento.

Para el escenario 6 se buscó la máxima combinación de Epc 8 años y F de 0.2856 estimando un valor de Ro de 1. El escenario 7 fue la combinación con mayor F 0.47 y Epc 9 años de los escenarios seleccionados con un valor de Ro de 1.010 y tx_2 de 693 con un fm de 54 veces mayor.

Tabla 7. Resultados de la simulación de diferentes escenarios de mortalidad por pesca (F) y edad de primera captura (Epc) para la población de *Alopias pelagicus* del Pacífico mexicano incorporando la mejor información biológica disponible. MC escenario en condiciones naturales mostrado en itálicas para mejor comparación.

Escenario	Parámetros calculados									
	Ro	% de cambio Ro	fm Ro	G	% de cambio G	r	% de cambio r	t_{x2}	fm t_{x2}	A_{rep}
<i>MC</i>	<i>1.998</i>	-	-	<i>12.13</i>	-	<i>0.054</i>	-	<i>12.8</i>	-	-
1	1.00	-49.94	1.99	12.13	-	0	-100	0	-	0
2	1.05	-47.44	1.90	11.84	-2.39	0.005	-90	138	10.8	2
3	1.068	-46.54	1.87	11.32	-6.67	0.006	-88	115	9	5
4	1.00	-49.94	1.99	10.90	-10.14	0	-100	0	-	6
5	1.00	-49.94	1.99	10.41	-14.17	0	-100	0	-	7
6	1.00	-49.94	1.99	9.99	-17.64	0	-100	0	-	8
7	1.010	-49.44	1.97	9.71	-19.95	0.001	-98	693	54	9
8	0.018	-99.09	111	11.44	-5.68	-0.403	-846	-1.719	-7.44	10
9	0.767	-61.61	2.60	9.22	-23.99	-0.029	-153	-23.90	-0.53	10
10	0.919	-54.00	2.17	9.41	-22.42	-0.009	-116	-77.01	-0.16	10
11	1.595	-20.17	1.25	10.93	-9.89	0.042	-22	16.50	0.77	10
12	1.956	-2.10	1.02	12	-1.07	0.054	0	12.83	0.99	10

% de cambio = en comparación al MC (escenario en condiciones naturales); fm = factor multiplicativo; A_{rep} = edad mínima a la que pueden ser pescados por primera vez y permitir que la población se remplace a sí misma.

La estructura por edades de la población (Cx), la cual se alcanza una vez que ha pasado el período de oscilaciones, se observó típicamente con un decremento con respecto a la edad (Figura 11 y 12). En todos los escenarios, la edad 0 representa cerca del 20% de los individuos de la población. La proporción del escenario 1 es la misma con respecto al escenario MC (solo mortalidad natural) la proporción de adultos en la población para el escenario 2 fue 3.5%, para el escenario 3 cerca del 4%, y para los escenarios 4, 5, 6 y 7 fue del rango de 4.3 a 4.8%.

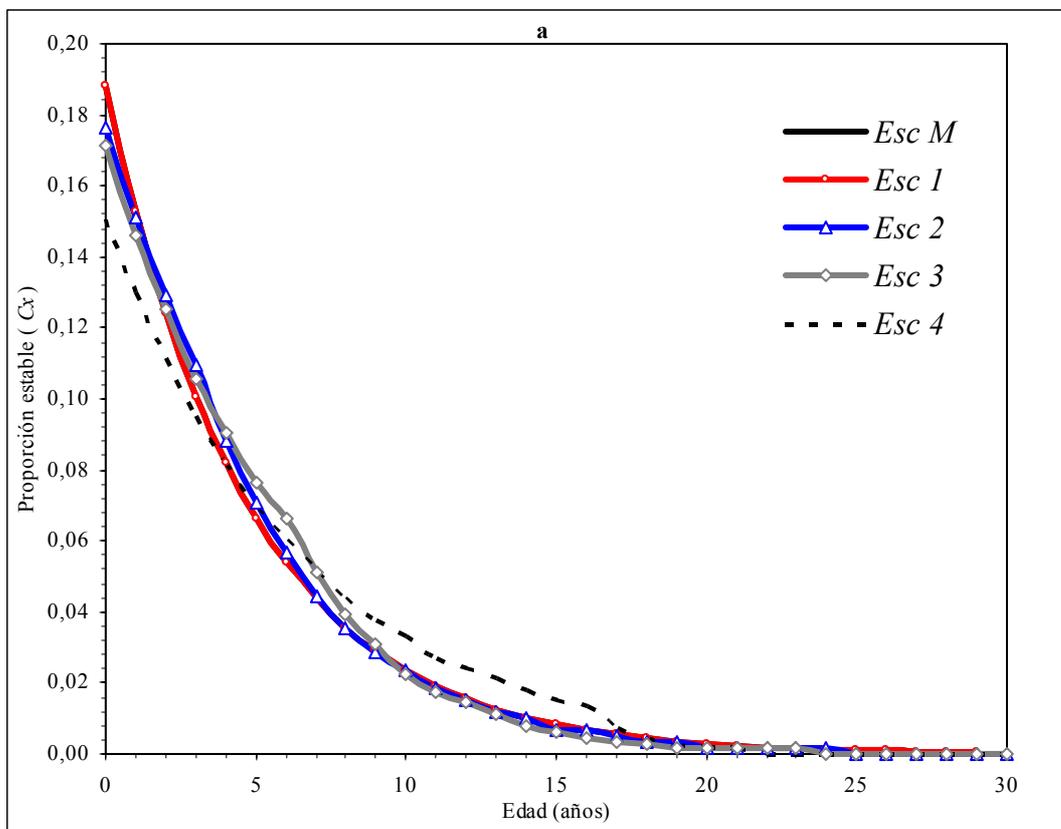


Figura 11. Distribución estable por edades (Cx) de *Alopias pelagicus* bajo diferentes escenarios de supervivencia por clase de edad. Modificando mortalidad por pesca (F) y edad de primera captura (Epc). (a) Escenarios 1, 2, 3 y 4. (b) Escenarios 5, 6, 7 y 8. (c) Escenarios 9, 10, 11 y 12.

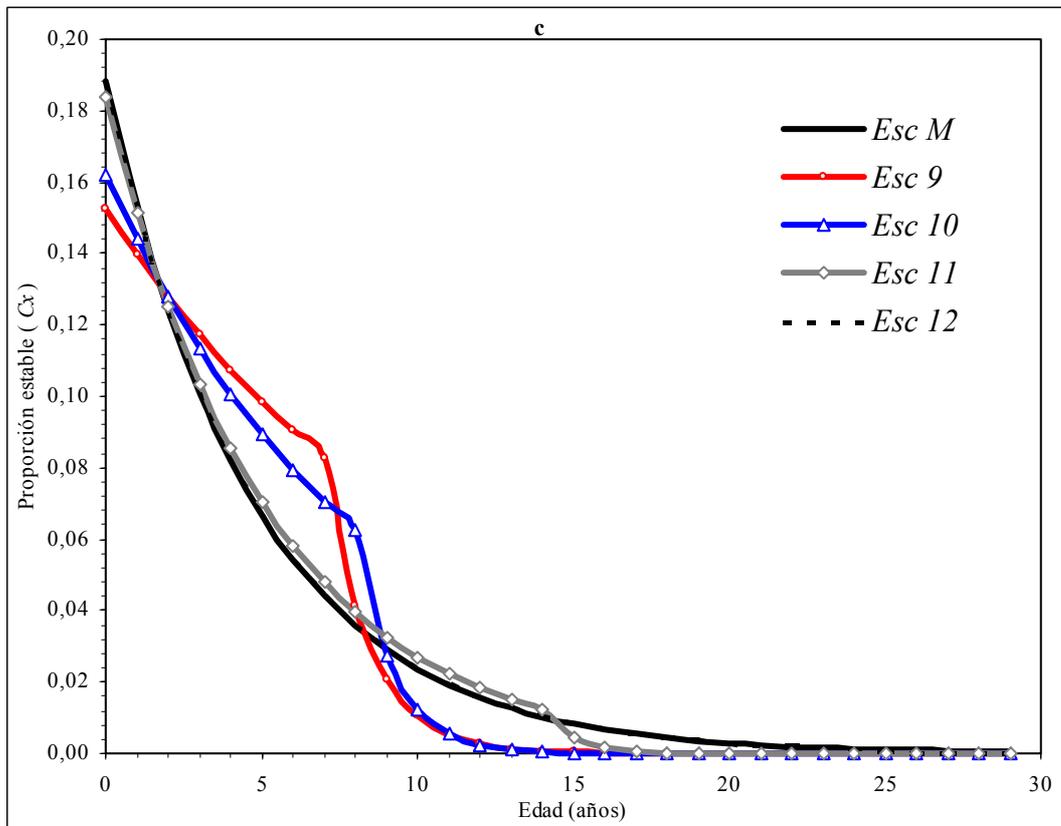
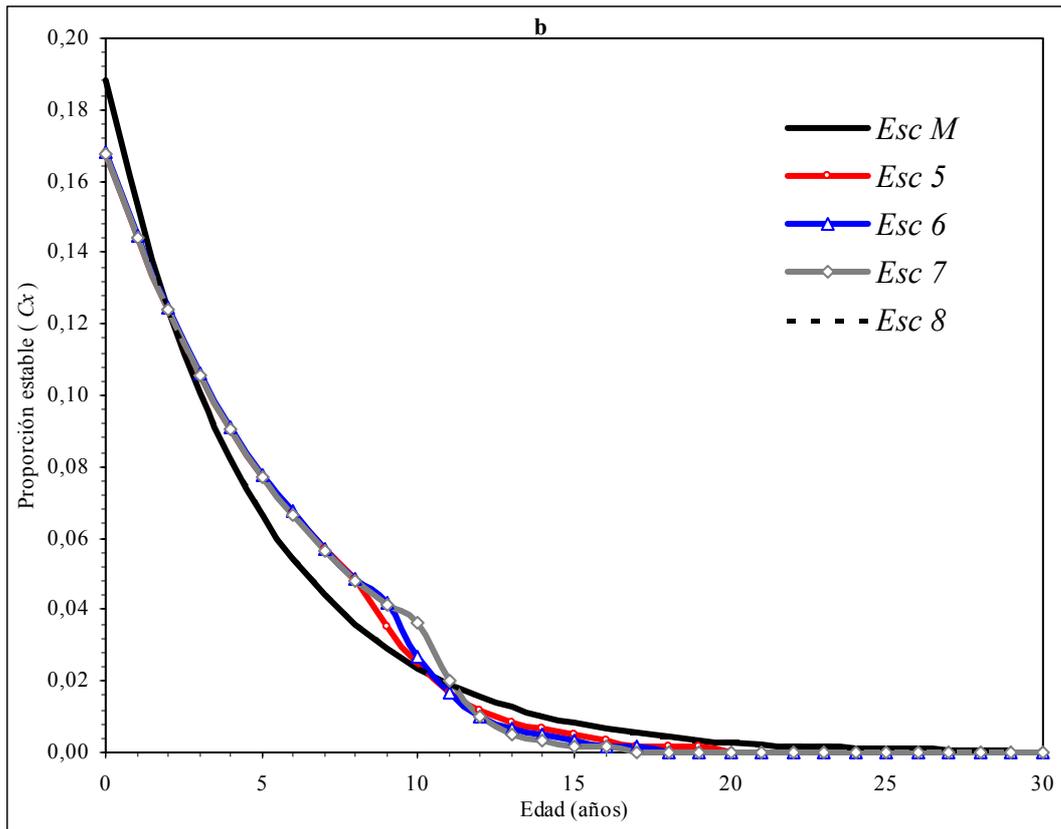


