



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

ÁREA ACADÉMICA DE BIOLOGÍA

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN

Evaluación de riesgo ecológico de dos especies de tiburón de
importancia comercial en Tamiahua, Veracruz, México.

T E S I S

PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRO EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y

CONSERVACIÓN

P R E S E N T A:

BIÓL MAR. CARLOS DELGADILLO MATEOS

DIRECTOR DE TESIS

DR. ALBERTO E. ROJAS MARTÍNEZ

MTRA. KARLA C. GARCÉS GARCÍA

MINERAL DE LA REFORMA, HGO.

Septiembre, 2018



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO
Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería
Institute of Basic Sciences and Engineering
Dirección
Dean

Mineral de la Reforma, Hgo., a 27 de junio de 2018.

Número de control: ICBI-D/603/2018
Asunto: Autorización impresión de tesis

M. EN C. JULIO CÉSAR LEINES MEDÉCIGO
DIRECTOR DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR

Por este conducto le comunico que después de revisar el trabajo titulado “Evaluación de riesgo ecológico de dos especies de tiburón de importancia comercial en Tamiahua, Veracruz, México”, que presenta el alumno de la Maestría en Ciencias en Biodiversidad y Conservación **Biól. Mar. Carlos Delgadillo Mateos**, el Comité Revisor de tesis ha decidido autorizar la impresión del mismo, hechas las correcciones que fueron acordadas.

A continuación se anotan las firmas de conformidad de los integrantes del Comité Revisor.

PRESIDENTE Dra. Katia Adriana González Rodríguez

SECRETARIO Dra. Karla Cirila Garcés García

VOCAL Dr. Alberto Enrique Rojas Martínez

SUPLENTE Dr. Pablo Octavio Aguilar

Sin otro particular, reitero a Usted la seguridad de mi atenta consideración.

Atentamente
“Amor, Orden y Progreso”

Dr. Óscar Rodolfo Suárez Castillo
Director del ICBI

Ciudad del Conocimiento
Carretera Pachuca - Tulancingo km. 4.5
Colonia Carboneras
Mineral de la Reforma, Hidalgo, México, C.P. 42184
Tel. +52 771 7172000 exts 2231, Fax 2109
direccion_icbi@uaeh.edu.mx



www.uaeh.edu.mx

DEDICATORIA

Este trabajo está dedicado a mis **padres y hermanos (Maya, Meli, Migue)**, en especial a mi madre por siempre estar pendiente de mí, por todo su apoyo y gran amor.

A ti **Fanny** por estar siempre al pendiente de mí, por tu incondicional apoyo, por tantos consejos que me diste, tantos regaños y en especial por todo tu amor.

A todas las distintas personas que me brindaron apoyo directa o indirectamente y que aportaron un grano de arena para que este proyecto culminara.

AGRADECIMIENTOS

A la Mtra. Karla C. Garcés García por su notable apoyo, su enorme disponibilidad y por toda su paciencia para dirigir este trabajo de tesis.

Al doctor Alberto Rojas Martínez, por tanta paciencia para conmigo y por todos sus conocimientos compartidos durante este proyecto, pero en especial por ser quien tomo este proyecto para poder realizarlo.

A los miembros del comité revisor Dra. Katia Gonzales Rodríguez, Dr. Pablo Octavio.

A ti amiga Yesca por siempre estar sobre mi e impulsarme siempre a tomar fuerza y siempre ir para adelante.

A la UAEH y al CIB por permitirme formar parte de esta honorable institución y al personal administrativo por todo el apoyo brindando durante mi tiempo aquí.

Al CONACYT por permitirme y darme el apoyo y la oportunidad de tener una meta más.

INDICE GENERAL

| | |
|--|----|
| ÍNDICE DE CUADROS | 6 |
| ÍNDICE DE FIGURAS | 7 |
| RESUMEN | 1 |
| I. INTRODUCCIÓN | 3 |
| II. ANTECEDENTES | 8 |
| 2.1 <i>Biología de las especies</i> | 8 |
| 2.2 Análisis de susceptibilidad de captura | 9 |
| III. HIPÓTESIS | 15 |
| IV. OBJETIVOS..... | 16 |
| 4.1 Objetivo General | 16 |
| 4.2 Objetivos particulares..... | 16 |
| V. MATERIALES Y MÉTODOS..... | 18 |
| 5.1 Área de estudio | 18 |
| 5.2 Evaluación de Riesgo Ecológico por Efecto de la Pesca (ERAEF)..... | 20 |
| 5.6 Tablas de vida..... | 29 |
| VI. RESULTADOS..... | 34 |
| 7.1 Productividad biológica | 36 |
| 7.2 Susceptibilidad de captura | 37 |
| 7.3 Análisis de riesgo ecológico..... | 37 |
| 7.4 Análisis demográfico | 38 |

| | |
|-------------------------|----|
| 7.5 Tablas de vida..... | 43 |
| VII. DISCUSIÓN..... | 47 |
| VIII. CONCLUSIONES..... | 56 |
| IX. BIBLIOGRAFÍA..... | 58 |

ÍNDICE DE CUADROS

| | |
|---|----|
| Cuadro 1. Descripción de los elementos para efectos de una evaluación de susceptibilidad de captura. E=Elementos, D= Disponibilidad, PE= Posibilidad de encuentro, S=Selectividad, MP=Mortalidad post-captura y SC= Susceptibilidad de captura. | 28 |
| Cuadro 2. Parámetros utilizados para la obtención de los valores dentro de las tablas de vida. | 31 |
| Cuadro 3. Número de organismos capturados con relación a la cantidad de kilos pescados en promedio. | 34 |
| Cuadro 4. Proporción de organismos maduros e inmaduros en machos y hembras por especie, capturados por las embarcaciones artesanales. | 36 |
| Cuadro 5. Productividades biológicas calculadas con base en la mortalidad natural en la zona, se muestran las categorías de riesgo obtenidas por el análisis. | 36 |
| Cuadro 6. Parámetros y valores de riesgo ecológico para cada especie, con base en la clasificación de Walker, 2005. | 37 |
| Cuadro 7. Caracterización de las clases generadas por el análisis de conglomerados para machos de ambas especies. | 39 |
| Cuadro 8. Caracterización de las clases generadas por el análisis de conglomerados para las hembras de ambas especies. | 40 |
| Cuadro 9. Tabla de vida estática para la especie <i>C. falciformis</i> | 44 |
| Cuadro 10. Tabla de vida estática para la especie <i>C. leucas</i> | 44 |

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1.** Área de estudio (zona costera de Tamiahua)..... 19
- Figura 3.** Principales rutas y zonas de pesca de las embarcaciones artesanales en la zona de Tamiahua, Veracruz, México. 26
- Figura 8.** Árbol de agrupamiento basados en distancias euclidianas y modelos de agrupamiento propuestos por Ward para machos de *C. falciformis*. 41
- Figura 9.** Árbol de agrupamiento basados en distancias euclidianas y modelos de agrupamiento propuestos por Ward para hembras de *C. falciformis*. 41
- Figura 10.** Árbol de agrupamiento basados en distancias euclidianas y modelos de agrupamiento propuestos por Ward para hembras de *C. leucas*. 42
- Figura 11.** Árbol de agrupamiento basados en distancias euclidianas y modelos de agrupamiento propuestos por Ward para machos de *C. leucas*..... 42

RESUMEN

La mayoría de los tiburones son organismos marinos altamente vulnerables a la sobreexplotación pesquera, ya que poseen características particulares de su historia de vida, como lo son: su baja fecundidad, alta longevidad y maduración tardía. Especies como el tiburón piloto *Carcharhinus falciformis* y el tiburón toro *Carcharhinus leucas* han sido altamente explotadas por décadas, por lo que en la actualidad se están implementando medidas para regular su captura excesiva como lo es la introducción de nuevas tecnologías de pesca y regulación de las características de artes de pesca (tamaño mínimo de malla).

Los ejemplares analizados en este trabajo fueron medidos en la laguna de Tamiahua, Veracruz, de marzo a diciembre de 2016, como parte de la pesca artesanal en la zona. Se examinaron 118 ejemplares pertenecientes a dos especies de tiburón, *C. falciformis* con 74 organismos y *C. leucas* con 44 organismos capturados, encontrando un mayor número de capturas de hembras en ambas especies. A través de la evaluación de riesgo ecológico por efectos de la pesca "ERAEF" de análisis rápido, se observó que ambas especies obtienen una productividad biológica y susceptibilidad media a la captura, indicando que el riesgo ecológico que existe para ambas especies por la pesca artesanal en la zona es de grado medio.

Por otra parte, la utilización de tablas de vida estática, dieron información en tiempo real, sobre la mortalidad de ambas especies, que resultó alta en los

estadios “juvenil y adulto” y baja en los estadios “huevo y juvenil 1”, con una sobrevivencia constante y tasa de crecimiento positivo para ambas especies a pesar de la presión ejercida sobre estos organismos. Sin embargo, la información obtenida muestra disminución del tamaño reproductivo y reproducción precoz, como respuesta de las especies a la pesca intensa.

I. INTRODUCCIÓN

La mayoría de los tiburones son organismos marinos altamente vulnerables a la sobreexplotación pesquera debido a las características particulares de su historia de vida, como lo son: su baja fecundidad, alta longevidad y maduración tardía. (Watson *et al.*, 2009). Por ejemplo, algunas especies como el tiburón piloto (*Carcharhinus falciformis* Müller & Henle, 1839) y el tiburón toro (*Carcharhinus leucas* Müller & Henle, 1839) han sido altamente explotados por décadas; sin embargo, al ser longevos, las capturas disminuyen la fecundidad de las poblaciones, lo que es grave debido a que tienen una baja sobrevivencia de huevos-crías. Estas especies son dos de las mayormente capturadas y de las más importantes en las pesquerías artesanales ribereñas y de mediana altura en el Golfo de México (DOF, 2014), por lo que; actualmente se han implementado medidas para regular la captura excesiva (Smith *et al.*, 2009).

Debido a la elevada demanda de alimento, es que se genera la sobreexplotación de los recursos pesqueros y se incrementan los problemas asociados con la captura incidental de especies no objetivo y el descarte de los organismos sin valor comercial. Así mismo, el deterioro ambiental, como la pérdida de hábitats especialmente en las áreas costeras, provoca un deterioro progresivo que afecta a diferentes especies (INP, 2006). Sin embargo, la pesca artesanal de tiburón en México se ha convertido, en las últimas décadas; en una actividad importante con alto valor socio-económico, siendo ocasionalmente; el único medio de sustento para numerosas familias (Pérez-Jiménez *et al.*, 2005).

La captura de tiburón en México se registra de forma genérica, sin considerar separadamente a las numerosas especies, restringiendo el uso de métodos cuantitativos tradicionales para evaluar sus poblaciones (Tovar-Ávila *et al.*, 2011). Las especies de tiburón que mayormente se capturan en el Golfo de México y el Mar Caribe son el cazón de ley (*Rhizoprionodon terraenovae* Richardson 1836), cazón pech (*Sphyrna tiburo* Linnaeus 1758), tiburón puntas negras (*Carcharhinus limbatus* Müller & Henle 1839), cazón limón (*Carcharhinus acronotus* Poey 1860), tiburón martillo (*Sphyrna lewini* Griffith & Smith 1834), tiburón toro (*Carcharhinus leucas* Müller & Henle 1839), tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis* Müller & Henle 1839), tiburón poroso (*Carcharhinus porosus* Ranzani 1839) y tiburón curro (*Carcharhinus brevipinna* Müller & Henle 1839) (DOF, 2014).

En México cerca del 20% de las pesquerías están deterioradas, 70% de ellas se mantienen en plena explotación y el 10% restante están en desarrollo (Arreguín-Sánchez, 2006). Las pesquerías con mayor impacto son las del atún, sardina y camarón; que son industriales, seguidas por la pesca de mediana altura y finalmente la pesca que se lleva a cabo por las flotas ribereñas, artesanales o de pequeña escala (Fernández *et al.*, 2010), como es el caso de la pesca de tiburón en Tamiahua.

Actualmente, se busca la aplicación de métodos rápidos de evaluación que permitan detectar que especies de tiburón requieren medidas de protección

urgentes (Walker, 2007). Sin embargo, los métodos tradicionales de evaluación pesquera y poblacional son difíciles de aplicar, debido a la carencia de información específica de captura y biológica de la mayoría de las especies. Aunque los métodos tradicionales permiten contar con elementos con mayor confiabilidad para el manejo y para no sobrepasar los niveles críticos de aprovechamiento de las poblaciones, estos métodos necesitan de mayor tiempo y recursos financieros para llevarse a cabo (Walker, 2005; 2007).

La poca disponibilidad de información sobre la abundancia de las especies y datos de esfuerzo pesquero de tiburones que son capturados con redes y palangre, enmascaran los riesgos de explotación a los que estos organismos están sometidos. Actualmente es posible aplicar técnicas de evaluación rápida, que pueden complementar las técnicas tradicionales con el objetivo de determinar los efectos de la pesca en las poblaciones y su riesgo ecológico (Walker, 2005). Estos nuevos métodos maximizan el uso de la información disponible y permiten delinear prioridades en la investigación ayudando al establecimiento de medidas de manejo y protección (Stobutzki *et al.*, 2002).

La Evaluación de Riesgo Ecológico por Efectos de la Pesca (ERAEF por sus siglas en inglés) (Stobutzki *et al.*, 2002; Walker, 2005; Hobday *et al.*, 2011), es un método jerárquico desarrollado en Australia para identificar especies que están en riesgo y necesitan manejo especial o protección de manera urgente, cuenta con tres niveles de evaluación: 1) Intensidad de Escala y Análisis

Consecuente, 2) Análisis de Productividad y Susceptibilidad (APS) y 3) Evaluación Completamente Cuantitativa. Estos niveles pueden usarse de manera independiente y ser aplicados directamente si se considera necesario, porque permiten evaluar de manera rápida la vulnerabilidad relativa de una población, determinar si una población está siendo afectada por las actividades pesqueras (riesgo ecológico), en qué grado ocurre esta afectación y si puede existir un proceso de resiliencia a esta actividad. En casos de carencia de información pesquera o biológica, este método utiliza la información disponible con un enfoque precautorio en casos de incertidumbre en la información, dando la categoría de riesgo alto, debido a la carencia de información para cierta especie (Stobutzki *et al.*, 2002, Walker, 2005; Braccini *et al.*, 2006; Tovar-Ávila *et al.*, 2010; Cortés *et al.*, 2010; Hobday *et al.*, 2011).

Con base en lo anterior se determinó que era prioritario conocer el estado actual de dos especies de tiburón de importancia comercial en Tamiahua, Veracruz, México; tomando como punto de partida que se desconocen los datos precisos o incluso no se tiene información relacionada a los volúmenes de captura, esfuerzo pesquero, horas efectivas de pesca, tallas a las cuales las especies son capturadas, sexos, estadios de cada organismo y proporción de sexos en cada una de las diferentes especies de tiburón para la zona. Particularmente, las especies consideradas en este estudio se encuentran en la categoría “cerca de ser amenazado” como es el caso de *Carcharhinus leucas* y “vulnerable” a *Carcharhinus falciformis* (UICN 2018); ya que la captura incidental

o dirigida genera un impacto negativo en sus poblaciones, como ya se han visto para otras especies en el Golfo de California, México (Delgadillo-Mateos, 2014).

