



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS  
DEL NOROESTE, S.C.

---

---

Programa de Estudios de Posgrado

ANÁLISIS BIOECONÓMICO DE TOTOABA (*Totoaba  
macdonaldi*) EN EL GOLFO DE CALIFORNIA: UNA VISIÓN  
HACIA LA PESCA SOSTENIBLE DE UNA ESPECIE  
PROTEGIDA

T E S I S

Que para obtener el grado de

Doctor en Ciencias

Bioeconomía Pesquera y Acuícola  
(Línea General de Aplicación del Conocimiento en Bioeconomía)

P r e s e n t a

**Oswaldo Uriel Rodríguez García**

La Paz, Baja California Sur, agosto de 2019.

## ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 12 horas del día 12 del Mes de AGOSTO del 2019, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

**"Análisis bioeconómico de totoaba (*Totoaba macdonaldi*) en el Golfo de California: una visión hacia la pesca sostenible de una especie protegida"**

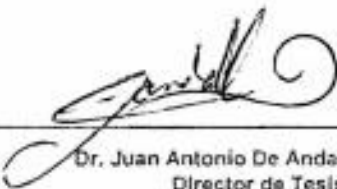
Presentada por el alumno:

**Oswaldo Uriel Rodríguez García**

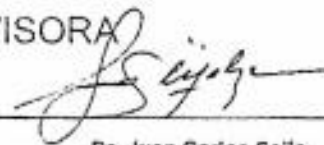
Aspirante al Grado de DOCTOR EN CIENCIAS EN BIOECONOMÍA PESQUERA Y ACUÍCOLA

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACIÓN DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

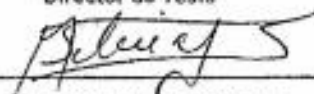
LA COMISIÓN REVISORA



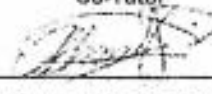
Dr. Juan Antonio De Anda Montañez  
Director de Tesis



Dr. Juan Carlos Seijo  
Co-Tutor



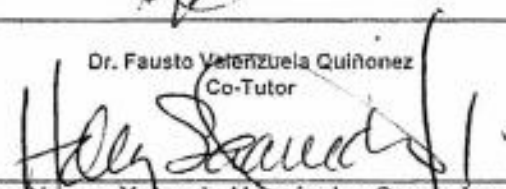
Dra. Silvia Salas Márquez  
Co-Tutor



Dr. Alvaro Hernández Flores  
Co-Tutor



Dr. Fausto Vázquez Quiñonez  
Co-Tutor



Dra. Norma Yolanda Hernández Saavedra,  
Directora de Estudios de Posgrado y  
Formación de Recursos Humanos

## **Conformación de Comités**

### **Comité tutorial**

Dr. Juan Antonio de Anda Montañez  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.  
Co-Director de tesis

Dr. Juan Carlos Seijo  
Universidad Marista de Mérida, Mérida, Yucatán, México.  
Co-Director de tesis

Dra. Silvia Salas Márquez  
Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional,  
Mérida, Yucatán, México.  
Co-Tutor

Dr. Álvaro Hernández Flores  
Universidad Marista de Mérida, Mérida, Yucatán, México.  
Co-Tutor

Dr. Fausto Valenzuela Quiñonez  
CONACYT-Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.  
Co-Tutor

### **Comité revisor de tesis**

Dr. Juan Antonio de Anda Montañez  
Dr. Juan Carlos Seijo  
Dra. Silvia Salas Márquez  
Dr. Álvaro Hernández Flores  
Dr. Fausto Valenzuela Quiñonez

### **Jurado de examen**

Dr. Juan Antonio de Anda Montañez  
Dr. Juan Carlos Seijo  
Dra. Silvia Salas Márquez  
Dr. Álvaro Hernández Flores  
Dr. Fausto Valenzuela Quiñonez

