



Universidad Veracruzana

UNIVERSIDAD VERACRUZANA

INSTITUTO DE CIENCIAS MARINAS Y PESQUERÍAS
MAESTRÍA EN ECOLOGÍA Y PESQUERÍAS

**Estatus y evolución pesquera del tiburón *Rhizoprionodon terraenovae*
(Richardson, 1836) en la costa central del estado de Veracruz**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:

Maestro en Ecología y Pesquerías

PRESENTA:

Biól. Heber Zea De la Cruz

BOCA DEL RÍO, VERACRUZ

NOVIEMBRE 2012



Universidad Veracruzana

UNIVERSIDAD VERACRUZANA

INSTITUTO DE CIENCIAS MARINAS Y PESQUERÍAS
MAESTRÍA EN ECOLOGÍA Y PESQUERÍAS

**Estatus y evolución pesquera del tiburón *Rhizoprionodon terraenovae*
(Richardson, 1836) en la costa central del estado de Veracruz**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:

Maestro en Ecología y Pesquerías

PRESENTA:

Biól. Heber Zea De la Cruz

COMITÉ TUTORAL:

Directores de Tesis

Dra. Ma. de Lourdes Jiménez Badillo (Codirector)
Dr. Hugo Aguirre Villaseñor (Codirector)

Tutores

Dr. César G. Meiners Mandujano
Dr. Javier Tovar Ávila
Dr. Enrique Morales Bojórquez

BOCA DEL RÍO, VERACRUZ

NOVIEMBRE 2012



Universidad Veracruzana

**Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías
Coordinación del Posgrado en Ecología y Pesquerías**

**C. BIOL. HEBER ZEA DE LA CRUZ
ESTUDIANTE DE LA MAESTRÍA EN ECOLOGÍA Y PESQUERÍAS
UNIVERSIDAD VERACRUZANA
P R E S E N T E**

Habiendo sido debidamente revisado y aceptado el trabajo escrito de su tesis denominada "Estatus y evolución pesquera del tiburón *Rhizoprionodon terraenovae* (Richardson, 1836) en la costa central del estado de Veracruz" por los integrantes de su comité tutorial y estando todos ellos de acuerdo que tanto el contenido como el formato de este trabajo es satisfactorio como prueba escrita para sustentar su examen final de posgrado de la MAESTRÍA EN ECOLOGÍA Y PESQUERÍAS se le autoriza a usted proceda a su impresión.

Sin otro particular, me es grato reiterarle la seguridad de mi más distinguida consideración.

ATENTAMENTE

"LIS DE VERACRUZ: ARTE, CIENCIA, LUZ"
Boca del Río, Ver. Noviembre 21 del 2012

Dra. María de Lourdes Jiménez Badillo
Directora



INSTITUTO DE CIENCIAS MARINAS
Y PESQUERÍAS
Hidalgo 617 Col. Ajo Ahuapán
C.P. 94290
Boca del Río, Ver.

Calle
Independencia
No. 30
Pisos 1 y 2
Colonia Centro
CP 94290
Boca del Río,
Veracruz,
México

Teléfono
(229) 202 28 28

DEDICATORIA

A mi familia

Por su infinito amor, cariño, comprensión y apoyo a lo largo de mi vida y por brindarme momentos llenos de sabiduría, compartiendo su perseverancia y entusiasmo. Mis éxitos les pertenecen ya que fueron logrados gracias a ustedes.

A la familia Paván Mercado

Por su aprecio y apoyo durante mi estancia en Veracruz y por haberme hecho sentir parte de su familia.

AGRADECIMIENTOS

Al posgrado en Ecología y Pesquerías del Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías de la Universidad Veracruzana por permitirme continuar con mi formación académica y crecimiento profesional. Y a todo el personal académico y administrativo dentro del instituto por su grata amistad y apoyo brindado durante mi estancia.

Un especial agradecimiento al Instituto Nacional de Pesca (INAPESCA), al Centro Regional de Investigación Pesquera de Veracruz, por permitirme el acceso a tan valiosa información recabada por el Proyecto Tiburón durante los años 2001-2010, así mismo por las facilidades y apoyo para la realización del presente trabajo.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para el desarrollo de los estudios de maestría: número de becario 249750.

A la Dra. Ma. de Lourdes Jiménez Badillo, Dr. Hugo Aguirre Villaseñor y Dr. César Meiners Mandujano por compartir sus invaluable conocimientos, sus comentarios, consejos y asesorías que permitieron la realización de este estudio, pero sobre todo por su valiosa amistad.

Un infinito agradecimiento al Ing. Jorge L. Oviedo Pérez y a la Biól. Leticia González Ocaranza, por haberme permitido formar parte del Proyecto Tiburón, por sus enseñanzas, apoyo, consejos, paciencia e invaluable amistad.

Agradezco enormemente al Dr. Javier Tovar Ávila y al Dr. Enrique Morales Bojórquez por sus comentarios, observaciones, y sugerencias que permitieron mejorar la calidad de este trabajo.

A mis compañeros del posgrado por brindarme su amistad, apoyo, y por los buenos momentos compartidos.

A mis queridos amigos: Carlos, Sofía, Ángeles, Lupita, Ross, Carmelino. Gracias por su sincera y valiosa amistad, ya que en la distancia me acompañaron durante esta etapa de mi vida.

RESUMEN

El tiburón *Rhizoprionodon terraenovae* (Richardson, 1836) es la especie más abundante en la pesquería de tiburón en la costa central del estado de Veracruz, sobre la cual se ejerce un importante esfuerzo pesquero. Con el fin de determinar el estatus de esta especie y contribuir con información básica para su manejo, se analizó la información de volumen de producción de cazón registrado por CONAPESCA y datos biológico-pesqueros registrados por el Proyecto Tiburón del INAPESCA durante el periodo 2001-2010. El estatus de *R. terraenovae* se estableció con base en los siguientes indicadores: la tendencia de volumen de producción de cazón, el comportamiento de tallas de captura en el tiempo, la tendencia de la mortalidad total y la tasa intrínseca de incremento poblacional. Se estimaron además parámetros reproductivos y de crecimiento para proponer escenarios demográficos. La tendencia de producción de cazón presentó una disminución sostenida del 70% durante el periodo de estudio, con un comportamiento estacional persistente; una temporalidad anual definida y una bianual de menor contribución. Los datos biológico-pesqueros mostraron una disminución en la mediana de tallas de captura, así mismo de la proporción de organismos adultos en la captura a través del tiempo. La talla media de madurez sexual de las hembras es 83.5 cm de L_t , con una fecundidad de 1 a 9 crías (promedio= 4.3) por camada. Con base al criterio de información de Akaike los modelos que mejor se ajustaron para describir el crecimiento fueron el von Bertalanffy 2 parámetros ($L_\infty= 98.25$ cm de L_t , $k= 0.63$ /años, $L_0= 32$ cm de L_t) y von Bertalanffy 3 parámetros ($L_\infty= 104.27$ cm de L_t , $k= 0.44$ /años, $t_0= -1.11$ /años), la edad media de madurez se estimó en 2.4 años y la longevidad se estableció en 11 años. La mortalidad natural osciló entre 0.273 y 0.701, la mortalidad total se estimó en 1.09 y fue relativamente constante durante el periodo. Los escenarios demográficos de explotación proyectaron que *R. terraenovae* presenta condiciones negativas de renovación poblacional bajo el régimen de esfuerzo actual. Con base en estos indicadores se determinó un estatus decreciente. El escenario demográfico en el cual se simuló una disminución en la mortalidad en los primeros estadios de vida reveló tasas de renovación poblacional positivas ($r= 0.003$) por lo cual la protección de juveniles estabiliza e incrementa la población, por lo consiguiente deberían implementarse medidas de protección sobre este estadio.

Palabras clave: estatus tiburón, Golfo de México, *Rhizoprionodon terraenovae*.

ABSTRACT

The shark *Rhizoprionodon terraenovae* (Richardson, 1836) is the most abundant species in the artisanal shark fishery in Veracruz State, Mexico. In order to determine the status of this species and contribute with basic information for its management, the catches recorded by CONAPESCA of “cazón” category and fishery-biological data recorded under the project shark from INAPESCA during the period 2001-2010 was analyzed. The status of *R. terraenovae* was established based on the following indicators: the trend of “cazón” category catches, the evolution of size of catch, the trend of total mortality and the intrinsic population growth rater. Finally the reproductive and growth parameters were estimated in order to develop demographic scenarios. The catch trend of “cazón” category showed a steady decline of 70% during the study period, with seasonal persistent pattern annual and biannual. Fishery and biological information showed a decrease of catch sizes and adults proportion caught over time. The mean size at sexual maturity of females is 83.5 cm *TL*, with a fecundity rate of 1-9 embryos (average of 4.3) per litter. Based on the Akaike Information Criterion the best model to describe the growth were the von Bertalanffy 2 parameters ($L_{\infty}= 98.25$ cm *TL*, $k = 0.63$ /years, $L_0 = 32$ cm *TL*) and the von Bertalanffy 3 parameters ($L_{\infty}= 104.27$ cm *TL*, $k = 0.44$ /years, $t_0 = -1.11$ /years). The mean age at maturity was established in 2.4 years and longevity over 11 years. Natural mortality ranged between 0.273 and 0.701, annual total mortality was estimated at 1.09 and was relatively constant over the period. Under current fishing effort, the exploitation scenarios of *R. terraenovae* suggests negative population growth rate, it mean it is, classified as decreasing status. The demographic scenarios in which simulated a decrease in mortality in the early life stages revealed that the protection of juveniles stabilizes and increases the population, so therefore protective measures should be implemented on this stage population.

Keywords: status shark, Gulf of Mexico, *Rhizoprionodon terraenovae*.

CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES.....	4
3. HIPÓTESIS.....	7
4. OBJETIVOS.....	7
4.1. Objetivo general.....	7
4.2. Objetivos específicos	7
5. MATERIAL Y MÉTODOS	8
5.1. Datos	8
5.2. Análisis de volumen de producción.....	8
5.3. Análisis pesquero	9
5.4. Aspectos reproductivos.....	11
5.5. Edad y crecimiento	13
5.6. Mortalidad.....	18
5.7. Demografía	21
5.8. Estatus de <i>R. terraenovae</i>	23
6. RESULTADOS.....	25
6.1. Análisis de volumen de producción.....	25
6.2. Análisis pesquero	29
6.3. Aspectos reproductivos.....	35
6.4. Edad y Crecimiento	38
6.5. Mortalidad.....	46
6.6. Demografía	48
6.7. Estatus de <i>R. terraenovae</i>	52

7. DISCUSIÓN.....	53
8. CONCLUSIONES	63
9. RECOMENDACIONES	65
10. BIBLIOGRAFÍA.....	66
11. ANEXO I.....	78

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Volumen de producción total, de tiburón y cazón en el litoral del estado de Veracruz en el periodo 2001-2010 (CONAPESCA, Oficina Regional Veracruz).	25
Figura 2. Tendencia y media de producción total de tiburón en el estado de Veracruz durante el periodo 2001-2010.....	26
Figura 3. Proporción de la contribución relativa de cazón respecto a tiburón en la producción total durante el periodo 2001-2010.....	27
Figura 4. Tendencia y oscilaciones periódicas de cazón en el estado de Veracruz estimadas bajo el método SSA durante el periodo 2001-2010.	28
Figura 5. Serie de producción de cazón vs serie reconstruida con los componentes principales (tendencia y oscilaciones periódicas) en el periodo 2001-2010.....	29
Figura 6. Contribución porcentual de <i>R. terraenovae</i> (RTERR) en la pesquería artesanal de tiburón en la zona central del estado de Veracruz en el periodo 2001-2010.....	30
Figura 7. Comportamiento de la mediana de tallas de captura de <i>R. terraenovae</i> en el periodo 2001-2010.....	32
Figura 8. Relación de la mediana de tallas de captura de <i>R. terraenovae</i> durante el periodo 2001-2010.	32
Figura 9. Estructura de tallas anuales de <i>R. terraenovae</i> en la pesquería artesanal de tiburón del estado de Veracruz en el periodo 2001-2010.	34
Figura 10. Relación Longitud total-peso total entero para ambos sexos de <i>R. terraenovae</i> en el periodo 2001-2010.....	35
Figura 11. Modelo logístico de estimación de $L_{50} \pm IC$ para hembras de <i>R. terraenovae</i> registradas en la zona central del estado de Veracruz en el periodo 2001-2010.	36
Figura 12. Intervalos de confianza del 95% para los parámetros ajustados al modelo logístico para las hembras de <i>R. terraenovae</i> : (a) longitud media de madurez L_{50} y (b) amplitud de la ojiva de madurez.	36
Figura 13. Relación de la longitud total–número de embriones (a), y relación longitud total – número de ovocitos (b) de hembras de <i>R. terraenovae</i> registradas en el periodo 2001-2010.....	37
Figura 14. Ejemplo de distribución multinomial aplicada a estructura de tallas mensuales de <i>R. terraenovae</i> registrados en la costa central del estado de Veracruz.	38

Figura 15. Cohortes de <i>R. terraenovae</i> identificadas en la estructura de tallas en la zona central del estado de Veracruz durante el periodo 2001-2010.	41
Figura 16. Curvas de crecimiento ajustadas a los datos longitud-edad de <i>R. terraenovae</i> derivadas de seis modelos crecimiento.	43
Figura 17. Curva de crecimiento en longitud total e intervalo de confianza al 95% para cada grupo de edad de <i>R. terraenovae</i> establecidas con el enfoque IMM.	45
Figura 18. Curva de captura linealizada de <i>R. terraenovae</i> en el periodo 2001-2010.	47
Figura 19. Comportamiento de la supervivencia (lx) y tasa reproductiva ($lx mx$) bajo diferentes tasas de mortalidad natural de <i>R. terraenovae</i>	49
Figura 20. Comportamiento de la supervivencia (lx) y tasa reproductiva ($lx mx$) bajo diversos escenarios de tasas de mortalidad total y efectos de fecundidad de <i>R. terraenovae</i>	51

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Métodos empíricos para la estimación de mortalidad natural. Donde: L_{∞} y k : son los parámetros de crecimiento de la ecuación de von Bertalanffy 3 parámetros; T : es la temperatura media del agua; t_{mad} : es la edad de madurez sexual; t_{max} : es la edad máxima.	19
Tabla 2. Porcentajes de variabilidad de los componentes principales identificados en la producción de cazón del estado de Veracruz.....	28
Tabla 3. Número de organismos de <i>R. terraenovae</i> registrados mensualmente en la costa central del estado de Veracruz durante los años 2001-2002, 2005-2006, 2008-2010.....	31
Tabla 4. Descriptores de tallas (cm de L_t) de <i>R. terraenovae</i> presentes en la pesca artesanal del estado de Veracruz en el periodo 2001-2010.	33
Tabla 5. Tallas medias mensuales de <i>R. terraenovae</i> estimadas en la zona central del estado de Veracruz en el periodo 2001-2010 bajo un análisis multinomial.....	39
Tabla 6. Parámetros de crecimiento de seis modelos utilizados para <i>R. terraenovae</i> , el valor de criterio de Akaike para cada modelo, y el intervalo al 95% de confianza.	42
Tabla 7. Datos de teoría de información: sesgo e incremento de Akaike, peso del modelo utilizado, la longitud asintótica de cada modelo y modelo medio con la IMM.	44
Tabla 8. Tasas de mortalidad natural para <i>R. terraenovae</i> estimadas por métodos empíricos.....	46
Tabla 9. Tasas anuales de mortalidad total de <i>R. terraenovae</i> estimadas a través del método de captura linealizada.	47
Tabla 10. Parámetros demográficos de <i>R. terraenovae</i> bajo condiciones de no explotación a partir de diversas tasas de mortalidad natural.	48
Tabla 11. Parámetros demográficos bajo cinco escenarios establecidos con efectos de tasas de mortalidad total y de fecundidad de <i>R. terraenovae</i>	50
Tabla 12. Estatus de <i>R. terraenovae</i> definido a través de la condición de indicadores estimados durante el periodo 2001-2010.....	52

1. INTRODUCCIÓN

El tiburón, *Rhizoprionodon terraenovae* (Richardson, 1836) es una especie de hábitos costeros que se distribuye desde el norte del Atlántico, hasta el sur del Golfo de México (Compagno, 1984). Perteneció al grupo comúnmente llamado tiburones, los cuales son peces cartilaginosos de la clase Chondrichthyes, y la subclase Elasmobranchii. Estos organismos se caracterizan por carecer de estructura ósea, en su lugar poseen una estructura cartilaginosa, a excepción de los dientes, y en algunas especies hay presencia de espinas dorsales. Los tiburones son esenciales para el funcionamiento de los ecosistemas marinos y costeros, ya que son depredadores tope en la cadena trófica (Castillo *et al.*, 1998), tienen pocos depredadores naturales y desempeñan funciones de control de otras poblaciones para mantener el equilibrio, depredando una gran variedad de invertebrados (anfípodos, moluscos, crustáceos), y vertebrados como peces, aves, mamíferos y reptiles marinos (García-Núñez, 2008).

La pesca de tiburones en México es una actividad importante desde el punto de vista económico, alimentario y social, en virtud de la generación de empleos que produce en su fase de captura, procesamiento primario de producción, distribución y comercialización de productos y subproductos pesqueros. Más del 90% de la producción nacional de tiburón se destina al consumo humano en el mercado nacional. Otros productos importantes derivados de este recurso son: la piel, aceites y aletas, estas últimas en su totalidad exportadas al mercado asiático (DOF, 2007). Durante el 2010 la producción nacional de tiburón y cazón fue de 29774 t (peso vivo), en el Golfo de México se capturaron 5048 t, de las cuales el estado de Veracruz contribuyó con 901 t, representando el 18% del total (CONAPESCA, 2011).

En la pesquería artesanal de tiburón del Golfo de México son capturadas alrededor de 40 especies, las especies con importancia comercial, pertenecen en su mayoría al orden Carcharhiniformes. En el litoral de Veracruz, las especies en orden de importancia son *R. terraenovae*, *Carcharhinus limbatus*, *C. falciformis*, *C. acronotus*, *C. leucas* y *C. signatus*, las cuales prácticamente sostienen la pesquería (CONAPESCA-INP, 2004). Durante los picos de captura reportados, especies de pequeña y mediana talla, como *R. terraenovae*, dominan las capturas y han remplazado a las grandes especies en años recientes, que con ciclos reproductivos

más vulnerables ante la presión pesquera, han visto reducidas sus poblaciones significativamente (Marín-Osorno, 2007).

Para revertir la situación negativa que impera en las pesquerías de tiburones, en México se han implementado medidas regulatorias y de manejo, como la NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-029-PESC-2006, PESCA RESPONSABLE DE TIBURONES Y RAYAS. ESPECIFICACIONES PARA SU APROVECHAMIENTO, publicada el 14 de febrero de 2007 en el Diario Oficial. “Esta norma tiene el propósito de inducir el aprovechamiento sostenible de los tiburones y rayas, así como contribuir a la conservación y protección de elasmobranquios y otras especies que son capturadas incidentalmente” (DOF, 2007). Así mismo, se han elaborado otras estrategias de manejo para el mejor aprovechamiento y conservación de especies de tiburones, la Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca (CONAPESCA) y el Instituto Nacional de Pesca (INAPESCA, anteriormente INP), publicaron el PLAN DE ACCIÓN NACIONAL PARA EL MANEJO Y CONSERVACIÓN DE TIBURONES, RAYAS Y ESPECIES AFINES (PANMCT). Este plan es el conjunto de directrices y programas permanentes de investigación, regulación, vigilancia y educación, para ordenar y optimizar las modalidades de aprovechamiento y conservación de estos recursos en aguas de jurisdicción federal de México. El cual tiene como objetivo asegurar la ordenación, el aprovechamiento sostenible y conservación a largo plazo de los tiburones, rayas y especies afines en aguas de jurisdicción federal, contando con la participación pública y privada (CONAPESCA-INP, 2004).

Con base en este PANMCT y al Código de Conducta para la Pesca Responsable (FAO, 1995), el INAPESCA establece programas de investigación para tiburones de importancia comercial en ambos litorales mexicanos, para proponer medidas que garanticen la sustentabilidad de este recurso pesquero. En el 2012, se estableció por primera vez un periodo de veda para la pesca de tiburón en aguas de jurisdicción federal; en el litoral del Océano Pacífico y el Golfo de México, durante los principales periodos de reproducción, nacimiento y crecimiento de las nuevas generaciones (DOF, 2012).

Sin embargo la conservación y protección de las poblaciones de tiburones es un proceso complejo, incluso más que en otras pesquerías comerciales, por lo que es necesario considerar las

estrategias de vida específicas, la distribución geográfica de stocks migratorios y transfronterizos, la tendencia y comportamiento de muchas especies a establecer áreas de crianza, como principales componentes en la evaluación del posible efecto negativo de la pesca sobre las poblaciones de tiburón (García-Núñez, 2008). Un método ampliamente utilizado para la evaluación de estas poblaciones son los modelos demográficos, que presentan ventajas tales como: 1) Incorporar la mejor información biológica disponible de cada especie: reproducción, fecundidad, edad y crecimiento, longevidad, y tasas de mortalidad para estimar la supervivencia, 2) Pueden ser utilizados como puntos de referencia para presentar varios escenarios biológicos para el manejo de la pesquería, 3) Permiten examinar las restricciones impuestas por rasgos de historias de vida, como la edad de madurez y de primera reproducción, longevidad, la fecundidad y tasas de mortalidad natural a través de análisis de sensibilidad y elasticidad, 4) Permiten establecer medidas de evaluación y manejo por especie (Cortés, 1998). Estos modelos proporcionan una evaluación relativamente rápida de las posibilidades de explotación de una determinada población y de las tasas vitales que afectan al crecimiento de la población cuando se utilizan junto con análisis de sensibilidad o elasticidad (Cortés, 2007). El principal parámetro estimado a través de los análisis demográficos es la tasa intrínseca de incremento poblacional (r), que representa la medida del potencial de crecimiento de una población (Simpfendorfer, 2005).

Actualmente diversas poblaciones de tiburones han disminuido globalmente, reflejándose esta situación en las capturas comerciales. Esto puede deberse a las características biológicas de este recurso, entre ellas: su baja fecundidad y largo periodo de gestación, que determinan su escaso potencial reproductivo; bajo ritmo de crecimiento y gran longevidad, que determinan bajas tasas de crecimiento poblacional (DOF, 2007). Estas características los hacen especialmente susceptibles a la sobrepesca, a la mortalidad por captura incidental y otras actividades humanas, que pueden ocasionar el colapso poblacional si las tasas de mortalidad son mayores a los índices de productividad poblacional de las especies (García-Núñez, 2008). Es por ello que el presente estudio tiene como propósito presentar un diagnóstico del estado actual de *R. terraenovae* a través del análisis de volumen de producción de cazón, el comportamiento de la captura durante el periodo 2001-2010, y la estimación de los parámetros demográficos como herramientas de evaluación y manejo.

2. ANTECEDENTES

En el Golfo de México, se han desarrollado investigaciones del tiburón *R. terraenovae* relacionados con análisis genéticos, la dinámica pesquera, ecología, biología reproductiva, determinación de edad y crecimiento y demografía. Sin embargo, la mayoría de ellos fueron realizados en cortos periodos de tiempo; y debido a las características estrategias de vida del organismo es necesario evaluarlo en una serie temporal más amplia.

En lo que a genética se refiere, Heist *et al.* (1996) analizaron el ADN mitocondrial entre individuos de *R. terraenovae* de las costas de Veracruz del Golfo de México y los de la costa del Atlántico de E.U.A., determinaron que existe homogeneidad genética a través de una amplia distribución geográfica, y sugirieron que esta homogeneidad es producto de una sola población reproductora antecesora, ya que no encontraron pruebas de divergencia genética. Sin embargo esta falta de divergencia entre los organismos de *R. terraenovae* del Atlántico con los del Golfo de México no prueba que no existen stocks separados, ya que refieren que un bajo flujo genético puede ocasionar esta falta de divergencia.