En el presente estudio se aplicó el tercer nivel de evaluación (cuantitativo) del ERAEF, mediante la utilización de Tablas de Vida, para categorizar el riesgo ecológico (RE) y la susceptibilidad de captura (SC) (Hobday *et al.*, 2011) de dos especies de tiburón *Carcharhinus falciformis* y *C. leucas*, estas especies han sido reportadas en las capturas de embarcaciones artesanales en la zona de Tamiahua, Veracruz. Ambas especies muestran parámetros poblacionales típicos de los tiburones, por ejemplo: tasas de crecimiento lento, baja fecundidad y alta longevidad (Tovar-Ávila, 2000), los cuales las hacen susceptibles a la sobreexplotación,

Como parte del análisis de riesgo, se consideró que era pertinente incluir un análisis demográfico mediante la utilización de tablas de vida, para complementar los resultados y proyectar la probabilidad de las muertes y nacimientos que existen dentro de las poblaciones de tiburones capturados de las especies consideradas en este estudio, con base en las diferentes clases de edad, así como el cálculo de la tasa de crecimiento poblacional.

II. ANTECEDENTES

2.1 *Biología de las especies*

En el caso de *Carcharhinus falciformis*, esta especie presenta un “tiempo generacional” (promedio de tiempo que pasa desde que nace un individuo hasta que nace su descendencia) entre 11 y 16 años. Tiene reproducción vivípara placentaria, con ciclos bianuales con vitelogénesis y gestación consecutiva (Galván-Tirado *et al.*, 2015). El período de gestación es de 12 meses y el número de embriones por camada varía entre cuatro a 12 (Castro, 2009). Debido a su amplia distribución e importancia pesquera (Bonfil *et al.*, 2009), se han realizado estudios sobre aspectos reproductivos de esta especie en diferentes partes del mundo (Last y Stevens, 1994; Oshitani *et al.*, 2003; Joung *et al.*, 2008; Hall *et al.*, 2012). Sin embargo, son escasos los antecedentes en la costa del Golfo de México.

Estudios sobre ejemplares capturados en el Golfo de México (Bonfil *et al.*, 1993) hacen mención de que *C. falciformis* nace a finales de la primavera y principios del verano. Adicionalmente, mencionan que su crecimiento es similar en ambos sexos y que en los análisis de crecimiento usando vértebras, se ha observado la formación de un par de bandas por año (una translúcida y otra opaca).

Por otra parte, *C. leucas* es una especie caracterizada por ser una de las pocas especies que tolera largos períodos dentro del agua salobre, crecen aproximadamente 340 cm de longitud total, y las crías (una a 13 crías vivíparas-placentarias) nacen con 56 a 81 cm de longitud. Esta especie presenta una

madurez a los 157–226 cm para los machos y de 180–230 cm para las hembras. El período de gestación es de 10 a 11 meses y se produce a finales de primavera y verano (Compagno, 1984). Estudios sobre la edad y el crecimiento de estos organismos en el sureste del Golfo de México, mencionan que la edad de madurez para las hembras de *C. leucas* es de 10 años (204 cm de longitud total-TL) y para los machos de 9–10 años (190-200 cm TL) para los machos (Cruz-Martínez *et al.*, 2005).

2.2 Análisis de susceptibilidad de captura y mortalidad debido a la pesca

El ERAEF, conocido originalmente como análisis de susceptibilidad de captura y mortalidad debido a la pesca; se originó en la década de los años noventa y fue aplicado específicamente a las capturas de fauna de acompañamiento de las pesquerías de camarón en el norte de Australia (Stobutzki *et al.*, 2002). Esta pesquería genera un alto impacto directo al ecosistema y una gran variedad de especies capturadas de manera incidental, por lo cual tuvieron que ser evaluados de una manera rápida. El análisis mostró que los elasmobranquios son mayormente susceptibles a la captura con las redes de arrastre usadas en esta pesquería, particularmente los prístidos (elasmobranquios de agua dulce) como los peces sierra y otros batoideos, como rayas y mantas; debido a sus hábitos alimenticios de tipo bentónico. De igual manera estas especies tienen una baja capacidad de recuperación debido principalmente a la baja fecundidad que presentan, lo que los ubicó en categorías de alto riesgo ecológico (Stobutzki *et al.*, 2002).

Estudios de riesgo, como el antes descrito, permitieron la evaluación rápida de todas las pesquerías en Australia, incluyendo el atún y los peces óseos pelágicos (de mar abierto) afectados por distintas pesquerías que utilizaban diferentes artes de pesca, como el sedal y las redes de arrastre (Hobday *et al.*, 2004).

Diversos tiburones capturados de manera incidental en las pesquerías del sureste de Australia han sido evaluadas también mediante el ERAEF, incluyendo especies de hábitos bentónicos, como *Squatina australis* o *Heterodontus portusjacksoni* (Tovar-Ávila *et al.*, 2004) , en dicho estudio se menciona como resultado que esta especie tiende a mantener una productividad biológica baja, esto debido a que las estimaciones están basadas en la información sobre la tasa reproductiva, mortalidad, crecimiento máximo etc. (Tovar-Ávila *et al.*, 2010), lo mismo que especies que viven cerca del fondo del mar (demersal), como *Squalus megalops* Macleay (Braccini *et al.*, 2006).

Otro estudio aplicado a la pesca de una especie de bacalao del Atlántico (*Gadus morhua* L.), el cual utilizó los métodos de evaluación de riesgo para tener una gestión de pesca; permitió determinar la tasa de explotación de esta especie. Los resultados sugirieron que el bacalao puede soportar una tasa de explotación alta (Jiao *et al.*, 2005).

Por otra parte, países de Latinoamérica como Venezuela, Colombia y México han puesto en marcha estudios que contribuyen a la determinación del riesgo ecológico por efectos de la pesca, como es el caso del realizado en *Rhinobatos percellens*, que es una especie capturada de manera incidental en

las pesquerías comerciales de arrastre de camarón; debido a sus hábitos de nado (fondos arenosos poco profundos) y por parte de la pesca artesanal de la zona (Grijalba-Bendeck *et al.*, 2008), extendiéndose esta técnica hacia otros organismos incluyendo tiburones. De estos estudios se dedujo que la especie mantiene una categoría de riesgo media, a pesar de que es ampliamente capturada en la zona (Navia-López, 2013).

Estudios recientes donde se ha aplicado el ERAEF en México, han incluido los tiburones capturados por la pesca artesanal en la entrada al Golfo de California, siendo un importante recurso pesquero cuyas características biológicas de crecimiento lento y baja fecundidad los hacen altamente vulnerables a la sobrepesca. En este trabajo se evaluó el riesgo ecológico (RE) y la vulnerabilidad (V) mediante el APS de 20 especies, considerando los principales sistemas de captura (redes y palangres). El RE estimado fue alto para siete especies y medio para el resto. Asimismo, todas las especies se ubicaron en la categoría media de vulnerabilidad (Furlong-Estrada *et al.*, 2014).

El método de evaluación rápida ha sido extendido a especies de batoideos que provienen de la pesca de arrastre de camarón a lo largo de la costa este dentro del Golfo de California, con este estudio se demostró las diferentes especies que se encuentran dentro de alguna categoría de riesgo (Delgadillo-Mateos, 2014)

De manera similar, se ha estimado el riesgo ecológico de los efectos de la pesca artesanal del norte de Veracruz para el tiburón puntas negras, *Carcharhinus limbatus* (una de las especies más capturadas por la pesquería artesanal de tiburón del Golfo de México). En dicho estudio se consideraron las zonas más frecuentes de captura para esta especie, así como la captura por unidad de esfuerzo de la especie como indicador de su abundancia relativa; la primera abarcó los meses de enero a septiembre, en los cuáles las capturas fueron mínimas y de octubre a diciembre, donde se observó un incremento en los volúmenes, siendo diciembre el mes más sobresaliente (Garcés-García, 2012).

De acuerdo con la CONABIO (2015) se realizaron estudios para analizar la vulnerabilidad de diferentes especies de tiburones (tiburón martillo y puntas blancas, así como otros tiburones de aguas mexicanas que tienen un aprovechamiento con fines de comercio internacional como *Carcharhinus longimanus*, *Sphyrna lewini*, *S. mokarrany* *S. zygaena*) aplicando los métodos de Análisis de Productividad y Susceptibilidad con base en el modelo propuesto por Patrick *et al.*, 2010 y de Riesgo por Manejo (Lack *et al.*, 2014).

2.3 Análisis demográficos para la evaluación de pesquerías

Por otro lado, respecto a los análisis de tablas de vida, estos permiten adquirir información futura basada en la proyección de los datos de crecimiento

de una población. A diferencia de los análisis matriciales; las tablas de vida estáticas representan una "fotografía" de la estructura de edades, tallas, categorías del ciclo de vida o cualquier otro atributo que permita clasificar a los organismos en un orden ascendente en su historia de vida (González-Tirado, 1987). Los datos más importantes que se obtienen de un análisis de tablas de vida (ATV) son: la tasa intrínseca de crecimiento poblacional (λ), la tasa finita de crecimiento poblacional (r); la esperanza de vida (Ex), la tasa de mortalidad poblacional y por categoría (Dx y qx respectivamente), la tasa reproductiva neta (Ro) y el tiempo generacional (TG), el cual representa el número de categorías que podría tener un individuo nacido en la población analizada. Al igual que el análisis de susceptibilidad ERAF, las tablas de vida permiten identificar si una población se encuentra en riesgo, siempre que el componente reproductivo y/o la tasa finita de crecimiento poblacional sean bajos, comprometiendo la esperanza de vida y la tasa generacional de las especies (van Tussenbroek, 2002).

Los ATV han sido aplicados en varias especies de peces, incluidos algunos elasmobranquios; en particular para *Pteroplatytrygon violacea* se encontró que la tasa de crecimiento poblacional anual era positiva ($\lambda = 1.1739$, $r = 0.1604$), con una tasa reproductiva neta de 1.99, un tiempo generacional de 4.5 años, una esperanza de vida de dos categorías al nacimiento; pero con un decremento en 46.4% entre la categoría inicial y la final. En *Carcharhinus leucas* la tasa de crecimiento poblacional es negativa en algunas poblaciones ($\lambda = 0.9960$, $r = -0.0039$) y positiva en otras ($\lambda = 1.005$, $r = 0.0046$), pero con una tasa

reproductiva neta mucho menor que *P. violacea* (0.09) aunque con una esperanza de vida de hasta 6 años. La caída en el número de individuos de la etapa inicial a la final para este tiburón fue del 10% (Mollet y Cailliet, 2002).

III. HIPÓTESIS

Si las poblaciones de tiburones están siendo sometidas a una intensa actividad de pesca durante amplios lapsos de tiempo, entonces las poblaciones deben mostrar las consecuencias de la sobreexplotación, como disminución en las capturas y aumento del estado de deterioro dentro de la estructura de sus poblaciones. Lo anterior debería repercutir en la estructura de edades y tallas, así como en la proporción de sexos de los individuos maduros, lo mismo que en los cambios de los parámetros demográficos, como la tasa de crecimiento poblacional, natalidad y mortalidad.

Por otra parte, la alta susceptibilidad de captura será proporcional a sus hábitos de nado en la columna de agua, así como al traslape entre las artes de pesca y el hábitat de los organismos. Por consiguiente, si alguna de las dos especies de elasmobranquios analizada en esta investigación, se encuentra dentro de una categoría de riesgo alto debido a la sobrepesca, se esperará que sus poblaciones muestren decrementos drásticos, debido a la pesca intensiva por parte de las embarcaciones artesanales dentro de la zona de estudio.

IV. OBJETIVOS

4.1 Objetivo General

Estimar el riesgo ecológico por efectos de la pesca para *Carcharhinus leucas* y *C. falciformis* capturados por la pesca artesanal en Tamiahua, Veracruz, México, con base en el método ERAEF y en las tablas de vida, para evaluar el estado de sus pesquerías.

4.2 Objetivos particulares

- 1.- Analizar la composición específica de sexos y tallas de las dos especies de tiburón de interés comercial, mediante la obtención de datos en campo, para obtener la proporción de sexos capturados por la pesquería artesanal en la región de Tamiahua, Veracruz.
- 2.- Estimar la fecundidad de las especies, con base en información bibliográfica y colectas realizadas en el campo, para determinar la proporción de sexos, la madurez reproductiva, así como la cantidad de hembras preñadas capturadas por la pesca artesanal.
- 3.- Determinar la productividad biológica, con base en información bibliográfica sobre la reproducción de las especies, para obtener la proporción de vida reproductiva de las especies y la cantidad de individuos neonatos estimado para la construcción de las tablas de vida.
- 4.- Estimar la susceptibilidad de captura de las dos especies, mediante los parámetros de disponibilidad, probabilidad de encuentro, selectividad y

mortalidad post-captura de las especies, para conocer qué tan vulnerables se encuentran estas especies.

V. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 Área de estudio

El Golfo de México (GM) es un cuerpo de agua semi-cerrado, con una profundidad de alrededor de 4,000 m en su región central. Se encuentra conectado con el Océano Atlántico por el estrecho de Florida y al Mar Caribe por el Canal de Yucatán. Tiene una amplia plataforma continental en las penínsulas de Florida y de Yucatán, disminuyendo en la vertiente norte (costas de Texas, Luisiana, Mississippi y Alabama en Estados Unidos) y siendo muy angosta en la vertiente occidental (costas de Tamaulipas y Veracruz) (Martínez-López y Pares-Sierra, 1998).

Tamiahua, es uno de los municipios con mayor importancia pesquera de tipo artesanal. La zona costera de Tamiahua, en particular la laguna, se ubica en la parte occidental del Golfo de México entre los 21°50'05" N – 97°50'0" W y 21°10'0" N – 97°40'0" W. Es una de las lagunas de mayor tamaño en este litoral con una superficie mayor a 91,000 ha (De la Lanza-Espino, 1994; Díaz-Ruiz *et al.*, 2000; Contreras-Espinosa, 2004).

La zona costera de Tamiahua tiene un clima cálido–húmedo, temperatura media anual entre los 22°C y los 26°C, con precipitaciones entre 1,000 y 1,500 mm (Ortiz *et al.*, 2006). Se han registrado temperaturas superficiales del agua de ~12°C, llegando a incrementar abruptamente hasta los 22°C. Es un área de alta

sedimentación y durante las diferentes épocas del año, presenta niveles de salinidad de 20‰ a 26‰, los niveles promedio de oxígeno disuelto registrados oscilan entre 4.9 y 6.8 ml/l (Vidal *et al.*, 1994). En esta región confluyen corrientes que incrementan la productividad, como son los Remolinos Oceánicos Ciclónicos (ROC). Algunos ROC conspicuos ocurren sobre la plataforma continental de Texas y otros en la bahía de Campeche en el suroeste del Golfo de México (Vidal *et al.*, 1994; Vázquez de la Cerda, 2005).