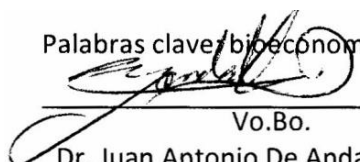
### **Suplentes**


Dra. Elisa Serviere Zaragoza  
Dr. Leonardo Huato Soberanis

## Resumen

Las pesquerías de pequeña escala en ocasiones llevan a la sobreexplotación a algunas poblaciones debido a la vulnerabilidad biológica inherente a algunas especies. Esto ocurre en buena medida porque los stocks se encuentran pobremente evaluadas, los productos son de alto valor y sus pesquerías operan en acceso abierto. Algunas de estas especies se encuentran en veda permanente, inclusive están enlistadas en alguna categoría de peligro de extinción y son protegidas mediante instrumentos de alcance internacional. La totoaba (*Totoaba macdonaldi*) es un pez vulnerable debido a sus características biológicas. Fue un recurso de gran importancia para el desarrollo de las comunidades del Alto Golfo de California, sin embargo, desde hace más de 40 años se encuentra en veda permanente. Estudios recientes reportan que su población muestra signos saludables. Actualmente, existe una fuerte presión por parte de los pescadores de la región para que se reabra su pesquería, incluso hay quienes la pescan ilegalmente. El presente trabajo la toma como caso de estudio con el objetivo de analizar si sus actuales atributos poblacionales permiten la reapertura de la pesquería. Mediante el modelo bioeconómico Gordon-Schaefer se evalúa el efecto de la pesca ilegal sobre el tiempo de recuperación de la totoaba, y las potenciales pérdidas económicas que esto podría producir. Con la ayuda de un modelo bioeconómico estructurado por edades se analizan las posibles consecuencias bioeconómicas si se permitiera la explotación de la totoaba bajo diferentes escenarios del estado de su población y el posible efecto de la pesca ilegal sobre ésta. Dentro de los atributos poblacionales encontrados se detectó que el rango de distribución es desde el Alto Golfo de California hasta La Paz, por el lado de la Península de Baja California; y hasta Mazatlán, por el lado del macizo continental. Se determinó una amplia estructura de tallas desde los 28 cm hasta 186 cm de longitud total (LT) con un rango de edades de 0.5 hasta 24 años. Esto sugiere al menos una estabilidad de la población, como reportan otros autores. El modelo Gordon-Schaefer mostró que el máximo rendimiento económico (MRE) se alcanza capturando 583 toneladas de totoaba con 178 embarcaciones, que resultaría en un rendimiento de US\$6,077 millones de dólares. En el peor de los escenarios, la pesca ilegal podría provocar que la moratoria se incrementará hasta 35 años a partir del inicio de la veda para alcanzar la biomasa en MRE, y reducir el valor presente neto (VPN) de la pesquería hasta un 39%. El modelo estructurado por edades mostró que, con una menor tasa de mortalidad por pesca, la red totoabera tiene mayor rendimiento por recluta que la caña de pescar, y que el efecto sobre la biomasa del stock desovante (BSD) también podría ser menor. Se encontró que retrasar el remplazo de la pesca ilegal con redes totoaberas por una pesca regulada con cañas de pescar afecta mayormente a la BSD y reduce el potencial VPN de la pesquería. Sin la presencia de la pesca ilegal de totoaba, su población pudo soportar una pesquería sostenible con altos rendimientos, utilizando la caña de pescar como arte de pesca regular y aplicando un manejo alternativo basado en derechos.

Palabras clave: bioeconomía pesquera, pesca ilegal, *Totoaba macdonaldi*.