Figura 11. Distribución estable por edades (C_x) de *Alopias pelagicus* bajo diferentes escenarios de supervivencia por clase de edad. Modificando mortalidad por pesca (F) y edad de primera captura (E_{pc}). (a) Escenarios 1, 2, 3 y 4. (b) Escenarios 5, 6, 7 y 8. (c) Escenarios 9, 10, 11 y 12.

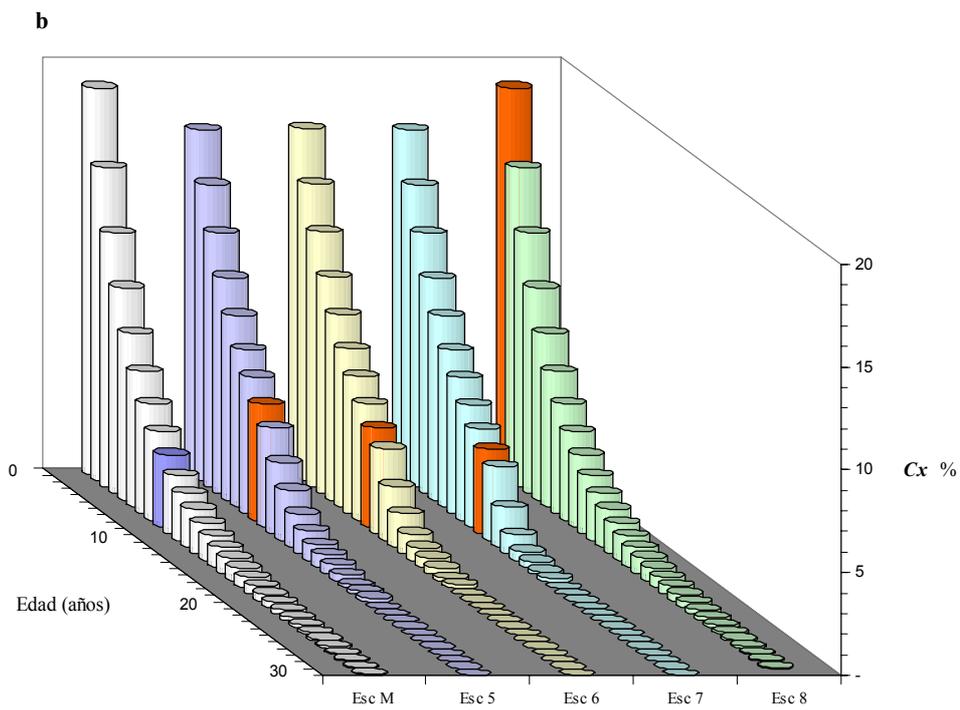
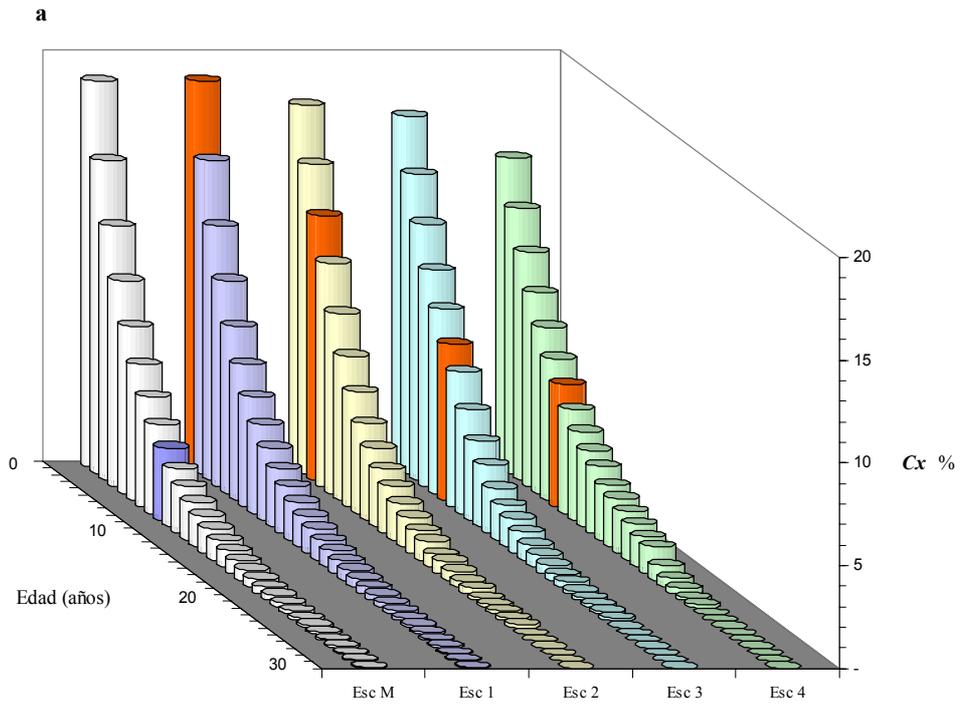


Figura 12. Gráfica en 3D de la distribución estable por edades (C_x). En rojo se presentan las edades de primera captura E_{pc} . (a) Escenarios 1, 2, 3 y 4. (b) Escenarios 5, 6, 7 y 8. (c) Escenarios 9, 10, 11 y 12.