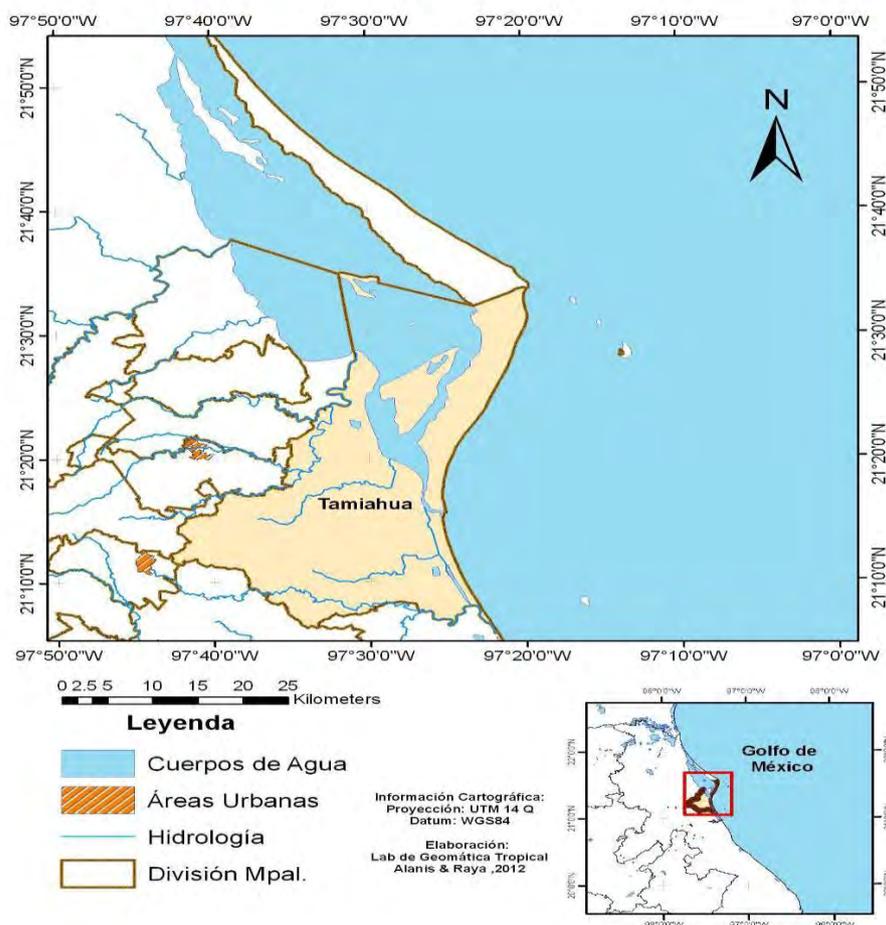


Figura 1. Área de estudio (zona costera de Tamiahua).

5.2 Evaluación de Riesgo Ecológico por Efecto de la Pesca (ERAEF)

Los estudios de Evaluación de Riesgo Ecológicos para Efectos de la Pesca "ERAEF" requieren de información relacionada con base en dos factores importantes: 1) la productividad biológica (PB) de las especies y 2) la susceptibilidad a ser capturados (SC) por los diferentes sistemas de pesca (ej.: redes y palangres) utilizados. Las combinaciones de ambos factores representan el análisis de productividad y susceptibilidad (APS), que conforman el segundo nivel del ERAEF (Hobday *et al.*, 2011), el cual es utilizado en este estudio por mantener un enfoque altamente centrado y completamente cuantitativo "basado en modelos". Los modelos se basan en anotar cada unidad de análisis dentro de una serie de atributos de productividad y susceptibilidad dentro de los cuales la productividad influye en la "tasa intrínseca de crecimiento" (r), mientras que la susceptibilidad se refiere a los atributos que se reflejan en la captura de los organismos.

Este método sirve para identificar el riesgo que podría tener alguna especie de interés debido a los diferentes tipos de pesca y artes de pesca utilizados para la captura, a su vez este método propone que existe un riesgo alto cuando hay valores mayores de 0.67 a 1, un riesgo medio cuando hay valores de entre 0.34 y 0.66 y bajo cuando estos valores están por debajo de 0.33.

Durante esta investigación se realizaron dos salidas cada mes, partiendo del lugar de arribo de las embarcaciones y con destino a los principales puntos de pesca, entre los períodos de marzo a diciembre de 2016, a bordo de las

embarcaciones menores que capturan tiburón en la región. Las salidas estuvieron sometidas a la disponibilidad del espacio en la embarcación al igual que de las condiciones climáticas.

Los especímenes se obtuvieron de las capturas comerciales realizadas por los pescadores artesanales, con embarcaciones menores de un tamaño de 6 a 12 metros de eslora, con motor fuera de borda, marca Honda, las embarcaciones tienen el puerto de base en Tamiahua, Veracruz. Las muestras se colectaron dependiendo de la disponibilidad de la captura y de las condiciones climáticas, pero usualmente los muestreos fueron obtenidos una vez que los pescadores arribaban a puerto base. Los organismos se identificaron al ser desembarcados empleando la “Guía de identificación para tiburones y rayas comunes del Caribe” (FAO, 2016).

Se tomaron medidas de longitud total (Lt), la cual se mide de la punta del morro a la punta del lóbulo superior de la caudal, colocando al organismo con la cola en posición natural, se registraron datos de peso total y peso eviscerado de cada organismo, así como el grado de calcificación del gonopterigio y el tamaño en centímetros del mismo para los machos (Compagno, 1984).

5.2.1 Productividad biológica

La Productividad Biológica (PB) de las dos especies de tiburón capturadas se determinó con base en dos tipos de variables: parámetros reproductivos [proporción de vida reproductiva PVR (edad a la que inicia su madurez sexual),

fecundidad y ciclo reproductivo) (PB1)] y mortalidad natural (M) (PB2) (Tovar-Ávila *et al.*, 2007, Furlong-Estrada *et al.*, 2010) obtenida a partir de los parámetros de la historia de vida, como lo son: su baja fecundidad, alta longevidad y maduración tardía, reportados en la región ya sea para esas especies o para otros elasmobranquios (Villavicencio-Garayzar, 1995; Bizarro *et al.*, 2007). En este estudio se utilizó información disponible en la red de trabajos publicados sobre los organismos analizados o de especies afines a ellas, en el caso de que existiera carencia de información. Cuando la información regional no estaba disponible, se utilizó información de estudios de otras zonas, en el siguiente orden de prioridad: zonas aledañas al Golfo de México, estudios en el Atlántico noreste, estudios de otras regiones del Atlántico, estudios realizados en otros océanos y finalmente datos consultados en la base www.fishbase.org (Froese y Pauly, 2011). En el caso de ausencia total de información de alguno de los parámetros, se asignó el valor de mayor riesgo, aplicando el principio precautorio (Hobday *et al.*, 2011).

Este enfoque precautorio que aplica Hobday (2011) hace mención que se debe suponer que cuando existe una carencia o ausencia de datos o de información del organismo que es objeto de estudio, existirá un riesgo alto, por ende, esta función proporcionará un incentivo para recolectar la mayor cantidad de datos posibles y apoyar en futuras evaluaciones.

La Productividad Biológica¹ (PB¹) de cada especie se estimó promediando los valores de la Proporción de Vida Reproductiva (PVR), fecundidad y ciclo

reproductivo. La PVR (parte proporcional de la vida de los organismos de una especie en la cual son reproductivamente activos) fue obtenida a partir de las edades de madurez (E_{madurez}) y edad máxima ($E_{\text{máxima}}$) proporcionada por información bibliográfica obtenida (Tovar-Ávila *et al.*, 2007, Furlong-Estrada *et al.*, 2010).

$$PVR = 1 - (E_{\text{madurez}}/E_{\text{máxima}})$$

El valor de la fecundidad para la especie se consideró a partir del valor máximo de crías registrado para cada especie, el cual para *C. leucas* es de 13 crías y para *C. falciformis* es de un máximo de 18 crías (Furlong-Estrada *et al.*, 2010), en comparación con el valor máximo registrado para otra especie (300 crías en *Rhincodon typus* Smith) (Breder y Rosen 1966). El ciclo reproductivo de los tiburones puede ser anual, bianual o bienal; por lo cual se asignaron los siguientes valores: 1, 0.66 y 0.33 respectivamente (Furlong-Estrada *et al.*, 2010).

La Productividad Biológica² (PB^2) se estimó usando la mortalidad (M) obtenida con dos métodos indirectos e independientes basados en los parámetros biológicos de la especie (constante de crecimiento de la ecuación de von Bertalanffy y la edad máxima). Estos dos métodos fueron seleccionados por el grado de confiabilidad que presentan (Tovar-Ávila *et al.*, 2011), a partir de estimaciones de edad basadas en el recuento de bandas de crecimiento y en espinas de las aletas dorsales en peces óseos. Se utilizaron varios enfoques estocásticos, que tienen en cuenta la heterogeneidad de la talla por edad e incorporan variaciones aleatorias del coeficiente de crecimiento de von Bertalanffy " k " (Tovar-Ávila *et al.*, 2009).

Finalmente, el valor promedio de Productividad Biológica (PB) ($PB^1+PB^2/2$) se categorizó con la siguiente escala: baja (0–0.33), media (0.34–0.66) o alta (0.67–1) (Walker, 2005). La M^1 se estimó mediante el método de Jensen (1996), el cual es descrito mediante la ecuación $M=1.6k$, donde k representa la constante de crecimiento que se obtuvo de los parámetros de crecimiento de Von Bertalanffy publicado por otros autores (Tovar-Ávila *et al.*, 2010). La segunda M^2 , indica la mortalidad natural y es estimada mediante el método de Hoenig (1983).

$$LnZ = 1.46-1.01Ln(T_{max})$$

Donde LnZ es la mortalidad instantánea, la T_{max} es la edad máxima observada para la especie, en donde la ecuación desarrollada se describe así: $M^2=1.46-1.01*4.7004$, en donde se obtiene un valor para M^2 , tanto de machos como de hembras de ambas especies analizadas.

5.2.2 Susceptibilidad de captura

Se determinó el principal sistema de captura (palangres) en la zona de estudio, de manera dirigida o incidental pueden ser muy variables debido a que, los palangres (o cimbras) tienen entre 300 y 1,000 anzuelos del número cinco para capturar tiburones pequeños (denominados “cazones”) y del número dos para tiburones de mayor tamaño, por lo que una línea o palangre puede tener anzuelos de diferentes tamaños. A los anzuelos se les coloca regularmente trozos de anguila o pulpo como carnada, dejándolos alrededor de 24 horas en

promedio dentro de la columna de agua, con algunas excepciones, se dejan hasta 36 horas.

Este sistema de captura puede operar entre los 2 y los 80 metros de profundidad, pero generalmente dentro de los 30 metros de profundidad en la columna de agua, mediante la colocación de boyas y plomos según lo decidan los propios pescadores en cada viaje. De igual manera, la longitud de este sistema de captura varía en cada viaje dependiendo del número de paños de palangres y longitud de la línea madre utilizada (Figura 2).

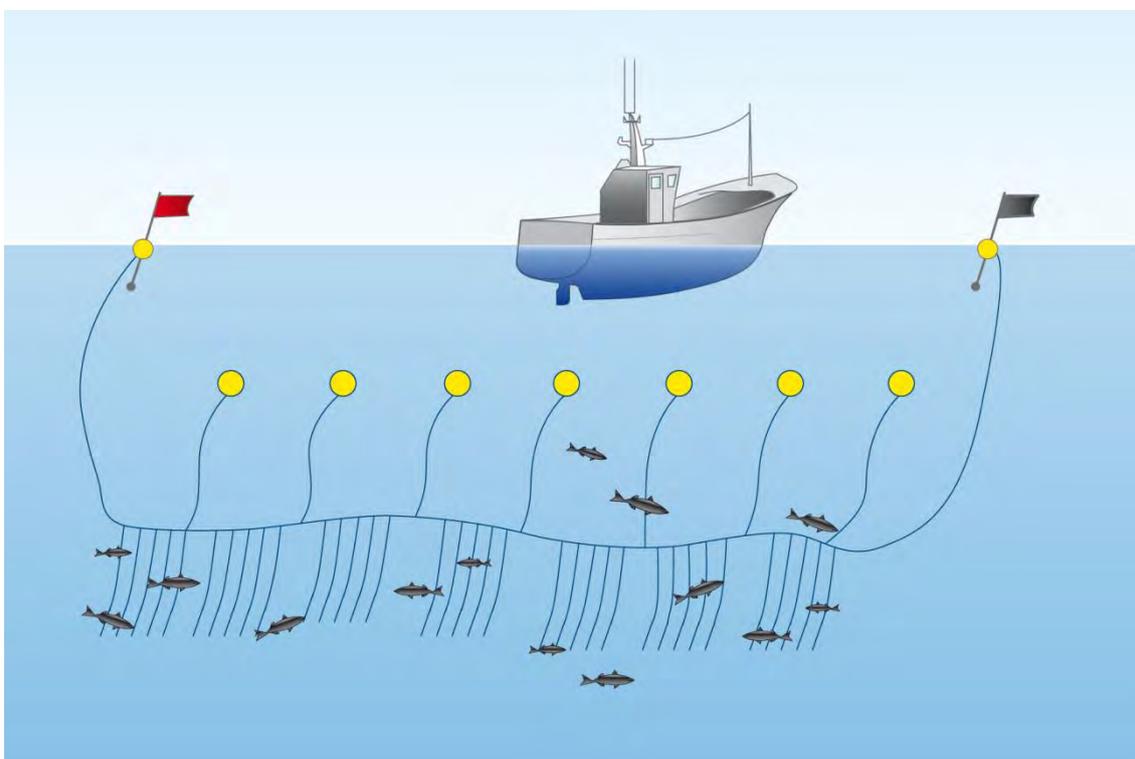


Figura 2. Tipo de arte de pesca utilizado en la zona de Tamiahua, Veracruz, para la captura de tiburón.

Para contar con la información sobre las áreas de actividad de las embarcaciones pesqueras artesanales dentro del área de estudio, se obtuvieron las coordenadas mediante un geoposicionador satelital (Garmin, 64s GPSMAP),

donde los pescadores realizaron las capturas de tiburón, marcando los puntos en el programa ArcGis para localizarlas y las principales zonas en donde los pescadores colocan las líneas de anzuelos para la pesca de tiburón (Figura 3).

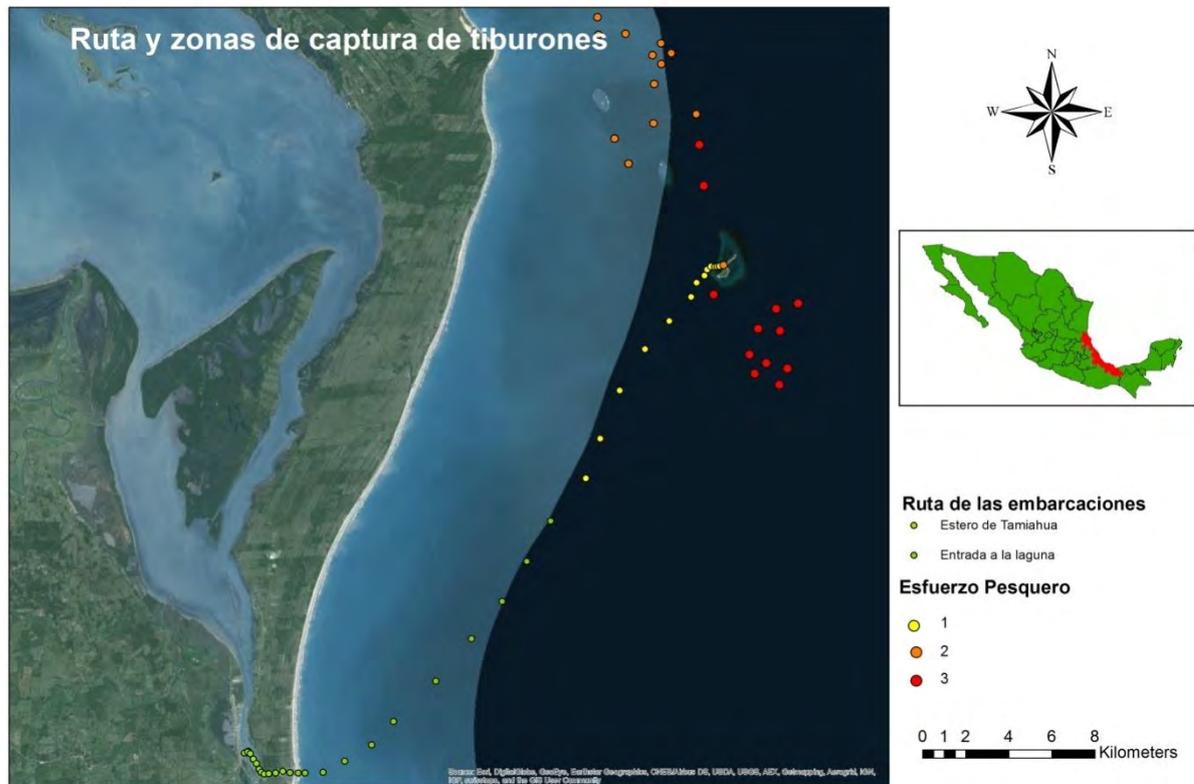


Figura 3. Principales rutas y zonas de pesca de las embarcaciones artesanales en la zona de Tamiahua, Veracruz, México.