Castillo-Géniz *et al.* (1998) describieron la pesquería de tiburones en el Golfo de México como multiespecífica, compuesta por 34 especies, de las cuales; *R. terraenovae* (46%), *Sphyrna tiburo* (15%) y *C. limbatus* (11%) contribuyeron en mayor proporción en número de organismos, reportaron una captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de 27 tiburones por viaje y sugirieron que la alta proporción de neonatos y juveniles en las capturas era evidencia de alta presión por pesca. Oviedo *et al.* (2006) elaboraron un diagnóstico biológico-pesquero de elasmobranquios del litoral de Veracruz, observaron que se capturaron 18 especies de tiburones, de las cuales *R. terraenovae* y *C. limbatus* sostienen la pesquería aportando el 65 y 17% de las capturas respectivamente en número de organismos, reportaron una CPUE promedio de 2.63 organismos/100 anzuelos, con fuertes variaciones estacionales. Oviedo *et al.* (2008) reportaron que *R. terraenovae* aportaba el 69% de la captura de elasmobranquios en la costa veracruzana, seguido de dos especies de rayas *Dasyatis americana* y *Gymnura micrura* que aportan un 21% de la captura y el tiburón puntas negras (*C. limbatus*) un 2.3%.

Los hábitos ecológicos de *R. terraenovae* han sido descritos por Parsons y Hoffmayer (2005), quienes señalaron que la distribución y abundancia relativa de *R. terraenovae* en la zona costera del norte del Golfo de México, están condicionadas por factores ambientales. Sugirieron que la escasez de hembras adultas en esta zona se debe a que después de alcanzar la madurez sexual evitan utilizar aguas poco profundas. La abundancia relativa de los machos es mayor en primavera y mucho menor en verano, concluyeron que este éxodo de machos adultos de las aguas costeras depende de las altas temperaturas y condiciones bajas de oxígeno. Carlson *et al.* (2008) encontraron que los juveniles de *R. terraenovae* en el noroeste de Florida abandonan áreas protegidas de bahías costeras y estuarios hacia aguas adyacentes más profundas, sugieren que son poco dependientes de áreas específicas y no acostumbran establecer áreas de crianza. *R. terraenovae*, tiende a distribuirse en áreas costeras donde eventualmente pueden pasar su ciclo de vida completo, sin fidelidad a un área en particular, por ello, son menos vulnerables a impactos locales, estas características de comportamiento influyen en su historia de vida, información que puede ser incluida en los planes de conservación y manejo (Knip *et al.*, 2010).

En temas reproductivos, Parsons (1983) en el norte del Golfo de México determinó que esta especie presenta una talla mínima de madurez de 85 cm de longitud total (L_t) en el caso de las hembras, y 80 cm de L_t para los machos, con un periodo de alumbramiento en los meses de abril a julio con una talla mínima de nacimiento de 32 cm de L_t después de un ciclo de 11 meses de gestación. Castillo-Géniz *et al.* (1998) determinaron que en el sur del Golfo de México las hembras de esta especie tienen una talla mínima de madurez de 91.7 cm de L_t , un periodo de gestación de 11 meses, la temporada de nacimiento y apareamiento ocurre entre mayo y julio, y una fecundidad promedio de 5.3 embriones por camada. Morin (2010) estimó en la zona del estado de Campeche una talla media de madurez para los machos en 80.5 cm de L_t y para las hembras en 86.1 cm de L_t , una fecundidad de 1 a 8 embriones, en promedio 3.9 por periodo reproductivo, y una longitud de nacimiento entre 31 y 40 cm de L_t .

En cuanto a estimaciones de parámetros de edad y crecimiento de *R. terraenovae*, Branstetter (1987) estimó para individuos del norte del Golfo de México una L_{∞} = 108 cm de L_t , una k = 0.359/años, y t_0 = -0.985/años a través del conteo de anillos de crecimiento en vértebras; determinó que esta especie alcanza la madurez sexual a los 4 años y una longevidad de 8-10 años.

Carlson y Beramore (2003), estimaron una $L_{\infty}= 94$ cm de L_t , $k= 0.73/\text{años}$, y $t_0= -0.88/\text{años}$ para individuos de la misma área, a través de vértebras, concluyendo que en el primer año existe un acelerado incremento en el crecimiento en organismos juveniles que permite alcanzar la madurez sexual a una edad más temprana (1.4 años) que la que propuso Branstetter (1987), con tallas de madurez sexual alrededor de los 76 y 71 cm de L_t para hembras y machos respectivamente. Loefer y Sedberry (2003) determinaron para esta misma especie una $L_{\infty}= 99$ cm de L_t , $k= 0.50/\text{años}$, y $t_0= -0.92/\text{años}$ en el océano Atlántico en la zona sureste de E.U.A. a través de vértebras, concluyeron que esta especie alcanza la madurez sexual a los 3 años de edad, equivalente a 81 y 82 cm de L_t para hembras y machos respectivamente, una talla de nacimiento de 30 cm de L_t , y que la época de alumbramiento ocurre de mayo a junio. Ruiz-Álvarez de la Cuadra (2006) determinó la edad y crecimiento de organismos capturados en el norte del estado de Veracruz, estimó una $L_{\infty}= 77.5$ cm de L_t , $k= 0.38/\text{años}$, y $t_0= -1.49/\text{años}$ con base a la lectura de bandas de crecimiento en vértebras, estimaron un rango de edades de 2 a 9 años en la estructura de la población. En esta misma zona, Garcés-García en el 2010 estimó parámetros de crecimiento $L_{\infty}= 61.1$ cm de L_t , $k= 0.47/\text{años}$, y $t_0= -2.19/\text{años}$ para sexos combinados, concluyendo una formación anual de las bandas de crecimiento en las vértebras.

En parámetros demográficos de *R. terraenovae*, Cortés (1995) en el norte del Golfo de México estimó, una tasa neta reproductiva $R_0= 1.28$, un tiempo generacional de $G= 5.78$, y una tasa intrínseca de incremento poblacional $r= 0.044$. Márquez-Farías y Castillo-Géniz (1998) estimaron parámetros demográficos para esta misma especie, reportaron un $R_0= 1.26$, un $G= 5.89$ años, y una $r= 0.04$ en el sur del Golfo de México, utilizando parámetros de entrada en modelos demográficos de áreas geográficas distintas.

3. HIPÓTESIS

Si la población de *R. terraenovae* ha estado sometida a un intenso esfuerzo pesquero por largos periodos de tiempo, es posible que presente un estado de deterioro, que se reflejará en la producción de tiburón en las costas de Veracruz, en cambios en la estructura de tallas y en los atributos poblacionales de los parámetros demográficos.

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivo general

Evaluar el estatus y la tendencia de la pesquería de *R. terraenovae* en la costa central del estado de Veracruz, durante el período 2001 a 2010, considerando las variaciones en la producción, en la estructura de tallas de la captura, la mortalidad total y los parámetros demográficos, con la finalidad de contribuir con información científica para el manejo del recurso.

4.2. Objetivos específicos

- Analizar la producción de tiburón en el estado de Veracruz durante la serie de tiempo 2001-2010.
- Evaluar la contribución relativa de *R. terraenovae* respecto al total de especies de tiburón capturados durante el periodo 2001-2010.
- Analizar la estructura de tallas de *R. terraenovae* durante el periodo 2001-2010.
- Evaluar los parámetros reproductivos de *R. terraenovae* durante el periodo 2001-2010.
- Estimar la edad y crecimiento de *R. terraenovae*.
- Estimar las tasas de mortalidad natural y total de *R. terraenovae* en el periodo 2001-2010.
- Estimar los parámetros demográficos de *R. terraenovae*.
- Definir el estatus poblacional de *R. terraenovae*.

5. MATERIAL Y MÉTODOS

5.1. Datos

El presente trabajo se sustenta en dos fuentes principales de información: 1) Datos mensuales de volumen de producción expresada en toneladas (t) del recurso tiburón durante el periodo de enero de 2001 a diciembre de 2010 en el estado de Veracruz. Esta información fue facilitada por la Delegación de Pesca de la Comisión Nacional de Pesca (CONAPESCA) en el estado de Veracruz, y proviene de los avisos de arribo que los permisionarios entregan en las oficinas regionales de pesca y acuacultura (ORPA). La CONAPESCA registra esta información en dos grupos o categorías comerciales: Cazón, organismos de tallas menores a 1.5 m, y tiburón organismos mayores a 1.5 m; cabe aclarar que en ambas categorías son incluidas todas las especies de tiburones capturados en la pesquería artesanal. 2) Información biológica-pesquera recabada por el Proyecto Tiburón del Centro Regional de Investigación Pesquera (CRIP) Veracruz, del INAPESCA en muestreos de campo mensuales de 2001 al 2010. Estos datos provienen de embarcaciones artesanales que utilizan el palangre tiburonero como arte de pesca, armado con anzuelos curvos tipo “garra de águila” del número 4 al 10, operado fijo a media agua o a fondo, de acuerdo a la temporada y zona de pesca. Los datos biológicos recabados en el monitoreo de la pesquería de tiburón son: longitud total (L_t), peso total entero (P_t) (organismos con cabeza, aletas y vísceras), sexo, estadio de madurez del organismo (juvenil, maduro), los criterios para definir el estado de madurez sexual en las hembras fueron la presencia de ovocitos vitelogénicos y la presencia de embriones, para los machos los criterio fueron el grado de calcificación, la capacidad de rotación y la presencia de semen de los órganos copuladores (claspers). En el caso de hembras maduras y/o preñadas se registró el número de ovocitos y embriones presentes en los úteros, la longitud total y sexo de cada embrión. Los muestreos fueron realizados de manera aleatoria y condicionados por la estacionalidad del recurso.

5.2. Análisis de volumen de producción

El análisis de producción de tiburón se realizó bajo el método Singular Spectrum Analysis (SSA) mediante el programa computacional Caterpillar 1.00 (GistaT Group, 1996). Este método

incorpora elementos de estadística y geometría multivariada y combina las ventajas de otros métodos, como el análisis Fourier y de regresión (Polukoshko y Hofmanis, 2009), el cual permite descomponer la serie de tiempo de captura en componentes principales (valores propios y vectores propios), aislar y extraer dichos componentes que son aditivos entre sí, y con ello determinar la tendencia (componente aditivo de la variación suavizada), la periodicidad o estacionalidad (componentes oscilatorios armónicos de diferentes amplitudes) y el ruido (componentes aperiódicos de la serie), así mismo permite reconstruir la serie de tiempo y conocer el porcentaje de variabilidad con el que contribuyen cada uno de los componentes en la serie original (Golyandina *et al.*, 2001).

En la serie temporal de producción total de tiburón se extrajeron la tendencia y la media de producción en el periodo. Se estimó la contribución relativa de la categoría cazón respecto a la categoría tiburón y se analizó bajo el mismo procedimiento SSA, para obtener la tendencia de esta contribución durante el periodo, así mismo se extrajeron los componentes principales de la serie temporal de categoría cazón para identificar la tendencia y la estacionalidad. Cabe mencionar que *R. terraenovae* es registrado siempre en esta categoría por la pequeña talla que alcanza en su estadio de adulto.

5.3. Análisis pesquero

Porcentaje de *R. terraenovae*

Con la información biológica-pesquera recabada por el Proyecto Tiburón del CRIP Veracruz durante el periodo 2001-2010, se analizó la contribución relativa de *R. terraenovae* a través de los años, esta fue expresada en porcentajes con base en el número de organismos capturados respecto al total de todas las especies capturadas.

Estructura de tallas en la serie de tiempo

Para estimar los cambios de la talla de captura en el tiempo se construyeron gráficas boxplots para comparar la talla mediana, las líneas de dispersión (whiskers) de este gráfico fueron establecidos con una longitud 1.5 veces del valor del rango intercuartil. Se realizó un análisis de

regresión lineal a las tallas mediana de captura en el tiempo, y la pendiente (b) se estableció como el indicador. No se realizó esta comparación con la talla media debido a que esta puede ser influenciada por las tallas extremas capturadas.

Para analizar el comportamiento de las tallas de captura a lo largo del periodo de estudio se realizaron histogramas de frecuencia de tallas por año. El intervalo de clases designado para agrupar las tallas fue de 5 cm, estas fueron utilizadas posteriormente para la estimación de mortalidad total bajo el método de curva de captura linealizada.

Relación longitud-peso total

Los parámetros de la relación longitud-peso total se estimaron para sexos combinados y para sexos separados de *R. terraenovae*, bajo el siguiente modelo (ecuación 1) (Sparre y Venema, 1997).

$$Pt = a * Lt^b \quad [1]$$

Donde:

a y b : son las constantes de ajuste.

Lt : es la longitud total (cm).

Pt : es el peso total entero del organismo (kg).

El ajuste de esta relación se realizó minimizando la función objetivo de la suma residual de cuadrados (RSS, por sus siglas en inglés) (ecuación 2) (Haddon, 2001) utilizando el algoritmo de búsqueda directa de Newton (Neter *et al.*, 1996).

$$RSS = \sum (Pt - \hat{Pt})^2 \quad [2]$$

Donde:

Pt : es el peso total entero observado.

\hat{Pt} : es el peso total entero calculado.

La diferencia entre sexos se determinó con la prueba de curvas coincidentes, mediante el uso de la suma residual de cuadrados para verificar diferencias en el crecimiento entre sexos (Chen *et al.*, 1992). Para evaluar el valor teórico de isometría, $b= 3$ se realizó una comparación de pendientes a través de una prueba de t de Student de dos colas ($P < 0.05$) (Zar, 1999).

5.4. Aspectos reproductivos

Proporción de madurez sexual

La proporción a la cual el 50% de las hembras de la población están sexualmente maduras se estimó utilizando el siguiente modelo logístico binomial (ecuación 3):

$$P_i = \frac{1}{1 + \exp^{-(L_i - L_{50})/\alpha}} \quad [3]$$

Donde:

P_i : es la proporción de organismos maduros en el intervalo de clase i .

L_i : es la longitud en el intervalo de clase i .

L_{50} : es la longitud en la cual el 50% de los organismos están sexualmente maduros.

α : es la amplitud de la ojiva de madurez.

El ajuste al modelo se realizó minimizando la función objetivo del logaritmo negativo de verosimilitud (ecuación 4) (Brouwer y Griffiths, 2005) con el algoritmo de búsqueda directa de Newton (Neter *et al.*, 1996).

$$-\ln L = -\sum_{i=1}^n \left[m_i * \ln\left(\frac{P_i}{1 - P_i}\right) + n * \ln(1 - P_i) + \ln\binom{n_i}{m_i} \right] \quad [4]$$

$$\binom{n_i}{m_i} = \frac{n_i!}{([n_i - m_i]! m_i!)}$$

Donde:

n_i : es el número de organismos de la clase i .

m_i : es el número de organismos maduros en el intervalo de clase i .

Los intervalos de confianza (IC) se estimaron utilizando el método de perfiles de verosimilitud. Los IC fueron estimados suponiendo una distribución de X^2 , con m grados de libertad (Aguirre-Villaseñor *et al.*, 2006; Cerdaneres-Lardrón de Guevara *et al.*, 2010). Estos IC fueron definidos como los valores de L_{50} que satisface la siguiente condición (ecuación 5) (Polacheck *et al.*, 1993):

$$IC = 2[L(Y \setminus p) - L(Y \setminus p_{est})] \leq X^2_{m, 1-\alpha} \quad [5]$$

Donde:

$L(Y \setminus p)$: es el logaritmo de máxima verosimilitud del parámetro, dentro del perfil de verosimilitud.

$L(Y \setminus p_{est})$: es el logaritmo de máxima verosimilitud del parámetro estimado.

$X^2_{m, 1-\alpha}$: es el valor de la distribución X^2 a un nivel de confianza de 95% y un grado de libertad.

De esta forma los IC para el estimador de la ecuación anterior aceptan todos los valores menores o iguales a 3.84, que representa el valor de tablas de probabilidad X^2 (Polacheck *et al.*, 1993; Hilborn y Mangel, 1997).

Fecundidad

La fecundidad se estimó de dos formas: 1) Con base en el promedio aritmético del número de embriones registrados en los úteros de las hembras en el momento del desembarque (Castillo-Géniz, 2001), 2) Con base en el promedio del número de ovocitos vitelogénicos presentes en los ovarios (Capapé *et al.*, 2006; Motta *et al.*, 2007).

Se estimaron los parámetros de la relación longitud total-número de embriones y longitud total-número de ovocitos vitelogénicos de las hembras de *R. terraenovae* para ello se utilizó la siguiente relación lineal (ecuación 6) (Sparre y Venema, 1997):

$$f = a + b * Lt \quad [6]$$

Donde:

f : es la fecundidad del organismo.

a y b : son las constantes de ajuste.

Lt : es la longitud total de la hembra (cm).

5.5. Edad y crecimiento

Progresión modal

Las tallas modales capturadas fueron determinadas a través del análisis de frecuencias de tallas mensuales del periodo de estudio 2001-2010, agrupadas en un intervalo de 5 cm, para la cual se utilizó una distribución multinomial con la siguiente función de densidad de probabilidad (ecuación 7) (Haddon, 2001; Aguirre-Villaseñor *et al.*, 2006).

$$-\ln L\{x_i | n, p_1, p_2, \dots, p_k\} = n! \prod_{i=1}^k \frac{p_i^{x_i}}{x_i!} \quad [7]$$

Donde:

x_i : es el número de veces de ocurrencia del evento tipo i en n muestras.

p_i : son las probabilidades separadas de cada uno de los eventos k posibles.

Para la estimación de los parámetros del modelo de distribución multinomial, es necesario transformar la ecuación anterior en la expresión de verosimilitud (ecuación 8):

$$-\ln L\{x_i | n, p_1, p_2, \dots, p_k\} = \sum_{i=1}^k x_i \ln(p_i) \quad [8]$$

El principal supuesto para la estimación de esta técnica, es que la distribución de tallas para cada longitud total media o modal puede ser analizada bajo una distribución normal, asumiendo que cada moda corresponde a una diferente cohorte en la población (Fournier *et al.*, 1990; Aguirre-

Villaseñor *et al.*, 2006). Bajo esta condición, las estimaciones de las proporciones relativas esperadas de cada categoría de la longitud se describieron a partir de la siguiente función de densidad (ecuación 9):

$$P_{L_t} = \frac{1}{\sigma_n \sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(L_t - \mu_t)^2}{2\sigma_n^2}} \quad [9]$$

Donde:

μ_t y σ_t : son la media y la desviación estándar de la distribución normal descrita en cada una de las cohortes.

Para estimar las frecuencias esperadas y los parámetros del modelo, se contrastaron los valores observados y estimados por medio de la función logarítmica de verosimilitud de distribución multinomial (ecuación 10) (Haddon, 2001).

$$LL\{L|\mu_t, \sigma_t\} = -\sum_{i=1}^k L_i \ln(\hat{P}_i) = -\sum_{i=1}^k L_i \ln\left(\frac{\hat{L}_i}{\sum \hat{L}_i}\right) \quad [10]$$

Esta función fue minimizada con el algoritmo de búsqueda directa de Newton (Neter *et al.*, 1996).

Las tallas medias estimadas fueron graficadas, y a partir de estas se identificaron las cohortes presentes en la estructura de tallas del periodo, estas cohortes fueron seguidas en el tiempo y a partir de ellas se definió la clave talla-edad para la estimación de parámetros de crecimiento.

Parámetros de crecimiento

Una vez obtenidos los pares de datos (clave talla-edad), se utilizaron seis de los modelos de crecimiento más utilizados en elasmobranquios para obtener los parámetros de crecimiento tales como: Modelo de von Bertalanffy (VBGM) de tres parámetros (1938), el modelo de crecimiento de von Bertalanffy de dos parámetros (Fabens, 1965), el modelo generalizado (Richards, 1959; Pauly, 1979), el modelo logístico (Ricker, 1975), el modelo de crecimiento de Gompertz (Gompertz, 1825) y el modelo de Schnute-Richards (1990). Para precisar el ajuste de los modelos a los datos se incluyó a los pares de datos longitud-edad un inicio teórico de las cohortes, este se

asumió es en el mes de abril como mes 1, con una talla de nacimiento de 32 cm de Lt de acuerdo a Parsons (1983).

Modelo de von Bertalanffy (3 parámetros):
$$Lt_i = Lt_\infty \left(1 - e^{-k(t_i - t_0)}\right) \quad [11]$$

Modelo de von Bertalanffy (2 parámetros):
$$Lt_i = L_\infty - (L_\infty - L_0)e^{-kt_i} \quad [12]$$

Modelo generalizado:
$$Lt_i = Lt_\infty \left(1 - e^{-k(t_i - t_0)}\right)^p \quad [13]$$

Modelo logístico:
$$Lt_i = Lt_\infty \left(1 + e^{-k(t_i - t_0)}\right)^{-1} \quad [14]$$

Modelo de Gompertz:
$$Lt_i = Lt_\infty e\left(-\left(1/k\right)e^{-k(t_i - t_0)}\right) \quad [15]$$

Modelo de Schnute-Richards:
$$Lt_i = Lt_\infty \left(1 + \delta e^{-kt_i^\nu}\right)^{1/\gamma} \quad [16]$$

Donde:

Lt_i = es la longitud del organismo a la edad i .

Lt_∞ = es la longitud promedio asintótica que puede alcanzar esta especie.

k = es el coeficiente de crecimiento.

t_i = edad i del organismo en años.

t_0 = es la edad teórica a la longitud cero.

L_0 = es la longitud de nacimiento reportada para la especie.

p = es un factor sin dimensión del modelo generalizado.

δ, ν, γ = parámetros sin dimensión del modelo de Schnute-Richards.

Los parámetros de cada modelo fueron estimados minimizando la función objetivo de logaritmo negativo de verosimilitud (ecuación 17) (Hilborn y Mangel, 1997; Aguirre-Villaseñor *et al.*, 2006; Cerdaneres-Lardrón de Guevara *et al.*, 2011) con el algoritmo de búsqueda de Newton (Neter *et al.*, 1996.).

$$-\ln(\theta|\text{datos}) = \sum_i \left[-\frac{1}{2} \ln(2\pi) \right] - \left[\frac{1}{2} \ln(\sigma^2) - \frac{(\ln Lt - \ln \hat{L}t)^2}{2\sigma^2} \right] \quad [17]$$

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n [\ln Lt - \ln \hat{L}t]^2}$$

Donde:

Lt : es la longitud total observada.

$\hat{L}t$: es la longitud total calculada.

Para seleccionar el modelo que presentó mejor ajuste a los datos observados se utilizó el enfoque de teoría de información (Burnham y Anderson, 2002; Katsanevakis y Maravelias, 2008) a partir del sesgo del AIC_c (ecuación 18) del criterio de información de Akaike (ecuación 19) (Akaike, 1973), bajo el supuesto de distribución con desviación estándar constante:

$$AIC_c = AIC + [2k(k+1)]/(n-k-1) \quad [18]$$

$$AIC = n[\log(2\pi * \sigma^2) + 1] + 2k \quad [19]$$

Donde:

n : es el número total de observaciones.

k : es el número total de parámetros estimados, incluyendo σ^2 .

El modelo con el menor valor AIC_c fue seleccionado como el mejor modelo en el ajuste de los datos observados, las diferencias de $AIC_c = \Delta_i = AIC_{c,i} - AIC_{c,\min}$ fueron obtenidas para cada uno de los modelos (Katsanevakis y Maravelias, 2008). De acuerdo a Burnham y Anderson

(2002), los modelos con un $\Delta_i < 2$ tienen un soporte sustancial, mientras que los modelos con $\Delta_i < 4$ a 7 tienen un considerable menor soporte, y los modelos con $\Delta_i > 10$ no tienen un soporte y deben ser omitidos para futuras consideraciones.