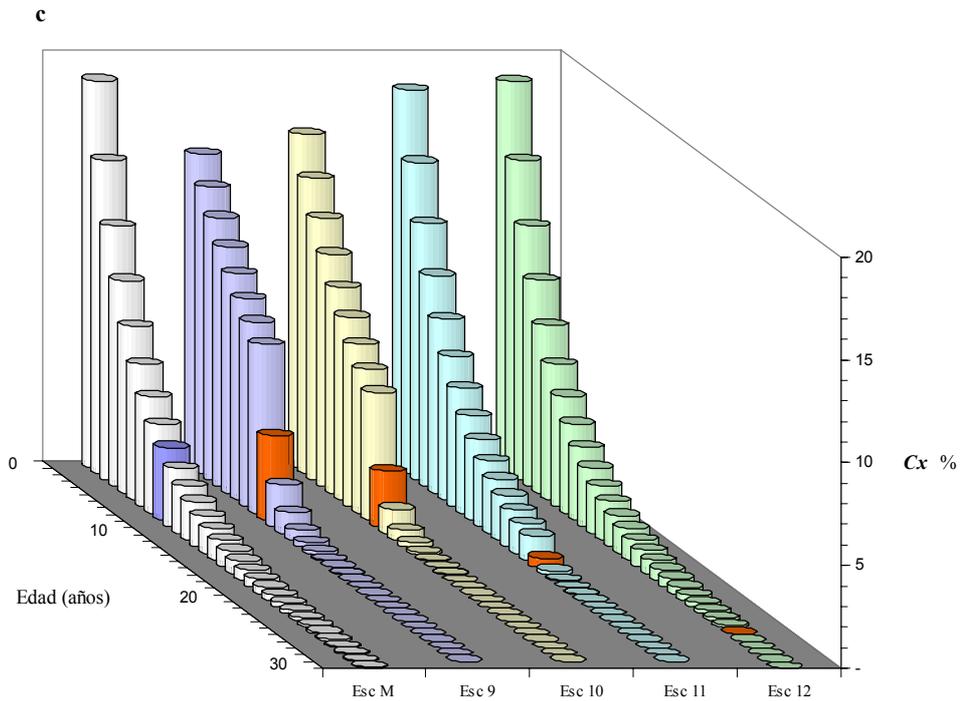


Figura 12. Gráfica en 3D de la distribución estable por edades (C_x). En rojo se presentan las edades de primera captura E_{pc} . (a) Escenarios 1, 2, 3 y 4. (b) Escenarios 5, 6, 7 y 8. (c) Escenarios 9, 10, 11 y 12.

En el escenario 8 el valor reproductivo (V_x) que es una medida de las posibilidades reproductivas de cada clase, mostró su máximo nivel a los 7 años (0.047) después de incrementar su valor reproductivo gradualmente de la edad 0 a la edad 7 a partir de ésta última se mantiene constante hasta llegar a los años mas longevos (25 en adelante) donde empieza a decrecer. En los escenarios 1, 2 y 9 el valor de $V_x = 0.045$ es igual en los tres escenarios al MC (solo mortalidad natural) a la edad de 7 años. (Figura 13)

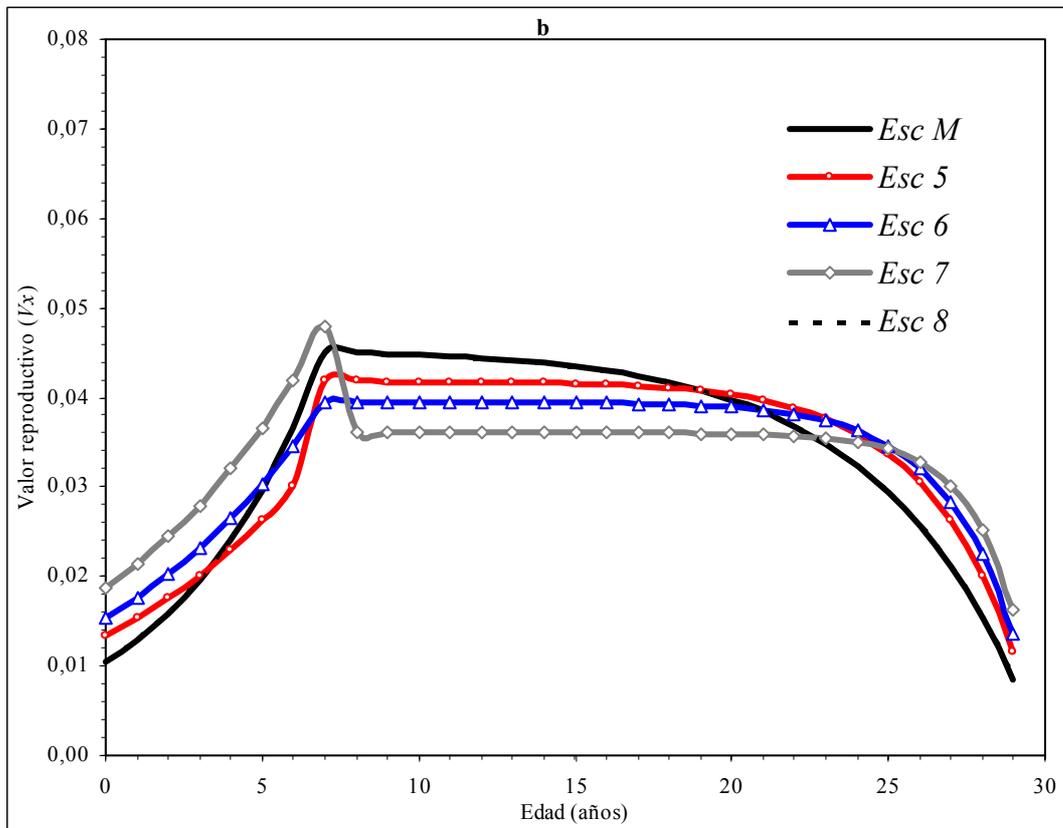
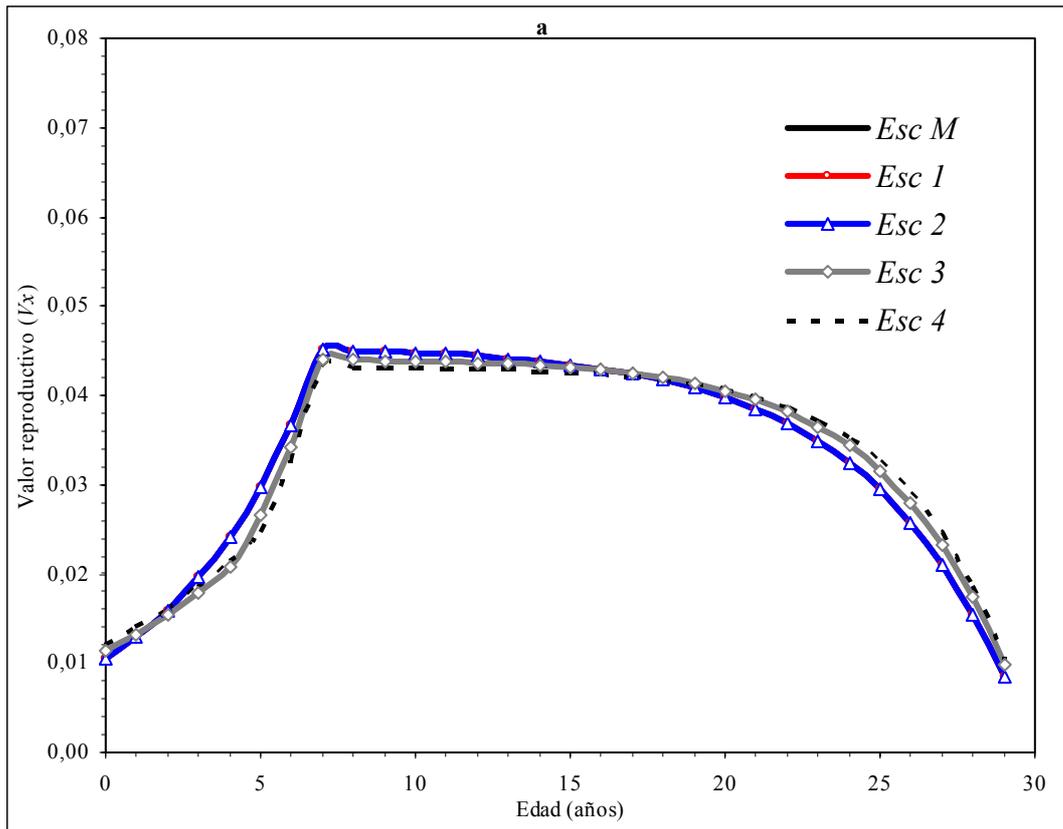


Figura 13. Valor reproductivo (V_x) de *Alopias pelagicus* en el Pacífico mexicano, bajo diferentes escenarios de supervivencia por grupo de edad. Representa el potencial para contribuir a la descendencia en futuras generaciones de cada individuo. (a) Escenarios 1, 2, 3 y 4. (b) Escenarios 5, 6, 7 y 8. (c) Escenarios 9, 10, 11 y 12.