La susceptibilidad de captura (SC) se estimó para el arte de pesca que se utiliza en la zona, mediante el siguiente modelo (Walker, 2005).

$$SC = D \times PE \times S \times MPC$$

Donde la **disponibilidad** (D) se estimó con base en el área de distribución de la población que está cubierta por las operaciones de la flota pesquera en la zona. La **probabilidad de encuentro** (PE) estuvo basada en el grado de traslape

entre la distribución de la especie en la columna de agua y la profundidad a la que opera la flota pesquera (2 m a 80 m de profundidad). La **selectividad** (S) se calculó a través de la proporción de animales que encuentran un arte de pesca y de los cuales son capturados. La **mortalidad post-captura** (MPC) se determinó con base en la proporción de organismos que mueren después de ser capturados por un arte de pesca (Walker, 2005) o manipulados por los pescadores (Cuadro 1).

Todos los componentes de la susceptibilidad de captura se estimaron con información existente de las pesquerías (Tovar-Ávila, 2010) y categorizados en bajo, medio y alto de acuerdo con una escala de valores arbitraria desarrollada por Walker (2005) (Cuadro 1).

Aunque cada elemento que conforma la SC puede ser estimado matemáticamente, para efectos de una evaluación rápida se asignaron valores probables (bajo = 0.33, medio = 0.66 o alto = 1) de acuerdo con la escala propuesta por Walker (2005).

Cuadro 1. Descripción de los elementos para efectos de una evaluación de susceptibilidad de captura. E= Elementos, D= Disponibilidad, PE= Posibilidad de encuentro, S= Selectividad, MP= Mortalidad post-captura y SC= Susceptibilidad de captura Walker, 2005).

| CATEGORÍAS DE RIESGO | | | |
|----------------------|--|---|--|
| E | Bajo (0.33) | Medio (0.66) | Alto (1.00) |
| D | < de una tercera parte de traslape de la zona de pesca | Entre una y dos terceras partes de traslape con la zona de pesca | > de dos terceras partes de traslape con la zona de pesca |
| PE | Probabilidad baja de que un arte de pesca encuentre a un organismo | Probabilidad media de que un arte de pesca encuentre a un organismo | Probabilidad alta de que un arte de pesca encuentre a un organismo |
| S | Probabilidad baja de ser capturada por un arte de pesca | Probabilidad media de ser capturado por un arte de pesca | Probabilidad alta de ser capturado por un arte de pesca |
| MP | Probabilidad alta de sobrevivencia después de la captura | Probabilidad media de sobrevivencia después de la captura | Probabilidad baja de sobrevivencia después de la captura |
| SC | 0-0.33 | 0.34-0.66 | 0.67-1.00 |

5.2.3 Riesgo ecológico

El riesgo ecológico (RE) de cada una de las especies se determinó graficando la productividad biológica PB, contra la susceptibilidad de captura SC. En dicho gráfico el área cercana al foco (intersección entre el eje X y Y) es

considerada como la de menor RE, mientras que el área en dirección opuesta al foco representa un nivel de riesgo en aumento (Hobday *et al.*, 2011).

5.6 Tablas de vida

Los organismos fueron clasificados en categorías morfológicas mediante un análisis de agrupamiento, basado en distancias euclidianas y el método de aglomeración propuesto por Ward (StatSoft, 2010). Para los machos, las categorías se obtuvieron considerando: Longitud total (Lt), peso (kg), peso eviscerado (E kg), tamaño de los gonopterigios (cm) y grado de calcificación del mismo (Calcificación de 1 a 3, donde 1 es inmaduro y 3 maduro). Se obtuvieron tres estadios correspondientes con la madurez de los individuos: juvenil, juvenil 1 y adultos. Para las hembras las categorías se determinaron considerando: Lt cm, kg y E kg. La línea de corte corresponde al máximo amalgamiento de los individuos dentro de los grupos generados a partir de la mejor asignación y menor variabilidad dentro del conglomerado. El estado de madurez de los individuos fue evaluado mediante la condición de los ovarios, úteros y/o glándulas del oviducto, para las hembras; mientras que en los machos se realizó mediante el grado de calcificación de los gonopterigios (Walker, 2005). Además, se obtuvo información pesquera relacionada con las características del arte de pesca utilizado, profundidad a la que opera y tiempo que el arte de pesca es dejado dentro del agua.

Las categorías obtenidas por el análisis de aglomeración fueron utilizadas para generar clases de estadio de desarrollo de cada especie y de esa manera elaborar las tablas de vida para de crecimiento poblacional de *C. falciformis* y *C.*

leucas, dentro del lapso de una generación. Debido a que no se pudo medir la transición anual, se optó por utilizar Tablas de Vida Estáticas (TVE). Los atributos relacionados con la fecundidad se obtuvieron mediante la consulta de información bibliográfica para cada especie, utilizando distintos criterios para obtener dicha información como lo fueron la edad máxima estimada, la edad de madurez, la mortalidad natural y la fecundidad en número de crías hembras por período reproductivo (De Kroon *et al.*, 2000; Simpfendorfer 2005; Caswell, 2001).

Las TVE proporcionan diferentes atributos que describen a una población, basándose en características demográficas temporales (Cuadro 2). Los principales atributos demográficos en las poblaciones, calculados en la tabla de vida, son: I) l_x que representa la supervivencia de los individuos al transitar de una categoría de edad a la siguiente, y II) m_x que representa la fecundidad de las hembras adultas y es una medida promedio de los individuos que son aportados a la población por las hembras de cada clase de edad.

Cuadro 2. Parámetros utilizados para la obtención de los valores dentro de las tablas de vida.

| Parámetros | Qué representa | Cómo se calcula |
|-------------------|---|---|
| l_x | Proporción de organismos que sobrevivieron para entrar en la clase x , con respecto al número inicial de organismos. | $\frac{n_x}{n_0}$ |
| N_x | Número de organismo totales observados al inicio de la fase. | Debe obtenerse de observaciones de campo. |
| d_x | Proporción de organismos que murieron en un intervalo de x a $x + 1$, con respecto al número inicial de organismos. Cuando se calcula a partir de n_x representa el número de organismos muertos entre x y $x + 1$. | $l_x - l_{x+1}$ o bien $n_x - n_{x+1}$ |
| q_x | Tasa de mortalidad. Representa la proporción de organismos que murieron durante el intervalo que duro la clase de edad (entre x y $x + 1$) con respecto al número que ingreso a la clase. | $q_x = \frac{d_x}{l_x}$ |
| k_x | Intensidad de la mortalidad. Evaluación de la mortalidad (estandarizada por el uso de logaritmos). | $\log n_x - \log n_{x+1}$ |
| P_x | Proporción de organismos que sobreviven con respecto al total que ingreso a la clase. | $1 - q_x$ |
| F_x | Número total de descendientes provenientes de la clase de edad x . | Debe obtenerse de observaciones de campo. |
| m_x | Fecundidad. Número promedio de descendientes por individuo (por hembra); de cada clase de edad. | $m_x = \frac{F_x}{n_x}$ |
| E_x | Esperanza de vida. Tiempo que se espera que viva, en promedio, un individuo de la clase de edad x . | $E_x = \frac{T_x}{-l_x}$ |
| R_0 | Tasa reproductiva neta. Tasa a la que se multiplica la población en cada generación o bien tasa de crecimiento poblacional también llamada lambda (λ). | $\sum l_x m_x$ |
| T_G | Tiempo generacional. Tiempo promedio que transcurre entre que nace un individuo y que nace su descendencia. | $\frac{\sum x l_x m_x}{\sum l_x m_x}$ |
| T_x | Unidades de tiempo que les quedan por vivir a todos los individuos. | $T_x = \sum_{i=x}^{\infty-1} nL_i$ |

| | | |
|-----------|--|--------------------------------|
| λ | Tasa finita de crecimiento poblacional | $\lambda = \exp(\ln(R_0)/T_G)$ |
|-----------|--|--------------------------------|

Las tablas de vida permiten proyectar la probabilidad de las muertes y nacimientos que existen dentro de la población de tiburones en las diferentes clases de edad (OPS, 2003). El parámetro principal calculado fue la tasa finita de crecimiento poblacional (λ) que considera: λ igual a 1 señala un equilibrio en la tasa intrínseca del crecimiento poblacional, $\lambda > 1$ indica un incremento y $\lambda < 1$ muestra un decremento poblacional.

La tasa finita de crecimiento poblacional es equivalente a la sumatoria de l_x y m_x de la que se puede calcular la tasa reproductiva neta R_0 que constituye la contribución promedio de progenie para todas las categorías reproductivas y que representa a todas las crías que puede tener una hembra, a lo largo de toda su vida reproductiva y que permanecen vivas hasta la reproducción. El tiempo generacional T_G representa un periodo de tiempo promedio para la población entre el nacimiento y el nacimiento de su descendencia. Con estos dos atributos es posible calcular la tasa intrínseca de crecimiento poblacional r , que representa un aproximado del incremento de la población de una generación a la siguiente no ponderada. Para ello se utiliza la fórmula:

$$r \approx \frac{(\ln R_0)}{T_G}$$

La tasa intrínseca de crecimiento poblacional (λ), estima la proporción de individuos que se agregan a la población en el tiempo, es decir el número de sobrevivientes más su progenie, el cual es calculado a partir del exponente de la

tasa de crecimiento poblacional *per cápita* ($\lambda = e^r$), de donde también se puede estimar el valor de la tasa intrínseca de crecimiento poblacional r .

VI. RESULTADOS

Durante el periodo marzo–diciembre de 2016, fueron analizados un total de 118 organismos, pertenecientes a dos especies de tiburones que pertenecen a un orden, una familia, un género y dos especies. Los cuales se obtuvieron durante 20 salidas a la zona de arribo de las embarcaciones en la laguna de Tamiahua, Veracruz (Cuadro 3).

-Orden: *Carcharhiniformes*

-Familia: *Carcharhinidae*

-Género: *Carcharhinus*

-Especie: - *Carcharhinus leucas* (Müller y Henle, 1839).

- *Carcharhinus falciformis* (Müller y Henle, 1839).

De la especie que se colectó el mayor número de organismos fue *Carcharhinus falciformis* (62.8%), seguida por *Carcharhinus leucas* (37.2%) (Cuadro 3).

Cuadro 3. Número de organismos capturados con relación a la cantidad de kilos pescados:

| Especie | Kilos | Organismos Capturados | Porcentaje % |
|---------------------------------|----------|-----------------------|--------------|
| <i>Carcharhinus falciformis</i> | 5,845.50 | 74 | 62.8 |
| <i>Carcharhinus leucas</i> | 3,687.40 | 44 | 37.2 |

Durante el estudio fueron registradas más hembras que machos, siendo *C. falciformis* la especie más abundante, con 74 organismos (35 machos, 39 hembras), seguido de *C. leucas* con un total de 20 organismos machos capturados y 24 hembras (Figura 4).

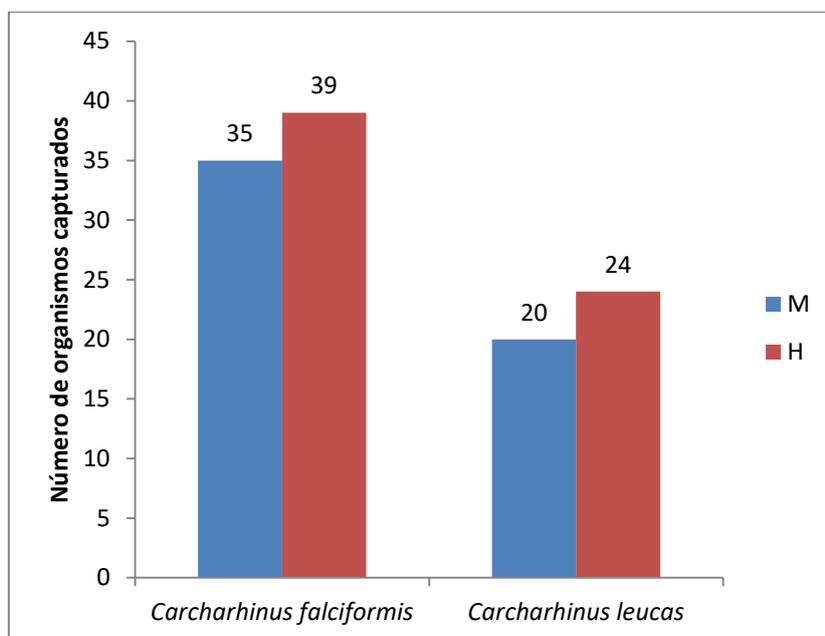


Figura 4. Número de organismos machos y hembras capturados por especie.

De los 74 organismos capturados de la especie *C. falciformis*, seis organismos machos se encontraron en etapa juvenil y el resto fueron adultos. De los 44 individuos capturados de *C. leucas*, 15 fueron machos juveniles, siendo el resto de los organismos capturados machos y hembras en etapa adulta (Cuadro 4).

Cuadro 4. Número de organismos maduros e inmaduros por sexo y por especie, capturados por las embarcaciones artesanales. M=machos y H=hembras

| Especie | No. De organismos (M) | No. De organismos (H) | Categoría |
|---------------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------|
| <i>Carcharhinus falciformis</i> | 6 | 1 | Juvenil |
| | 32 | 35 | Adulto |
| <i>Carcharhinus leucas</i> | 15 | 0 | Juvenil |
| | 10 | 19 | Adulto |

7.1 Productividad biológica

Con los datos obtenidos directamente de campo y la información disponible publicada en la red se obtuvieron datos sobre los parámetros reproductivos y de mortalidad natural de ambas especies analizadas, calculando la Productividad Promedio (PB), la cual se obtiene mediante la siguiente fórmula: $PB^1+PB^2/2$, mostrando que los resultados de los organismos analizados fueron de 0.47 para *C. falciformis* y de 0.41 para *C. leucas* utilizando el mismo procedimiento anterior, dichos datos colocan a las especies dentro de una productividad promedio PB media para ambas especies consideradas en el estudio (Cuadro 5).

Cuadro 5. Productividades biológicas con base en la mortalidad natural en la zona, estimadas mediante el cálculo por el método de Jensen (1996) “ $M=1.6K$ ” donde se muestran las categorías de riesgo obtenidas por el análisis.

| Especie | PB1 (M) | PB1 (H) | PB2 (M) | PB2 (H) | PB Promedio (M) | PB Promedio (H) | Categoría |
|---------------------------------|---------|---------|---------|---------|-----------------|-----------------|-----------|
| <i>Carcharhinus falciformis</i> | 0.24 | 0.24 | 0.5 | 0.45 | 0.49 | 0.47 | Media |
| <i>Carcharhinus leucas</i> | 0.27 | 0.19 | 0.44 | 0.44 | 0.49 | 0.41 | Media |

PB1= Productividad Biológica 1, PB2= Productividad Biológica 2, PB Promedio= Productividad Biológica promedio, M= mortalidad, K= constante de crecimiento de von Bertalanffy.