Los *IC* de los parámetros de los modelo de crecimiento fueron establecidos individualmente a través del método de perfiles de verosimilitud que supone una distribución de X^2 , descrito anteriormente (ecuación 5).

Para cuantificar la plausibilidad de cada modelo, tomando en cuenta los datos y el conjunto de los seis modelos utilizados, fue calculado el peso de Akaike (w_i ; ecuación 20), donde:

$$w_i = \left(\frac{\exp(-0.5\Delta_i)}{\sum_{k=1}^6 \exp(-0.5\Delta_k)} \right) \quad [20]$$

El w_i es considerado como el peso de la evidencia a favor del modelo i a ser el mejor del conjunto de modelos utilizados (Akaike, 1983; Buckland *et al.*, 1997; Burnham y Anderson, 2002; Katsanevakis y Maravelias, 2008). Para cada uno de los modelos utilizados se estimó la longitud asintótica esperada (L_∞), el error estándar de L_∞ y el *IC* al 95% (ecuación 23).

Aplicando el enfoque de inferencia multimodelo (IMM) se calculó un modelo medio, determinado por la variable de respuesta (Lt) a través de los correspondientes w_i de cada modelo para cada una de las clases de edad (Burnham y Anderson, 2002; Katsanevakis, 2006), por lo cual el modelo medio de la Lt está determinado por (ecuación 21):

$$Lt_\infty = \sum_i^6 w_i * Lt_{\infty i} \quad [21]$$

El error estándar fue estimado a partir de:

$$SE(Lt_\infty) = \sum_i^6 (w_i * \sigma^2 Lt_{\infty i}) + \left((Lt_{\infty i} - Lt_{\infty global})^2 \right)^{1/2} \quad [22]$$

El *IC* de la variable de respuesta (Lt) fue estimado como:

$$IC_{95\%} = Lt_{\infty i} \pm t_{\alpha, g.l} * SE(Lt_\infty) \quad [23]$$

Edad de madurez sexual

Para calcular la edad media de madurez sexual se utilizaron los parámetros de crecimiento del modelo que presentó mejor ajuste a los datos observado, por lo cual para este estudio se utilizó la ecuación inversa de von Bertalanffy de 2 parámetros.

$$t_{mad} = \ln(L_{\infty} - L_{50} / L_{\infty} - L_0) / -k \quad [24]$$

Donde:

t_{mad} : es la edad media de madurez en años.

L_{50} : es la longitud en la cual el 50% de los organismos están sexualmente maduros.

L_{∞} , k , L_0 : son los parámetros de crecimiento.

Longevidad

La longevidad fue estimada de acuerdo a la ecuación de Fabens (1965) que considera la edad a la cual se alcanza el 99% de la L_{∞} (Irvine *et al.*, 2006).

$$\text{Longevidad} = 7((\ln 2)/k) \quad [25]$$

Donde:

k : es el parámetro de la ecuación de von Bertalanffy de 3 parámetros.

5.6. Mortalidad

La mortalidad es un parámetro clave para entender la dinámica de poblaciones y como en todo stock pesquero dos tipos de mortalidad ocurre en las poblaciones de tiburón: la mortalidad natural (M) la cual es la pérdida de la población por sucesos naturales como la depredación, enfermedades y edad avanzada, y la mortalidad por pesca (F) la cual como el mismo nombre sugiere es la pérdida de la población por la pesca, estos valores de forma aditiva representan la mortalidad total (Z) (Simpfendorfer *et al.*, 2005).

Tasa de mortalidad natural

Para estimar la tasa instantánea de mortalidad natural (M) se utilizaron seis métodos empíricos indirectos que consideran una relación entre parámetros de historia de vida (Tabla 1). El método de Pauly (1980) utiliza parámetros de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy (L_{∞} y k) y la temperatura media del agua. Hoenig (1983) propone una tasa de mortalidad total (Z) suponiendo que $Z \approx M$ para una población en condición virgen o con ligera explotación pesquera. Jensen (1996) propone tres relaciones para estimar M basados en k (1), en la edad de madurez sexual (2), y reanaliza los datos de Pauly (1980) y propone una nueva ecuación a partir de k (3). Hewitt y Hoenig (2005) reordenan una regresión propuesta por Hoenig (1983) y proponen una regla basada en el supuesto que el 5% de la población llega a alcanzar la edad máxima teórica. Cada uno de estos métodos pueden tener variaciones en los resultados sobre una misma especie, que conlleva a implicaciones en la evaluación del recurso (Simpfendorfer, 1999), por lo cual se han elegido estos modelos que en conjunto permitirán obtener un valor representativo de M .

Tabla 1. Métodos empíricos para la estimación de mortalidad natural. Donde: L_{∞} y k : son los parámetros de crecimiento de la ecuación de von Bertalanffy 3 parámetros; T : es la temperatura media del agua; t_{mad} : es la edad de madurez sexual; t_{max} : es la edad máxima.

Método	Ecuación
Pauly, 1980	$\ln(M) = 0.0066 - 0.297 \ln(L_{\infty}) + 0.6543 \ln(k) + 00.4627 \ln(T)$
Hoenig, 1983	$\ln(Z) = 1.46 - 1.01(t_{max})$
Jensen, 1996 (1)	$M = 1.65 / t_{mad}$
(2)	$M = 1.5 k$
(3)	$M = 1.6 k$
Hewitt y Hoenig, 2005	$M = 3 / t_{max}$

Tasa de mortalidad total

La estimación de mortalidad total (Z) se estimó por medio del método de curva de captura linealizada, bajo los siguientes supuestos: 1) Los organismos capturados son representativos de la

estructura de edad en la población, 2) La tasa de mortalidad total es constante a través de las clases de edad seleccionadas sobre las cuales se aplicó la función lineal, 3) La tasa de mortalidad es constante entre los años, 4) El reclutamiento es constante a través de los años, 5) La vulnerabilidad a los artes de pesca es igual para todas las edades y constante en las clases anuales. (Simpfendorfer *et al.*, 2005).

Para ello se utilizaron los datos de frecuencia de tallas anuales y los parámetros de crecimiento estimados con anterioridad para *R. terraenovae* en este estudio. Este método está basado en datos de la composición por grupos de tallas, que es una representación gráfica del logaritmo natural del número de peces capturados a correspondientes grupos de edad (Sparre y Venema, 1997). La ecuación de curva de captura linearizada para la estimación de Z es descrita por Sparre y Venema (1997) como:

$$\ln [C (L1, L2)/\Delta t(L1, L2)] = c - Z * t(L1-L2/2) \quad [26]$$

Esta ecuación representa una ecuación lineal en la cual:

$$y = \ln [C(L1,L2)/\Delta t(L1,L2)] \text{ y } x = t(L1 + L2/2) \quad [27]$$

Donde la pendiente de esta ecuación de regresión lineal (b)= $-Z$

Se utilizó la ecuación inversa de von Bertalanffy de 3 parámetros (ecuación 28) para convertir la estructura de tallas de captura a edades.

$$t_c = t_0(1/k) * \ln(1 - Lt) \quad [28]$$

Donde:

t_c : es la edad a las tallas de captura en intervalos.

L_∞ , k y t_0 : son los parámetros de crecimiento.

Lt : es la longitud total promedio en los intervalos de captura.

5.7. Demografía

Para estimar los parámetros demográficos se utilizó la información obtenida en este estudio: edad media de madurez sexual, fecundidad, proporción de sexo de embriones, tasas de mortalidad natural y tasa de mortalidad total para evaluar el efecto de explotación.

La estimación de los parámetros demográficos de *R. terraenovae* se realizó a través de una matriz de Leslie estructurada por edades, y se realizó bajo el supuesto de un solo nacimiento anual y el censo anterior al periodo de reproducción, para ello se utilizó el complemento de Excel PopTools 3.2.5 de CSIRO (Hood, 2010).

Parámetros demográficos

Los parámetros demográficos estimados son: Tasa neta reproductiva (R_0), el tiempo generacional (G), la tasa intrínseca de crecimiento de la población (r), la tasa anual neta de crecimiento de la población (λ), la tasa de incremento poblacional por generación (rG) y el valor teórico de duplicidad poblacional (t_{x2}).

La tasa neta reproductiva (R_0) se estimó a través de la ecuación 29:

$$R_0 = \sum_{x=0}^{\infty} l_x m_x \quad [29]$$

Donde:

l_x y m_x : son la supervivencia y la fecundidad a la edad x .

La supervivencia anual de la proporción de pre reclutas (N_0) de la cohorte inicial afectada por la tasa de mortalidad está dada por (ecuación 30):

$$l_x = N_0 \exp^{-Mx} \quad [30]$$

Donde:

M : es la tasa de mortalidad natural.

El tiempo generacional (G) fue determinado a través de:

$$G = \frac{\sum_{x=0}^{\infty} l_x m_x x}{R_0} \quad [31]$$

La tasa intrínseca de incremento de la población (r) se estableció a través de la ecuación Euler-Lotka (Krebs, 1985).

$$1 = \sum_{x=0}^{\infty} l_x m_x e^{-rx} \quad [32]$$

Donde:

r : es la tasa intrínseca de incremento poblacional.

La tasa anual neta de crecimiento poblacional se estimó a través de:

$$\lambda = e^r \quad [33]$$

La tasa de incremento poblacional por generación se calculó de acuerdo con Fowler (1998):

$$rG = \ln(\lambda) \left(\frac{\sum_{x=0}^{\infty} l_x m_x x}{R_0} \right) \quad [34]$$

El valor teórico de duplicidad poblacional se determinó por medio de:

$$t_{x2} = \ln(2) / r \quad [35]$$

Escenarios

Se elaboraron matrices de Leslie para cada una de las seis estimaciones de M , de esta manera se evaluó la influencia de las estimaciones empíricas de mortalidad natural de *R. terraenovae* en los modelos demográficos, en cada escenario la M y la fecundidad se consideraron constantes en todas las clases de edad.

Así mismo se realizaron escenarios en los que se incorporó la mortalidad total (Z) y se observó el comportamiento de la población a estos valores de explotación y factores biológicos como la fecundidad. Los escenarios considerados fueron los siguientes:

Escenario 1: Mortalidad total (Z) y fecundidad constante para todas las clases de edad.

Escenario 2: Z constante y se incluyó la relación edad-fecundidad.

Escenario 3: Z disminuye a la mitad ($0.5 Z$) a partir de alcanzar la madurez sexual (≈ 2 años) y fecundidad constante.

Escenario 4: Z disminuye a la mitad ($0.5 Z$) a partir de alcanzar la madurez sexual (≈ 2 años) y se incluyó la relación edad-fecundidad.

Escenario 5: Disminución de Z (0.5 de Z) a partir de la primera clase de edad y fecundidad constante.

5.8. Estatus de *R. terraenovae*

A partir de análisis de la serie de tiempo de volumen de producción y datos biológicos del periodo 2001-2010 se definió el estatus de *R. terraenovae* con base en cuatro clases de indicadores: tendencia de volumen de producción, comportamiento de tallas de captura en el tiempo, tasas de mortalidad total, y la tasa intrínseca de incremento de la población. El estatus se clasificó en las siguientes categorías: en aumento, estable o decreciente (Dudley y Simpfendorfer, 2006). Bajo los siguientes criterios:

Volumen de producción

La tendencia producción de cazón estimada bajo el SSA en el periodo 2001-2010 fue utilizada como un primer indicador para definir el estatus de *R. terraenovae*. Bajo el supuesto que *R. terraenovae* es registrado en los volúmenes de producción de cazón debido a la relativa pequeña talla máxima que alcanza en su etapa adulta y considerando que es la especie más representativa en la pesquería artesanal en el estado de Veracruz con base al número de organismos capturados.

Comportamiento de tallas

La pendiente de los cambios de talla mediana en la captura de la pesca artesanal a través del tiempo fue utilizada como indicadora del estatus. Considerando que, un efecto directo por la presión por pesca de las especies puede resultar en cambios en la estructura de tallas lo que indica una potencial reducción en la población.

Tasas de mortalidad total

El comportamiento de tasas de mortalidad total anual (Z) afecta directamente la supervivencia y la renovación de la población. En este caso Z puede permanecer constante, aumentar o disminuir en el tiempo, y es uno de los factores que refleja la afectación de la presión pesquera.

Tasa intrínseca de incremento de la población

Los valores de las tasas intrínsecas de incremento poblacional (r) de *R. terraenovae* estimadas bajo escenarios de explotación (escenarios 1-5) fueron utilizadas como un indicador bajo el supuesto que la condición positiva o negativa de estas tasas es la respuesta de la población frente a tasas de explotación ya que estas tasas conjugan condiciones biológicas reproductivas y de crecimiento y los índices de supervivencia de la especie.

6. RESULTADOS

6.1. Análisis de volumen de producción

Los volúmenes de producción total de tiburón y cazón en el periodo 2001-2010 presentaron máximos de captura en octubre 2001 con 173 t, y durante enero de 2006 con 136 t. Después de este periodo los volúmenes de capturas en ambas categorías comerciales (tiburón y cazón) se han reducido considerablemente, ya que en años recientes los máximos volúmenes de captura fueron alcanzados en noviembre de 2009 y enero de 2010 con 53 y 47 t respectivamente. Segregado por categorías, el tiburón alcanzó máximos volúmenes de captura en febrero 2001 con 90 t, julio 2002 con 83 t, y marzo 2006 con 109 t, mientras que de la categoría cazón, se presentaron máximos volúmenes de captura en el mes de octubre de 2001 con 116 t y en noviembre de 2005 91 t. (Figura 1).

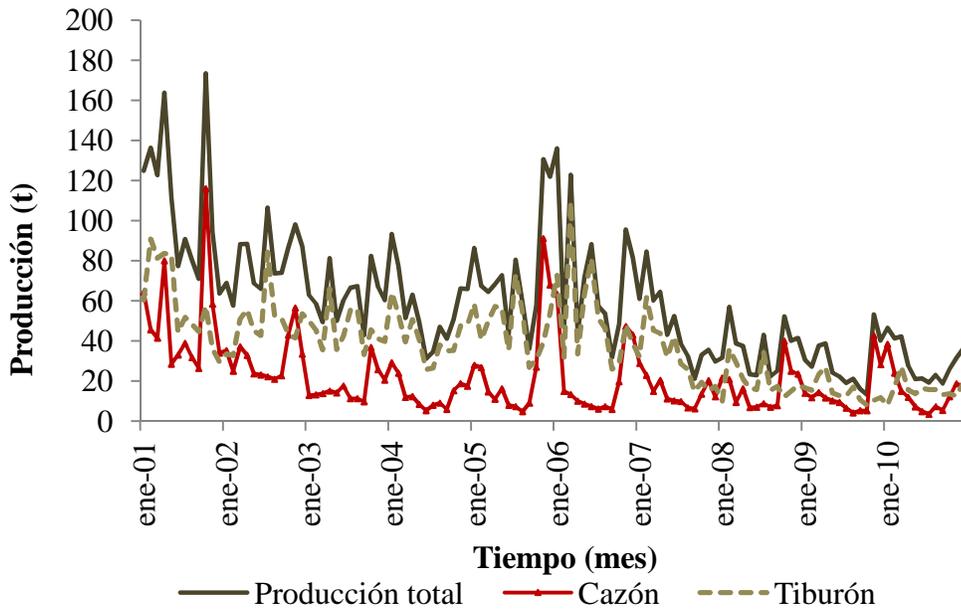


Figura 1. Volumen de producción total, de tiburón y cazón en el litoral del estado de Veracruz en el periodo 2001-2010 (CONAPESCA, Oficina Regional Veracruz).

El análisis del volumen de producción total de tiburón a través del Singular Spectrum Analysis indicó que la serie temporal presentó una tendencia decreciente, durante el año 2005-2006 se presentó una recuperación en las capturas, y a partir del 2007 el decremento es persistente. El volumen de producción hasta el 2010 fue de 30 t, por lo que representó el 51% del promedio de la media de producción estimada en 58 t durante el periodo 2001-2010. (Figura 2). El componente principal que refleja la tendencia representó un 90% de la variabilidad de la serie original.

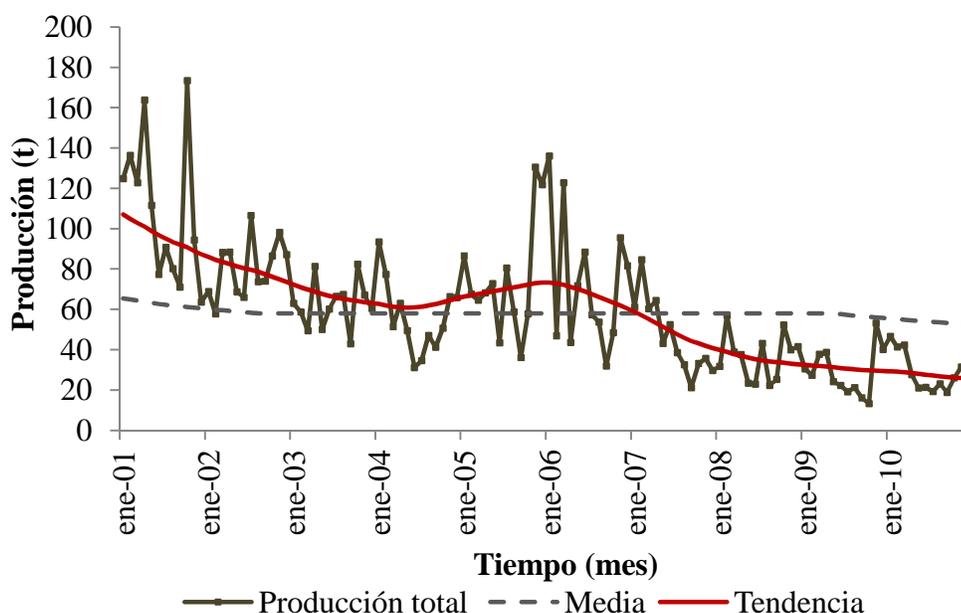


Figura 2. Tendencia y media de producción total de tiburón en el estado de Veracruz durante el periodo 2001-2010.

Dentro de este volumen de producción total, la contribución relativa de producción de la categoría cazón se incrementó respecto a la categoría tiburón a partir del 2007, observándose valores mensuales máximos cercanos a cinco veces la producción de tiburón en los meses finales de cada año en los que existe mayor disponibilidad de este recurso. Esta contribución relativa de la categoría cazón presentó un comportamiento positivo durante el periodo de estudio, pasando de proporciones mínimas promedio de 0.45 en el 2005 a una proporción promedio máxima de 1.1 en el 2010 (Figura 3).

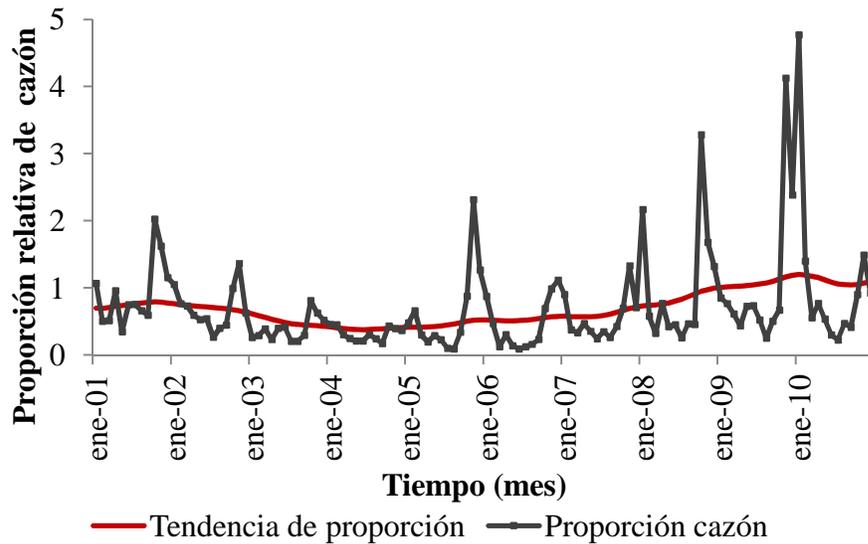


Figura 3. Proporción de la contribución relativa de cazón respecto a tiburón en la producción total durante el periodo 2001-2010.

En el análisis de la producción de la categoría cazón, se observó una tendencia decreciente sostenida en el periodo, esta tendencia reflejó una disminución, pasando de un volumen promedio de 42.17 t en el 2001 a un promedio de 12.76 t en el 2010, lo que representó un decremento del 70%. En esta categoría se identificaron y extrajeron dos componentes oscilatorios armónicos (persistentes en el tiempo), que representaron estacionalidades, una principal de periodicidad anual (12 meses) con máximos definidos a finales de cada año durante los meses de octubre-diciembre. La segunda estacionalidad de menor magnitud presentó una periodicidad semestral (bianual), con máximos entre los meses de abril-mayo y octubre-diciembre (Figura 4).

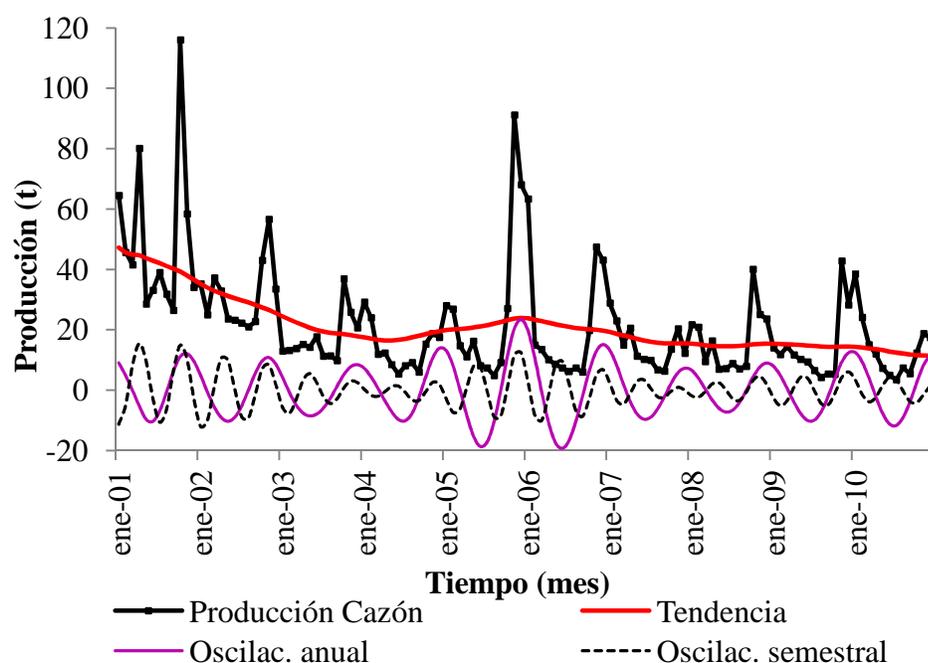


Figura 4. Tendencia y oscilaciones periódicas de cazón en el estado de Veracruz estimadas bajo el método SSA durante el periodo 2001-2010.

Los componentes principales identificados en esta serie temporal (tendencia y oscilaciones) en conjunto explicaron un 87.9% de la variabilidad de la serie original (Tabla 2). Estos componentes de forma aditiva permitieron reconstruir y visualizar el comportamiento de la serie de volumen de producción, en el cual se observan periodos máximos de captura en los meses de octubre-diciembre, y otro de menor magnitud de captura en abril-mayo (Figura 5).

Tabla 2. Porcentajes de variabilidad de los componentes principales identificados en la producción de cazón del estado de Veracruz.