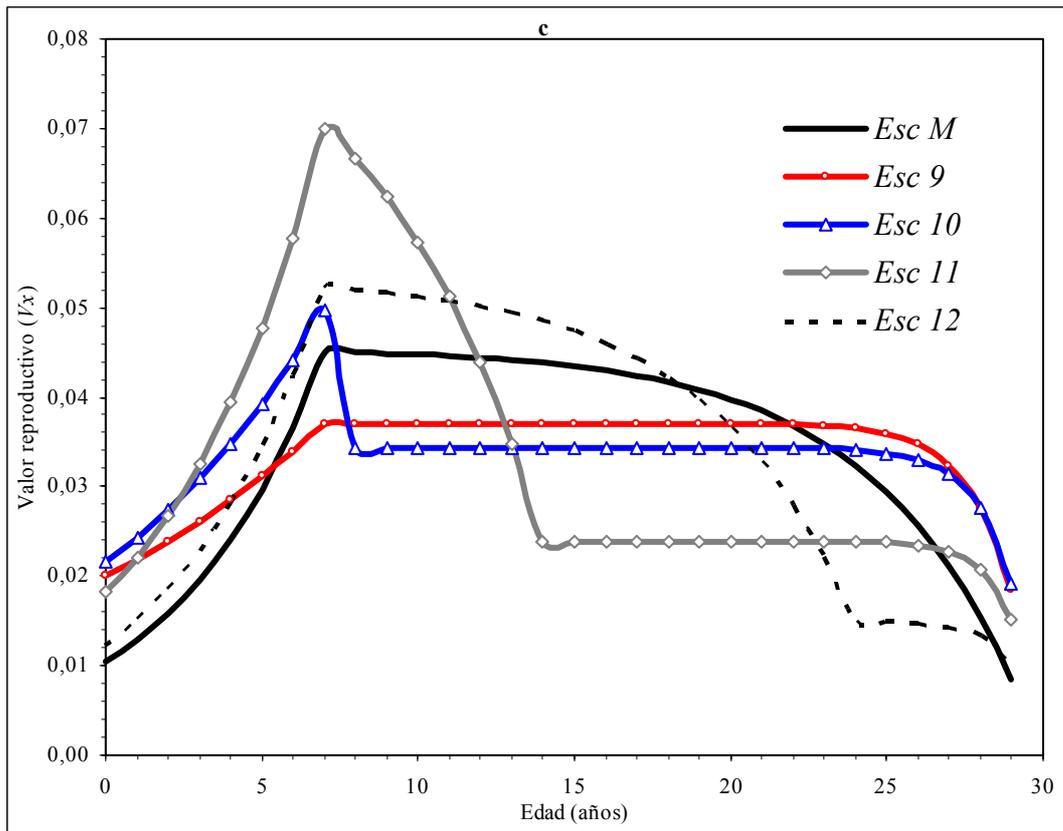


Figura 13. Valor reproductivo (V_x) de *Alopias pelagicus* en el Pacífico mexicano, bajo diferentes escenarios de supervivencia por grupo de edad. Representa el potencial para contribuir a la descendencia en futuras generaciones de cada individuo. (a) Escenarios 1, 2, 3 y 4. (b) Escenarios 5, 6, 7 y 8. (c) Escenarios 9, 10, 11 y 12.

IX. DISCUSIÓN

Los análisis demográficos usando las tablas de vida, se han utilizado en elasmobranquios a partir de las últimas décadas como una herramienta en la valoración de alternativas para el manejo de las pesquerías por su capacidad de analizar el grado en el que las poblaciones son afectadas por los factores ambientales y bajo diferentes condiciones (Simpfendorfer, 2005).

La información sobre las condiciones en las que se encuentran las poblaciones de elasmobranquios y como responden al incremento en la mortalidad como sería la pesca, depredación o enfermedad, así como las estimaciones de los parámetros de vida, puede ser crítica al momento de tomar decisiones de manejo en aquellas especies en peligro o sometidas a pesca (Cailliet, 1992; Cortés y Parsons, 1996; Mollet y Cailliet, 2002 y Simpfendorfer, 2005).

Las tablas de vida muestran una perspectiva general de las poblaciones en comparación con otros modelos más complejos, que pueden incorporar aspectos de la dinámica espacio-temporal de la población, con la desventaja de que requieren información más detallada que generalmente no está disponible para tiburones (Cortés, 1999). Una de las principales bondades de los análisis demográficos, es que permiten evaluar en primera instancia el potencial de una especie proyectando la susceptibilidad de su población a la pesca (Cortés, 1998). Esto es particularmente importante, ya que la información tradicionalmente utilizada para la evaluación de poblaciones requiere de series más o menos largas de captura y esfuerzo de pesca, las cuales no existen para la mayoría de las pesquerías (Walker, 1998). Esta situación es una problemática que aqueja a la mayoría de las pesquerías de tiburones en el mundo incluyendo a México (Bonfil, 1994 y Castillo *et al.*, 1998).

Las tablas de vida proporcionan buena información en relación a la tasa intrínseca de crecimiento poblacional o la tasa de mortalidad por pesca en la cual la población empieza a declinar. Sin embargo, no provee información acerca de la abundancia poblacional o sobre la cuota de biomasa extraíble. En este sentido, son necesarias las series de tiempo de captura y esfuerzo pesquero que reflejen cambios en las

abundancias poblacionales (Simpfendorfer, 2005). Por otro lado, las tablas de vida tienen ventajas que pueden ser utilizadas a favor del manejo de las poblaciones de elasmobranquios, permitiendo la comparación con otros modelos y entre las tasas de crecimiento poblacional interespecíficas o intraespecíficas, además de la evaluación de varios escenarios con diferentes esquemas de pesca (Cortés, 2002 y Simpfendorfer, 2005).

No obstante que los análisis demográficos representan un atajo metodológico conveniente para determinar la productividad de las especies de elasmobranquios, dichas herramientas hasta la fecha se han elaborado suponiendo entre otros aspectos ecológicos y genéticos, que el reclutamiento es constante y que no existe una respuesta denso-dependiente de la población (Walker 1992 y 1998). Cortés (2007) realizó un ensayo en donde reflexiona sobre el uso y abuso de dichos modelos demográficos, alertando sobre los sesgos potenciales de utilizar modelos temporalmente estáticos sin mecanismos compensatorios denso-dependientes que orillen a conclusiones incorrectas sobre la productividad o vulnerabilidad de las especies en estudio.

Uno de los parámetros clave para entender la dinámica de cualquier población es la mortalidad (M), ya que si no se conoce qué tan rápido son removidos los organismos de una población, es muy difícil realizar los modelos sobre la dinámica de la población o estimar las tasas sustentables de explotación u otros parámetros útiles para el manejo de poblaciones. Pero también es uno de los más difíciles de estimar, debido principalmente a que cuantificar las tasas de mortalidad en forma directa, como el marcaje y la telemetría, es un trabajo complicado y muy costoso, además de la gran cantidad de datos que se requieren (Mollet y Cailliet, 2002 y Simpfendorfer, 2005). El valor de M utilizado en este estudio fue calculado usando el método propuesto por Mollet y Cailliet (2002), el cual utiliza la edad máxima observada para predecir la mortalidad total, planteando una relación directa entre la mortalidad y la longevidad, considerando que las especies de vida larga tienen tasas de mortalidad menores que las de vida corta (Simpfendorfer, 2005).

Por otro lado, la migración crea una incertidumbre al no tener conocimiento de cómo actúa como mecanismo compensatorio, tanto en las poblaciones explotadas como en las no explotadas. No obstante, la migración debe ser estimada e integrada a estos análisis;

sin embargo no se ha hecho en elasmobranquios (Cortés, 1995). Es muy importante considerar que si en las tablas de vida se utilizan características demográficas incorrectas pueden aportar interpretaciones estadísticas equívocas.

La edad, crecimiento, fecundidad y mortalidad usados incorporan la mejor información biológica disponible para *Alopias pelagicus* estimada por Liu *et al.* (1999), la cual es aplicada a la población del Pacífico de México suponiendo que se trata de una sola población.

La demografía del tiburón zorro *Alopias pelagicus*, fue razonablemente bien representada por los parámetros de vida utilizados. La tabla de vida indica que con una mortalidad de $M = 0.1535$, fecundidad $Fec = 1 (2/2)$, edad máxima de 30 años y la edad de primera madurez $Epm = 8$ años, en ausencia de mortalidad por pesca F , el modelo determinístico basado en condiciones óptimas de supervivencia proyecta un crecimiento relativamente bajo a la población de 5.4 %, una λ de 1.056, con un tiempo generacional de 12.13 años y tasa reproductiva de 1.998 por generación. En una revisión acerca de los rangos obtenidos en los parámetros de tablas de vida de especies marinas de longevidad alta, Musick (1999) concluyó que las poblaciones con tasa intrínseca de crecimiento menor a 10% son particularmente vulnerables a incrementos en la mortalidad

Los valores bajos de λ y r son representativos de organismos con lento desarrollo, maduración tardía, fecundidad baja y longevidad relativamente alta. Dichas especies tienden a exhibir un bajo potencial pesquero, una lenta recuperación a la mortalidad inducida por la pesca, además de aumentar un posible riesgo a la extinción (Stevens *et al.*, 2000)

Este análisis demográfico indica que *Alopias pelagicus* tiene un bajo nivel de productividad y tiende a disminuir sus niveles poblacionales bajo moderados niveles de explotación. El colapso de la población es posible de ocurrir en respuesta a los incrementos no restringidos de la presión pesquera.

Aunque debe considerarse que en términos generales r no guarda correlación con la abundancia o la escasez de una especie, las que tienen un r elevado no siempre son

comunes y viceversa. En términos generales son tres los factores que originan aumento en r : 1) la reducción en la edad de primera reproducción, 2) el aumento en el tamaño de las camadas y 3) una mayor longevidad que permita el aumento en el número de camadas. Con esto se debe de entender que el valor de r aumenta conforme se alcance con mayor rapidez el máximo en la reproducción (Krebs, 1994).