7.2 Susceptibilidad de captura

La Susceptibilidad de Captura (SC) por efectos de la pesca artesanal mediante la utilización de palangres de entre 300 y 1,000 anzuelos colocados a una profundidad en la columna de agua de entre los 2 metros y los 80 metros, (aunque usualmente los pescadores los colocan a 30 metros de profundidad), fue para las dos especies de grado medio para la zona de Tamiahua, Veracruz (100%). Sin embargo, contrastando con la productividad biológica la SC de *C. falciformis* se encuentra dentro del límite del intervalo, ya que esta especie habita en un rango de profundidad en la columna de agua de entre los 18 metros y 200 metros o más (Martínez-Ortiz *et al.*, 2011) (Cuadro 6).

Cuadro 6. Parámetros y valores de riesgo ecológico para cada especie, con base en la clasificación de Walker, 2005.

| Especie | D | PE | S | MP | SC | CATEGORIA | |
|-----------------------|---|------|------|----|-------|-----------|-------|
| <i>C. falciformis</i> | 1 | 0.66 | 0.66 | 1 | 0.436 | 0.33 | Medio |
| <i>C. leucas</i> | 1 | 0.33 | 0.66 | 1 | 0.218 | 0.33 | Medio |

SC = D x PE x S x MPC, donde; D= Disponibilidad, PE= Probabilidad de Encuentro, S= Selectividad, MP= Mortalidad Post-captura, SC= Susceptibilidad de Captura.

7.3 Análisis de riesgo ecológico

Mediante la ecuación de la susceptibilidad de captura $SC = D \times PE \times S \times MPC$, se obtuvieron los valores para estimar el riesgo ecológico (RE) por los efectos de la pesca artesanal que resultó ser medio (0.66) para *C. falciformis*, debido a sus hábitos de nado, ya que esta especie habita en profundidades de entre los 18 y 200 metros de profundidad (Martínez-Ortiz *et al.*, 2011). De igual manera, para *C. leucas* se obtuvo un valor medio de 0.66 debido a que

regularmente esta especie se encuentra cerca de la costa, siendo un organismo costero-demersal y que es encontrado regularmente cerca de las desembocaduras de los ríos (Simpfendorfer *et al.*, 2005; Figura 6).

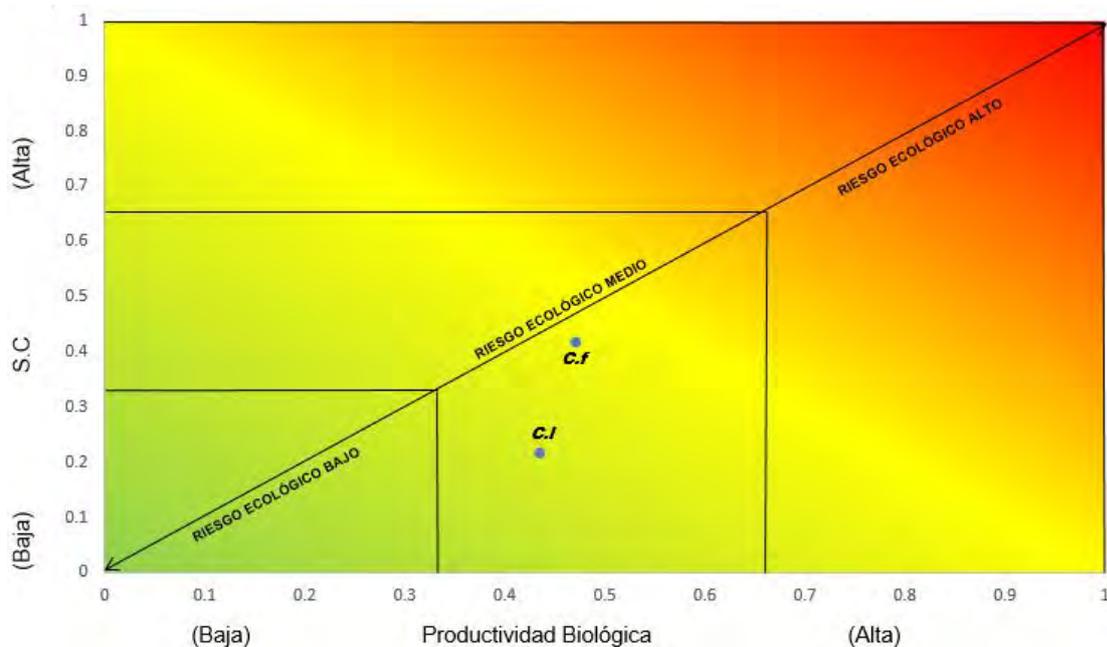


Figura 6. Riesgo ecológico por efecto de la pesca artesanal para diferentes especies de tiburones capturados por la flota pesquera artesanal en la zona de Tamiahua, Veracruz, México.

7.4 Análisis demográfico

El análisis de árbol de agrupamiento mediante la utilización del programa “STATISTICA” permitió identificar tres categorías de estadio para cada una de las especies *C. leucas* y *C. falciformis*, correspondientes con el estado de maduración de cada uno de los organismos capturados, utilizando para este análisis valores como: tallas máximas, pesos totales, pesos eviscerados, tamaños de gonopterigio y grados de calcificación de gonopterigio (Cuadro 7 y 8).

Cuadro 7. Caracterización de las clases generadas por el análisis de conglomerados para machos de ambas especies.

| Especie | Clase | Machos | | | | | | | | | |
|-----------------------|-----------|------------------|--------|------------------------------|-------|------------------------|------|-----------|--------|----------------------|-------|
| | | Largo Total (Cm) | | Tamaño del gonopterigio (Cm) | | Grado de calcificación | | Peso (Kg) | | Peso Eviscerado (Kg) | |
| | | Min | Max | Min | Max | Min | Max | Min | Max | Min | Max |
| <i>C. falciformis</i> | Juvenil | 102.60 | 131.80 | 12.38 | 14.02 | 2.00 | 2.00 | 15.21 | 56.26 | 5.20 | 28.32 |
| | Juvenil 1 | 167.72 | 253.84 | 11.20 | 20.26 | 1.66 | 4.77 | 56.26 | 101.91 | 44.92 | 92.77 |
| | Adultos | 193.01 | 292.79 | 13.74 | 22.50 | 2.95 | 4.85 | 68.20 | 105.20 | 60.45 | 93.55 |
| Especie | Clase | Machos | | | | | | | | | |
| | | Largo Total (Cm) | | Tamaño del gonopterigio (Cm) | | Grado de calcificación | | Peso (Kg) | | Peso Eviscerado (Kg) | |
| | | Min | Max | Min | Max | Min | Max | Min | Max | Min | Max |
| <i>C. leucas</i> | Juvenil | 143.59 | 173.56 | 11.52 | 11.52 | 1.07 | 4.07 | 58.94 | 75.80 | 48.60 | 66.05 |
| | Juvenil 1 | 154.31 | 184.13 | 10.65 | 10.65 | 1.88 | 4.88 | 65.45 | 80.86 | 56.27 | 75.04 |
| | Adultos | 183.79 | 213.76 | 17.40 | 17.40 | 4.00 | 4.00 | 79.73 | 100.94 | 69.39 | 92.01 |

Cuadro 8. Caracterización de las clases generadas por el análisis de conglomerados para las hembras de ambas especies.

| Especie | Clase | Hembras | | | | | |
|-----------------------|-----------|------------------|--------|-----------|--------|----------------------|-------|
| | | Largo Total (Cm) | | Peso (Kg) | | Peso Eviscerado (kg) | |
| | | Min | Max | Min | Max | Min | Max |
| <i>C. falciformis</i> | Juvenil | 156.03 | 234.97 | 56.61 | 102.72 | 42.25 | 98.08 |
| | Juvenil 1 | 200.84 | 248.96 | 67.83 | 101.62 | 58.04 | 93.86 |
| | Adultos | 230.67 | 268.33 | 69.61 | 106.79 | 61.50 | 96.30 |

| Especie | Clase | Hembras | | | | | |
|------------------|-----------|------------------|--------|-----------|--------|----------------------|-------|
| | | Largo Total (Cm) | | Peso (Kg) | | Peso Eviscerado (Kg) | |
| | | Min | Max | Min | Max | Min | Max |
| <i>C. leucas</i> | Juvenil | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| | Juvenil 1 | 175.59 | 225.48 | 74.38 | 105.76 | 64.66 | 96.40 |
| | Adultos | 183.50 | 225.50 | 78.79 | 104.71 | 70.04 | 95.96 |

| Especie | Clase | Hembras | | | | | |
|-----------------------|-----------|------------------|--------|-----------|--------|---------------------|-------|
| | | Largo Total (Cm) | | Peso (Kg) | | Peso Eviscerado (K) | |
| | | Min | Max | Min | Max | Min | Max |
| <i>C. falciformis</i> | Juvenil | 156.03 | 234.97 | 56.61 | 102.72 | 42.25 | 98.08 |
| | Juvenil 1 | 200.84 | 248.96 | 67.83 | 101.62 | 58.04 | 93.86 |
| | Adultos | 230.67 | 268.33 | 69.61 | 106.79 | 61.50 | 96.30 |

| Especie | Clase | Hembras | | | | | |
|------------------|-----------|------------------|--------|-----------|--------|----------------------|-------|
| | | Largo Total (Cm) | | Peso (Kg) | | Peso Eviscerado (Kg) | |
| | | Min | Max | Min | Max | Min | Max |
| <i>C. leucas</i> | Juvenil | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| | Juvenil 1 | 175.59 | 225.48 | 74.38 | 105.76 | 64.66 | 96.40 |
| | Adultos | 183.50 | 225.50 | 78.79 | 104.71 | 70.04 | 95.96 |

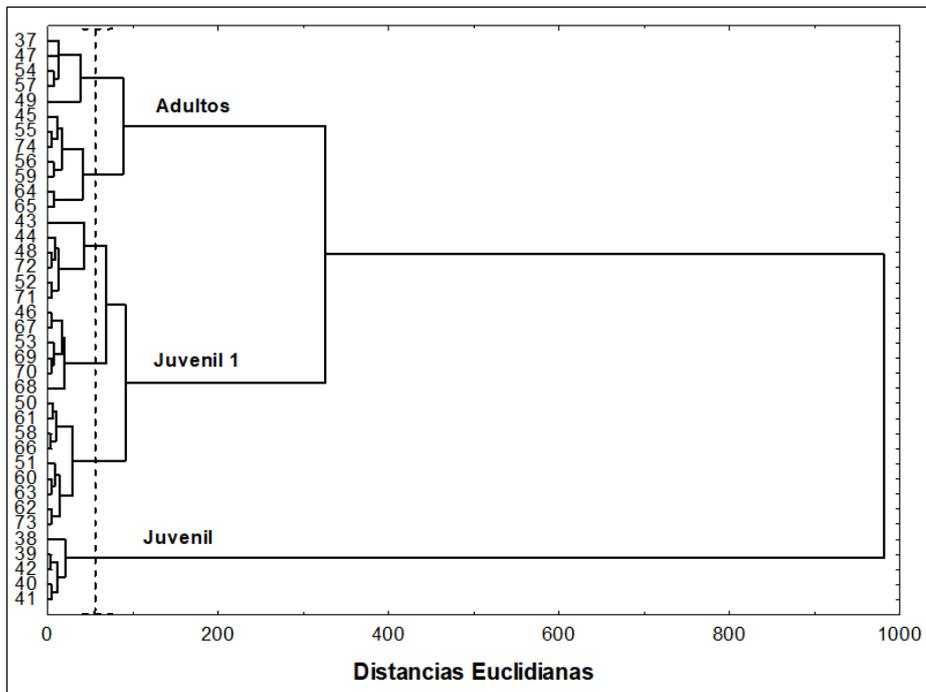


Figura 8. Árbol de agrupamiento basados en distancias euclidianas y modelos de agrupamiento propuestos por Ward para machos de *C. falciformis*.

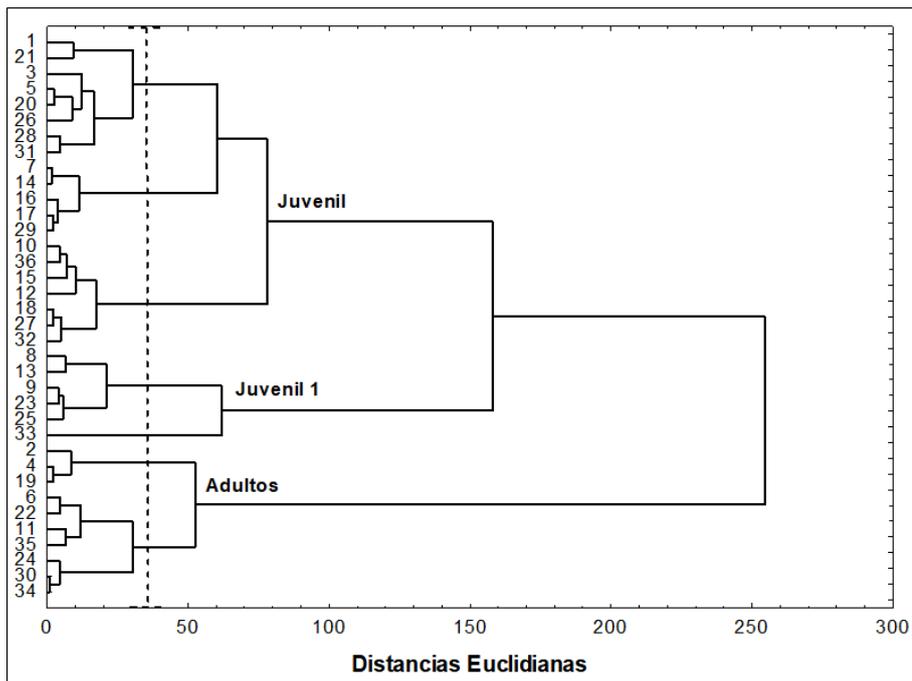


Figura 9. Árbol de agrupamiento basados en distancias euclidianas y modelos de agrupamiento propuestos por Ward para hembras de *C. falciformis*.

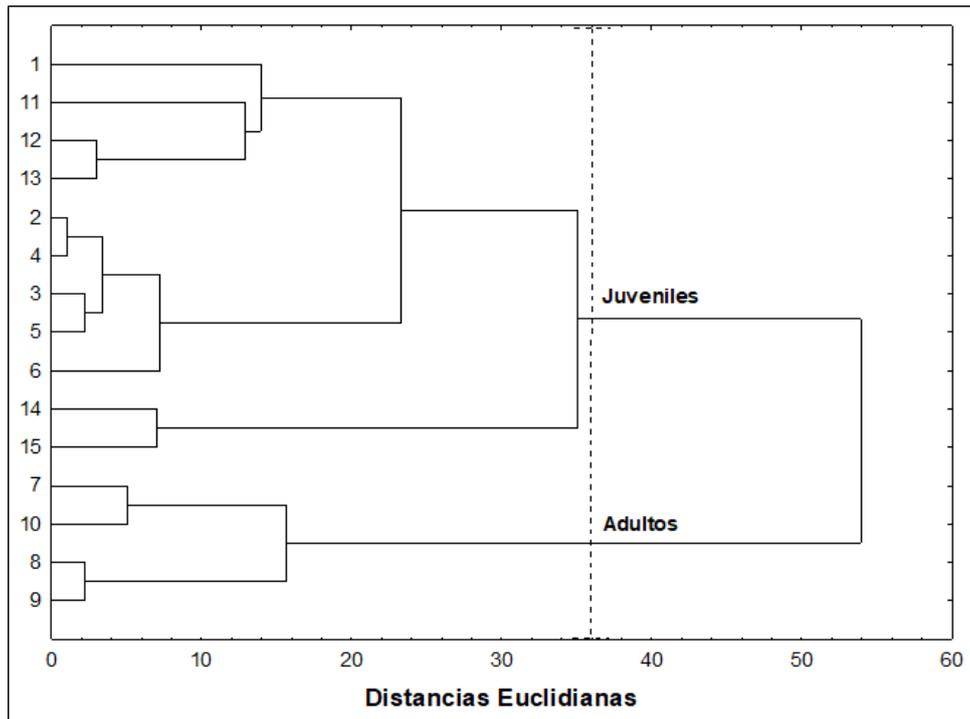


Figura 10. Árbol de agrupamiento basados en distancias euclidianas y modelos de agrupamiento propuestos por Ward para hembras de *C. leucas*.