Componente principal	% de variabilidad
Tendencia	66.6
Oscilación 1	15.3
Oscilación 2	6
Total	87.9

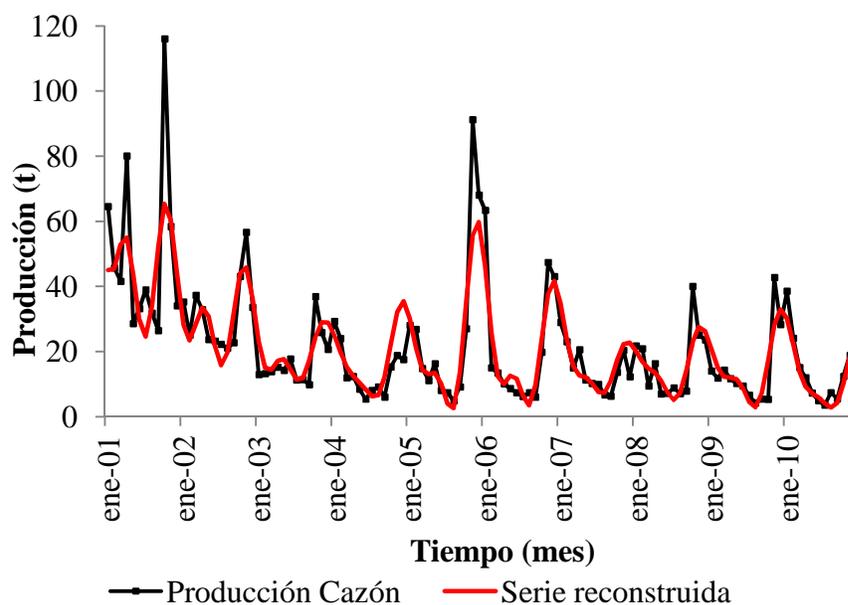


Figura 5. Serie de producción de cazón vs serie reconstruida con los componentes principales (tendencia y oscilaciones periódicas) en el periodo 2001-2010.

6.2. Análisis pesquero

Proporción de *R. terraenovae*

En el estado de Veracruz fueron registradas 25 especies de tiburón durante el periodo 2001-2010 (Anexo I), de las cuales, la especie predominante para la pesca artesanal en lo que a número de organismos se refiere fue *R. terraenovae*. El número de especies registradas varía en cada uno de los años, sin embargo *R. terraenovae* siempre está presente en la pesquería, en promedio esta especie representó un porcentaje de 64% en las capturas durante el periodo, oscilando entre valores mínimos del 40% durante el 2010 y máximos del 80% durante el 2008. El porcentaje restante de la captura de tiburón lo ocuparon el conjunto de las otras especies (Figura 6), cabe señalar que para estimar esta contribución relativa se excluyeron los años 2003, 2004 y 2007 debido la escasa representatividad de los datos para asumir un periodo anual.

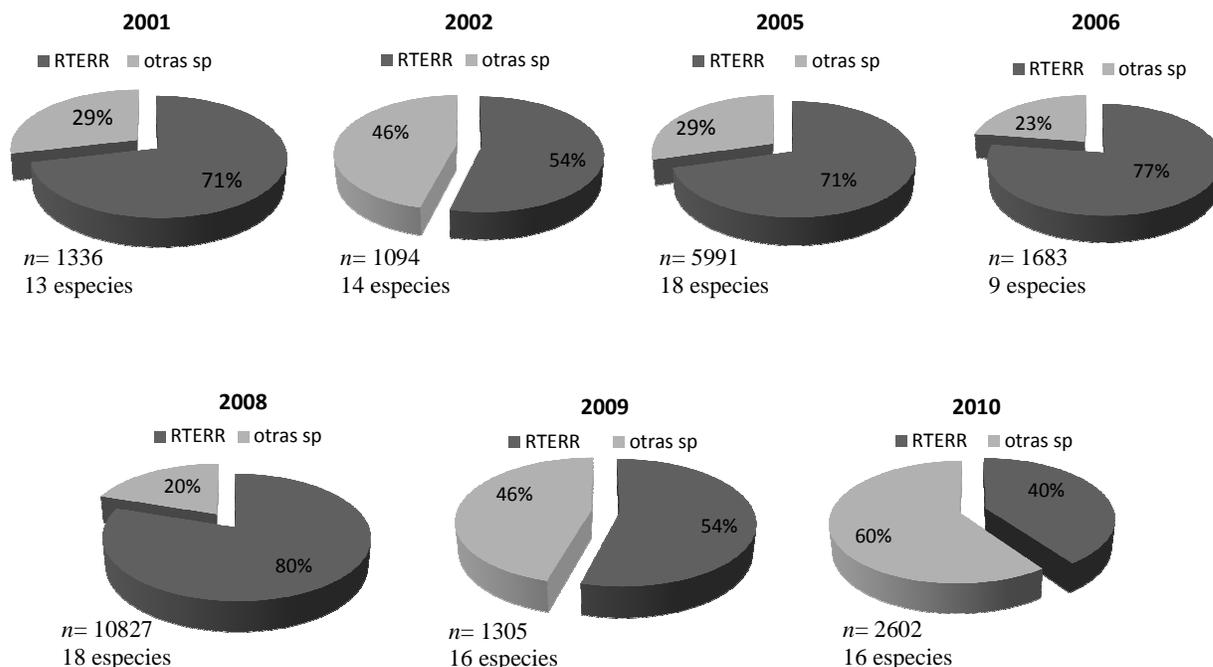


Figura 6. Contribución porcentual de *R. terraenovae* (RTERR) en la pesquería artesanal de tiburón en la zona central del estado de Veracruz en el periodo 2001-2010.

Estructura de tallas

Se registraron un total de 23,745 organismos de *R. terraenovae* en la pesquería artesanal de la zona central del estado de Veracruz durante el periodo de 2001-2010, de los cuales se tomaron datos biológicos a 8,977. Para describir y estimar los cambios en la estructura de tallas, fueron utilizados los organismos de esta especie muestreados durante los años 2001, 2002, 2005, 2006, 2008, 2009 y 2010, en la Tabla 3 se muestra los meses de muestreo y el número de organismos registrados en la captura de la pesquería artesanal durante este periodo. Estos datos reflejaron que esta especie está presente todo el año en las capturas, presentando una mayor presencia y disponibilidad en las capturas en los meses de octubre a diciembre, esto debido al evento migratorio de los juveniles. Otra temporada de captura se presenta durante los meses de abril a Junio, mientras que durante el mes de agosto la presencia de esta especie es baja.

Tabla 3. Número de organismos de *R. terraenovae* registrados mensualmente en la costa central del estado de Veracruz durante los años 2001-2002, 2005-2006, 2008-2010.

Mes/Año	2001	2002	2005	2006	2008	2009	2010
Enero	s/d	19	49	s/d	56	8	24
Febrero	s/d	s/d	32	s/d	30	63	3
Marzo	s/d	61	30	s/d	25	13	15
Abril	s/d	49	104	10	58	45	29
Mayo	s/d	10	100	0	92	22	19
Junio	s/d	0	8	187	73	133	16
Julio	9	11	24	11	114	22	4
Agosto	8	6	4	0	17	6	7
Septiembre	13	3	61	1	554	0	1
Octubre	479	283	83	619	6798	6	124
Noviembre	399	81	3677	171	809	5564	765
Diciembre	47	67	48	303	59	258	40

s/d= sin dato.

A partir de la estructura de tallas se observó una disminución de las tallas mayores, la figura 7 muestra los cuartiles que determinan la talla mediana (línea obscura), el rango entre 25 y 75% de las tallas de captura (área dentro de la caja), las tallas dentro del 95% de probabilidad (líneas de dispersión), y los valores extremos (círculos) en el conjunto de datos, los cuales han aumentado a través del tiempo, esto describe que la captura de la pesca artesanal se ha concentrado en organismos de tallas más pequeñas. La mediana de talla de captura ha disminuido, pasando de valores de 62.5 cm de *Lt* estimada en el 2002 a 60 cm de *Lt* en el 2010, en la relación lineal de la mediana en el tiempo se estimó una pendiente negativa ($b = -0.17$), sin embargo presentó una baja correlación ($r^2 = 0.29$) (Figura 8).

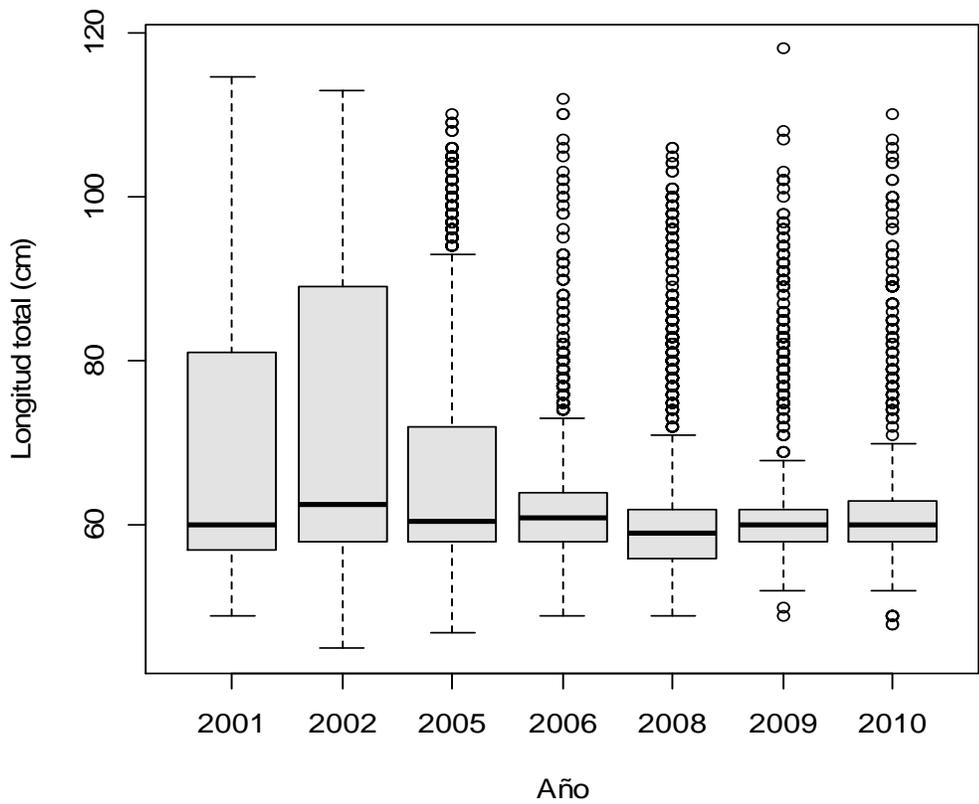


Figura 7. Comportamiento de la mediana de tallas de captura de *R. terraenovae* en el periodo 2001-2010.

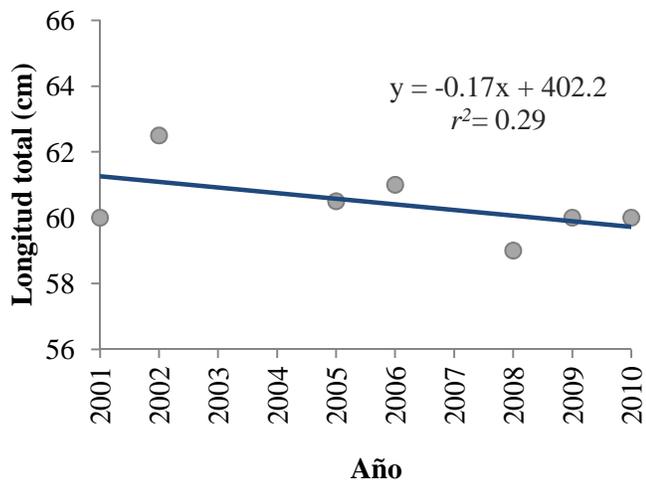


Figura 8. Relación de la mediana de tallas de captura de *R. terraenovae* durante el periodo 2001-2010.

La estructura de tallas de la captura presentó un intervalo de 45 a 118 cm de *Lt*, las tallas mínimas registradas a lo largo del periodo oscilan entre 45 y 49 cm de *Lt*, las tallas máximas oscilan entre 106 y 118 cm de *Lt*, así mismo en cada uno de los años se observaron hasta 3 grupos modales, a excepción para el 2006 en el cual únicamente se registraron 2 modas. El primer grupo modal osciló entre 57-59 cm de *Lt*, el segundo grupo modal entre 74-79 cm de *Lt* y el tercero se estimó entre 93 a 98 cm de *Lt*. (Tabla 4).

Tabla 4. Descriptores de tallas (cm de *Lt*) de *R. terraenovae* presentes en la pesca artesanal del estado de Veracruz en el periodo 2001-2010.

Año	Talla			Talla		<i>n</i>
	mínima	Moda 1	Moda 2	Moda 3	máxima	
2001	49	57	76	93	114.5	816
2002	45	58	78	98	113	569
2005	47	59	74	96	110	1327
2006	49	59	76	-	112	1250
2008	49	57	79	96	106	1960
2009	49	58	78	-	118	1543
2010	48	58	79	98	110	859

Esta estructura de tallas anuales permitió observar que a través del tiempo existe un reclutamiento pesquero constante de los juveniles en la pesquería, estos organismos se incluyen plenamente a este reclutamiento una vez que han alcanzado una talla aproximada de 55 cm de *Lt*. Es precisamente sobre este grupo en la cual influye mayormente la presión pesquera ya que aproximadamente el 60% de la captura (en lo que a número de organismos se refiere) la constituyen organismos juveniles entre 55 y 65 cm de *Lt*. Así mismo este registro de tallas en el tiempo permitió observar que la probabilidad de captura de organismos mayores a una talla de 85 cm de *Lt* en la pesquería artesanal se ha reducido en los últimos años (Figura 9).

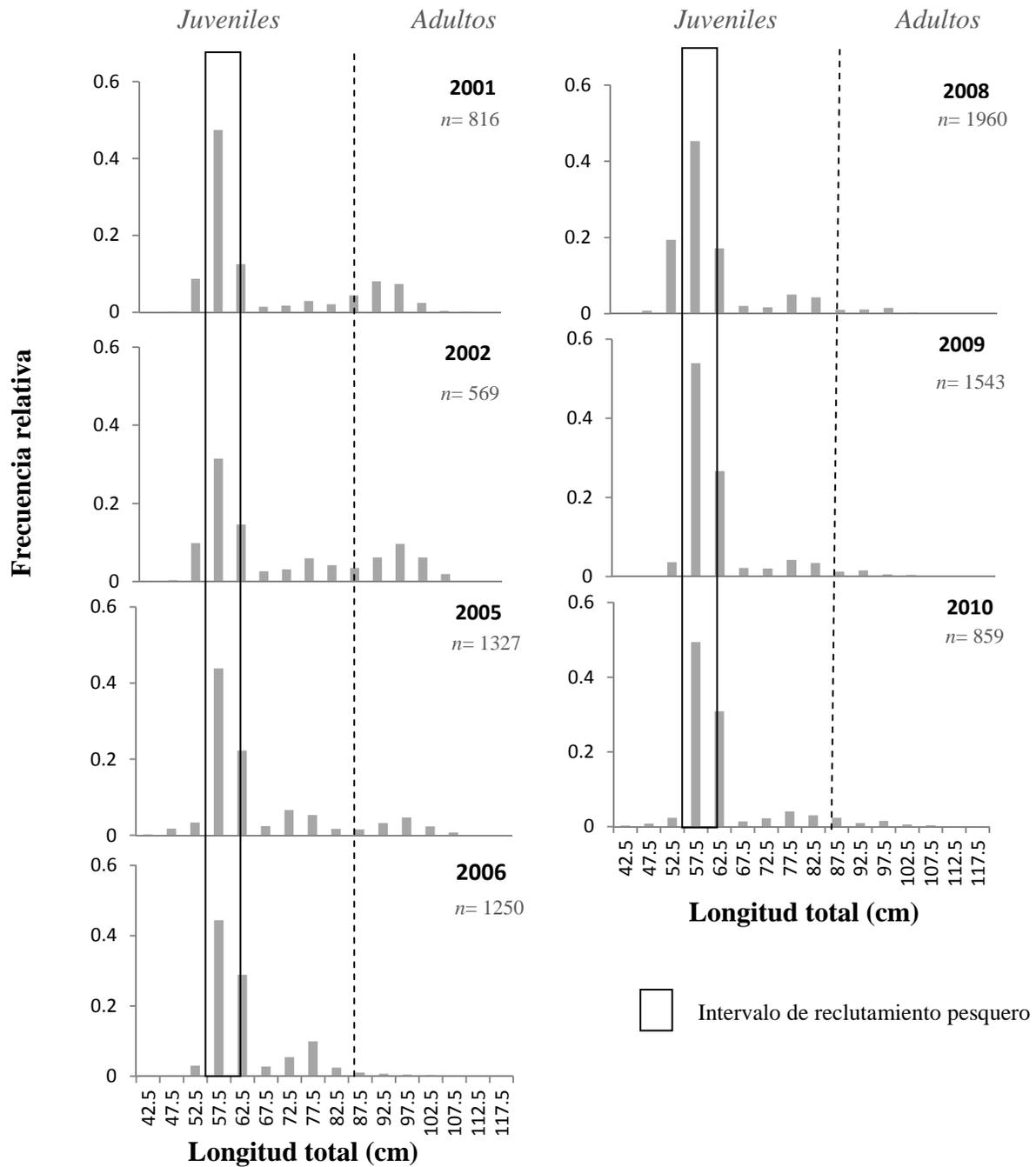


Figura 9. Estructura de tallas anuales de *R. terraenovae* en la pesquería artesanal de tiburón del estado de Veracruz en el periodo 2001-2010.

Relación Longitud-peso total

Se estimó la relación entre la longitud total-peso total entero por sexos separados a partir de 74 hembras y 14 machos y en conjunto para ambos sexos, el peso total más bajo registrado fue de 0.5 kg que pertenece a un macho de 62 cm de L_t , mientras que el mayor peso total registrado fue de 6.4 kg correspondiendo a una hembra de 98 cm de L_t . No se encontraron diferencias significativas entre las curvas de la relación longitud-peso total de hembras y machos ($F= 0.94 < F_{70, 12}= 1.89$, $P < 0.05$), la ecuación que describe esta relación para ambos sexos fue $P_t = 5.401E-06 * L_t^3$ (Figura 10). El coeficiente fue $b= 3$ por lo cual presenta un crecimiento isométrico.

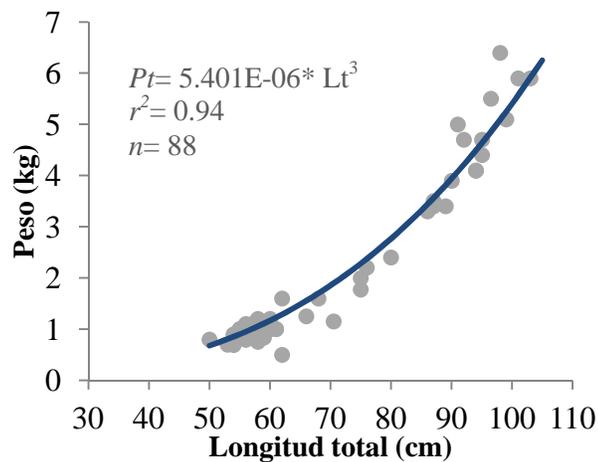


Figura 10. Relación Longitud total-peso total entero para ambos sexos de *R. terraenovae* en el periodo 2001-2010.

6.3. Aspectos reproductivos

Proporción de Madurez

La madurez sexual de las hembras de *R. terraenovae* se estimó a partir de 394 organismos con estadio de madurez definido, la talla a la cual el 50% de las hembras están sexualmente maduras (L_{50}) se estimó en 83.5 cm de L_t (Figura 11). La hembra inmadura más grande se registró en 92 cm de L_t y la hembra madura más pequeña fue de 74 cm de L_t .

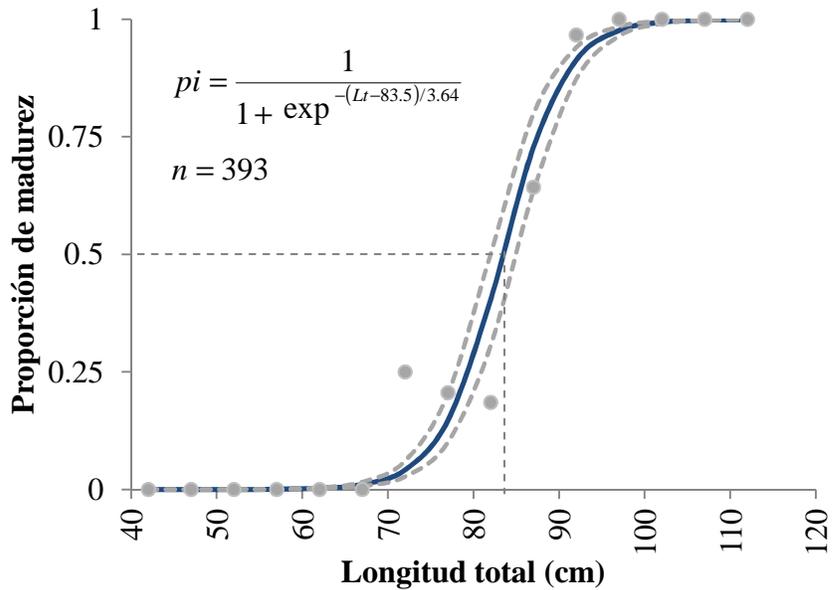


Figura 11. Modelo logístico de estimación de $L_{50} \pm IC$ para hembras de *R. terraenovae* registradas en la zona central del estado de Veracruz en el periodo 2001-2010.

Los IC al 95% de la talla L_{50} fueron de 82 y 85 cm de L_t en el límite inferior y superior respectivamente (Figura 12a), y para la amplitud de la ojiva se estimó un IC entre 3 y 4.5 (Figura 12b).

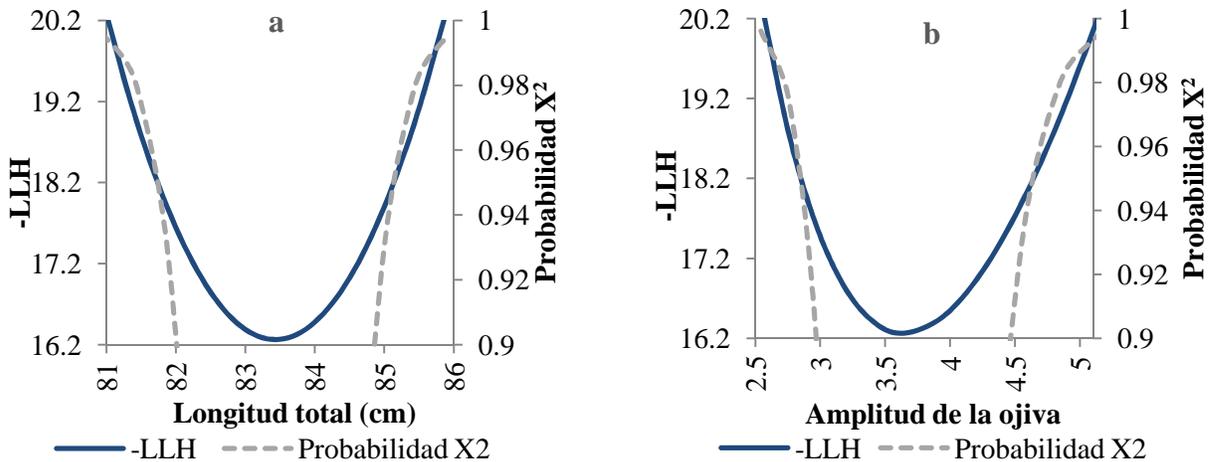


Figura 12. Intervalos de confianza del 95% para los parámetros ajustados al modelo logístico para las hembras de *R. terraenovae*: (a) longitud media de madurez L_{50} y (b) amplitud de la ojiva de madurez.