Uno de los resultados que resulta ser útil para la determinación del potencial pesquero de las especies es la F crítica, principalmente en poblaciones que son explotadas de forma intensa, por lo que es importante determinar los niveles adecuados de F crítica para cada edad, permitiendo así un buen nivel de recuperación en la población.

Las exploraciones en dos sentidos variando F y E_{pc} a través de la tabla de vida indicaron los rangos máximos de F y E_{pc} (Tabla 6) a los cuales puede ser explotado la población. Los resultados de la F crítica en *Alopias pelagicus* son bajos para las edades tempranas, aumentando un poco entre las edades 5, 6 y 7, a partir de la edad de 8 años el rango de F va de los 0 a 0.285, a la edad de 9 años el rango aumenta de 0 a 0.47. A partir de aquí, en los siguientes años de edad la población tolera niveles de 0 a 0.97. Estos valores se encuentran bajos en comparación a los reportados por Cailliet (1992), en donde *Triakis semifasciata* tiene una F crítica de 0.084 si se pesca a los cuatro años. Sminkey y Musick (1996) encontraron que el valor de F crítica de *C. plumbeus* sería igual a 0.25 si se pescara a partir de los 178 cm. Cortés (1998) demostró mediante tablas de vida de *Negaprion brevirostris*, *Carcharhinus plumbeus* y *C. obscurus*, que estas no pueden tolerar mortalidades por pesca tan altas como las propuestas en el Plan Federal de Manejo de Tiburones Costeros (0.25) en Estados Unidos. Simpfendorfer (1999) encontró que *R. taylori*, presenta una F crítica de 0.27 si fuese pescado a la edad de 1 año y Guerrero-Maldonado (2005) muestra que el tiburón azul tiene una F crítica de 0.22 y 0.96 si la edad de primera captura fuese 0 y 5 años respectivamente. Es importante resaltar que las F críticas reportadas por estos dos últimos autores son de las más altas.

La simulación con las F críticas demuestra que si la edad de primera captura comienza en las primeras edades, es decir de 0 a 7 años, la población no podría mantener los niveles de explotación. La resistencia a los niveles de explotación se incrementaría si se iniciara la pesca en edades más avanzadas. Considerando estas simulaciones, el mejor

nivel de pesca sería a partir de los 8 años, el cual coincide con la edad de primera madurez de esta especie (determinada en el presente estudio). Si la explotación se efectuara a edades más grandes, se permitiría el nacimiento de más hembras, con lo que se tendría a la población en crecimiento

Es importante considerar que los valores de F crítica no se deben utilizar como valores absolutos de explotación. Estos valores se deben utilizar como índices comparativos de pesca, ya que de otra forma se corre el riesgo de que la población llegue a valores cercanos en los que la población empieza a decrecer. Así mismo, estos valores son únicamente aproximaciones a los valores verdaderos, ya que los resultados de F crítica están en función de los parámetros de entrada y pueden variar debido a la incertidumbre asociada a la mortalidad natural, la fecundidad por edad y la edad máxima, de los cuales se obtuvieron las tasas de crecimiento poblacional.

La R_0 mostró una tendencia a incrementarse (> 1) a partir del año 10 de vida en las estimaciones en el rango de valores de F que se exploraron. La superficie de respuesta de λ es muy similar a la de R_0 ya que son proporcionales. La tendencia de incremento de R_0 no debe de interpretarse como si la población creciera indefinidamente, dado que existen mecanismos compensatorios denso-dependientes (no contemplados en el presente estudio) que regulan la abundancia de las poblaciones cuando estas alcanzan el máximo tamaño permitido por el ambiente (Cortés y Parsons, 1996). Es decir, que si en una población R_0 excede constantemente la tasa de mortalidad, la población podría crecer indefinidamente y por el contrario, si la mortalidad excede a R_0 la población tendería a la extinción (Walker, 1992). Estos mecanismos pueden incluir cambios en la tasa de crecimiento o en la supervivencia.

Aceptando los supuestos que rodean al modelo y considerando que los parámetros fueron estimados sin error, el resultado del análisis demográfico indicó que sólo es posible obtener valores de $R_0 \geq 1$ con un nivel de $F= 0.054$ a 0.47 con E_{pc} de 9 años lo que sugiere que en esta población de *Alopias pelagicus*, los juveniles se muestran como la parte proporcional más frágil de la población; sin embargo dada la carencia general de datos de captura y esfuerzo necesarios para la evaluación de la población no se podrá saber el nivel de la población que ilustre la tendencia de los niveles relativos de abundancia.

X. CONCLUSIONES

El desarrollo del presente trabajo buscó estimar los parámetros demográficos del tiburón zorro *Alopias pelagicus* y proyectar su vulnerabilidad a la pesca al ser una de las especies más importantes en la pesca artesanal de tiburón en el Pacífico mexicano, con la finalidad de obtener elementos de juicio que permitan identificar acciones de regulación en el corto plazo para ésta y otras especies de la pesquería de tiburón en el Océano Pacífico de México.

Con base en los resultados del presente estudio, se considera que el estado de salud de la población de *Alopias pelagicus* del Pacífico mexicano es vulnerable, dado que los valores estimados no reflejan mucho potencial de productividad de la especie.

Actualmente, la NOM-029-PESC dicta una veda temporal nacional para los tiburones que va de la segunda quincena de junio a la primera quincena de julio e indica una reducción del esfuerzo para todas las zonas pesqueras de tiburones en México. Sin embargo, esta norma no es específica para cada especie.

Se concluye por lo tanto que las normas de regulación pesquera que incluyen a esta especie de tiburón deberán de considerar las implicaciones señaladas en este estudio.

Las conclusiones que a continuación se presentan incluyen resultados del análisis así como conclusiones generales del trabajo:

Se logró reproducir los valores estimados por Mollet y Cailliet (2002) considerando dicho escenario natural como el punto comparativo del presente estudio. El valor de los parámetros demográficos de la población de *Alopias pelagicus* son: $R_0 = 1.9$ crías hembras/madre; $G = 12.13$ años; $r = 0.054$; $\lambda = 1.056$ y $tx_2 = 12.83$, los cuales muestran una población altamente sensible a cambios en su estructura y tamaño.

De acuerdo al análisis demográfico con simulación de distintos escenarios de pesca, se encontró que la población puede presentar una buena respuesta en R_0 en un intervalo de mortalidad por pesca de 0.054 a 0.47 a los 9 años de E_{pc} .

Los resultados de la F crítica en el tiburón zorro son bajos para las edades tempranas, aumentando un poco entre las edades 6 a 8, llegando en la edad de 9 años de 0.054 hasta 0.47 y en edades posteriores con niveles de F de 0.054 hasta 0.97.

Los análisis realizados muestran que si *Alopias pelagicus* se pesca a partir de los 9 años, la población podría soportar niveles altos de explotación, no siendo así, si se llegara a pescar a edades menores a ésta.

La talla de primera captura determinada en el presente estudio se presenta a los 9 años, un año más que la edad de primera madurez, lo que permite que el reclutamiento de nuevos organismos a la población no sea muy bajo.

El análisis presentó a los juveniles como la parte más frágil de la estructura poblacional.

En el presente estudio no se incorporó incertidumbre en el valor de los parámetros, esto debe considerarse para hacer comparaciones con futuros estudios.

XI. LITERATURA CITADA

Alexander, R.L. 1998. Blood supply to the eyes and brain of lamniform sharks (Lamniformes). *J. Zool.* London, (1998) 245: 363-369.

Anderson E. D. S., 1990. Fishery models as applied to elasmobranch fisheries. *In: Elasmobranch as living resources: Advances in the biology, ecology, systematics, and status of the fisheries.* (H. L. Pratt Jr. S. H Gruber. y T. Taniuchi (Eds.), p: 473-484. U.S. Dep. of Commerce. *NOAA. Technical Report. NMFS.90.*

Anislado Tolentino V., 2000. Ecología pesquera del tiburón martillo, *Sphyrna lewini* (Griffith y Smith, 1834) en el Litoral del Estado de Michoacán, México. *Tesis Postgrado. M. en C. (Biol. Sist. y Rec. Acuát).* Facultad de Ciencias UNAM. 142 p.

Anislado Tolentino V., 2008. Demografía y pesquería del tiburón martillo, *Sphyrna lewini*, (Griffith y Smith, 1834) (Pisces: Elasmobranchii) en dos provincias oceanográficas del Pacífico mexicano. *Tesis Doctoral Biología Marina.* UNAM. 261 p.

Applegate P. S., L. Espinosa Arrubarrena, L. Menchaca López. y F. Sotelo- Macías., 1979. *Tiburones mexicanos.* SEP. México 146p.

Au, D.W. and Smith, S.E. 1997. A demographic method with population density compensation for estimating productivity and yield per recruit. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54: 415–420.

Bonfil, S. R., A. R. Mena y D. de Anda. 1988. El recurso tiburón cazón en el sureste de México. En los recursos pesqueros del país Secretaría de Pesca. D. F., México.

Bonfil S. R., 1994. Overview of world elasmobranch fisheries. *FAO. Fisheries technical paper.* 341.119 p.