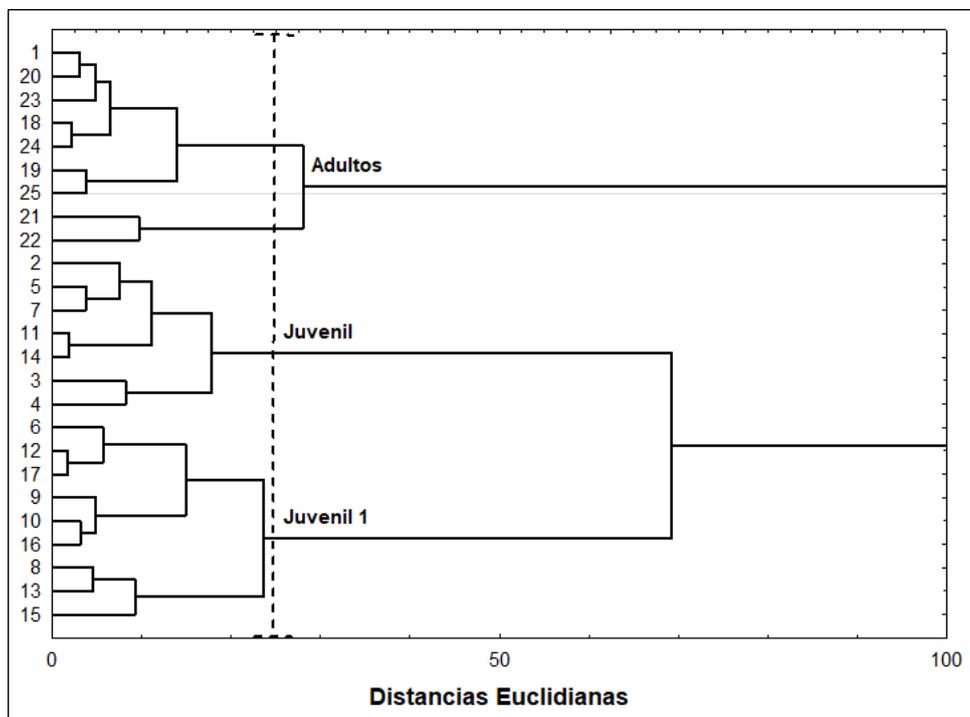


Figura 11. Árbol de agrupamiento basados en distancias euclidianas y modelos de agrupamiento propuestos por Ward para machos de *C. leucas*.

7.5 Tablas de vida

Las TVE mostraron una mortalidad (dx) que cambia conforme al estadio en el que se encuentran los organismos, lo cual representa o indica la proporción de organismos que han muerto durante el intervalo de cada clase de edad obtenida, para las distintas categorías de edad utilizadas para *C. falciformis* (Cuadro 9). En el caso que la mortalidad se incrementa cuando los organismos se encuentran en una etapa de transición hacia la etapa adulta y por lo tanto, su madurez no se ha completado aún, siendo la categoría de juveniles, así como en la etapa adulta que su mortalidad todavía es mayor y es donde se observa la mayor mortalidad en ambas especies. Por contraparte ambas especies mantienen una mortalidad que es baja en la categoría de neonatos y juveniles 1 en donde la mortalidad no es tan extensa (Cuadro 10).

De igual manera, se observa que existen individuos clasificados como “juveniles” que presentan estructuras reproductivas maduras, por lo que se consideran individuos reproductivos en ambas especies (Cuadro 8). Cabe señalar que estos individuos son machos, por lo que se puede asegurar que existe un reclutamiento precoz en ese sexo para ambas especies dentro del estudio.

Con base en los distintos parámetros utilizados, la fórmula de crecimiento poblacional “ $\lambda=EXP(r)$ ”, indica que *C. leucas* y *C. falciformis* mantienen un crecimiento poblacional positivo de 2.49 organismos y 1.32 organismos respectivamente. Manteniendo un tiempo generacional de 2.72 clases o estadios

de desarrollo para *C. leucas* y siendo menor para *C. falciformis*, con un tiempo generacional de 2.70 clases o estadios de desarrollo.

Cuadro 9. Tabla de vida estática para la especie *C. falciformis*.

| | X | Nx | Mx | Dx | Lx | dx | Qx | Px | lxmx | Xlxmx |
|-----------|---|----|----|----|------|------|------|------|------|-------|
| Huevos | 0 | 70 | 0 | 25 | 1 | 0.36 | 0.36 | 0.64 | 0 | |
| Juvenil | 1 | 45 | 0 | 23 | 0.64 | 0.33 | 0.51 | 0.49 | 0 | 0 |
| Juvenil 1 | 2 | 22 | 2 | 1 | 0.31 | 0.01 | 0.05 | 0.95 | 0.63 | 1.26 |
| Adultos | 3 | 21 | 5 | 8 | 0.3 | 0.3 | 0.38 | 0 | 1.5 | 4.5 |

Cuadro 10. Tabla de vida estática para la especie *C. leucas*.

| | x | nx | mx | Dx | lx | Dx | qx | px | lxmx | Xlxmx |
|-----------|---|----|----|----|------|------|------|------|------|-------|
| Huevos | 0 | 91 | 0 | 40 | 1 | 0.44 | 0.44 | 0.56 | 0 | |
| Juvenil | 1 | 51 | 0 | 37 | 0.56 | 0.41 | 0.73 | 0.27 | 0 | 0 |
| Juvenil 1 | 2 | 14 | 2 | 2 | 0.15 | 0.02 | 0.14 | 0.86 | 0.31 | 0.62 |
| Adultos | 3 | 12 | 6 | 12 | 0.13 | 0.13 | 1 | 0 | 0.79 | 2.37 |

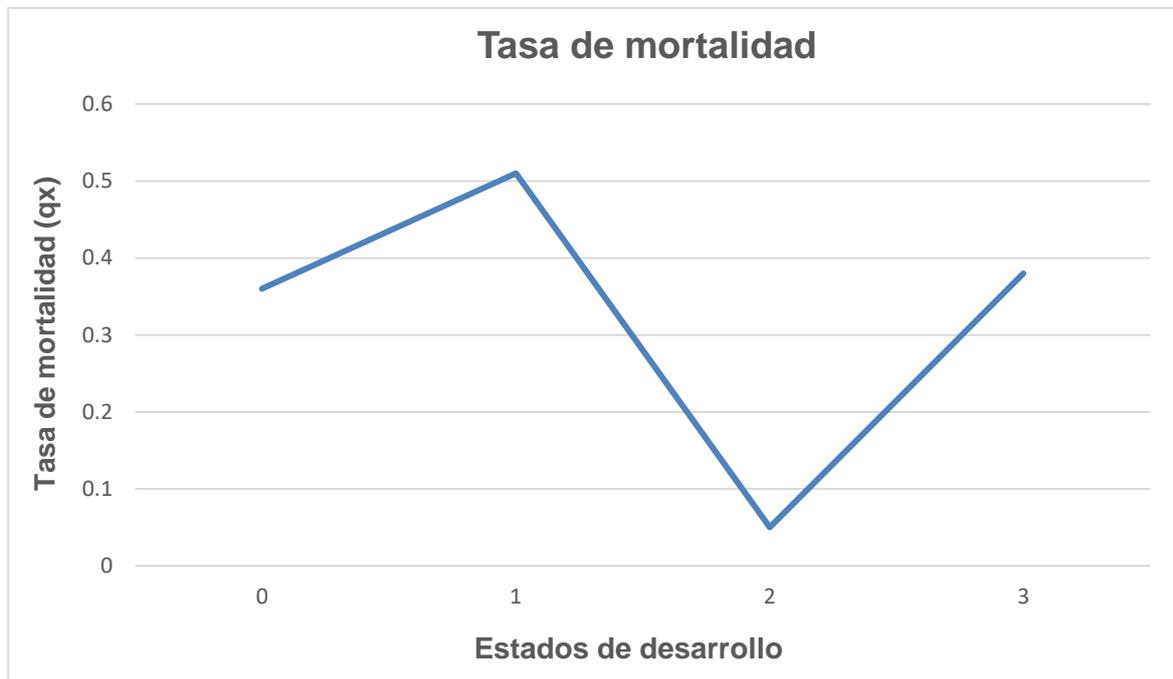


Figura 12. Tasa de mortalidad de *C. falciformis*

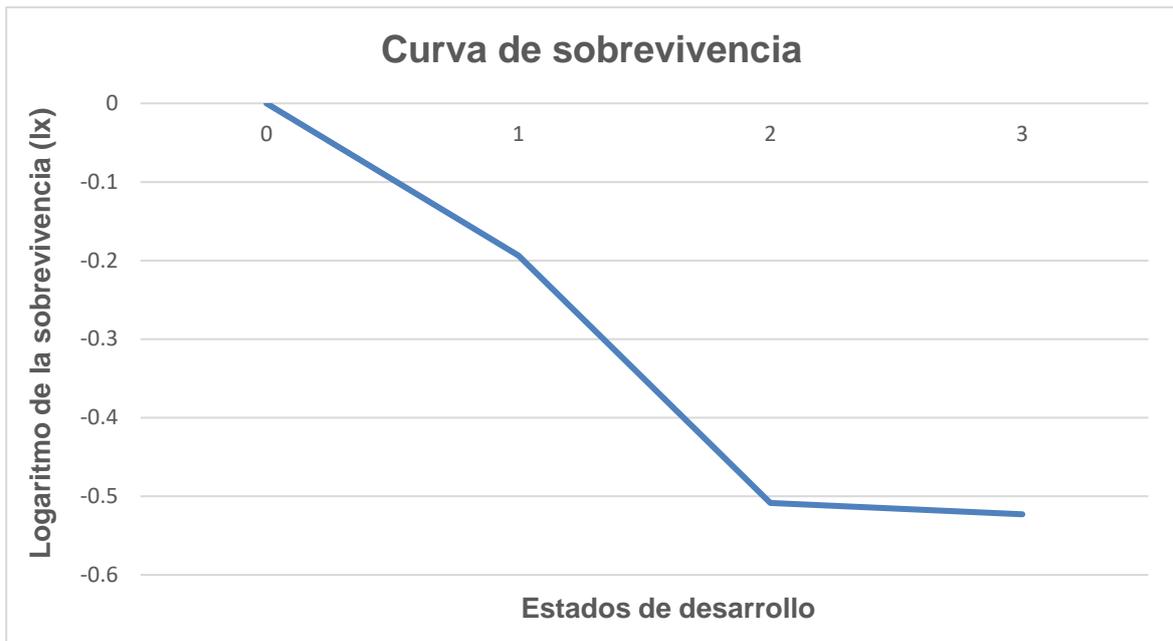


Figura 13. Curva de sobrevivencia de *C. falciformis*

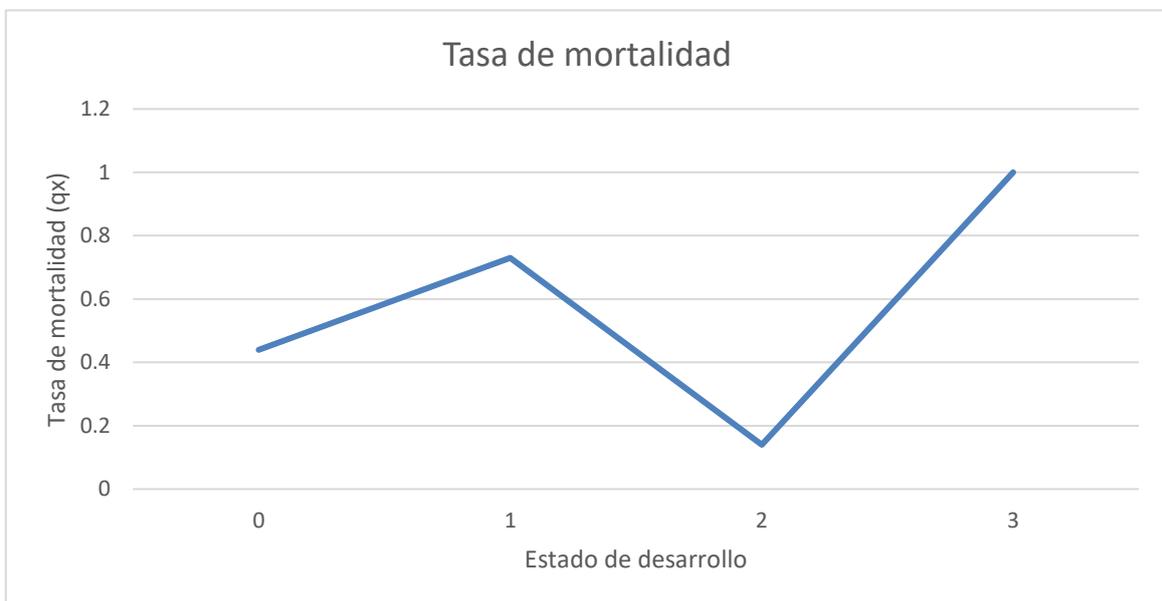


Figura 14. Tasa de mortalidad de *C. leucas*

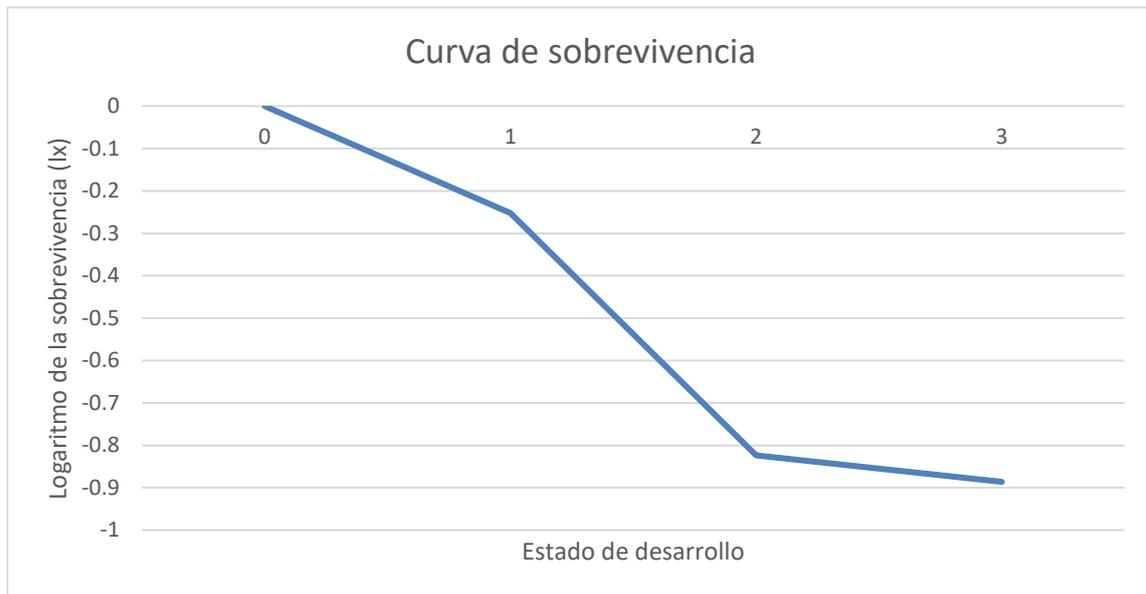


Figura 15. Curva de sobrevivencia de *C. leucas*

En cuanto a las tasas de mortalidad, muestran una similitud en cuanto al mayor índice de muertes en las clases de juveniles y adultos, por lo contrario, se mostró que existen menos muertes en las categorías de huevos y juveniles 1 para ambas especies analizadas.