Fecundidad

Durante el periodo de estudio se registraron un total de 116 hembras preñadas, en las cuales el número de embriones registrados en los úteros osciló entre 1 y 9, la fecundidad estimada con base en esta información fue en 4.3 ± 2.1 crías por camada. La proporción de sexos para el total de embriones fue 1:1. La hembra preñada de menor talla registrada fue de 83 cm de *Lt* con 6 embriones en los úteros. Se encontró una baja correlación ($r^2= 0.15$) ligeramente significativa ($P < 0.05$) entre la longitud de la hembra preñada y su fecundidad con base al número de embriones (Figura 13a).

La fecundidad con base al número de ovocitos vitelogénicos se estimó en 6.5 ± 2.3 , registrándose entre 1 a 11 ovocitos. La hembra más pequeña registrada con ovocitos vitelogénicos fue de 76 cm de *Lt* (5 ovocitos). Se estimó una baja correlación entre la longitud de la hembra y el número de ovocitos ($r^2= 0.27$) y una relación ligeramente significativa ($P < 0.05$) (Figura 13b).

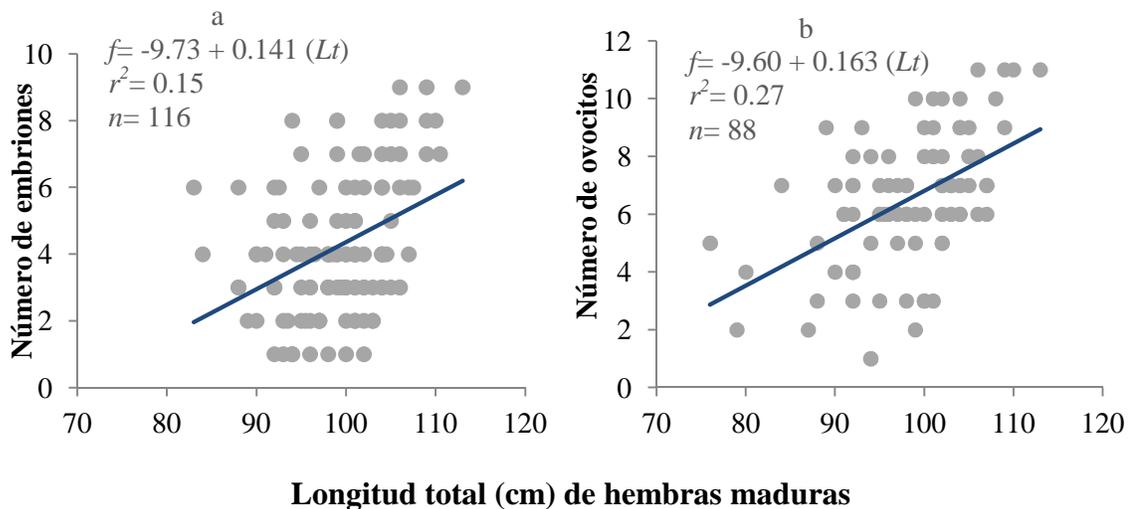


Figura 13. Relación de la longitud total–número de embriones (a), y relación longitud total – número de ovocitos (b) de hembras de *R. terraenovae* registradas en el periodo 2001-2010.

6.4. Edad y Crecimiento

El ajuste de la estructura de tallas mensuales bajo una distribución multinomial permitió identificar tallas medias de grupos modales, teniendo en consideración que estos corresponden a individuos de diferentes cohortes de la población. Un ejemplo de este ajuste multinomial a la estructura de tallas mensuales se presenta en la Figura 14, en la cual se observa que en el mes de abril del 2005 se estimaron tallas medias de 2 grupos modales (74.5 ± 3.8 cm de Lt , $n=63$; 97.6 ± 4.8 cm de Lt , $n= 36$) y en el mes de septiembre se estimaron tallas medias de 3 grupos modales (57.8 ± 2.4 cm de Lt , $n= 14$; 72.6 ± 3.6 cm de Lt , $n= 40$; 87.0 ± 3.7 cm de Lt , $n= 6$).

El total de tallas medias mensuales estimadas a lo largo del periodo de estudio se muestran en la tabla 5, el número de tallas medias estimadas por mes varía entre 1 y 4, el mes de octubre de 2006 y noviembre de 2009 presentaron la mayor cantidad de medias en la estructura de tallas. Se estimaron un total de 96 tallas medias, la talla media más pequeña fue estimada en 56.8 ± 3.0 cm de Lt durante el mes de octubre de 2002, la talla media más grande fue estimada en 107.4 ± 8.4 cm de Lt en el mismo mes, una característica importante que se observó es que las tallas medias de octubre a diciembre son menores a 63 cm de Lt en cada uno de los años analizados.

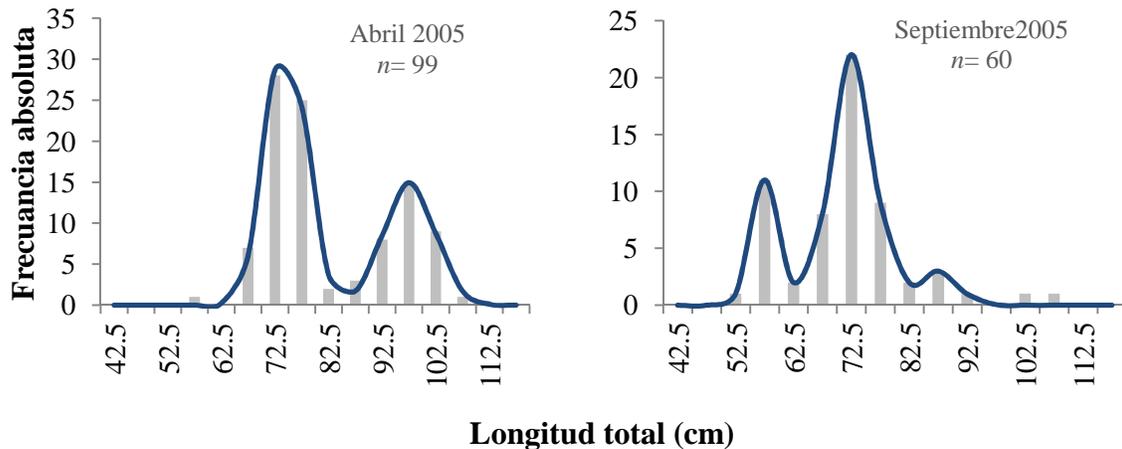


Figura 14. Ejemplo de distribución multinomial aplicada a estructura de tallas mensuales de *R. terraenovae* registrados en la costa central del estado de Veracruz.

Tabla 5. Tallas medias mensuales de *R. terraenovae* estimadas en la zona central del estado de Veracruz en el periodo 2001-2010 bajo un análisis multinomial.

Mes/	Año	Grupos modales (cm)							
		Media I	<i>n</i>	Media II	<i>n</i>	Media III	<i>n</i>	Media IV	<i>n</i>
Sep	01	91.9 ± 2.9	5	103.1 ± 2.9	5				
Oct	01	57.0 ± 2.6	357	69.3 ± 11.6	47	98.0 ± 2.8	9		
Nov	01	59.2 ± 2.8	190	94.1 ± 5.8	144				
Dic	01	92.2 ± 3.0	21	104.2 ± 1.7	5				
Ene	02	100.3 ± 6.4	7						
Mar	02	96.9 ± 5.3	49						
Abr	02	98.5 ± 3.9	39						
Jun	02	92.6 ± 3.6	5						
Oct	02	56.8 ± 3.0	225	79.4 ± 4.6	47	107.4 ± 8.4	9		
Nov	02	60.2 ± 2.8	66	97.0 ± 5.7	12				
Dic	02	63.2 ± 3.0	38	95.5 ± 8.2	27				
Ene	03	96.6 ± 5.7	11						
Abr	03	98.3 ± 5.7	61						
Oct	04	58.9 ± 2.7	46	96.2 ± 6.0	5				
Nov	04	58.7 ± 2.9	230	73.6 ± 5.2	28	96.8 ± 4.0	17		
Dic	04	60.3 ± 2.9	61	73.3 ± 4.0	6	93.8 ± 5.5	5		
Ene	05	96.4 ± 2.8	30						
Feb	05	96.4 ± 5.2	30						
Mar	05	98.9 ± 6.4	31						
Abr	05	74.5 ± 3.8	63	97.6 ± 4.8	36				
May	05	74.1 ± 3.1	49						
Jun	05	78.6 ± 4.0	6						
Jul	05	85.1 ± 3.3	13	100.8 ± 4.0	9				
Sep	05	57.8 ± 2.4	14	72.6 ± 3.6	40	87.0 ± 3.7	6		
Oct	05	58.6 ± 2.6	61	74.9 ± 5.4	17				
Nov	05	59.1 ± 2.5	786	78.7 ± 3.6	15				
Dic	05	62.5 ± 2.8	42	90.8 ± 1.9	4				
Abr	06	79.0 ± 2.8	3	99.5 ± 3.5	6				
Jun	06	76.7 ± 3.3	185						
Oct	06	59.0 ± 2.7	497	69.2 ± 5.6	40	88.4 ± 3.9	20	104.7 ± 5.1	9
Nov	06	58.6 ± 2.9	161						
Dic	06	60.2 ± 3.0	299						

Continuación tabla 5.

Mes/	Año	Grupos modales (cm)							
		Media I	<i>n</i>	Media II	<i>n</i>	Media III	<i>n</i>	Media IV	<i>n</i>
Nov	07	57.1 ± 2.9	87						
Dic	07	60.9 ± 3.4	60	80.9 ± 17.1	17				
Ene	08	71.3 ± 5.7	5						
Mar	08	94.6 ± 3.5	13	104.6 ± 2.4	4				
Abr	08	93.3 ± 3.4	7						
May	08	80.5 ± 3.5	39						
Jun	08	80.3 ± 3.1	26	96.6 ± 3.4	7				
Oct	08	56.9 ± 2.5	445	87.0 ± 5.0	13				
Nov	08	60.7 ± 2.7	312	78.4 ± 3.3	17	95.2 ± 6.5	14		
Dic	08	61.4 ± 2.9	40	99.8 ± 1.9	4				
Mar	09	90.2 ± 6.2	5						
Abr	09	92.2 ± 2.7	19	104.1 ± 1.8	5				
Jun	09	77.6 ± 3.5	89						
Ago	09	90.9 ± 4.7	5						
Nov	09	57.0 ± 3.0	1202	72.5 ± 5.0	20	83.0 ± 1.9	15	97.0 ± 2	4
Dic	09	60.0 ± 4.2	21	82.5 ± 3.0	30				
Abr	10	97.5 ± 3.1	6						
May	10	91.7 ± 3.5	4	103.3 ± 3.4	4				
Jun	10	78.0 ± 3.5	14						
Oct	10	57.6 ± 2.7	47	79.4 ± 6.4	53				
Nov	10	59.0 ± 3.0	600	78.0 ± 3.0	20	88.0 ± 2.0	9		
Dic	10	60.6 ± 1.9	36	92.4 ± 4.1	4				

El seguimiento de las 96 tallas medias estimadas en el periodo, permitieron identificar un total de 15 cohortes (A-O), de estas, las cohortes del 2004 y 2005 (I y J) presentan la mayor cantidad de tallas medias en el tiempo (Figura 15), por lo cual estas permitieron establecer en su conjunto los pares de datos (clave talla-edad) para la estimación de los parámetros de crecimiento. Como se observa en la figura 15, cada una de las cohortes inicia entre los meses octubre a noviembre con el reclutamiento en la pesquería de los juveniles durante el evento migratorio. Debido a lo anterior en la estructura de tallas de esta zona de estudio no se registraron organismos neonatos

que representen el ritmo de crecimiento en los primeros estadios de vida, por lo cual en la clave talla-edad obtenida se incluyó el inicio teórico de las cohortes *I* y *J* una talla de nacimiento de 32 cm de *Lt* (Parsons, 1983; Castillo-Géniz *et al.*, 1998) en abril como mes 1.

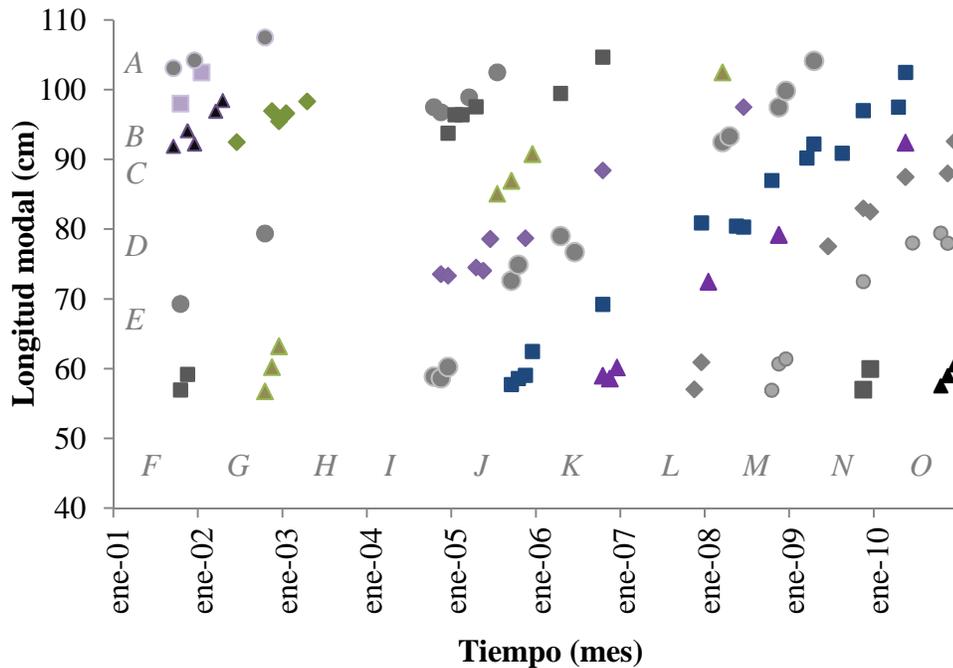


Figura 15. Cohortes de *R. terraenovae* identificadas en la estructura de tallas en la zona central del estado de Veracruz durante el periodo 2001-2010.

Los parámetros de crecimiento estimados presentan ligeras variaciones entre los diversos modelos utilizados, la longitud asintótica (L_{∞}) oscila de 101.2 a 121 cm de *Lt*, la L_{∞} más baja fue estimada por el método de VBGM 2 parámetros, y la más alta por el de Schnute-Richards, sin embargo la mayoría de los modelos presentan una L_{∞} menor a la talla máxima observada en este estudio (118 cm de *Lt*), excepto el modelo de Schnute-Richards. Los valores estimados de k varía entre 0.44 y 0.76/años, el menor valor fue estimado por el VBGM 3 parámetros y el valor más alto por Schnute-Richards. Los parámetros de crecimiento estimados por los seis diferentes modelos y los *IC* al 95% para cada parámetro a través de los perfiles de verosimilitud se presentan en la Tabla 6.

Tabla 6. Parámetros de crecimiento de seis modelos utilizados para *R. terraenovae*, el valor de criterio de Akaike para cada modelo, y el intervalo al 95% de confianza.

Modelo de crecimiento	AIC	Parámetros	IC 95%		
			Min.	Max.	
VBGM 3 parámetros	41.4	L_{∞} (cm de Lt)	104.3	101.5	106.5
		k (años)	0.44	0.415	0.465
		t_0	-1.11	-1.25	-0.99
VBGM 2 parámetros	40.6	L_{∞} (cm de Lt)	98.25	95.8	100.7
		k (años)	0.63	0.57	0.7
		L_0 (cm Lt)	32	-	-
Generalizado	43.7	L_{∞} (cm de Lt)	103.5	101.1	105.8
		k (años)	0.48	0.46	0.50
		t_0	-1.69	-1.80	-1.58
		p	1.56	1.42	1.70
Logístico	42.8	L_{∞} (cm de Lt)	101.26	98.9	103.7
		k (años)	0.67	0.59	0.75
		t_0	0.318	0.13	0.49
Gompertz	42.6	L_{∞} (cm de Lt)	102.44	100.0	104.8
		k (años)	0.55	0.53	0.57
		t_0	-1.32	-1.47	-1.15
Schnute-Richards	44.5	L_{∞} (cm de Lt)	121.00	118.8	123.2
		k (años)	0.76	0.73	0.79
		δ	-0.38	-0.40	-0.36
		ν	0.53	0.50	0.56
		y	0.31	0.30	0.33

Las curvas que describen el crecimiento de *R. terraenovae* derivadas de los seis modelos se presentan en la Figura 16, en la cual se representa que a través de cualquiera de los modelos puede describirse el crecimiento en longitud de esta especie.

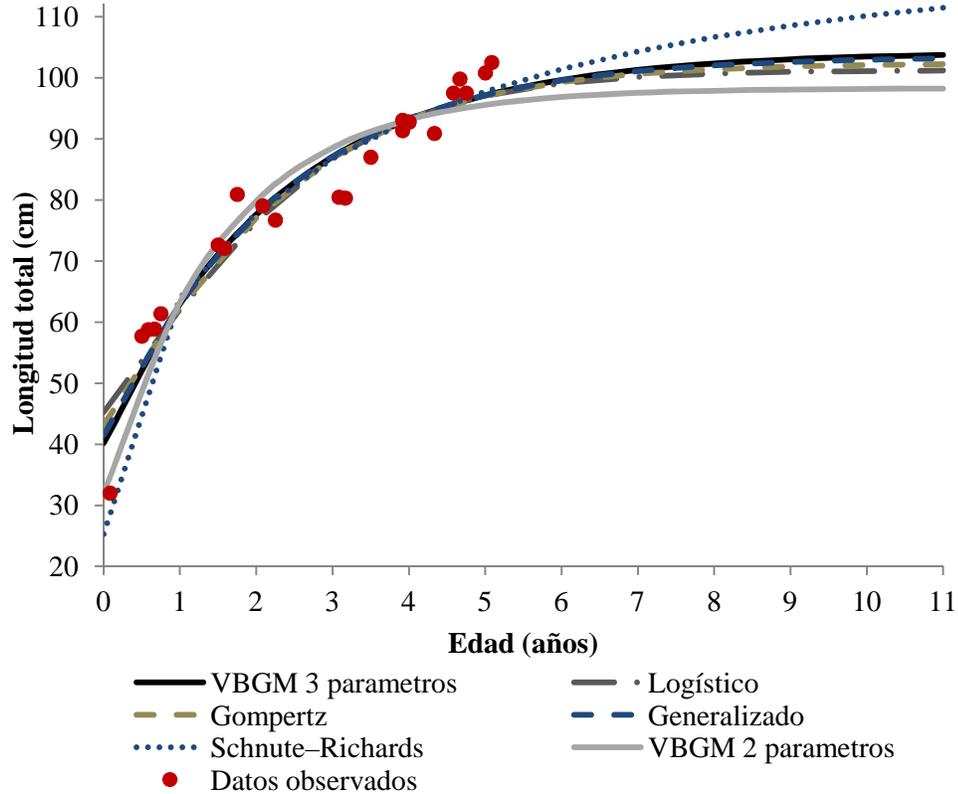


Figura 16. Curvas de crecimiento ajustadas a los datos longitud-edad de *R. terraenovae* derivadas de seis modelos crecimiento.

Basados en el enfoque de la teoría de información cada uno de los modelos se ajustan a los datos observados de *R. terraenovae*. El modelo que presentó menor incertidumbre es el VBGM 2 parámetros ($AIC_c = 41.9$) seguido del modelo de VBGM 3 parámetros ($AIC_c = 44.1$), el modelo que presenta mayor incertidumbre en las estimaciones de crecimiento es el de Schnute Richards ($AIC_c = 49.28$) (Tabla 7).

A partir de los parámetros de la ecuación del VBGM de 2 parámetros (L_∞ , k , y L_0) y la talla media de madurez sexual estimada en este estudio ($L_{50} = 83.5$, con un intervalo entre 82 y 85 cm de L_t) se estableció que las hembras de *R. terraenovae* presentan una edad media de madurez sexual de 2.4 años, con un intervalo de 2.2 y 2.6 años respectivamente.

La longevidad que *R. terraenovae* puede alcanzar fue estimada en 11 años con base en el método de Fabens (1965).

Con base en el enfoque de inferencia multimodelo (IMM) se estimó una $L_{\infty} = 100.7$ cm de L_t , con intervalo de 94 y 107.3 cm de L_t . Bajo este enfoque el modelo VBGM 2 parámetros presentó un soporte sustancial ($\Delta_i = 0$), y por lo tanto es el que aportó mayor peso ($w_i = 54.46\%$) para establecer el modelo medio, y determinó en mayor medida el resultado de la L_{∞} como variable de respuesta, el modelo de Schnute–Richards es el que presentó menor soporte ($\Delta_i = 7.29$) y por lo tanto tiene menor plausibilidad ($w_i = 1.42$). Cada uno de los modelos presentó un soporte considerable con un $\Delta_i < 8$, por lo cual todos fueron considerados para estimar el modelo medio en el enfoque IMM (Tabla 7).

Tabla 7. Datos de teoría de información: sesgo e incremento de Akaike, peso del modelo utilizado, la longitud asintótica de cada modelo y modelo medio con la IMM.

Modelo	k	$AICc$	Δ_i	$w_i(\%)$	Longitud asintótica (cm)			
					L_{∞} estimada	S.E.	95% IC L_{∞} Min	95% IC L_{∞} Max
VBGM 3 parámetros	4	44.1	2.19	18.18	104.28	0.66	102.7	105.9
VBGM 2 parámetros	3	41.9	0.00	54.46	98.25	1.34	95.0	101.5
Generalizado	5	47.7	5.77	3.04	103.51	0.09	103.3	103.7
Logístico	4	45.3	3.39	9.99	101.26	0.07	101.1	101.4
Gompertz	4	44.8	2.88	12.91	102.44	0.24	101.9	103.0
Schnute–Richards	6	49.2	7.29	1.42	121.00	0.29	120.3	121.7
Modelo medio (IMM)					100.7		94.0	107.3

Aplicando este método de enfoque IMM para cada grupo de edad, se estableció una curva de crecimiento en longitud (cm de L_t) (Figura 17), de acuerdo a esta inferencia, *R. terraenovae* crece rápidamente en los primeros años de vida, alcanzando aproximadamente 27 cm/año en el primer

año de vida, 16 cm/año durante el segundo, 9 cm/año en el tercero, de 5 a 2 cm/año del cuarto al sexto año y posterior al séptimo año de vida menos de 1 cm/año. Los IC al 95% en esta curva presentaron mayor amplitud en la edad cero (nacimiento del organismo) que para edades posteriores al primer año, en los que se presentó un intervalo más discreto, una vez que los organismos empiezan a alcanzar la asíntota posterior al quinto año de edad la amplitud en el intervalo de talla tiende a ser más amplio.

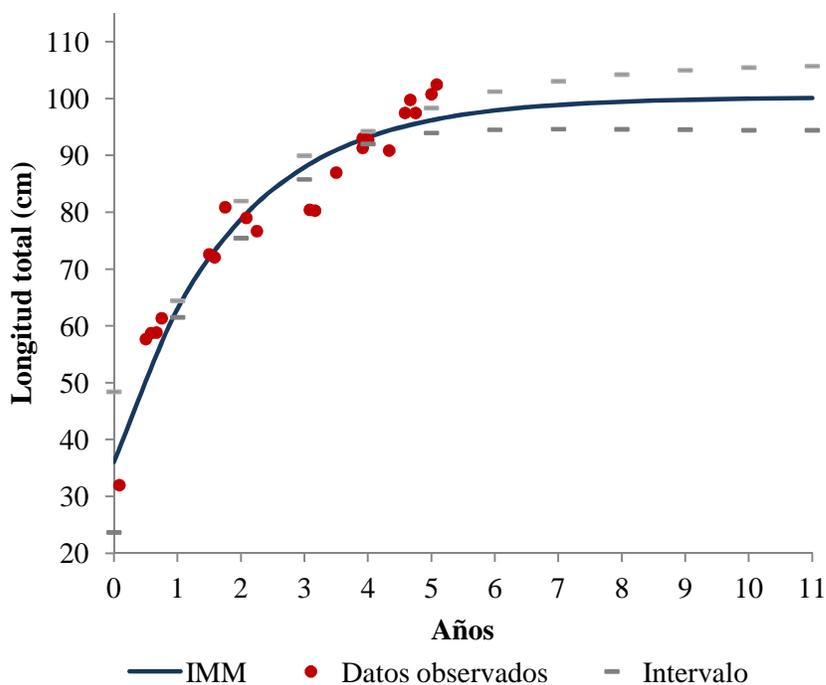


Figura 17. Curva de crecimiento en longitud total e intervalo de confianza al 95% para cada grupo de edad de *R. terraenovae* establecidas con el enfoque IMM.