Bonfil. S. R., 1997. Status of sharks resources in the southern Gulf of Mexico and Caribbean: implications for management. *Fisheries Research.* 29: 101-107

Bonfil, R. 1999. The dogfish (*Squalus acanthias*) fishery of British Columbia, Canada and its management. *In* R. Shotton (ed.). *Case studies of the management of elasmobranch fisheries*, pp. 608–655. FAO Fisheries Technical Paper No. 378. Rome.

Bonfil, R. 2005. 2. The Purpose of Stock Assessment and the Objectives of Fisheries Management Musick, J.A.; Bonfil, R. (eds) Management techniques for elasmobranch fisheries. FAO Fisheries Technical Paper. No. 474. Rome, FAO. 2005. 261p.

Brewster-Geisz, K.K., and T.J. Miller. 2000. Management of the sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus*: implications of a stage-based model. *Fish. Bull.* 98: 236-249.

Briggs John C., 1995. *Global Biogeography.* Elsevier Science. Amsterdam, Países Bajos (Holanda). 452 p.

Cailliet G. M., 1992. Demography of central California population of the leopard Shark (*Triakis semifasciata*). *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*. 43:183-193

Cailliet G. M., H. F. Mollet., G. G. Pittenger., D. Bedford, y L. J. Natanson., 1992. Growth and demography of the pacific angel shark (*Squatina californica*), based upon tag returns off California. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*. 43: 1313-1330.

Cailliet, G.M. and K.J. Goldman 2004. Age and determination and validation on chondrichthyan fish. In. "Biology of sharks and their relatives". (Eds. J.C., J.A. Musick and M.R. Heithaus.). pp. 399-447. (CRC Press: New York).

Camhi M. y J. Musick., 1998. Sharks suffer from an identity crisis. *Current* 14: 16-21.

Campana, S., Marks, I., Joyce, W. & Harley, S. 2001. *Analytical assessment of the porbeagle shark (Lamna nasus) population in the northwest Atlantic with estimates of long-term sustainable yield*. Research Doc 2001/067 Canadian Science Advisory Secretariat. Ottawa, Canada.

Cano P. F. A., 1991. Oceanografía física. 453-495 Pág. Golfo de California. In: de la Lanza E. P (Ed.). 1991. *Oceanografía de mares mexicanos*. AGT Editor. S. A. 569 p.

Castillo G. J. L., 1990. Contribución al conocimiento de la biología y pesquería del cazón bironche. *Rhizoprionodon longurio* (Jordan y Gilbert 1882) (Elasmobranchii, Carcharhinidae) del sur de Sinaloa México. *Tesis de licenciatura en biología*. Facultad de Ciencias. UNAM. 128 p.

Castillo G. J. L., 1992. *Diagnóstico de la pesquería del tiburón en México*. INP. Sría. Pesca. ISBN 968-257-X 1a. Ed. México. 72 p.

Castillo Géniz J. L., A. Cid del Prado V., C. Robinson M, y V. Anislado T., 1996. *Estado Actual del Conocimiento Científico y Tecnológico de los Tiburones como Recurso Natural Renovable de México*. SEMARNAP/ INP/ ICMYL/ Fac. de Ciencias. UNAM. Informe interno para el Grupo de Trabajo No. 4. "La Pesquería de Tiburón", Norma Oficial Mexicana para la Regulación de la Pesca de Tiburón. Documento Interno

Castillo Géniz J. L., y J. F. Márquez F., 1996. *Evaluación de la pesquería de tiburón del Golfo de México*. Informe Final de Proyecto de Investigación. Investigador responsable M. en C. M^a. Concepción Rodríguez De La Cruz. SEMARNAP. INP. CONACYT. (116002-5-1314N-9206). Inpaginado.

Castro Aguirre, J. L. 1965. Primer registro de los dos elasmobranquios en aguas mexicanas. *Anal. del Inst. Nal. de Invest. Biológico Pesqueras*

Castro Aguirre, J. L. 1969. Contribución al estudio de los tiburones de México. Tesis Profesional. Esc. Nal. Cienc. Biol. INP. México. 262 p.

Castro J. I. 1983. *The Sharks of North American Waters*. Texas A & M. University Press, College Station, Texas. 179 p.

Castro J. I., C. M. Woodley., y R. L. Brudek., 1999. A preliminary evaluation of the status of shark species. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 380: 72 p.

Castro-Aguirre, J.L. 1965. Peces sierra, rayas, mantas y especies afines de México. *Anal Inst. Nac. Invest. Biol. Pesq.* 1:171–256

Castro-Aguirre J. L. 1978. *Catálogo Sistemático de los Peces Marinos que Penetran a las Aguas Continentales de México, con Aspectos Zoogeográficos y Ecológicos*. Serie Científica, (19) Dep. de Pesca. México. 298 p.

Caswell, H. 2001. *Matrix population models: construction, analysis, and interpretation*. Second edition. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Mass. 722 p.

Chiaramonte G. E. y J. Corcuera. 1995. Explotación Comercial y Biológica de *Galeorhinus galeus* Linn.1758 en la República Argentina. Informe Nacional de la 12 a Reunión del Comité de Animales de CITES. Antigua Guatemala, 11 al 14 septiembre de 1995. Tiburones Parte 1, 16 pp.

Chiaramonte G. E. 1995. Explotación Comercial y Biológica de los Tiburones en la Argentina con Excepción del Cazón *Galeorhinus galeus*. Informe Nacional de la 12 a Reunión del Comité de Animales de CITES. Antigua Guatemala, 11 al 14 septiembre de 1995. Tiburones Parte 2, 12 pp.

Compagno L. J. V., 1973. Interrelationships of living elasmobranchs. Pag. 15-61 *In*: Greenwood P. H., R. S. Miles, y C. Patterson, (Eds.) *Interrelationships of fishes* Academic Press London.

Compagno, L.J.V. 1984. *FAO Species Catalog, Vol.4. Sharks of the World. Parts 1, 2, 3,4*. From: S.H. Gruber, Shark Research Group, RSMAS/UM, 4600 Rickenbacker Causeway, Miami, FL 33149.

Compagno, L.J.V. 1988. *Sharks of the Order Carcharhiniformes*. Princeton University Press, Lawrenceville, NJ.

Compagno, L.J.V. 1990. Alternate life history styles of cartilaginous fishes in time and space. *In*: M. Bruton & E. Balon, eds. *Alternative life history styles of fishes* (Proceedings of the Zoological Society of South Africa symposium held in Grahamstown, 1987), *Envir. Biol. Fish.* 28(1-4): 33-75.

Compagno, Leonard J. V. / Hamlett, William C., ed. 1999. Checklist of Living Elasmobranchs. *Sharks, Skates, and Rays: The Biology of Elasmobranch Fishes*. 471-498.

Compagno, L.J.V., 2002. *Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Vol. 2. Bullhead, mackerel, and carpet sharks (Heterodontiformes, Lamniformes, and Orectolobiformes)*. *FAO Species Catalogue for Fishery Purposes*. No. 1, vol.2. Rome, FAO. 2002. 269 p.

Cortés, E. 1995. Demographic analysis of the Atlantic sharpnose shark, *Rhizoprionodon terraenovae*, in the Gulf of Mexico. *Fish. Bull.* 93: 57-66 p.

Cortés, E. 1998. Demographic analysis as an aid in shark stock assessment and management. *Fish. Res.* 39: 199-208.

Cortés, E. 1999. A stochastic stage-based population model of the sandbar shark in the Western North Atlantic. pp. 115-136. In: *Life in the slow lane: Ecology and conservation of long-lived marine animals*. Musick, J. A. (Ed.). Symposium 23 Ame. Fish. Soc. Bethesda, Maryland

Cortés, E., 2000. Life history patterns and correlations in sharks. *Reviews in Fisheries Science.* 8:299–344.

Cortés E., 2002. Incorporating uncertainty into demographic modeling: applications to shark populations and their conservation. *Conservation Biology.* 16 (4): 1048-1062.

Cortés, E. 2003. Conservación de eslamobranquios: perspectiva internacional. En prensa. La Jornada. México.

Cortés, E. 2004. Life history patterns, demography, and population dynamics. *In. Biology of sharks and their relatives.* (Carrier, J. C., J A. Musick, M.R. Heithaus, eds.) CRC Press 449–469.

Cortés, E. 2007. Chondrichthyan demographic modelling: an essay on its use, abuse and future. *Mar. and Freshw. Res.* 58, 4-6

Cortés E., y G. R. Parsons. 1995. Comparative demography of two populations the bonnethead Shark (*Sphyrna tiburo*). *Can. J. Fish. Aquatic Sci.* 53: 709-718.

Cortés, E. y G. Parsons. 1996. Comparative demography of two populations of the bonnethead shark (*Sphyrna tiburo*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53:709-718.