En cuanto a las curvas de sobrevivencia, estas son de tipo 2 para ambas especies dentro del estudio, lo cual indica que los organismos de estas especies están muriendo de manera constante en cada intervalo de edad, hasta llegar a la etapa adulta donde es mayor la sobrevivencia.

VII. DISCUSIÓN

Las especies analizadas en este estudio comparten una Productividad Biológica (PB) media similar a la de otros elasmobranquios (Stobutzki *et al.*, 2002; Braccini *et al.*, 2006; Tovar-Ávila *et al.*, 2007; Cortés *et al.*, 2010). La alta sensibilidad y baja capacidad de recuperación encontradas en tiburones han sido señaladas frecuentemente (Musick, 1999; Walker, 1998; Stevens, 1999). Sin embargo, se ha destacado también el amplio rango de capacidades reproductivas que estos organismos mantienen (Walker, 1998; Smith *et al.*, 1998; Stevens, 1999). Incluso se ha resaltado que especies con una alta PB, como *Mustelus antarcticus* (Günther, 1870) en Australia, pueden mantener niveles sustentables de captura bajo esquemas cuidadosos de manejo (Walker, 1998).

Las poblaciones de tiburones estudiadas muestran sobreexplotación por parte de las embarcaciones artesanales de la zona de estudio, lo que se puede observar en la estructura poblacional de las especies, debido a que la mayoría de los organismos machos capturados presentan una madurez sexual temprana, que representa una estrategia de compensación de las especies para reponer los organismos perdidos por las pesquerías.

El tiburón toro *C. leucas* y el tiburón piloto *C. falciformis* son dos de las especies más capturadas dentro de las pesquerías artesanales para el Golfo de México (DOF, 2014). En el estado de Veracruz, estas especies representan en buena medida un recurso importante para los pescadores artesanales de la zona de Tamiahua, porque componen gran parte de las capturas reportadas en la zona (Castillo–Géniz *et al.*, 1998; DOF, 2014); principalmente *C. falciformis* que es uno de los tiburones comúnmente capturados en alta mar en la pesca con palangre, por tanto, la mortalidad asociada a este hecho constituye la principal amenaza para la supervivencia de las poblaciones, ya que la especie también es objeto de pesca selectiva.

Cabe mencionar que, dentro del análisis realizado para ambas especies en cuanto a los sexos, presentaron en su mayoría más hembras que machos, de las cuales *C. falciformis* fue la especie con más organismos capturados.

Branstetter, (1987) reporta tallas para *C. leucas* de hasta 245 cm de LT en machos y 268 cm de LT en hembras. En el presente trabajo se registran tallas de 205 cm de LT como talla máxima para machos y 219 cm de LT para hembras en la zona de Tamiahua, Veracruz. Por anterior, se puede inferir que dentro de la zona de estudio hay escasos de organismos de tallas grandes o que posiblemente el esfuerzo de pesca no fue tan intenso.

Para el noroeste del Golfo de México estas dos especies representan un alto potencial de pesca principalmente *C. falciformis*; sin embargo, la información sobre la historia de vida de ambas especies es escasa. Ésta se refiere a los datos

de la biología reproductiva, estimaciones de edad de madurez y de crecimiento. Con base en la literatura, los machos de *C. falciformis* maduran a una talla de entre 210 y 220 cm de Longitud Total (6 a 7 años aproximadamente) mientras que las hembras maduran a una talla mayor que 225 cm de LT (7 a 9 años aproximadamente) (Branstetter, 1987). Con los datos obtenidos en campo, el presente estudio mostró que *C. falciformis* obtuvo tallas menores de maduración a las reportadas por otros autores, que a su vez se calcularon a partir de las tallas de capturas de ambas especies en las distintas clases de desarrollo (juveniles, juveniles 1 y adultos), por lo que se sugiere una entrada a la madurez precoz en la zona, lo que puede ser una respuesta ante la sobrepesca.

Las diferentes zonas de captura de estos organismos se encuentran principalmente cerca de tres importantes arrecifes: Blanquilla, Medio y Lobos. Estos puntos de pesca son preferidos para la explotación de las flotas artesanales mediante el uso del arte de pesca denominada “palangre”, ya que este es un método de fácil aplicación y de alta efectividad ante los organismos de interés y algunas otras especies afines.

Por otra parte, dentro de la estimación semi-cuantitativa del método ERAEF, la productividad biológica con base en distintos atributos biológicos propuesta por Hobday *et al.* (2011), es semejante a la estimada con base en los índices de Mortalidad “*M*” propuesta por Walker (2005). La estimación del valor de *M* se considerada una justa aproximación a la PB de los tiburones y ha sido utilizada en distintas evaluaciones rápidas de riesgo ecológico (Braccini *et al.*, 2006; Tovar-Ávila *et al.*, 2010), aun así, se recomienda un manejo precautorio

por ser denso-dependiente y también dependiente de la talla y la edad (Walker, 2005). La equivalencia de ambos métodos se debe a que están basados en las características de las historias de vida, de las cuales depende la PB de cada especie (Stevens, 1999).

La estimación cuantitativa de la PB con base en la tasa intrínseca de crecimiento (r) adoptada por Cortés *et al.* (2010), es considerablemente una mejor aproximación al potencial productivo de cada una de las especies. Mucha información aún es desconocida, para el caso de muchas de las poblaciones de tiburones, principalmente para países en desarrollo, por lo tanto, es importante contar con información confiable para las especies, especialmente relacionada con los atributos biológicos o sobre las tasas de captura, identificación de hábitats críticos o degradación ambiental, para incorporarla al Análisis de Productividad y Susceptibilidad “APS” (Walker, 2007).

Debido a que el Análisis de Riesgo Ecológico por Efectos de la Pesca, ERAEF por sus siglas en inglés, es un método rápido y aplicable a pesquerías que cuentan con información escasa. Contar con la información requerida para evaluar las pesquerías, permitirá realizar evaluaciones en distintas pesquerías tradicionales, y aplicarlas a las pesquerías de elasmobranquios ayudaría a delinear y priorizar políticas de manejo pesquero y de investigación. Así mismo, es necesario adecuar las distintas escalas de estimación de PB a las características de las especies en diferentes ambientes, ya que diversos atributos biológicos, como la tasa de crecimiento y por consiguiente M , puede variar considerablemente (Hobday *et al.*, 2011).

La susceptibilidad de captura “SC”, que proporciona para las dos especies analizadas, un resultado de grado medio, quizá debido a que la selectividad “S”, probabilidad de encuentro “PE” y mortalidad post-captura “MPC” son medias, excepto por la disponibilidad “D” que es de grado bajo y esto se debe al efecto multiplicativo del método (Hobday *et al.*, 2011). Debido a que la “D” es baja y está relacionada directamente con la autonomía y el radio de operación limitados de las embarcaciones artesanales a estas embarcaciones pesqueras les es posible operar dentro de un rango más amplio, éste sigue siendo reducido respecto a la distribución de las especies que se capturan dentro de la columna de agua (Fisher *et al.*, 1995).

Se ha comprobado que la mayoría de los efectos que tienen las pesquerías en las especies de elasmobranquios genera un impacto negativo para las poblaciones de estas especies, esto debido a la sobreexplotación que se genera para obtener productos como la carne, piel, hígado y aletas. Estas últimas son altamente cotizadas mundialmente debido su alta demanda en el mercado oriental (Kreuzer y Ahmed, 1978).

La disminución de especies marinas tradicionales en las pesquerías, probablemente se debe a la modificación de las artes de pesca que son utilizadas para las capturas de tiburones, debido a que el aumento de la demanda de algunos productos, especialmente de las aletas, ha detonado el crecimiento de las pesquerías, las cuales sólo reportan el 50% de las capturas de tiburón realizadas a nivel mundial, lo que genera un efecto negativo para la mayoría de

las pesquerías existentes en el mundo, siendo México uno de los principales contribuyentes en la captura de tiburón.

La utilización de tablas de vida estáticas (TVE), para explorar el efecto de las pesquerías, proporciona información biológica adicional, importante para estimar la sobrepesca. Los resultados mostraron que las mortalidades obtenidas dentro de las distintas categorías de edad (dx) para *C. falciformis* al igual que para *C. leucas*, llegan a presentar curvas de sobrevivencia tipo II, lo cual proporciona información que muestra a ambas especies con una mortalidad intensa durante la etapa juvenil de su vida.

Así mismo las Tablas de Vida Estática, proporcionaron información en cuanto al crecimiento (λ) de las dos poblaciones, debido a que los análisis muestran resultados positivos para ambas especies (*C. falciformis* y *C. leucas*) con valores de 1.32 organismos y 2.49 organismos respectivamente para su tasa de crecimiento poblacional (λ). De igual manera se obtuvo un tiempo generacional alto de 2.70 clases de desarrollo y 2.72 clases de desarrollo para *C. falciformis* y *C. leucas* respectivamente. Lo cual indica que, a pesar de la pesca intensa existente dentro de la zona de estudio por parte de las flotas pesqueras artesanales, estas especies pueden mantener un crecimiento positivo, debido al adelanto en la edad y a la disminución del tamaño de la madurez sexual, con una disminución en las tallas máximas conocidas para las especies. Esto se corrobora con lo que menciona el análisis del ERAEF que ambas especies tienen un riesgo de grado medio y a su vez las tablas de vida indican que *C. falciformis* es la especie más afectada por el arte de pesca

utilizada en la región. Lo anterior contrasta con el resultado del ERAEF que señala que las poblaciones no tendrían problemas por la explotación pesquera, pues indica que tienen un riesgo intermedio. Sin embargo, esto al parecer sucede debido a que las especies mantienen sus densidades poblacionales a costa de la disminución de la edad de maduración de las especies y de los tamaños máximos, en respuesta a la sobreexplotación de las pesquerías. Lo cual es indicativo de que la especie *C. falciformis* realmente se encuentra en un grado alto de riesgo ecológico.

Con ambos métodos, Tablas de Vida Estáticas y el método de Evaluación de Riesgo Ecológico por Efectos de la Pesca “ERAEF” se pudieron comparar y constatar que ambos son eficaces para su propósito; sin embargo, las TVE proporcionan resultados más cercanos a la realidad, debido a que son datos que se obtienen directamente del campo. La utilización de las tablas de vida proporciona información útil para analizar los problemas de sobrepesca, a través de la clasificación morfométrica de los estadios de desarrollo, de acuerdo con sus atributos biológicos de cada organismo. Cabe recalcar que el método “ERAEF”, un método de análisis rápido, basado en datos que pueden provenir de la literatura o directamente de campo. Por lo tanto, ambos métodos son efectivos y pueden mostrar que tan afectadas se encuentran las poblaciones o bien que tanto podrían afectarse en un futuro inmediato, lo que permite determinar las medidas precautorias más viables para mantener estables las poblaciones de tiburones en la zona de interés.

Debido a que las poblaciones de elasmobranquios por lo general son impactadas por varias flotas pesqueras (Stobutzki et al., 2002), es importante considerar y analizar en un futuro los efectos que existirían sobre la disponibilidad, si las especies analizadas son capturadas de manera considerable por otras pesquerías artesanales que operan en la misma zona de distribución de las especies (Smith et al., 2009; Bizarro et al., 2009a y 2009b).

De igual manera, es primordial considerar el efecto en la susceptibilidad de captura (SC) de las flotas semi-industrial e industrial que operan en la zona de estudio, pues es probable que estas tengan mayores efectos negativos que la pesquería artesanal sobre especies de hábitos pelágicos y semi-oceánicos, como *Carcharhinus falciformis* que es abundante en las capturas de barcos palangreros que operan en Golfo de México, debido a que la SC y en consecuencia el RE, son generalmente mayores cuando los efectos de diversas flotas y pesquerías se combinan (Cortés et al., 2010).

Estos parámetros demográficos indican que las dos especies tienen un crecimiento positivo a pesar de la intensidad de pesca que existe en la zona; sin embargo, los resultados difieren con respecto a los del método ERAEF, pues indican efectos de la sobre explotación de las especies estudiadas, como la reproducción precoz y la disminución de tamaños, lo que implica que las poblaciones de tiburones están en los límites de su explotación en la zona. Por lo anterior, se deben realizar más estudios para determinar las estimaciones generadas por el ERAEF, que indican las estimaciones del riesgo ecológico medio, a pesar de la pesca intensiva en la zona por parte de las embarcaciones

artesanales. Ambos métodos son eficientes al momento de predecir qué tan vulnerables se encuentran estas especies y que precauciones se deberán tomar para regular la pesca y la captura de estos organismos.

VIII. CONCLUSIONES

- Con la información obtenida directamente del campo mediante las capturas mensuales de marzo de 2016 a diciembre de 2016 se logró la obtención de datos de captura de ambas especies analizadas, encontrándose más organismos hembras que machos para ambas especies de interés en el presente análisis, así como tallas superiores a los 150 cm de longitud total en todos los organismos capturados en la zona de Tamiahua, Veracruz.
- Se observó una fecundidad para *C. falciformis* y *C. leucas* obtenida mediante literatura publicada de entre 2 a 14 crías y de 12 a 41 crías respectivamente, manteniendo un ciclo reproductivo anual para ambas especies y con una madurez reproductiva para *C. falciformis* mayor a 186 cm de LT para machos y de 193 cm a 200 cm LT para hembras. Encontrando en este estudio tallas de entre 140 y 198 cm LT para machos y de 210 a 250 cm LT para hembras para la especie *C. leucas*. Así como una proporción de sexos de 1:1.11 para *C. falciformis* y de 1:1.2 para *C. leucas*, con ninguna hembra preñada capturada por la pesca artesanal con palangre dentro del área estudio.
- La productividad biológica PB de las dos especies analizadas, indica que ambas especies mantienen parámetros reproductivos similares como lo son el ciclo reproductivo, la fecundidad y la proporción de vida reproductiva, esto debido a que dentro del presente análisis ambas

especies mostraron una productividad biológica media con rangos de entre 0.33 y 0.66, siendo la especie *Carcharhinus falciformis* la que obtuvo valores más elevados.

- *Carcharhinus falciformis* y *C. leucas* mostraron una susceptibilidad a la captura SC de grado medio durante el uso del palangre, lo cual indica que estos organismos tienen un riesgo medio a los efectos de este tipo de pesquería y de arte de pesca; sin embargo, contrastando con base en la productividad biológica, el riesgo de *C. falciformis* es media encontrándose en el límite del intervalo. Es importante extender este análisis a más pesquerías y a otras artes de pesca, como es el caso de la red.