6.5. Mortalidad

Tasas de mortalidad natural

Utilizando los parámetros de crecimiento de la ecuación VBGM 3 parámetros ($L_{\infty}= 104.27$ cm de Lt , $k= 0.438/\text{años}$, y $t_0= -1.11/\text{años}$), la edad media de madurez, longevidad ($t_{mad}= 2.4$ años, $t_{max}= 11$ años) y temperatura media anual del Golfo de México en el periodo 2001-2010 (26.3 °C; Acker y Leptoukh, 2007), se calcularon tasas de mortalidad natural que oscilaron entre 0.273 y 0.701 dependiendo del método utilizado (Tabla 8). La mortalidad natural estimada bajo los métodos de Pauly (1980) y Jensen (1996) mostraron valores más altos, en comparación con de valores obtenidos con métodos de Hoenig (1983) y Hewitt y Hoenig (2005) basados en relaciones de la talla máxima y en los cuales se asumen porcentajes de supervivencia al alcanzar la longevidad.

Tabla 8. Tasas de mortalidad natural para *R. terraenovae* estimadas por métodos empíricos.

Método de mortalidad natural	<i>M</i>
Pauly, 1980	0.661
Hoenig, 1983	0.38
Jensen, 1996 (1)	0.635
(2)	0.657
(3)	0.701
Hewitt y Hoenig, 2005	0.273

Tasas de mortalidad total

La tasa de mortalidad total (Z) por medio de la curva de captura linealizada se estimó en $Z= 1.09$ en conjunto para todos los años analizados (Figura 18). En este análisis solo se tomaron en cuenta los datos presentes a la derecha del punto de inflexión (1 año de edad), los datos a la izquierda fueron excluidos ya que representa individuos que no están siendo totalmente reclutados a la pesquería.

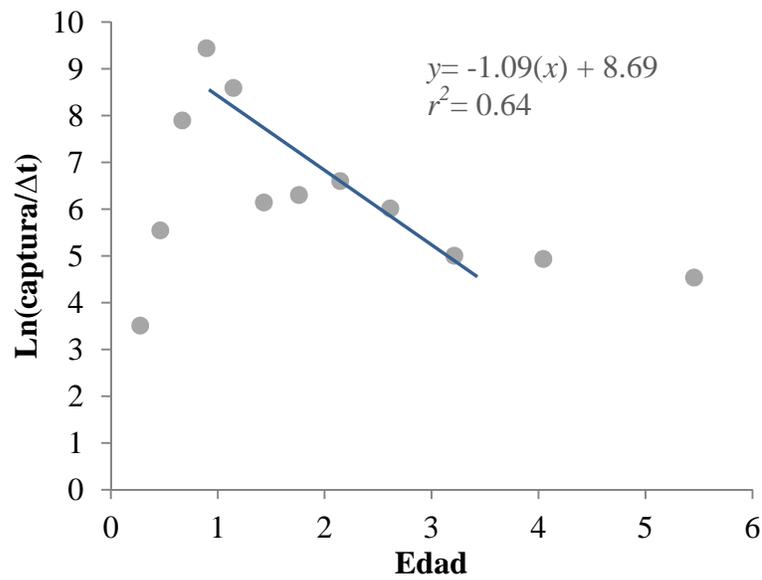


Figura 18. Curva de captura linealizada de *R. terraenovae* en el periodo 2001-2010.

Las tasas de Z estimadas por años oscilaron entre 0.71 y 1.32 en los años del periodo de estudio. Los años con mayor tasa de mortalidad total fueron 2005-2006, mientras que el valor mínimo de Z se obtuvo en el 2002 (Tabla 9).

Tabla 9. Tasas anuales de mortalidad total de *R. terraenovae* estimadas a través del método de captura linealizada.

Año	Z
2001	1.10
2002	0.71
2005	1.32
2006	1.32
2008	1.06
2009	1.19
2010	0.96
Total	1.09

6.6. Demografía

Las estimaciones de parámetros demográficos de *R. terraenovae* a través de matrices de Leslie considerando la fecundidad (promedio de 4.3 embriones/camada), edad de media de madurez (2.4 años), proporción sexual embrionaria (1:1), longevidad (11 años), y la supervivencia derivada de seis estimaciones de mortalidad natural (M) permiten observar la respuesta de la población en condiciones de no explotación (Tabla 10).

Las tasas de incremento poblacional (r) resultaron positivas utilizando tasas de M estimadas con los métodos de Hoenig (1983) ($r= 0.163$) y Hewitt y Hoenig (2005) ($r= 0.27$), por lo cual asumiendo tasas de M estimadas con estos métodos resultan escenarios biológicamente realistas para una población bajo condiciones de no explotación, en comparación con valores negativos de r cuando se utilizaron tasas de M estimadas con los métodos de Pauly (1980) y Jensen (1996) (Tabla 9). Estas estimaciones en los parámetros demográficos exponen variabilidad y la influencia de las tasas de mortalidad natural.

Tabla 10. Parámetros demográficos de *R. terraenovae* bajo condiciones de no explotación a partir de diversas tasas de mortalidad natural.

Método	M	R_0	G	r	λ	rG	t_{x2}
Pauly, 1980	0.661	0.610	4.174	-0.118	0.888	-0.493	-5.86
Hoenig, 1983	0.38	2.104	4.571	0.163	1.177	0.744	4.26
Jensen, 1996 (1)	0.635	0.678	4.204	-0.092	0.912	-0.388	-7.51
(2)	0.657	0.620	4.179	-0.114	0.892	-0.478	-6.07
(3)	0.701	0.520	4.132	-0.158	0.854	-0.654	-4.38
Hewitt y Hoenig, 2005	0.273	3.628	4.777	0.270	1.310	1.289	2.57

Con base en la tasa anual neta de crecimiento poblacional (λ) estimada, bajo estas condiciones de no explotación, la población se incrementaría entre un 17.7% duplicándose en 4.2 años (t_{x2}) y 31% duplicándose en 2.5 años ($t_{x2}= 2.57$) con base en la supervivencia derivada de tasas de M estimadas con los métodos de Hoenig (1983) y Hewitt y Hoenig (2005) respectivamente.

La supervivencia de la población es afectada drásticamente por las tasas de mortalidad natural en los primeros dos años de vida, esta supervivencia es determinante para las clases de edad posteriores a la madurez sexual (a partir de 3 años) debido a que influye directamente en la tasa reproductiva (Figura 19) y en consecuencia en la renovación de la población de *R. terraenovae*.

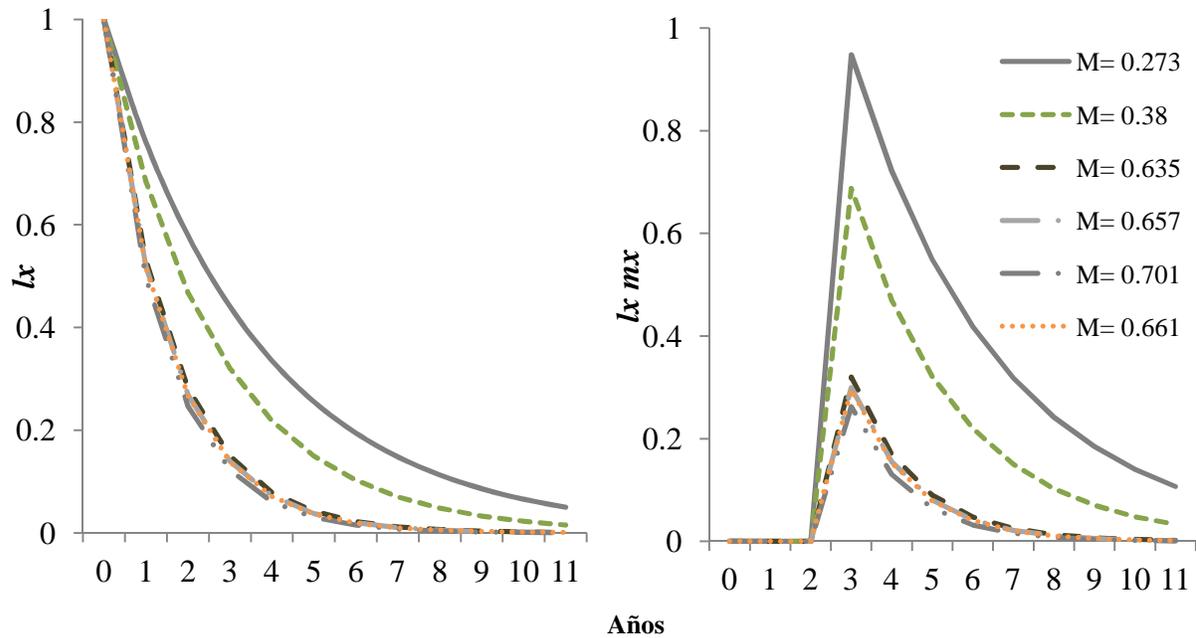


Figura 19. Comportamiento de la supervivencia (l_x) y tasa reproductiva ($l_x m_x$) bajo diferentes tasas de mortalidad natural de *R. terraenovae*.

En los cinco escenarios establecidos para evaluar la población de *R. terraenovae* en condiciones de explotación ($Z= 1.09$) se estimaron los siguientes parámetros demográficos (Tabla 11):

La tasa neta reproductiva (R_0) alcanzó valores que oscilaron entre 0.084 y 1.012, los valores menores a 1 se obtuvieron en los escenarios del 1-4, mientras que en el escenario 5 se obtuvo un valor mayor a 1.

El tiempo generacional (G) osciló entre 3.83 a 4.86, estimándose el valor mínimo en el escenario 1 (Z y fecundidad constantes) y el más alto en el escenario 4 (0.5 de Z a partir de alcanzar la madurez sexual y el efecto de la relación edad-fecundidad).

Los valores de la tasa intrínseca de incremento poblacional (r) presentaron en su mayoría un intervalo de valores bajo condiciones negativas desde -0.284 a -0.600 en los escenarios 1 al 4 (Z constante y efecto de la relación edad-fecundidad) y valores positivos de 0.003 estimadas bajo el escenario 5 en el que hipotéticamente Z disminuyó a partir de las primeras clases de edad, este último valor fue el único positivo encontrado en los cinco escenarios.

La tasa anual neta de crecimiento poblacional (λ) osciló en un intervalo de 0.549 a 1.003, en los escenarios 1 y 2 se estimaron los valores mínimos, mientras que en los escenarios 3 y 4 se obtuvieron valores alrededor 0.7, el valor mayor a 1 se alcanzó en el escenario 5, por lo cual con este escenario la población se mantendría en equilibrio y se incrementará en un 0.3% anualmente. Así mismo el valor reproductivo en cada clase de edad (rG) es negativo en los escenarios 1-4, y positivo en el escenario 5 (0.012).

El tiempo de duplicidad de la población resultó negativo en todos los escenarios a excepción del escenario 5 ($t_{x2}= 254.9$), sin embargo de acuerdo a este valor de t_{x2} la población tardaría 254 años para duplicarse.

Tabla 11. Parámetros demográficos bajo cinco escenarios establecidos con efectos de tasas de mortalidad total y de fecundidad de *R. terraenovae*.

Escenario	R_0	G	r	λ	rG	t_{x2}
1	0.123	3.83	-0.547	0.579	-2.095	-1.3
2	0.084	4.13	-0.600	0.549	-2.477	-1.2
3	0.287	4.40	-0.284	0.753	-1.250	-2.4
4	0.213	4.86	-0.318	0.727	-1.546	-2.2
5	1.012	4.32	0.003	1.003	0.012	254.9

La supervivencia y la tasa de fecundidad se ven afectadas directamente por la tasa de explotación total a la que está expuesta *R. terraenovae*, sin embargo para esta especie se observó que la protección de las primeras clases de edad es trascendental en la reconstrucción de la población, ya que únicamente bajo el escenario 5 en el que hipotéticamente se reduce Z desde las primeras

clases de edad la población tiende a mantenerse en equilibrio y recuperarse, de esta manera soportar la presión de explotación (Figura 20).

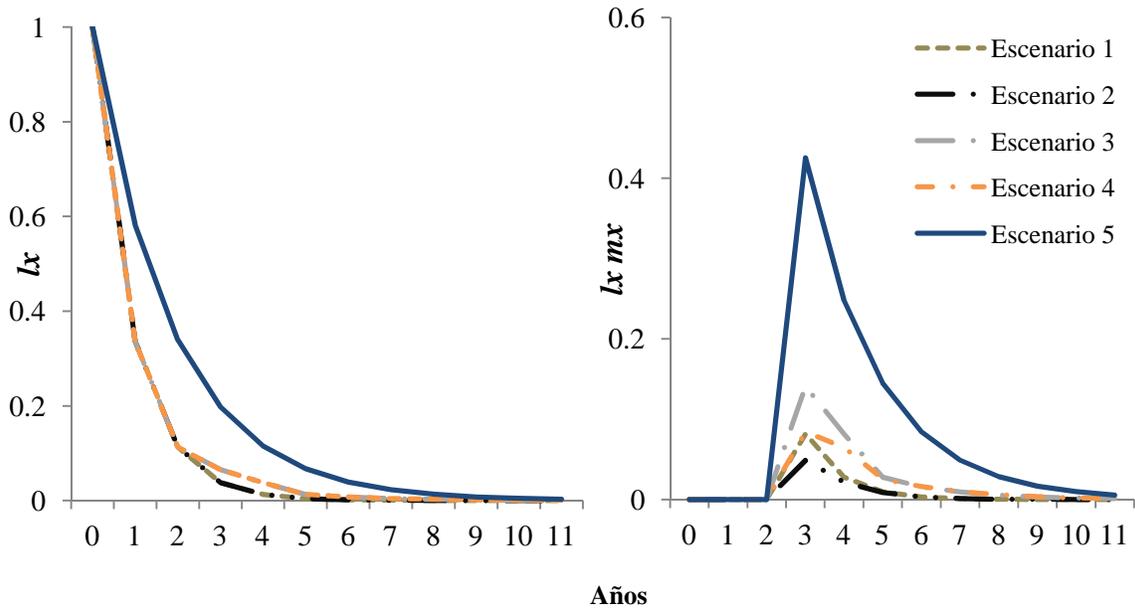


Figura 20. Comportamiento de la supervivencia (l_x) y tasa reproductiva ($l_x m_x$) bajo diversos escenarios de tasas de mortalidad total y efectos de fecundidad de *R. terraenovae*.

Con base a estos parámetros demográficos bajo condiciones de explotación actual, *R. terraenovae*, a pesar de su rápido crecimiento, su talla de madurez sexual y su potencial reproductivo, no es capaz de tolerar altas tasas de mortalidad total y tiende a decrecer.

6.7. Estatus de *R. terraenovae*

Integrando los indicadores establecidos en este trabajo se expone que la población de *R. terraenovae* presenta síntomas de afectación como resultado del esfuerzo pesquero aplicado a través de un largo periodo, por lo cual con estos elementos el estatus de la población se definió en una categoría decreciente: la tendencia del volumen de producción de la categoría cazón presentó una reducción del 70%, en el periodo del 2001 al 2010, la mediana de talla de captura de *R. terraenovae* en la pesquería artesanal mostró una disminución, se estimó una tasa de mortalidad total que se mantuvo relativamente constante en el periodo, provocando que las tasas intrínsecas de incremento de la población en los diversos escenarios demográficos (1-4) presentaron condiciones negativas que indican un decremento (Tabla 12).

Tabla 12. Estatus de *R. terraenovae* definido a través de la condición de indicadores estimados durante el periodo 2001-2010.

Indicador	Condición	Estatus
Tendencia de producción de cazón	Disminuyendo	Decreciente
Comportamiento de talla mediana	Disminuyendo	
Mortalidad total	Constante a través del periodo	
Tasa intrínseca de incremento poblacional	Negativas; sin capacidad de renovación	

7. DISCUSIÓN

La información de volumen de producción registrada por la CONAPESCA y datos biológico-pesqueros recabados por el Proyecto Tiburón del INAPESCA en muestreos de la pesquería artesanal de la zona central de Veracruz del 2001 al 2010, permitieron en conjunto generar indicadores para definir un estatus decreciente de *R. terraenovae*. Aunque el estatus de muchas especies permanece incierto (Baum *et al.*, 2003), hay una amplia evidencia histórica de disminución en diversas poblaciones de tiburones alrededor del mundo.

El estatus de *R. terraenovae* ha sido evaluado en el Atlántico y norte del Golfo de México utilizando varios modelos de evaluación de stock. Cortés (2002) estimó que en el 2001 la biomasa total era el 79% de la capacidad de carga, mientras que Simpfendorfer y Burgess (2002), utilizando un modelo estructurado por edad, reportaron que en el 2000 la población era aproximadamente el 69% respecto a 1972. El nivel de disminución más probable siguiere que el stock de esta especie se encontraba en un estado saludable y niveles de captura sustentables debido al tamaño y naturaleza productiva de la población, asumiendo que en el futuro los patrones de explotación permanecieran similares (Simpfendorfer y Burgess, 2002).

En el noroeste del Atlántico se definió el estatus de algunas especies de tiburones oceánicos y pelágicos, estas presentaron declinaciones alrededor del 40 al 89% desde 1980, mientras que las poblaciones de especies costeras han declinado un 61% (Baum *et al.*, 2003). En el Golfo de México las poblaciones de tiburones pelágicos, *Carcharhinus longimanus* y *C. falciformis* declinaron abruptamente alrededor del 90-99% (Baum y Myers, 2004). Burgess *et al.* (2005a) concuerdan en que las poblaciones de especies de tiburón en el noroeste del Atlántico y Golfo de México han declinado, aunque no con la magnitud estimada por Baum *et al.* (2003) y Baum y Myers (2004). Ya que el estatus de una población de tiburones no puede ser basado exclusivamente sobre el análisis de la tendencia en la abundancia (Burgess *et al.*, 2005b), en el presente estudio se incluyeron otros indicadores conjugando información pesquera y biológica.

En México, la pesquería de tiburón ha pasado por diferentes etapas, un inicio lento de la pesquería en la década de los 40 a los 70, una fase de crecimiento en la que se observaron importantes aumentos en los volúmenes de captura (década de los 70-80) y una fase de máximo aprovechamiento en la cual existió una estabilización de producción en la década de los 80 al

2000. Hasta ese entonces no se observaba claramente el inicio de una disminución en los volúmenes de captura (Castillo-Géniz, 2001), a pesar que para el año 2000 la producción de tiburón y cazón habían disminuido un 67% respecto al máximo histórico de 1990 (Márquez-Farías, 2002). En el estado de Veracruz la máxima producción se alcanzó en 1984, posteriormente esta tendencia se estabilizó. En esta etapa se percibía que la dimensión de la pesquería contaba con limitadas posibilidades de sostenerse a mediano plazo con el entonces nivel de producción, considerándose que la pesquería había llegado a su máximo nivel de desarrollo, debido a los permanentes niveles de mortalidad por pesca, que en el tiempo mostrarían síntomas de disminución de producción (Márquez-Farías, 2002). Arreguín-Sánchez y Arcos-Huitrón (2011) asumieron condiciones de sobrepesca de tiburones en esta misma región a partir del 2009 basándose en las tendencias de volumen de producción, sin embargo refieren que de acuerdo a las características de registro de estadísticas pesqueras suponen una categoría de plenamente explotado. En este estudio la serie de volumen de producción de cazón presentó una tendencia decreciente, con una disminución del 70% en el periodo 2001 al 2010. Este porcentaje de disminución puede estar asociado a cambios en el esfuerzo pesquero, ya que en el 2003 se tenían 120 permisos registrados y actualmente se reportan 98 permisos para la pesca de tiburones en este estado.

A pesar de la incertidumbre de los volúmenes de producción por el origen de los datos, la tendencia ofrece información sobre el estado del recurso, y suele ser un indicador relativo de la abundancia cuando se trata de recursos plenamente explotados (Arreguín-Sánchez y Arcos-Huitrón, 2011). La incertidumbre del volumen de producción se disminuyó al ser analizada bajo el Singular Spectrum Analysis, este es un método robusto para analizar series de tiempo, que permitió reconstruir las series bajo el comportamiento estructural de los propios datos, eliminando patrones aperiódicos y suavizando la tendencia.

Durante el periodo 2001-2010, el volumen de producción de la categoría cazón se tornó más importante respecto a la categoría tiburón, este cambio puede ser el resultado de una mayor captura de individuos juveniles, o posiblemente a la predominancia de especies de tallas pequeñas con ritmos biológicos acelerados, ya que especies de gran tamaño han mermado sus poblaciones debido a la vulnerabilidad de ciclos biológicos sensibles a la sobrepesca (Marín-

Osorno, 2007). De acuerdo a Stevens (2000) los efectos directos de la pesca pueden resultar en cambios en la abundancia, cambios en la composición de tallas de captura a tallas más pequeñas, así como remoción de las especies grandes, mientras que especies pequeñas de rápido crecimiento y temprana madurez sexual predominan.

Una característica distintiva reflejada en los volúmenes de producción de cazón, son los definidos patrones estacionales que pueden obedecer a temporadas de apareamiento, crianza, alimentación o búsqueda de condiciones ambientales óptimas. Estos patrones refieren ventanas temporales de mayor disponibilidad y abundancia del recurso, y coinciden con altos índices de CPUE de *R. terraenovae*, *C. limbatus*, *S. lewini*, *C. falciformis*, *C. brevipinna* y *C. acronotus* durante los meses otoño reportados en la pesquería artesanal por Marín-Osorno (1992), Rodríguez-De la Cruz *et al.* (1996) y Oviedo-Pérez *et al.* (2005; 2006; 2007; 2008; 2009; 2010; 2011), quienes mencionan una migración masiva otoñal de organismos juveniles de estas especies durante los meses de noviembre a enero, y es en este evento migratorio en el cual se reclutan a la pesquería.

Los datos biológico-pesqueros en el periodo de 2001-2010, indicaron que *R. terraenovae* es la especie más abundante en la pesquería artesanal en la costa central del estado de Veracruz, esto se ha registrado con anterioridad no solo para este estado, sino también para toda la región del Golfo de México por Castillo-Géniz *et al.* (1998). La estructura de tallas osciló entre 45 y 118 cm de *Lt* en la cual se presentó una disminución en la mediana de talla de captura, y en años recientes la captura agrupa en mayor cantidad a organismos juveniles.

En la pesquería artesanal no fueron registrados organismos neonatos *R. terraenovae* debido a que esta área es una zona de tránsito en la migración de esta especie y no zona de alumbramiento como el norte del estado de Tamaulipas (Castillo-Géniz *et al.*, 1998) y la zona del estado de Campeche (Martínez Cruz *et al.*, 2012). Así mismo se observó que organismos de tallas superiores a 85 cm de *Lt* han disminuido su probabilidad de captura. Si esto es el reflejo de afectaciones a la población, se comprometería la sustentabilidad, debido a que es una especie de crecimiento poblacional denso-dependiente. Sin embargo esto puede rebatirse en términos de que la captura depende de la disponibilidad de las especies en función de la distribución espacial y temporal; de la accesibilidad de las embarcaciones para desplazarse a las zonas de pesca; y a la vulnerabilidad de los individuos a ser capturados por el arte de pesca (Santana-Hernández *et al.*,

2012), así mismo al comportamiento de esta especie, en el cual las hembras tienden a desplazarse a aguas más profundas, después de alcanzar la madurez sexual (Carlson *et al.*, 2008) y los machos maduros presentan una emigración de aguas costeras durante los meses de verano por la influencia de las condiciones ambientales, (Parsons y Hoffmayer, 2005).