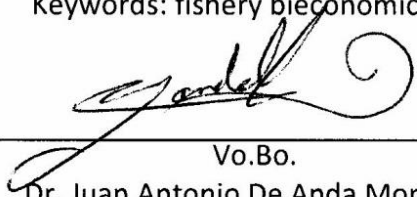
  
 Vo.Bo.  
 Dr. Juan Antonio De Anda Montañez  
 Co-director

  
 Vo.Bo.  
 Dr. Juan Carlos Seijo  
 Co-director

## Summary

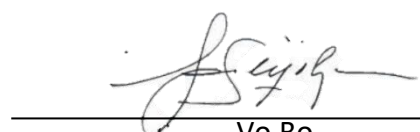
Many vulnerable species exploited by small scale fisheries (SSF) are reported as overfished. This is observed mainly in fisheries with valuable species, poorly assessed and when open access conditions are in place. Several vulnerable species are under permanent moratoria, some are considered as endangered and are protected by international legal instruments. The totoaba (*Totoaba macdonaldi*) is a fish with biological characteristics of vulnerability, this species was an important resource for the development of communities from the Upper Gulf of California. However, nowadays it is protected by different management tools and moratoria of 40 years under operates. Recent studies have reported some signs of recovery of the population. Hence, fishers claim strongly for a reopening of the fishery of this species, which has been highly affected by the presence of illegal fishing. This research takes the totoaba as a case study, the aim of the study was to assess if the current conditions of the population would stand the reopening of the fishery. To do so, the Gordon-Schaefer bioeconomic model is used to determine the effects of illegal fishing and the time required for the recovery of the totoaba population as well as the potential yields foregone that could be generated. With an age-structured bioeconomic model, the possible bioeconomic consequences of reopening the totoaba fishery under different scenarios of population status and the resulting effects of illegal fishing are analyzed. The range of size of the organisms was from 28 cm to 186 cm of total length (TL) and the range of age structure was from 0.5 to 24 years. These factors suggest a healthy population, as reported by other authors. The Gordo-Schaefer model indicate that the maximum economic yield (MEY) is reached capturing 583 tons of totoaba with 178 boats, resulting in an economic yield of US\$ 6.077 billons dollars. In the worst-case scenario, illegal fishing could result in a moratorium increase up to 35 years to reach the biomass on MEY and will reduce the net present value (NPV) by 39%. The age-structured model showed that with a lower fishing mortality rate, the use of gillnet generates a higher yield per recruit compared to the use of fishing rods and the effect over the spawning stock biomass (SSB) could also be lower. Here was find that delaying the elimination of illegal gillnets and implementation of a regulated fishery with fishing rods affects mainly the SSB and reduce the potential NPV of the totoaba fishery. Without the presence of illegal fishing, totoaba populations could support a sustainable fishery with high yields, using fishing rods as main fishing gear and applying an alternative right based management system.

Keywords: fishery bieconomics, illegal fishing, *Totoaba macdonaldi*.



---

Vo.Bo.  
Dr. Juan Antonio De Anda Montañez  
Co-director



---

Vo.Bo.  
Dr. Juan Carlos Seijo  
Co-director

**DEDICATORIA**

Quiero dedicar esta tesis a mi madre, quien ha sido mi más grande soporte, por todos sus consejos de vida y por levantarme en cada tropiezo. Gracias Amá, por todo lo que me has dado y enseñado.

*“...El manejo pesquero es de hecho una cuestión multidisciplinaria. Obviamente debe estar basada en una sólida experiencia biológica, pero el objetivo final es económico. El manejo pesquero que ignora los aspectos económicos puede tener éxito en preservar los stocks de peces, pero desperdiciará otros recursos como fondos de inversión y de mano de obra, y es probable que sea claramente inútil para la industria pesquera.”*

*Rögnvaldur Hannesson, 1993.*

## AGRADECIMIENTOS

He de reconocer que detrás de este trabajo hay una gran cantidad de personas que me apoyaron de una u otra forma para cumplir el objetivo, titularme. Sería difícil enumerar a todos, aun lo hiciera, seguiría teniendo la sensación de estar omitiendo a alguien. Bajo esta salvedad, y con la certidumbre de que amigos y colegas leerán esta sección en busca de su nombre y reconociendo que esta sección por trivial que parezca no lo es tanto, sepan que siempre les estaré agradecido por lo poco o mucho que me hayan ayudado durante esta etapa de mi vida: por escucharme, reírse conmigo, las pláticas, los ánimos de continuar a pesar de los tropiezos, y demás cosas. Citaría a Cerati, pero está muy trillado.

A mis co-directores, el Dr. Juan Antonio De Anda Montañez y el Dr. Juan Carlos Seijo, ha sido un gusto trabajar con ustedes y agradezco la confianza que depositaron en mi para desarrollar un tema tan complicado, complejo y con muchas aristas. Quiero agradecer a Toño por ser un gran guía en este recorrido, y que siempre tuvo disposición de ayudar más allá del ámbito académico. Gracias por todo el apoyo brindado, todos los consejos y alentarnos siempre a derribar nuestros miedos. Al Doc. Seijo, por compartir su experiencia y conocimiento para darle la dirección a la tesis. Gracias por su visión tan humana del mundo que inspira a poner un granito de arena para mejorarlo.

Agradezco al resto del comité tutorial, los Dres. Silvia Salas Márquez (CINVESTAV-Mérida), Álvaro Hernández Flores y Fausto Valenzuela Quiñonez, por tan acertadas observaciones que ayudaron a mejorar el enfoque y calidad del trabajo, así como a atender un tema de esta naturaleza de manera más apropiada.

A las instituciones que proporcionaron los recursos (económicos, humanos, materiales y tecnológicos) que necesarios para la realización de mi doctorado. A CONACYT por la beca 234749/212241 y los proyectos CB-2011-01 y 165376. A las instituciones del programa del doctorado en bioeconomía pesquera y acuícola por la formación académica que recibí: Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., Centro Interdisciplinarios de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional y a la Universidad Marista de Mérida. Y a SEMARNAT por los permisos de colecta científica: SGPA/DGVS/02913/10, SGPA/DGVS/05508/11, and SGPA/DGVS/00039/13.