IX. Bibliografía

- Arreguín-Sánchez, F. 2006. Pesquerías de México: (Diagnóstico y Perspectivas). In: Guzmán-Amaya, P. y D. Fuentes-Castellanos (Eds.). Pesca, Acuicultura e Investigación en México. Cámara de Diputados, LIX Legislatura / Congreso de la Unión. México. pp. 13-36.
- Bizzarro, Joseph J., Smith, Wade D., Márquez-Farías J F., Robert E, Hueter, 2007. Artisanal fisheries and reproductive biology of the golden cownose ray, *Rhinoptera steindachneri* Evermann and Jenkins, 1891, in the northern Mexican Pacific, Fisheries Research, 84: 137-146.
- Bonfil, R., Mena, R. y de Anda, D. 1993. Biological parameters of commercially exploited silky sharks, *Carcharhinus falciformis*, from the Campeche Bank, Mexico. In: Conservation Biology of Elasmobranch. (ed. S. Branstetter). NOAA Technical Report NMFS 115. NOAA/NMFS, Silver Spring, MD, pp. 73–86.
- Bonfil, R., M. P. Francis., C. Duff., M. Manning., S. O'brien y K. Scolle. 2009. White sharks (*Carcharodon carcharias*) from New Zealand like to vacation in the tropics. Abstract. In: Progtamm and Abstracts, 13th EEA Conference 2009, Palma de Mallorca, Spain (ed. Morey, G. & Yuste, L. and Pons, G.X.): 60.
- Braccini, J. M., B. M. Gillanders y T. I. Walker. 2006. Hierarchical approach to the assessment of fishing effects on non-target chondrichthyans: case study of *Squalus megalops* in southeastern Australia. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 63: 2456-2466.
- Breder, C. M. y D. E. Rosen, 1966. Modes of reproduction in fishes. T.F.H. Publications, Neptune City, New Jersey. 941 p.

- Castro, J.I. 2009. Observations on the reproductive cycles of some viviparous North American sharks. *Aquaculture International Journal of Ichthyology*, 15: 205-222.
- Compagno, L. J. V. 1984. FAO species catalog. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Part 1. FAO, Fishery Synopsis, 4: 125–655.
- Contreras, E. F. 2004. Las lagunas costeras de Veracruz. México. *Ciencias*, 2: (1): 205– 227.
- Cortés, E., F. Arocha, L. Beerkircher, F. Carvalho, A. Domingo, M. Heupel, H. Holtzhausen, M. N. Santos, M. Ribera y C. Simpfendorfer. 2010. Ecological risk assessment of pelagic sharks caught in Atlantic pelagic long line fisheries. *Aquatic Living Resources*, 23: 25-34.
- Cruz-Martínez, A., X. Chiappa-Carrara y V. Arenus-Fuentes. 2005. Age and Growth of the Bull Shark, *Carcharhinus leucas*, from Southern Gulf of Mexico. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science.*, 35: 367-374. doi:10.2960/J. v35.m481.
- Delgadillo-Mateos, C. 2014. Evaluación de riesgo ecológico de los batoideos de la entrada y sur del Golfo de California, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Veracruzana, 60 pp.
- De la Lanza-Espino, G. 1994. Manejo y aprovechamiento acuícola de lagunas costeras en América Latina y el Caribe. Programa Cooperativo Gubernamental. FAO.
- Díaz-Ruiz S, A. Aguirre León, y A. Pérez Solís. 2000. Distribución y abundancia de *Syngnatus louisianae* y *Syngnatus scovelli* en la laguna de Tamiahua, Golfo de México. *Ciencias Marinas*, vol. 26, núm. 1, marzo, 2000, pp. 125-143

- DOF. 2014. Norma Oficial Mexicana. Periodos y zonas de veda de pesca de tiburón en el Golfo de México y Mar Caribe. Diario Oficial de la Federación. México. 30 de junio de 2014.
- FAO. 2016. The State of World Fisheries and Aquaculture 2016. Contributing to food security and nutrition for all. Rome. 200 pp.
- Fernández, J. I., P. Álvarez-Torres, F. Arreguín-Sánchez, L. G. López-Lemus, G. Ponce, A. Díaz-de-León, E. Arcos-Huitrón y P. del Monte-Luna. 2010. Coastal Fisheries of Mexico. In: Salas, S., R. Chuenpagdee, A. Charles y J. C. Seijo (Eds.). Coastal Fisheries of Latin America and the Caribbean. FAO Fisheries Technical Paper. No. 544. Rome. pp. 229–282.
- Froese, R. y D. Pauly (Eds.). 2011. FishBase. World Wide Web electronic publication. Available online at www.fishbase.org (Downloaded, 2011).
- Furlong-Estrada, E., J. Tovar Ávila, y J. E. Ríos. 2010. Riesgo Ecológico por efectos de la Pesca Artesanal para tiburones capturados en el Pacífico Central Mexicano. Foro de pesca ribereña, 24 (2): 83-97.
- Furlong-Estrada E., J. Tovar-Ávila y E. Ríos-Jara. 2014. Evaluación de riesgo ecológico de la pesca artesanal para los tiburones capturados en la entrada del Golfo de California. Hidrobiológica, 24 (2): 83-97.
- Galván-Tirado, C., F. Galván-Magaña y R.I. Ochoa-Báez. 2015. Reproductive biology of the silky shark *Carcharhinus falciformis* in the southern Mexican Pacific. Journal of the Marine Biological Association, 95(3): 561-567.
- Garcés-García, K. C. 2012. Evaluación de riesgo ecológico de *Carcharhinus limbatus* (Valenciennes, 1839) en la zona costera de Tamiahua, Veracruz, México. Tesis de Maestría. Universidad Veracruzana, 80 pp.

- Gonzales-Tirado, L. 1987. Tabla de vida para *Phoracantha semipunctata* Fab. (Col. Cerambycidae). Perforador de los eucaliptos en el sudoeste español. Boletín de Sanidad Vegetal Plagas, 13: 283-301.
- Grijalba-Bendeck, M., C. Polo-Silva y A. Acero. 2007. Una aproximación a la abundancia de los batoideos capturados artesanalmente en Santa Marta. Revista de Biología Marna, 36: 251-268.
- Hall, N. G., C. Bartron, W. White, T. Dharmadi y I. C. Potter. 2012. Biology of the silky *Carcharhinus falciformis* (Carcharhinidae) in the eastern Indian Ocean, including an approach to estimating age when timing of parturition is not well defined. Journal Fishery Biology, 80: 1320-1341.
- Hobday, A., A. D. M. Smith, y I. Stobutzki. 2004. Ecological risk assessment for Australian Commonwealth fisheries. Final report stage 1. Hazard identification and preliminary risk assessment. Australian Fisheries Management Authority Report R01/0934. Available at http://www.afma.gov.au/research/reports/2004/r01_0934.pdf/
- Hobday, A. J., A. D. M. Smith, I. C. Stobutzki, C. Bulman, R. Daley, J. M. Dambacher, R. A. Deng, J. Dowdney, M. Fuller, D. Furlani, S. P. Griffiths, D. Johnson, R. Kenyon, I. A. Knuckey, S. D. Ling, R. Pitcher, K. J. Sainsbury, M. Sporcic, T. Smith, C. Turnbull, T. I. Walker, S. E. Wayte, H. Webb, A. Williams, B. S. Wise y S. Zhou. 2011. Ecological risk assessment for the effects of fishing. Fisheries Research, 108 (2-3): 372-384.
- Hoening, J. M. 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. Fishery Bulletin, 82: 898–903.
- INP. 2006. Sustentabilidad y pesca responsable en México, evaluación y manejo. Instituto Nacional de la Pesca, Sagarpa, 560 pp.

- 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.
- Jiao, Y., C. Yong y W. Joe. 2005. An application of the composite risk assessment method in assessing fisheries stock status. *Fisheries Research*, 173-183.
- Joung, S. J., C. T. Chen, H. H. Lee y K. M. Liu. 2008. Age, growth, and reproduction of silky sharks, *Carcharhinus falciformis*, in northeastern Taiwan waters. *Fisheries Research*, 90: 78-85.
- Kreuzer, R. y R. Ahmed. 1978. Aprovechamiento y Comercialización del tiburón. FAO, Roma. 186 p.
- Lack, M., G. Sant, M. Burgener y N. Okes. 2014. Development of a Rapid Management-Risk Assessment Method for Fish Species through its Application to Sharks: Framework and Results. Report to the Department of Environment, Food and Rural Affairs. Defra Contract No. MB0123.
- Last, P.R. y J.D. Stevens. 1994. *Sharks and rays of Australia*. CSIRO, Australia, 523 pp.
- Martínez López, B; A. Pares Sierra. 1998. Circulación del golfo de México inducida por mareas, viento y la corriente de Yucatán. *Ciencias Marinas*, vol. 24, núm. 1, pp. 65-93. Universidad Autónoma de Baja California Ensenada, México.
- Martínez-Ortiz J, García-Domínguez M, Cevallos-García A, Ávila-Zambrano E, Daza-Bermeo C, Zambrano-Zambrano R & Moreira-Merchán M. 2011. ESTUDIO DE CASO: ASPECTOS BIOLÓGICOS PESQUEROS DEL TIBURÓN MICO O TOLLO *Carcharhinus falciformis* (Müller y Henle, 1839) EN EL ECUADOR / CASE STUDY: BIOLOGICAL ASPECTS FISHING OF SILKY SHARK *Carcharhinus falciformis* (Müller and Henle, 1839) IN ECUADOR. PAT- EC Grupo Tiburón, Subsecretaría de Recursos

Pesqueros (SRP) - Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca (MAGAP). 24 pp.

Mollet, H. F. y G. M. Cailliet. 2002. Comparative population demography of elasmobranchs using life history tables, Leslie matrices and stage-based matrix models. *Marine and Freshwater Research*, 53 (2): 503-516.

Navia López, A.F., 2013. Función ecológica de tiburones y rayas en un ecosistema costero tropical del Pacífico colombiano. Doctorado en Ciencias Marinas Tesis, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas La Paz, B. C. S., México xvii, 172 pp.

Organización Panamericana de la Salud. 2003. Área de Análisis de Salud y Sistemas de Información. Técnicas para la medición del impacto de la mortalidad: Años Potenciales de Vida Perdidos. *Boletín Epidemiológico*, 24(2):1-4.

Ortiz, P. M. A., G. De la Lanza, P. E. M Salazar y J. L. P. Carvajal. 2006. Diferenciación del espacio de México: Un inventario regional. Instituto de Geografía. Ed. Universidad Nacional Autónoma de México. Serie de Textos Universitarios, 138.

Oshitani, S., S. Nakano y S. Tanaka. 2003. Age and growth of the silky shark *Carcharhinus falciformis* from the Pacific Ocean. *Fishery Science*, 69: 456-464.

Patrick, W. S., P. Spencer, J. Link, J. Cope, J. Field, D. Kobayashi, P. Lawson, T. Gedamke, E. Cortes, O. Ormseth, K. Bigelow y W. Overholtz, 2010. Using productivity and susceptibility indices to assess the vulnerability of United States fish stocks to overfishing. *Fishery Bulletin*, 108(3), 305-322.

Pérez-Jiménez, J. C., O. Sosa-Nishizaki, E. Furlong-Estrada, D. Corro-Espinoza, A. Venegas-Herrera y O. V. Barragán-Cuencas. 2005. Artisanal shark

fishery at “Tres Mariás” islands and Isabel island in the central Mexican Pacific. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 35: 333-343.

Simpfendorfer C. A, R. E Hueter, U. Bergman, S. M. H. Connett. 2002. Results of a fishery-independent survey for pelagic sharks in the western North Atlantic, 1977-1994. *Fisheries Research*, 55:175–192.

Simpfendorfer, C., G. Freitas, T. Wiley, M. Heupel. 2005. Distribution and habitat partitioning of immature bull sharks (*Carcharhinus leucas*) in a southwest Florida estuary. *Estuaries*, 28: 78-85.

Smith, W. D., J. J. Bizzarro y G. M. Cailliet. 2009. La pesca artesanal de elasmobranchios en la costa oriental de Baja California, México: características y consideraciones de manejo. *La Ciencia y el Mar*, 35: 209-236.

Stobutzki, I. C., M. J. Miller, D. S. Heales y D. T. Brewer. 2002. Sustainability of elasmobranchs caught as bycatch in a tropical prawn (shrimp) trawl fishery. *Fishery Bulletin*, 100: 800-821.

Tovar-Ávila, J. 2000. Edad y crecimiento del tiburón puntas negras, *Carcharhinus limbatus*, en el Golfo de México. Tesis profesional de maestría. Facultad de Ciencias, UNAM. México 170.

Tovar-Ávila J., T. I. Walker y R. W. Day. 2007. Reproduction of *Heterodontus portus jacksoni* in Victoria, Australia: eastern population. *Marine and Freshwater Research*, 58: 956-965.

Tovar-Ávila J., Day, R. W. y T. I. Walker. 2010. Using rapid assessment and Demographic Methods to Evaluate the Effects of Fishing on *Heterodontus portusjacksonii* off far-eastern Victoria, Australia. *Journal of Fish Biology*, 77 (7): 1564-1578.

- Tovar-Ávila J., M. E. Zárate-Becerra, J. L. Patiño-Valencia, Y. Green-Ruíz. Toledo-Díaz Rubín, F. J. De la Cruz-González, M. R. Torres-Herrera. Espinosa-Partida, P. A. Ulloa-Ramírez, E. Furlong-Estrada, L. F. Mondragón-Sánchez, D. Preciado-Robles Gil, J. L. Hernández-Corona y M. Braccini. 2011. Análisis integral de la pesquería de tiburón en Nayarit. Informe de Investigación. INAPESCA, México. 86 p.
- Valverde, T., Z. Cano-Santana, J. Meave y J. Carabias. 2005. Ecología y medio ambiente. Pearson Education, México. 230 pp.
- Van Tussenbroek, B. I. 2002. Static life-table analysis and demography of the foliar shoots of the tropical seagrass *Thalassia testudinum*. Bulletin of Marine Science, 71 (3): 1247-1256.
- Vázquez-de la Cerda AM, R. O. Reid, S. F. DiMarco, A. E. Jochens. 2005. Bay of Campeche circulation: An update. In: W. Sturges. A. Lugo-Fernandez (eds.), Circulation in the Gulf of Mexico: Observations and Models, Firstth end. American Geophysical Union, Geophysical Monograph Series. 161. American Geophysical Union, Washington DC, pp. 279–294.
- Vidal V, M. V., V. F. Vidal, F. A. Hernández, E. Meza y L. Zambrano. 1994. Winter water mass distributions in the Western Gulf of Mexico affected by a colliding anticyclonic ring. Journal of Oceanography, 50: 559–588.
- Villavicencio-Garayzar, C.J. 1995. Biología reproductiva de la guitarra pinta *Zapteryx exasperata* (Pisces: Rhinobatidae) en Bahía Almejas, Baja California Sur, México. Ciencias Marinas, 21(2): 141-153.
- Walker, T. I. 2005. Management measures. In: Musick, J. A. y R. Bonfil. (Eds.). Management Techniques for Elasmobranch Fisheries, Rome: FAO. 216–242.
- Walker, T. I. 2007. The state of research on chondrichthyan fishes. *Marine*

and Freshwater Research, 58: 1-3.

Watson, J., T. Essington, C. Lennert-Cody y M. Hall. 2009. Trade-offs in the design of fishery closures: management of silky shark by catch in the Eastern Pacific Ocean tuna fishery. *Conservation Biology*, 23(3): 626- 635.