En lo que a condiciones reproductivas se refiere, existen diferencias en la talla de madurez para las hembras de *R. terraenovae* estimada en este estudio y por otros autores. En el Atlántico Loefer y Sedberry (2003) la estimaron entre 78 a 81 cm de *Lt*, en el norte del Golfo de México Parsons (1983) indicó que este suceso ocurre entre los 85 y 90 cm de *Lt*, Branstetter (1987) la estimó en 87 cm de *Lt*. La talla de madurez más pequeña hasta el momento (76 cm de *Lt*) fue reportada por Carlson y Beramore (2003) quienes refieren que la madurez ha disminuido como un posible efecto compensatorio a la presión por pesca. Aunque estos efectos compensatorios son procesos denso-dependientes para la regulación y estabilización de la población que incluyen mecanismos en el crecimiento, sobrevivencia, reproducción, o movimientos. Las respuestas compensatorias deben ocurrir a través de cambios en tasas de mortalidad o en el éxito reproductivo (Rose *et al.*, 2001), sin embargo estas diferencias en la talla de madurez pueden ser atribuidas a los diversos métodos utilizados, a los criterios para asignación del estado de madurez y a las diferencias entre talla mínima y talla media de madurez, ya que estos efectos compensatorios no han sido precisados en tiburones. La talla media de madurez estimada en el presente estudio es ligeramente menor a la establecida en la zona de Campeche de 86.1 cm de *Lt* por Morin (2010). La talla de hembra preñada más pequeña registrada en este trabajo de 83 cm de *Lt* fue menor a la reportada (91.5 cm de *Lt*) por Castillo-Géniz *et al.* (1998) para el sur del Golfo de México, esta diferencia en la talla mínima de preñez puede ser atribuible a la mayor probabilidad de registro debido al periodo más amplio de muestreo.

En la fecundidad estimada con base en las observaciones del número de embriones existen similitudes con lo reportado por Parsons (1983), Castillo Géniz *et al.* (1998), Loefer y Sedberry (2003) y Morin (2010). A pesar de ello, hay diferencias en la fecundidad promedio, en este estudio se estimó 4.3 crías por hembra, Loefer y Sedberry (2003) y Morin (2010) reportaron 3.9, mientras que Parsons (1983), Castillo-Géniz *et al.* (1998) y Carlson y Beramore (2003) reportaron 5-5.3. Debe tenerse presente en futuras investigaciones que la fecundidad promedio

puede verse subestimada debido a un sesgo en el conteo de embriones dado que el método utilizado se basa en las capturas comerciales, ya que las hembras de *R. terraenovae* con embriones a término pueden sufrir un proceso abortivo durante la captura (*com. pers.*, J. L. Oviedo-Pérez, diciembre 2011). Este mismo comportamiento abortivo atribuido al estrés post captura o a una estrategia para la supervivencia de nuevos individuos fue igualmente reportado para *Rhizoprionodon lalandii* en el Sureste de Brasil (Motta *et al.*, 2007), y otras especies como la cornuda prieta (*Sphyrna lewini*), la cornuda gigante (*Sphyrna mokarran*), y el tiburón aleta de cartón (*C. falciformis*) en las pesquerías del Golfo de Tehuantepec (*com. pers.*, pescadores de Puerto Chiapas, enero 2012).

Las especies del género *Rhizoprionodon* comparten características reproductivas: maduración a tallas pequeñas, y baja fecundidad. Las hembras de *R. longurio* en el Pacífico mexicano, presentan una talla media de madurez de 93 cm de *Lt* (Corro-Espinoza *et al.*, 2011), y una fecundidad en un intervalo de 1 a 12 crías, con un promedio de 7.5 (Márquez-Farías *et al.*, 2005), en el este del Atlántico *R. acutus* madura alrededor de 89 y 100 cm de *Lt*, con una fecundidad en un intervalo de 1-8 crías y un promedio de 3.5 (Capape *et al.*, 2006), estas estimaciones son más elevadas comparadas con *R. terraenovae*. Las especies con tallas de madurez sexual inferiores a esta especie son *R. lalandii* en el sureste de Brasil, que madura alrededor de 62 cm de *Lt* con una fecundidad de 1 a 5 crías y un promedio de 3.3 (Motta *et al.*, 2007), y *R. taylori* en el norte de Australia, que alcanza la madurez a los 58 cm de *Lt* con 1 a 10 crías y una fecundidad promedio de 4.5 (Simpfendorfer, 1992).

Se encontró una ligera relación significativa en la longitud de la hembra preñada respecto al número de embriones, similar a lo reportado por Parsons (1983); Loefer y Sedberry (2003); Castillo-Géniz *et al.* (1998). Esta débil relación puede deberse a posibles sucesos abortivos, considerando que la relación entre la longitud de la hembra y el número de ovocitos fue mayor que la relación con el número de embriones, estas condiciones son similares a lo reportado por Motta *et al.* (2007) en *R. lalandii*. En este estudio se utilizó la fecundidad con base al número de embriones en los análisis demográficos, debido a que los ovocitos no necesariamente pueden ser ovulados, desarrollarse exitosamente durante el proceso de gestación.

La estimación de parámetros de crecimiento a partir de la estructura de tallas mensuales es considerado un método indirecto, y ha sido utilizado para verificar y comparar estimaciones de crecimiento a partir de lectura de bandas en vértebras y marca-recaptura en *Isurus oxyrinchus* (Pratt y Casey, 1983; Natanson *et al.*, 2006), *C. tilstoni*, *C. sorrah* (Davenport y Stevens, 1988), *Alopias supersilius* (Kwang-Ming *et al.*, 1998) y *Lamna nasus* (Natanson y Mello, 2002), en los cuales se han generado parámetros de crecimiento similares entre los métodos.

Las estimaciones de edad y crecimiento para *R. terraenovae* basados en vértebras en la zona de Veracruz por Ruiz-Álvarez de la Cuadra (2006) y Garcés-García (2010) pueden considerarse como preliminares debido al bajo tamaño de muestras, al limitado rango de tallas empleadas y la irregular definición de las bandas de crecimiento. Con respecto a los parámetros de crecimiento estimados en otras zonas, no se ha encontrado divergencia genética (en haplotipos mitocondriales) con organismos del Atlántico, esto no prueba que no existan stocks separados (Heist *et al.*, 1996) por lo cual no es conveniente utilizarlos dentro de los escenarios demográficos de este estudio. Por ello la prioridad de la estimación de parámetros de crecimiento a partir de la naturaleza de los propios datos de la estructura tallas en esta zona de estudio.

Los parámetros de la ecuación VBGM 3 parámetros estimados en este trabajo están dentro del intervalo de los reportados en estudios previos en el norte del Golfo de México y el Atlántico a través de vértebras, en el cual la L_{∞} fluctúa entre 92.5 y 108 cm de L_t , la k entre 0.36 y 0.73/años, y la t_0 entre -2.01 y -0.88 (Parsons, 1985; Branstetter, 1987; Carlson y Beramore, 2003; Loefer y Sedberry, 2003). La L_{∞} fue más aproximada a la estimada por Branstetter (1987) (108 cm de L_t), la k fue próxima a la estimada por Parsons (1985) (0.45/años) y t_0 fue aproximado a lo reportado por Branstetter (1987) y Loefer y Sedberry (2003) (-0.98 y -0.92). Considerando lo anterior, y que la calidad de la estimación de los parámetros depende de la cantidad de información (Chen *et al.*, 2003), y de la calidad de los datos (Katsanevakis y Maravelias, 2008), se fundamentan los parámetros de crecimiento estimados a partir de la estructura de tallas.

Los seis modelos de crecimiento utilizados se ajustaron a los pares de datos talla-edad, sin embargo, con base en el enfoque de teoría de información, el VBGM 2 parámetros presentó mejor ajuste, la cualidad de este modelo es incorporar la L_0 (talla de nacimiento), por lo que utilizar este parámetro en lugar de t_0 es biológicamente más significativo (Cailliet y Goldman,

2004). Con base en los parámetros de este modelo, la edad media de madurez sexual estimada (2.4 años) para las hembras de *R. terraenovae* coincide con lo establecido (2.2-2.5 años) por Loefer y Sedberry (2003); y similar a la reportada por Parsons (1985) (2.4-2.8 años), sin embargo difiere con la estimada (1.6 años) por Carlson y Beramore (2003) debido a los parámetros de crecimiento estimados por estos autores. La L_{∞} es menor y las tasas de crecimiento del VBGM 2 parámetros aumentaron en comparación con el VBGM 3 parámetros (segundo modelo que mejor se ajusta a los datos observados), efecto similar reportado por Castillo-Géniz (2007) en la estimación de crecimiento de *Raja inornata*.

A partir del enfoque inferencia multimodelo, se representó que *R. terraenovae* crece rápidamente en los primeros años de vida y disminuye su ritmo de crecimiento después de alcanzar la madurez sexual, estos resultados son similares a los reportados por Parsons (1985). Este enfoque proporciona información útil sobre el crecimiento en las etapas de vida, fácilmente interpretable (Harry *et al.*, 2010). Actualmente ha sido utilizado en tiburones por Katsanevakis (2006), Thorson y Simpfendorfer (2009), y Harry *et al.* (2010), por ser un método para modelar el crecimiento, con estimaciones robustas y de menor incertidumbre (Katsanevakis y Maravelias, 2008).

Los parámetros reproductivos, de crecimiento y mortalidad de *R. terraenovae* incorporados en modelos demográficos, generaron escenarios de respuesta de la población bajo condiciones de no explotación. Estos análisis demográficos son utilizados para determinar si una población incrementa o decrece (Hoenig y Gruber, 1990), permitiendo evaluar la vulnerabilidad de la población a tasas de explotación conocidas (Cortés, 1998), y proveen información útil para el manejo (Simpfendorfer, 2005), así también pueden ser utilizados para verificar y validar parámetros estimados (Gedamke *et al.*, 2007). El parámetro más difícil de precisar es la mortalidad natural (Cortés, 1995), para esta especie el método de Hoenig (1983) es el que ha sido utilizado por Cortés (1995) y Márquez-Farías y Castillo-Géniz (1998). Bajo este método la M estimada en este estudio (0.38), fue más baja a la reportada por Cortés (1995) ($M= 0.42$) pero similar a la establecida por Márquez-Farías y Castillo-Géniz (1998) ($M= 0.399$). Sin embargo es necesario utilizar y comparar otros métodos para predecir M (Hewitt y Hoenig, 2005), ya que mientras se tiene estimaciones robustas de edad de madurez y fecundidad, las estimaciones de M

pueden presentar incertidumbre (Cortés, 1998). Por lo cual en este estudio se utilizaron seis relaciones empíricas para estimar M , la cual presentó un amplio intervalo entre los diversos métodos.

Los análisis demográficos son altamente sensibles a estas tasas de M , al incorporar tasas estimadas con los métodos de Pauly (1980) y Jensen (1996) en las matrices de Leslie, se generaron r negativas en condiciones de no explotación, mientras que con los métodos de Hoenig (1983) y Hewitt y Hoenig (2005) resultaron r positivas indicando que la población se incrementa, estas estimaciones muestran resultados biológicamente más objetivos para la población, considerando que infieren sobre un porcentaje de la población alcanza la longevidad, Hoenig (1983) asume una supervivencia del 1.5% del stock, comparado con el 5% de supervivencia en el método de Hewitt y Hoenig (2005).

Las r resultaron más elevadas con relación a estudios anteriores ($r= 0.044$, Cortés, 1995; $r= 0.041$, Márquez-Farías y Castillo-Géniz, 1998), esta diferencia se debe a los parámetros de entrada utilizados en cada caso, aunque en este estudio se estimó una fecundidad más baja que la utilizada en estudios anteriores, existieron diferencias en la edad de madurez, longevidad y tasas de mortalidad. Similares valores de r fueron reportados para *R. taylori* ($r= 0.27$; Simpfendorfer, 1999) en el norte de Australia, con tasas de M estimadas bajo el método de curva de captura linealizada, y para poblaciones de *S. tiburo* en el sureste de Florida ($r= 0.272-0.283$; Cortés y Parsons, 1996) y en el sureste del Golfo de México ($r= 0.328$; Márquez-Farías *et al.*, 1998) con tasas de M estimadas con el método de Hoenig (1983). Ambas especies, al igual que *R. terraenovae* presentan similares patrones de historia de vida; elevadas tasas de crecimiento, temprana madurez sexual y altas tasas de mortalidad natural, comparados con otras especies de tiburones (*Squatina californica*, Cailliet *et al.*, 1992; *C. plumbeus*, McAuley *et al.*, 2005; *I. oxyrinchus*, Takiuche *et al.*, 2005) que con ciclos de vida largos; tardía madurez sexual, bajas tasas de crecimiento, y alta longevidad presentan bajos valores de r . Por lo cual la capacidad de la población a soportar los niveles de explotación depende directamente de sus parámetros de historia de vida, es por ello que algunas especies de tiburones son más resilientes a la pesca que otras. Considerando que las especies con diferente productividad biológica responden de diferente forma bajo similares presiones pesqueras y medidas de manejo (Stevens, 1999), se

infiere que *R. terraenovae* ha sido más tolerante a altos niveles de explotación que otras especies, por lo que actualmente aun es la especie primaria en las capturas de la pesquería artesanal. Sin embargo no está exenta de las afectaciones causadas por la explotación comercial en el tiempo.

Al incorporar la tasa de mortalidad total ($Z= 1.19$) en los escenarios demográficos, los valores de r reflejaron condiciones negativas por lo cual bajo estas condiciones el stock no tiene la capacidad de renovarse y tiende a disminuir. Márquez-Farías y Castillo Géniz (1998) a partir de muestreos en 1993 y 1994 estimó para esta especie una r negativa ($r = -0.168$), partiendo de $Z= 0.859$, lo cual sugiere que esta especie ha estado sometida a un largo periodo de explotación.

Bajo el escenario en el que hipotéticamente se simuló una disminución de Z en los primeros estadios de vida se estimaron valores positivos de r , que significaría un ligero incremento del stock, mediante la protección de neonatos y juveniles. Estos estadios son los más vulnerables, y si se incrementa la presión pesquera sobre ellos se comprometería el tamaño del stock (Cortés, 1995), es por ello que la protección de las primeras clases de edad asegurará mayor proporción de sobrevivientes que permitan reconstruir el tamaño del stock.

En este trabajo no se define una predicción cuantitativa del decremento de la población de *R. terraenovae* debido a que las series de tiempo de volumen de producción de cazón no son específicas, lo cual sigue siendo una limitante para la evaluación de las especies de tiburón en las costas mexicanas. Pese a ello, tomando en consideración que la mayor parte de las capturas en esta zona corresponden a *R. terraenovae* se realizó una evaluación del estatus de esta especie utilizando métodos robustos para obtener resultados con la menor incertidumbre posible, considerando los indicadores establecidos se hace énfasis en un estatus decreciente.

Los tiburones pueden proveer pesquerías estables si son aprovechados sustentablemente y manejados cuidadosamente (Walker, 1998). Es por ello que en México, se han implementado diversas medidas y estrategias de manejo como son el PANMCT, la NOM-029-PESC-2006 y periodo de veda de la pesquería de tiburón. Estas medidas tienen como fin el control del esfuerzo pesquero, regular la utilización de sistemas y zonas de pesca, así como proteger las áreas de crianza y principales periodos reproductivos. Con base en la integración de los resultados del presente estudio, se recomienda incorporar en dichas medidas de manejo el comportamiento y las particularidades de las estrategias de vida de las especies. En el caso de *R. terraenovae*, asegurar

la supervivencia de los juveniles contribuirá favorablemente en el crecimiento de la población. Este fin es factible mediante una reducción de una fracción del esfuerzo pesquero específicamente durante el periodo migratorio, esta estrategia articulada y en conjunto con las ya establecidas lograrían reconstruir más rápidamente el tamaño del stock y alcanzar poblaciones de este recurso que provean un aprovechamiento sustentable para el sector pesquero.

8. CONCLUSIONES

Con base a los indicadores establecidos en este estudio se determinó que el estatus de *R. terraenovae* es decreciente. La producción de cazón en el estado de Veracruz presentó una disminución del 70% durante el periodo 2001-2010. Esta serie temporal mostró patrones estacionales que reafirman la época migratoria de este recurso, periodos máximos de captura durante los meses de octubre-diciembre, y otro de menor magnitud en abril-mayo.

Los datos biológico-pesqueros del periodo 2001-2010 indicaron que *R. terraenovae* es la especie más importante en la pesquería de la zona central del estado de Veracruz, representando el 64% de la captura en lo que a número de organismos se refiere, de un conjunto de 25 especies. La estructura de tallas presentó un intervalo entre 40 y 118 cm de *Lt*. Esta estructura a través del tiempo permitió observar un reclutamiento anual, tanto a la población como a la pesquería, un decremento en la mediana de talla de captura y la disminución de la proporción de organismos adultos en la captura. La talla media de madurez de las hembras de *R. terraenovae* se estimó en 83.5 cm de *Lt*, con una fecundidad de 1 a 9 crías por camada, y un promedio de 4.3.

La inclusión de características biológicas como la talla de nacimiento de 32 cm de *Lt* en el mes de abril permitió construir la clave talla-edad para la estimación de parámetros de crecimiento. Cada uno de los seis modelos utilizados se ajustaron a los datos observados, por lo que a través de cualquiera de estos puede describirse el crecimiento en longitud de esta especie, sin embargo los modelos que presentaron mejor ajuste fue el VBGM 2 y el VBGM 3 parámetros, los cuales permitieron establecer la edad media de madurez en de 2.4 años y la longevidad de 11 años.

Las tasas de mortalidad natural variaron en un amplio intervalo con relación a los métodos utilizados, por lo que es difícil su precisión. La tasa de mortalidad total a la que está sometida *R. terraenovae* fue estimada en 1.09 que ha permanecido relativamente constante durante el periodo de estudio.

Los resultados demográficos bajo escenarios de no explotación generaron valores positivos de r (0.163 y 0.270) con tasas de M estimadas con el método de Hoenig (1983), y Hewitt y Hoenig (2005), por lo cual estos métodos son adecuados para estimar M en esta especie.

Los escenarios demográficos con tasas de mortalidad total y efectos de fecundidad produjeron tasas de renovación negativas ($r=$ de -0.28 a -0.6), por lo cual el esfuerzo aplicado sobrepasa los umbrales de resiliencia, afectando la renovación poblacional. El simular un escenario demográfico bajo la disminución de la mortalidad total desde los primeros años de vida, revelan tasas de renovación poblacional positivas ($r= 0.003$), con base en ello, la protección de los juveniles permitirá estabilizar y contribuir con el crecimiento de la población.

9. RECOMENDACIONES

Privilegiar instrumentos de regulación encaminados a la protección de la fracción juvenil de *R. terraenovae* durante el evento migratorio, específicamente durante el mes de noviembre para el estado de Veracruz.

Aplicar un monitoreo estacional en cada uno de los estados del Golfo de México para dar seguimiento puntual al evento migratorio de *R. terraenovae*, de esta manera lograr una evaluación articulada geográficamente que permita aproximarnos a una de protección integral, y al mismo tiempo lograr un sistema de protección para el conjunto de especies de tiburón en las épocas migratorias.

Reforzar el registro de datos de captura específicos por especie que permitan evaluaciones individuales, así también recolectar datos independientes de la pesquería artesanal dirigida y la captura incidental en otras pesquerías.

Establecer mecanismos que compensen al sector pesquero el impacto socioeconómico que implicaría la protección de juveniles de *R. terraenovae*, así mismo desarrollar estrategias de aprovechamiento integral, de valor agregado y análisis de mercado, que permitan un máximo rendimiento económico.

Concientizar a la comunidad pesquera sobre los beneficios y necesidades de aceptar y respetar las medidas de protección implementadas para un aprovechamiento sustentable de este recurso.

10. BIBLIOGRAFÍA

- Acker J.G., G. Leptoukh. 2007. Online Analysis Enhances Use of NASA Earth Science Data. *Eos Transactions, American Geophysical Union*. 88 (2): 14-17.
- Aguirre-Villaseñor H., H. E. Morales-Bojórquez, R. E. Morán-Angulo, J. Madrid-Vera, M. C. Valdez-Pineda. 2006. Biological indicators for the Pacific sierra (*Scomberomorus sierra*) fishery in the southern Gulf of California, Mexico. *Ciencias Marinas*. 32: 471-484.
- Akaike H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: Petrov BN, Csaki F (eds). Second international symposium on information theory. Akademiai Kiado, Budapest. Pp. 267-281.
- Akaike H. 1983. Information measures and model selection. International Statistical Institute. 44: 277-291.
- Arreguín-Sánchez F., E. Arcos-Huitrón. 2011. Fishing in Mexico: State of exploitation and use of ecosystems. *Hidrobiológica*. 21 (3): 431-462.
- Baum J. K., R. A. Myers, D. G. Kehler, B. Worm, S. J. Harley, P. A. Doherty. 2003. Collapse and conservation of shark populations in the northwest Atlantic. *Science*. 299: 389-392.
- Baum J. K., R. A. Myers. 2004. Shifting baselines and the decline of pelagic sharks in the Gulf of Mexico. *Ecology Letters*. 7: 135-145.
- Branstetter S. 1987. Age and growth validation of newborn sharks held in laboratory aquaria, with comments on the life history of the Atlantic Sharpnose Shark, *Rhizoprionodon terraenovae*. *Copeia*. Pp. 291-300.
- Brouwer S. L., M. H. Griffiths. 2005. Reproductive biology of carpenter seaberam (*Argyrozona argyrozona*) in a marine protected area. *Fishery Bulletin*. 103: 258-269.
- Buckland S. T., K. P. Burnham, N. H. Augustin. 1997. Model selection: an integral part of inference. *Biometrics*. 53: 603-618.
- Burgess G. H., L. R. Beerkircher, G. M. Cailliet, J. K. Carlson, E. Cortés, K. J. Goldman, R. D. Grubbs, J. A. Musick, M. K. Musyl, C. A. Simpfendorfer. 2005a. Is the collapse of shark

- populations in the northwest Atlantic Ocean and Gulf of Mexico real?. *Fisheries*. 30 (10): 20-26.
- Burgess G. H., L. R. Beerkircher, G. M. Cailliet, J. K. Carlson, E. Cortés, K. J. Goldman, R. D. Grubbs, J. A. Musick, M. K. Musyl, C. A. Simpfendorfer. 2005b. Reply to "Robust estimates of decline for pelagic shark populations in the Northwest Atlantic and Gulf of Mexico. *Fisheries*. 30 (10): 30-31.
- Burnham K. P., D. R. Anderson. 2002. Model Selection and Multimodel Inference: a Practical Information-Theoretic Approach, 2nd ed. Springer, New York.
- Cailliet G. M., K. J. Goldman. 2004. Age determination and validation in chondrichthyan fish. In: Carrier J., Musick J. A. Heithaus M. R. (eds). *Biology of sharks and their relatives*. CRC Press LLC, Boca Raton, FL. Pp. 399-447.
- Cailliet G. M., H. F. Mollet, G. G. Pittenger, D. Bedford, L. N. 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.
- Capapé C., Y. Diatta, M. Diop, O. Guélorget, Y. Vergne, J. P. Quignard. 2006. Reproduction in the milk shark, *Rhizoprionodon acutus* (Rüppell 1837) (Chondrichthyes: Carcharhinidae), from the coast of Senegal (eastern tropical Atlantic). *Acta Adriatica*. 47: 111–126.
- Carlson J. K., I. E. Beramore. 2003. Changes in biological parameters of Atlantic Sharpnose Shark, *Rhizoprionodon terraenovae*, in the Gulf of Mexico: Evidence for Density-dependent Regulation?. *Marine and Freshwater Research*. 54 (3): 227-234.
- Carlson J. K., M. R. Heupel, D. M. Bethea, L. D. Hollensead. 2008. Coastal habitat use and residency of juvenile Atlantic Sharpnose Shark (*Rhizoprionodon terraenovae*). *Estuaries and Coasts*. 31: 931–940.
- Castillo-Géniz J. L., J. F. Márquez-Farías, M. C. Rodríguez-De la cruz, E. Cortés, A. Cid del Prado. 1998. The Mexican artisanal shark fishery in the Gulf of Mexico: towards a regulated fishery. *Marine and Freshwater Research*. 49: 611–620.