Dayton L., 1991. Save the sharks. *New Scientist.* 15 June: 34-38.

de Buen Fernando. 1952. El Tiburón Vitamínico. In “Apartado del No 7 de la Revista de la Facultad de Humanidades y Ciencias” pp. 87 - 116. (Universidad de la República: Montevideo)

de la Lanza E. P., (Ed.). 1991. *Oceanografía de mares mexicanos*. AGT Editor. S. A. 569 p.

Downton-Hoffmann, C.A. 2007. Biología del pez guitarra *Rhinobatos productus* (Ayres 1856), en Baja California Sur, México. IPN Tesis Doctoral, p 213.

FAO. 1993. Review of the State of World Marine Fishery Resources. *FAO Tech. Pap.* 335: 135 pp.

FAO., 1999. Informe del grupo técnico de trabajo de la FAO sobre la conservación y ordenación del tiburón. Tokio, Japón, 23-27 de abril de 1998. *FAO Informe de Pesca.* No. 583. Roma, FAO. 1999. 30 p.

- FAO. 2000. Fisheries Management: 1. Conservation and Management of Sharks. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries 4 (Supplement 1). 37 pp.
- FAO. 2005. Management techniques for elasmobranch fisheries. Musick, J.A.; Bonfil, R. (eds) Management techniques for elasmobranch fisheries. FAO Fisheries Technical Paper. No. 474. Rome, FAO. 2005. 261p.
- Fischer W, Krupp F, Schneider W, Sommer C, Carpenter K.E, Niem V.H. 1995. Guía FAO para la identificación para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen II. Vertebrados—Parte 1 Guía Pesca. Pacífico Centro Oriental 647–1200
- Flamand S. C. L., 1991. Oceanografía geológica. Pacífico tropical mexicano. Cabo corriente a la frontera con Guatemala. 117-150 Pág. In: de la Lanza E. P (Ed.). 1991. *Oceanografía de mares mexicanos*. AGT Editor. S. A. 569 p
- Fowler S. 1996. Status of the Basking Shark (*Cetorhinus maximus*). *Shark News*. 6: 4-6
- Francis M. P. 1998. New Zeland Shark Fisheries: Development, Size and Management. *Marine and Freshwater research*. 49: 579-591
- Frisk, M.G., T.J. Miller, and M.J. Fogarty. 2002. The population dynamics of little skate *Leucoraja erinacea*, winter skate *Leucoraja ocellata*, and barndoor skate *Dipturus laevis*: predicting exploitation limits using matrix analyses. *ICES J. Mar. Sci.* 59:576–586.
- Frisk M. G., T. J. Miller, y N. K. Dulvy., 2004. Life histories and vulnerability to exploration of elasmobranchs: inferences from elasticity, perturbation and phylogenetic analyses. *e-J. Northw. Atl. Fish. Sci.* Vol. 34:1-19
- Gilbert. P. W., 1981. Patter of sharks reproduction. *Oceanus*. 30-39.
- Gezt W. M., y G. Haigth. 1989. Population Harvesting. Demographic Models of Fish, Forest and Animal Resource. Princeton University Press.
- Grant C. J., R. O. Sandlaand, y A. M. Olsen., 1979. Estimation of growth, mortality and yield per recruit of the australian school Shark, *Galeorhinus australis* (Macleay), from tag recovers. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 30: 625-637.
- Guerrero-Maldonado, L. A. 2005. Pesquerías y análisis demográfico del tiburón azul (*Prionace glauca*, Linnaeus 1758) en el Pacífico Mexicano. Tesis de Maestría. CICESE. Baja California. 121 pp.
- Heppell S.S., L. B. Crowder, y T. D. Menzel., 1999. Life table analysis of long-live marine species with implications for conservation and management. *American Frisheries Society Symposium*. 23: 137-148
- Herald, E. S., W. Schneebeili, N. Green y K. Innes. 1960. Catch records for seventeen shark derbies held at Elkhorne Slough. Monterey Bay, California. Calif.Dept. Fish and Game 1:59-67.

Hernández Carballo, A. 1971. Pesquerías de los tiburones en México. Tesis Profesional. Esc. Nal. Cienc. Biol. INP. México. 123 p.

Heupel, M.R, J.K, Carlson and C.A. Simpfendorfer 2007. Shark nursery areas: concepts, definition, characterization and assumptions. *Marine Ecology Progress Series*. 337: 287–297

Hoening, J. M. 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fish. Bull.* 82(1): 898-905.

Hoening J. M. y S. H. Gruber., 1990. Life-history Patterns in the elasmobranchs: implications for fisheries management: 1-16 p. *In: Pratt H., L., Jr., Gruber S., H. y T.*

Hoff, T.B. & Musick, J.A. 1990. Western North Atlantic shark-fishery management problems and informational requirements. *In H.L. Pratt, Jr., S.H. Gruber & T. Taniuchi (eds). Elasmobranchs as living resources: advances in the biology, ecology, systematics, and the status of fisheries*, pp. 455–472. U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Report NMFS 90.

Holden, M.J. 1968. *The rational exploitation of the Scottish-Norwegian stocks of spurdogs (Squalus acanthias L.)*. *Fish. Investig. Minist. Agric. Fish. Food U.K. Ser. 2*, 25(8): 28.

IUCN Species Survival Commission's Shark Specialist Group & TRAFFIC. 2002. *The Role of CITES in the Conservation and Management of Sharks*. <http://www.cites.org/common/notifs/2002/ESFO42A.pdf>

IUCN Species Survival Commission's Shark Specialist Group. 2003. *The threatened states of sharks and related species*. <http://www.flmnh.ufl.edu/fish/organizations/SSG/SSGDefault.htm>

Jones B. C., y G. H. Geen., 1977. Reproduction and embryonic development of spiny dogfish (*Squalus acanthias*) in the Strait of Georgia, British Columbia. *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 1286-1292.

Kato S. y Hernández-Carballo A., 1967. Shark tagging in the Eastern Pacific Ocean, 1962-65. 93-109 p. *In: Gilbert P. W., R. F. Mathewson y D. P. Rall., (Eds), Sharks, skates and rays*. The Johns Hopkins Press. Baltimore. Maryland.:

Ketchen, K.S. 1986. The spiny dogfish (*Squalus acanthias*) in the Northeast Pacific and a history of its utilization. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 88: 78 pp.

Krebs, C.J. 1985. *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. Third Edition. Harper and Row, New York. 800 pp.

Krebs Charles J., 1994. *Ecology. The Experimental analysis of distribution and abundance. Fourth Edition*. Harper Collins Collage Publishers. 810 p.

Leslie P. H., 1945 On the Use of Matrices in Certain Population Mathematics *Biometrika*. 33: 183-212

Liu, K.-M., C.-T. Chen, T.-H. Liao & S.-J. Joung. 1999. Age, growth, and reproduction of the pelagic thresher shark, *Alopias pelagicus* in the northwestern Pacific. *Copeia*, 1999(1): 68-74, figs 1-6, tabs 1-2

Lui K. M., y C. T. Chen., 1999. Demographic analysis of the scalloped hammerhead *Sphyrna lewini*, in the northwestern Pacific. *Fish. Sci. Tokyo*. 65 (2): 218-223

MacArthur, R.H., and Wilson, E.O. 1967 The theory of Island Biogeography, Princeton University Press, Princeton.

Márquez-Farías, J.F. 2002. The artisanal ray fishery in the Gulf of California: Development, fisheries research and management issues. *Shark News* (Newsletter on the IUCN Shark Specialist Group) 14:12–13

Márquez-Farías, 2002. Análisis de la pesquería de tiburón de México. *Tesis de Posgrado. Maestría en Ciencias Pecuarias*. Universidad de Colima, México. 97 p.

Márquez-Farías, J. F., 2007. Demografía del pez guitarra, *Rhinobatos productus* (Ayes, 1854), del Golfo de California. *Tesis Doctoral. Doctor en Ciencias*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., La Paz, Baja California Sur, México. 197 p.

Márquez-Farías, J.F. and J.L. Castillo-Geniz. 1998. Fishery biology and demography of the Atlantic sharpnose shark, *Rhizoprionodon terraenovae*, in the southern Gulf of Mexico. *Fish. Res.* 39:183–198

Márquez-Farías, J.F. J.L. Castillo-Geniz, and M.C. Rodríguez de la Cruz. 1998. Demography of the bonnethead shark, *Sphyrna tiburo* (Linnaeus, 1758), in the southeastern Gulf of Mexico. *Cien. Mar.* 24:13–34.

Mendizábal y Oriza D., 1995. Biología Reproductiva, crecimiento, mortalidad y diagnostico de *Alopias vulpinus* y *Carcharhinus limbatus*, de la boca del Golfo de California al Golfo de Tehuantepec. *Tesis Profesional. Esc. Nal. Cienc. Biol. INP. Mexico* 123 p.

Mollet, H.F. and G.M. Cailliet. 2002. Comparative population demography of elasmobranchs using life history tables, Leslie matrices and stage-based matrix models. *Mar. Freshwat. Res.* 53: 503-516.

Musick J. A., 1999. Criteria to define extinction risk in marine fishes. *Fisheries*. 24 (12): 6-14.