- Castillo-Géniz J. L. 2001. Aspectos biológicos pesqueros de los tiburones que habitan las aguas del Golfo de México. UNAM. Facultad de Ciencias. México D.F. Tesis de Maestría. 143 pp.
- Castillo-Géniz J. L. 2007. Historia de vida y biología de la raya, *Raja inornate* Jordan y Gilbert 1981, del norte del Golfo de California, México. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Ensenada B.C. México. Tesis de doctorado. Pp. 236.
- Cerdenares-Lardrón de Guevara G., E. Morales-Bojórquez, R. Rodríguez-Sánchez. 2011. Age and growth of sailfish *Istiophorus platypterus* (Istiophoridae) in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Marine Biology Research*. 7: 488-499.
- Chen Y., Jackson D. A, Harvey H. H. 1992. A comparison of von Bertalanffy and polynomial functions in modelling fish growth data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 49 (6): 1228–1235.
- Chen Y., L. Chen, K. I. Stergiou. 2003. Impacts of data quantity on fisheries stock assessment. *Aquatic Science*. 65: 92-98.
- Compagno L. J. V. 1984. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. FAO Species Catalogue. Vol 4, Part 1 and 2. FAO. Fish. Synop. 125-655 pp.
- CONAPESCA-INP. 2004. Plan de Acción Nacional para el Manejo y Conservación de Tiburones, Rayas y Especies Afines en México. Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca e Instituto Nacional de la Pesca, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Mazatlán, Sinaloa, México. 85 pp.
- CONAPESCA. 2011. Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca 2010. Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Mazatlán, Sinaloa, México. 305 pp.
- Corro-Espinosa D., J. F. Márquez-Farías, A. Muhlia-Melo. 2011. Size at maturity of the Pacific sharpnose shark *Rhizoprionodon longurio* in the Gulf of California, Mexico. *Ciencias Marinas*. 37 (2): 201-214.

- Cortés E. 1995. Demographic analysis of the Atlantic sharpnose shark, *Rhizoprionodon terraenovae*, in the Gulf of Mexico. *Fishery Bulletin*. 93: 57-66.
- Cortés E. 1998. Demographic analysis as an aid in shark stock assessment and management. *Fisheries Research*. 39: 199–208.
- Cortés E. 2002. Stock assessment of small coastal sharks in the U.S. Atlantic and Gulf of Mexico. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Science Center, Sustainable Fisheries Division Contribution SFD-01/02-152.
- Cortés E. 2007. Chondrichthyan demographic modelling: an essay on its use, abuse and future. *Marine and Freshwater Research*. 58: 4-6.
- Cortés E., G. R. Parsons. 1996. Comparative demography of two populations of the bonnethead shark (*Sphyrna tiburo*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 53 (4): 709-718.
- Davenport S., J. D. Stevens. 1988. Age and growth of two commercially important shark (*Carcharhinus tilstoni* and *C. sorrah*) from Northern Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*. 39: 417-433.
- DOF. 2007. Norma Oficial Mexicana NOM-029-PESC-2006. Pesca responsable de tiburones y rayas. Especificaciones para su aprovechamiento. Diario Oficial de la Federación. México. 14 de febrero de 2007.
- DOF. 2012. Acuerdo por el que se modifica el aviso por el que se da conocer el establecimiento de épocas y zonas de veda para la pesca de diferentes especies de la fauna acuática en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos, publicado el 16 de marzo de 1994 para establecer los periodos de veda de pulpo en el Sistema Arrecifal Veracruzano, jaiba en Sonora y Sinaloa, tiburones y rayas en el Océano Pacífico y tiburones en el Golfo de México. Diario Oficial de la Federación. México. 11 de junio de 2012.

- Dudley S. F. J., C. A., Simpfendorfer. 2006. Population status of 14 shark species caught in the protective gillnets off KwaZulu-Natal beaches, South Africa, 1978-2003. *Marine and Freshwater Research*. 57: 225-240.
- Fabens A. J. 1965. Properties and fitting of the von Bertalanffy growth curve. *Growth*. 29: 265-289.
- FAO. 1995. Código de Conducta para la Pesca Responsable. FAO. Roma. 46 pp.
- Fournier D., J. Siber, J. Majkowski, J. Hampton. 1990. MULTIFAN, a likelihood-based method for estimating growth parameters and age composition from multiple length frequency data sets illustrated by using data for southern bluefin tuna (*Thunnus maccoyii*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 47: 301–317.
- Fowler C. W. 1998. Population dynamics as related to rate of increase per generation. *Evolutionary Ecology*. 2:197-204.
- Garcés-García K. C. 2010. Edad y crecimiento del tiburón *Rhizoprionodon terraenovae* (Richardson, 1836) (Cazón de ley) capturado en la zona costera de Tamiahua, Veracruz. Universidad Veracruzana. Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. México D.F. Tesis de Licenciatura. 49 pp.
- García-Núñez N. E. 2008. Sharks: Conservation, Fishing and International Trade. Bilingual edition. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid. 111 pp.
- Gedamke T., J. M. Hoenig, J. A. Musick, W. D. Paul. 2007. Using Demographic models to determine intrinsic rate of increase and sustainable fishing for elasmobranchs: Pitfalls, advances, and applications. *North American Journal of Fisheries Management*. 27: 605–618.
- GistaT Group. 1996. Software Caterpillar Version 1.0 version of Windows. PhD, St. Petersburg University. Department of Mathematics. Russia.
- Golyandina N., V. Nekrutkin, A. Zhigljavsky. 2001. Analysis of Time Series Structure: SSA and Related Techniques. London: Chapman and Hall/ CRC. 305 pp.

- Gompertz B. 1825. On the nature of function expressive of the law of human mortality and on a new mode of determining the value of life contingencies. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*. 115: 515-585.
- Haddon M. 2001. *Modelling and Quantitative Methods in Fisheries*. Chapman and Hall. Boca Raton. 406 pp.
- Harry A. V., C. A. Simpfendorfer, A. J. Tobin. 2010. Improving age, growth, and maturity estimates for aseasonally reproducing Chondrichthyans. *Fisheries Research*. 106: 393-403.
- Heist E. J., J. A. Musick, J. E. Graves. 1996. Mitochondrial DNA diversity and divergence among sharpnose sharks, *Rhizoprionodon terraenovae*, from the Gulf of Mexico and Mid-Atlantic Bight. *Fishery Bulletin*. 94: 664-668.
- Hewitt D. A., y J. M. Hoenig. 2005. Comparison of two approaches for estimating natural mortality based on longevity. *Fishery Bulletin*. 103: 433-437.
- Hilborn R., Mangel M. 1997. *The Ecological Detective. Confronting Models with Data*. Monographs in Population Biology. Princeton, NJ: Princeton Academic Press. 315 pp.
- Hoenig J. M. 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fishery Bulletin*. 82: 898-903.
- Hoenig J. M., Gruber, S. H. 1990. Life-history patterns in the elasmobranchs: implications for fisheries management. In *Elasmobranchs as living resources: advances in the biology, ecology, systematics, and the status of the fisheries*. (Eds. H. L. Pratt, Jr., S. H. Gruber and T. Taniuchi) United States Department of Commerce, NOAA Technical Report NMFS 90. Pp 1-16.
- Hood G. M. 2010. PopTools version 3.2.5. Available on the internet. URL <http://www.poptools.org>.
- Irvine S. B., J. D. Stevens, L. J. B. Laurenson. 2006. Comparing external and internal dorsal-spine bands to interpret the age and growth of giant lantern shark, *Etmopterus baxteri* (Squaliformes: Etmopteridae). *Environmental Biology Fishes*. 77: 253:264.

- Jensen A. L. 1996. Beverton and Holt life history invariants result from optimal trade-off of reproduction and survival. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 53: 820–822.
- Katsanevakis S. 2006. Modelling fish growth: Model selection, multi-model inference and model selection uncertainty. *Fisheries Research*. 81: 229-35.
- Katsanevakis S, C. D. Maravelias. 2008. Modelling fish growth: Multi-model inference as a better alternative to a priori using von Bertalanffy equation. *Fish and Fisheries*. 9: 178-87.
- Kwang-Ming L., C. Po-Jen, C. Chen-Tsung. 1998. Age and growth estimates of the bigeye thresher shark, *Alopias superciliosus* in northeastern Taiwan waters. *Fishery Bulletin*. 96: 482-491.
- Knip D. M., M. R. Heupel, C. A. Simpfendorfer. 2010. Sharks in nearshore environments: models, importance, and consequences. *Marine Ecology Progress Series*. 402: 1–11.
- Krebs C.J. 1985. Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance. Third Edition. Harper and Row. New York. 800 pp.
- Loefer J. K., G. R. Sedberry. 2003. Life history of Atlantic Sharpnose Shark (*Rhizoprionodon terraenovae*) (Richardson, 1836) off the Southeastern United States. *Fishery Bulletin*. 101: 75-88.
- Marín-Osorno R. 2007. Tiburones y Tiburoneros: última llamada a la gestión pesquera. La Jornada Ecológica. UNAM. p. 12. <http://www.jornada.unam.mx/2007/03/26/eco-h.html>.
- Márquez-Farías J. F., J. L. Castillo-Géniz. 1998. Fishery biology and demography of the Atlantic Sharpnose Shark *Rhizoprionodon terraenovae*, in the southern Gulf of Mexico. *Fisheries Research*. 39: 183-198.
- Márquez-Farías J. F., J. L. Castillo-Géniz, M. C. Rodríguez-De la cruz. 1998. Demografía del cazón pech, *Sphyrna tiburo* (Linnaeus, 1758), en el sureste del Golfo de México. *Ciencias Marinas*. 24: 13-34.
- Márquez-Farías J. F., D. Corro-Espinosa, J. L. Castillo-Géniz. 2005. Observations on the biology of the Pacific sharpnose shark (*Rhizoprionodon longurio*, Jordan and Gilbert 1882),

- captured in southern Sinaloa, Mexico. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*. 35: 107–114.
- Márquez-Farías J. F. 2002. Análisis de la pesquería de tiburón en México. Universidad de Colima. Colima, México. Tesis de Maestría. 96 pp.
- Martínez-Cruz L. E., J. M. Seca Escalante, J. I. Maldonado Martín, J. L. Oviedo Pérez, L. González-Ocaranza, L. I. Balan Che. 2012. Caracterización de la pesquería de tiburón en la zona centro del estado de Campeche en 2010. En V Simposium Nacional de Tiburones y Rayas. Pp 66-67.
- McAuley R., R. Lenanton, J. Chidlow, R. Allison, E. Heist. 2005. Biology and stock assessment of the thickskin (sandbar) shark, *Carcharhinus plumbeus*, in Western Australia and further refinement of the dusky shark, *Carcharhinus obscurus*, stock assessment. Final FRDC Report – Project 2000/134. Fisheries Research Report No. 151. Department of Fisheries. Western Australia. 132 pp.
- Morin M. 2010. Parámetros reproductivos del cazón de ley *R. terraenovae* en el sureste del Golfo de México. Facultad de las Ciencias. Université de Sherbrooke. Québec, Canada. Pp. 52.
- Motta F. S., R. C. Namora, O. B. F. Gadig, F. M. S. Braga. 2007. Reproductive biology of the Brazilian sharpnose shark (*Rhizoprionodon lalandii*) from southeastern Brazil. *ICES Journal Marine Science*. 64: 1829–1835.
- Natanson L. J., J. J. Mello. 2002. Validated age and growth of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the western North Atlantic Ocean. *Fishery Bulletin*. 100: 266-278.
- Natanson L. J., N. E. Kohler, D. Ardizzone, G. M. Cailliet, S. P. Wintner, H. F. Mollet. 2006. Validated age and growth estimated for the shortfin mako, *Isurus oxyrinchus* in the North Atlantic Ocean. *Environmental Biology Fishes*. 77: 367-383.
- Neter J, M.H. Kutner, C. J. Nachtsheim, W. Wasserman. 1996. Applied Linear Statistical Models. New York, NY: McGraw-Hill. 1408 pp.
- Oviedo Pérez J. L., R. Morales, L. González-Ocaranza. 2005. Investigación biológico pesquera para el desarrollo de esquemas de manejo de las pesquerías artesanales de

- elasmobranquios en el Golfo de México. Informe técnico 2004. Documento interno. SAGARPA/INP/CRIP-Veracruz. México. 19 pp.
- Oviedo Pérez J. L., R. Morales, L. González-Ocaranza, A. J. Valdez, A. Torres, J. A. Pech, D. Sosa, L. E. Martínez Cruz. 2006. Investigación biológico pesquera de la pesquería artesanal de elasmobranquios en el litoral Veracruzano. Informe Técnico 2005. Documento interno. SAGARPA/INP/CRIP-Veracruz. México. 28 pp.
- Oviedo-Pérez J. L., L. González-Ocaranza, A. J. Valdez-Guzmán. 2007. Investigación biológico pesquera de la pesquería artesanal de elasmobranquios en el litoral veracruzano. Evaluación de la incidentalidad de elasmobranquios en las pesquerías de arrastre de camarón y de atún con palangre. Informe técnico 2006. Documento interno. SAGARPA/INP/CRIP-Veracruz. México. 32 pp.
- Oviedo Pérez J. L., L. González-Ocaranza, J. A. Pech, L. E. Martínez Cruz. 2008. Pesquería de elasmobranquios en la zona centro del estado de Veracruz, México, durante el otoño 2007. En: Díaz Sánchez A., C. Aguilar (eds). III Simposium Nacional de Tiburones y Rayas, SOMEPEC, UNAM, Alianza WWF-Telcel. México. 252 pp.
- Oviedo-Pérez J. L., L. González-Ocaranza y J. A. Pech-Pat. 2009. Investigación biológico pesquera de elasmobranquios en el estado de Veracruz y Tabasco. Informe técnico 2008. SAGARPA/INAPESCAP/DGIPA-Veracruz. México 29 pp.
- Oviedo-Pérez J. L., L. González-Ocaranza y L. E. Martínez-Cruz. 2010. Investigación biológico pesquera de elasmobranquios en el estado de Veracruz. Informe técnico 2009. SAGARPA/INAPESCAP/DGIPA-Veracruz. México. 21 pp.
- Oviedo-Pérez J. L., L. González-Ocaranza y L. E. Martínez-Cruz. 2011. Investigación biológico pesquera de elasmobranquios en el estado de Veracruz. Informe técnico 2010. SAGARPA/INAPESCAP/DGIPA-Veracruz. México. 21 pp.
- Parsons G. R. 1983. The reproductive biology of the Atlantic sharpnose shark *Rhizoprionodon terraenovae* (Richardson). *Fishery Bulletin*. 81: 61-73.
- Parsons G. R. 1985. Growth and age estimation of the Atlantic sharpnose shark, *Rhizoprionodon terraenovae*: a comparison of techniques. *Copeia* I. 80-85.

- Parsons G. R., E. R. Hoffmayer. 2005. Seasonal changes in the distributions and relative abundance of the Atlantic Sharpnose Shark *Rhizoprionodon terraenovae*, in the north central gulf of Mexico. *Copeia*. 4: 914-920.
- Pauly D. 1979: Gill size and temperature as governing factors in fish growth: a generalization of von Bertalanffy's growth formula. *Berichte aus dem Institute für Meereskunde* 63, Kiel, Germany. 153 pp.
- Pauly D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*. 39: 175–192.
- Polacheck T., R. Hilborn, A. E. Punt. 1993. Fitting surplus production models: Comparing methods and measuring uncertainty. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 50 (12): 2597–2607.
- Polukoshko S., J. Hofmanis. 2009. Use of “Catterpillar” –SSA Method for Analysis and Forecasting of Industrial and Economic Indicators. Environment Technology Resources. Proceedings of the 7th International Scientific and Practical Conference. Volume II. Pp. 8.
- Pratt H. L., J. G. Casey. 1983. Age and growth of shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, using four methods. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 40: 1944-1957.
- Punt A. E, R. Hilborn. 1996. BIODYN: Biomass Dynamic Models. User's Manual. FAO Computerized Information Series (Fisheries), No. 10. Rome. 62 pp.
- Richards F. J. 1959. A flexible growth function for empirical use. *Journal of Experimental Botany*. 10: 290-300.
- Ricker W. E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*. 191: 1-382.
- Ricker W. E. 1979. Growth rates and models. In: Hoar W.S., Randall D.J., Brett J.R. (eds) *Fish physiology*, vol. 8. Academic Press, New York, USA. Pp. 678–743.

- Rodríguez-De la Cruz M. C., J. L. Castillo-Géniz, J. F. Márquez-Farías. 1996. Evaluación de la pesquería de tiburón en el Golfo de México. Informe final de proyecto de investigación 116002-5-14134N-9206. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. 199 pp.
- Rose K.A., J. H. Cowan, K. O. Winemiller, R. A. Myers, R. Hilborn. 2001. Compensatory density dependence in fish populations: importance, controversy, understating and prognosis. *Fish and Fisheries*. 2: 293-327.
- Ruiz-Álvarez de la Cuadra K. C. 2006. Edad y crecimiento del cazón de ley, *Rhizoprionodon terraenovae* (Richardson, 1836), en áreas adyacentes a la Laguna de Tamiahua, Veracruz, México. UNAM. Facultad de Ciencias. México D.F. Tesis de Licenciatura. 62 pp.
- Santana-Hernández H., J. J. Valdez-Flores. 2012. Efecto de la distancia de operación de los barcos palangreros de Manzanillo sobre la abundancia relativa y la talla de las principales especies de tiburón y las destinadas a la pesca deportiva. En: VI foro científico de pesca ribereña memorias. Pp. 273-274.
- Schnute J. T., L. J. Richards. 1990. A unified approach to the analysis of fish growth maturity, and survivorship data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 47: 24-40.
- Simpfendorfer C. A. 1992. Reproductive strategy of the Australian sharpnose shark, *Rhizoprionodon taylori* (Elasmobranchii: Carcharhinidae), from Cleveland Bay, northern Queensland. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*. 43: 67-75.
- Simpfendorfer C. A. 1999. Mortality estimates and demographic analysis for the Australian sharpnose shark, *Rhizoprionodon taylori*, from northern Australia. *Fishery Bulletin*. 97: 987-986.
- Simpfendorfer C.A. 2005. Demographic models, life tables, matrix models and rebound potential. In. Management Techniques for Elasmobranch Fisheries (Musick, J.A. and R. Bonfil, eds.) APEC. 187-204.
- Simpfendorfer C. A., G. H. Burgess. 2002. Assessment of the status of the Atlantic sharpnose shark (*Rhizoprionodon terraenovae*) using an age-structured population model. Northwest Atlantic Fisheries Organization SCR Doc. 02/116.

- Simpfendorfer C. A., R. Bonfil, R. J. Latour. 2005. Mortality estimation. In Management Techniques for Elasmobranch Fisheries (Musick, J. A. y Bonfil, R., eds). FAO. Rome. Pp. 127–142
- Sparre P., S. C. Venema. 1997. Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1. Manual. FAO Fisheries Technical Paper No. 306.1, rev. 2, FAO. Rome. 420 pp.
- Stevens J. D. 1999. Variable resilience to fishing pressure in two sharks: the significant of different ecological and life history parameters. In Life in the Slow Lane: Ecology and Conservation of Long-lived Marine Animals (Musick, J. A., ed.). American Fisheries Society Symposium 23. Pp. 11–15.
- Stevens J. D., R. Bonfil, N. K. Dulvy, P. A. Walker. 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*. 57: 476–494.
- Takeuchi Y., Y. Senba, H. Nakano. 2005. Demographic analysis on atlantic blue and shortfin mako sharks. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT. 58 (3): 1157-1165.
- Thorson J. T., C. A. Simpfendorfer. 2009. Gear selectivity and sample size effects on growth curve selection in shark age and growth studies. *Fisheries Research*. 98: 75-84.
- von Bertalanffy L. 1938. A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws II). *Human Biology*. 10: 181-213.
- Walker T. I. 1992. A fishery simulation model for sharks applied to the gummy shark, *Mustelus antarcticus* Gunther, from southern Australian waters. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*. 43: 195-212.
- Zar J. H. 1999. Biostatistical Analysis. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall. 633 pp.

11. ANEXO I

Lista de especies de tiburón capturadas por la pesquería artesanal de las costas del estado de Veracruz, en el periodo 2001-2010.

Nombre común	Especie	Autor
Tiburón zorro	<i>Alopias superciliosus</i>	(Lowe, 1839)
Cazón canaguay, amarillo, limón	<i>Carcharhinus acronotus</i>	(Poey, 1860)
Tiburón prieto	<i>Carcharhinus altimus</i>	(Springer, 1950)
Tiburón curro, picudo, punta de lápiz	<i>Carcharhinus brevipinna</i>	(Müller y Henle, 1839)
Tiburón sedoso, jaquetón	<i>Carcharhinus falciformis</i>	(Bibron, 1839)
Tiburón toro, chato, xmoa	<i>Carcharhinus leucas</i>	(Valenciennes, 1839)
Tiburón puntas negras, volador	<i>Carcharhinus limbatus</i>	(Valenciennes, 1839)
Tiburón prieto, oscuro, tabasqueño	<i>Carcharhinus obscurus</i>	(Lesueur, 1818)
Tiburón de arrecife	<i>Carcharhinus perezii</i>	(Poey, 1876)
Tiburón aleta de cartón, aletón	<i>Carcharhinus plumbeus</i>	(Nardo, 1827)
Tiburón poroso, cuero duro	<i>Carcharhinus porosus</i>	(Ranzani, 1840)
Tiburón nocturno	<i>Carcharhinus signatus</i>	(Poey, 1868)
Cazón bagre	<i>Centrophorus uyato</i>	(Rafinesque, 1810)
Tiburón tigre, tintorera	<i>Galeocerdo cuvier</i>	(Peron y Lesueur, 1822)
Tiburón gata, nodriza	<i>Ginglymostoma cirratum</i>	(Bonnaterre, 1788)
Tiburón de seis branquias	<i>Hexanchus griseus</i>	(Bonnaterre, 1788)
Tiburón ojón de seis branquias	<i>Hexanchus vitulus</i>	Springer y Waller, 1969
Alecrín	<i>Isurus oxyrinchus</i>	Rafinesque, 1810
Tiburón mamón	<i>Mustelus canis</i>	(Mitchell, 1815)
Tiburón mamón	<i>Mustelus norrisi</i>	Springer, 1979
Cazón de ley	<i>Rhizoprionodon terraenovae</i>	(Richardson, 1836)
Tiburón martillo, cornuda	<i>Sphyrna lewini</i>	(Griffith y Smith, 1834)
Cornuda gigante, martillo gigante	<i>Sphyrna mokarran</i>	(Rüppell, 1837)
Cazón espinoso	<i>Squalus cubensis</i>	Howell Rivero, 1936
Tiburón ángel, angelito	<i>Squatina dumerili</i>	Lesueur, 1818