Musick, J.A. 1999. (Editor), *Life in the Slow Lane: Ecology and Conservation of Long-Lived Marine Animals*. American Fisheries Society Symposium No 23, Bethesda, Maryland.

Musick, J.A and Ellis, J.K. 2005. Reproductive evolution of chondrichthyans. Pp 45-79. In. W.C. Hamlett (ed.), *Reproductive biology and phylogeny of chondrichthyes: Sharks, batoids and chimaeras*. Science Publishers, Inc.

Musick, J.A. 2005. 1. Introduction: management of sharks and their relatives (Elasmobranchii). Pp 1-5. Musick, J.A.; Bonfil, R. (eds) Management techniques for elasmobranch fisheries. FAO Fisheries Technical Paper. No. 474. Rome, FAO. 2005. 261p.

Musick, J.A., Bransletter, S. & Colvocoresses, J.A. 1993. Trends in shark abundance from 1974 to 1991 for the Chesapeake Bight region of the U.S. Mid-Atlantic Coast. In S. Bransletter (ed.). *Conservation Biology of Elasmobranchs*, pp. 1–18. NOAA Technical Report NMFS 115.

Myklevoll, S. 1989. *Norway's porbeagle fishery*. Working Document presented at the ICES Study Group on Elasmobranch Fisheries. Dublin, Ireland, 26–28 April 1989. (mimeo).

Nakamura, H. 1935. On the two species of the thresher shark from Formosan waters. *Mem. Fac. Sci. Agric. Taihoku Imp. U.*, 14(1): 1-6, pls 1-3.

Neer, J.A. and G.M. Cailliet. 2001. Aspects of the life history of the Pacific electric ray, *Torpedo californica* (Ayres). *Copeia* 2001:842–847.

NMFS (National Marine Fisheries Service). 1999. *Final fishery management plan for the Atlantic tunas, swordfish and sharks*. NOAA, NMFS, Silver Spring, MD.

Olsen, A.M. 1959. The status of the school shark fishery in south-eastern Australia waters. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 10: 150–176.

Otake, T. & K. Mizue. 1981. Direct evidence for oophagy in thresher shark, *Alopias pelagicus*. *Japanese J. Ichthyol.*, 28(2): 171-172, fig. 1.

Pacheco S. P., 1991. Oceanografía física. Pacífico tropical mexicano. Cabo corriente a la frontera con Guatemala. 151-168 Pág. In: de la Lanza E. P., (Ed.). 1991. *Oceanografía de mares mexicanos*. AGT Editor. S. A. 569 p.

Parker Jr. F. R., y C. M. Bailey., 1979. Massive aggregations of elasmobranchs near Mustang and Padre Islands, Texas. *The Texas J. Sci.* 31(3): 255-266

Peres M. B. y C. M. Vooren. 1991. Sexual Development, Reproductive cycle, and fecundity of the School shark *Galeorhinus galeus* off Southern Brazil. *Fishery Bulletin* 89: 655-667

Pratt, H.L. and J. G. Casey 1990. Shark reproductive strategies as a limiting factor in directed fisheries, with a review of Holden's method of estimating growth parameters. In. *Elasmobranchs as Living Resources: Advances in the biology, ecology, systematics and the status of the fisheries*. H. L. Pratt, Jr., D.H. Gruber, and T. Taniuchi, Eds. NOAA Tech. Rep. NMFS 90, U.S. Department of Commerce, Washington, D.C., 97-109.

Pratt, H.L. and J. C. Carrier 2005. Elasmobranch courtship and mating behavior. Pp 129-169. In. W.C. Hamlett (ed.), *Reproductive biology and phylogeny of chondrichthyes: Sharks, batoids and chimaeras*. Science Publishers, Inc.

Reyes-Bonilla H., y López-Pérez A., 1998. Biogeografía de los corales pétreos (Scleractinia) del Pacífico de México. *Ciencias Marinas*. 24 (2): 211-224

Ripley, W.E. 1946. The soup-fin shark and the fishery. *Fish. Bull.*, 64: 7–37.

Rodríguez García H., 1986. Contribución al estudio de la pesquería del tiburón en la Zona Sur del estado de Sinaloa (Mazatlán). *Tesis Biología Pesquera*. Facultad de Ciencias del Mar. UAS. 94p

Rose, D.A. 1996. An overview of world trade in sharks and other cartilaginous fishes. TRAFFIC International, 1996

SAGARPA 2000, 2001, 2002, 2003, 2004 y 2005. Anuario Estadístico de Pesca 2002. México, Distrito Federal

Seabrook-Davison M., L. J. Paul y R. J. Hurst. 1985. School Shark. In *Background Papers for the 1985 Total Allowable Catch* (Coleman J. A., J. L. McKoy y G. G. Baird Eds) p. 259. (Fisheries Research Division, Ministry of Agriculture and Fisheries: Wellington, New Zeland).

SEMARNAP. 2000. *Anuario estadístico de pesca 1999*. Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. México.

Simpfendorfer, C. A., 1998. Mortality estimates and demographic analysis for the australian sharpnose shark, *Rhizoprionodon taylori*, from northern Australia. *Fish. Bull.* 97: 978-986.

Simpfendorfer, C.A. 1999. Mortality estimates and demographic analysis for the Australian sharpnose shark, *Rhizoprionodon taylori*, from northern Australia. *Fish. Bull.* 97: 978-986.

Simpfendorfer, C.A. 2000. Predicting population recovery rates for endangered western Atlantic sawfishes using demographic analysis. *Environ. Biol. Fish.* 58:371– 377.

Simpfendorfer C. A., 2005. Threatened fishes of the World: *Pristis pectinata* Latham, 1794 (Pristidae). *Env. Biol. Fish.*: 73: 20.

Simpfendorfer, C.A. 2005. Demographic models, life tables, matrix models and rebound potential. Musick, J.A.; Bonfil, R. (eds) Management techniques for elasmobranch fisheries. FAO Fisheries Technical Paper. No. 474. Rome, FAO. 2005. 261p.

Sminkey, T.R. and J.A. Musick. 1996. Demographic analysis of the sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus*, in the western North Atlantic. *Fish. Bull.* 94:341–347.

Smith S. E., y N. J. Abramson., 1990. Leopard shark, *Triakis semifasciata*, distribution, mortality rate, yield, and stock replenishment estimates based on a tagging study in San Francisco Bay. *Fish Bull.* 88: 371-381.

- Smith, S.E., D.W. Au, and C. Show. 1998. Intrinsic rebound potential of 26 species of Pacific sharks. *Mar. Freshwat. Res.* 48:663-678.
- Soriano Velásquez, S. R., D. Acal S., J. L. Castillo Geniz, N. Vázquez Gómez, y C. E. Ramírez Santiago. 2004. Tiburones del Golfo de Tehuantepec. En: Sustentabilidad y Pesca Responsable en México. Evaluación y Manejo. 2003-2004. INP/SAGARPA. 47pp
- Stevens J. D., Bonfil S. R., N. K. Duluy, y P. A. Walker., 2000. The effects of fishing on sharks, rays and chimeras (Chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 476-494.
- Strasburg, D.W. 1958. Distribution, abundance, and habits of pelagic sharks in the central Pacific Ocean. *Fish. Bull.*, 58: i-iv, 335-361, figs 1-20.
- Tovilla H. C., 1991 Oceanografía geológica. 403-452 Pág. Golfo de California. *In: de la Lanza E. P (Ed.). 1991. Oceanografía de mares mexicanos.* AGT Editor. S. A. 569 p.
- Vélez, M. R., D. Mendizábal O., Valdez F. y A. Venegas G. 1989. Prospección y pesca exploratoria de recursos pesqueros en la Zona Económica Exclusiva del Océano Pacífico. *Ins Nal. De Pesca, Serie Tecnológica No. 21: 1-10.*
- Villavicencio-Garayzar, C. J. 1996. Reproducción de *Carcharhinus obscurus*. (Pisces: Carcharhinidae), en el Pacífico Nororiental. *Rev. Biol. Trop.* 44(1):287-289.
- Villavicencio-Garayzar, C. J., C. Downton-Hoffmann y E. Mariano-Meléndez. 1994. Tamaño y reproducción de *Dasyatis longus* (Pisces: Dasyatidae), en Bahía Almejas, Baja California Sur, México. *Rev. Biol. Trop.* 42 (1/2): 375-377.
- Walker T. I., 1992. Fishery simulation model for sharks applied to the gummy shark, *Mustelus antarcticus* Günther, from Southern Australian Waters. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 43: 195-212.
- Walker, T.I. 1998. Can shark resources be harvested sustainably? A question revisited with a review of shark fisheries. *Mar. Freshwat. Res.* 49: 553-72.
- Wood C. C., K. S. Ketchen y R. J. Beamish., 1979. Population dynamics of spiny dogfish (*Squalus acanthias*) in British Columbia waters. *J. Fish. Res. Board Can.* 36: 647-656.
- Xiao, Y. and Walker, T.I. 2000. Demographic analysis of gummy shark and school shark harvested off southern Australia by applying a generalized Lotka equation and its dual equation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57: 214-222.