Al Departamento de Posgrado del CIBNOR por todas las facilidades prestadas, apoyo logístico y económico para mi desarrollo académico, así como a todo el personal, anteriores y actuales. A la Dra. Elisa Serviere (Directora de posgrado 2009-2015) por alentarme a entrar al programa de bioeconomía y siempre estar pendiente de mis avances. A la Dra. Norma Hernández (Directora de posgrado 2015-2019) por su apoyo para la realización de mis actividades académicas. A la Lic. Osvelia Ibarra Morales por su diligente labor en cuestiones académicas. A la Lic. Leticia Gonzales por su disposición a apoyarnos en todo momento en las gestiones de los recursos. A Tania Núñez y la Lic. Claudia Elizabeth Olachea por su amabilidad y paciencia para la realización de todos los trámites burocráticos y académicos.



Al Ing. Horacio Sandoval Gómez por su disposición y buena voluntad para solucionar las cuestiones logísticas de nuestras actividades académicas.

Al personal de la Biblioteca “Dr. Daniel Lluch Belda” del CIBNOR por toda la literatura que me facilitaron y consiguieron durante el doctorado: Lic. Ana María Talamantes Cota, Lic. María Esther Ojeda Castro, Elizabeth Guadalupe Sánchez Vázquez y Susana Luna García. Gracias por su amabilidad con los estudiantes.

Al personal de la Universidad Marista de Mérida: Karla Barrera (Karlita), por atendernos con una gran calidez y siempre cuidar que estuviéramos bien durante nuestras estancias en Mérida; el personal de limpieza de la UNEXMAR por su dedicada labor a mantener impecables las instalaciones y por siempre regalarnos una sonrisa.

Al Dr. José María da Rocha de la Universidad de Vigo, por interesarse en el proyecto y su disposición a compartir su innovadora visión en bioeconomía pesquera.

Al Dr. Enrique Morales Bojorquez y a la M. en C. Claudia Pérez del CIBNOR, por su colaboración y apoyo en el desarrollo de los análisis de Montecarlo y en la edición de las imágenes de los otolitos.

A la M. en C. Martha Judith Román Rodríguez de la Comisión de Ecología y Desarrollo Sustentable del Estado de Sonora, por su colaboración en la lectura de los anillos de los otolitos de *Totoaba macdonaldi* y por su invaluable ayuda en los muestreos en el Alto Golfo de California.

A todo el Totoateam, el M. en C. Horacio Bervera-León (CIBNOR), la M. en C. Lucia Campos Dávila (CIBNOR), Dra. Laura Rivera Rodríguez (Universidad Autónoma de Sinaloa, Facultad de Ciencias del Mar), la M. en C. Norma Monroy, al Biol. Pesq. José Is Boset Saldaña Hernández, al técnico Juan José Ramírez Rosas (CIBNOR). Gracias por su apoyo en los muestreos.

A la Dra. Crisalejandra Rivera Pérez (CONACYT-CIBNOR) por sus acertadas recomendaciones y consejos a los borradores de los artículos.

Familia Bugarim en San Felipe, Baja California, por las facilidades para los muestreos, y por abrirnos las puertas de su casa en cada muestreo.

A la Federación de Cooperativas de Pescadores de la Reserva de la Biosfera por las facilidades brindadas para la obtención de las muestras.

Al Biólogo Francisco Valverde, de la CONANP por el apoyo y recomendaciones para la obtención de las muestras en San Felipe.

A Cris por alentarnos mutuamente en las largas horas de trabajo en el laboratorio y por cuidar de mis siestas :P

A Fausto, por ser un gran amigo. Gracias por todos estos años de amistad sincera.

Mis compayes del alma: Fernando Manini y Gabriel Robles que son como mis hermanos y siempre han estado ahí cuando se necesita.

La Familia Valenzuela-Rivera cuyos consejos siempre han sido muy atinados e invaluable.

A los toucheros, Hever, Ariel, Amaury, Milo, David, Marce, March, Eli, Robert, Celene, Ana, Chava, Calin, Itzel, Wendy, Milton, Alexia, Lalo, y todos los visitantes que jugaron con nosotros, sin ellos no habría tocho y me volvería loco...pero ahora si de deveras :/

Agradezco también a los integrantes del Motoclub Coast Riders. Gracias carnales por entenderme, por esa hermandad que hemos creado y la unión en los momentos difíciles.

A los compañeros del programa de Bioeconomía Pesquera y Acuícola: Paco, Mónica, Fernando, Mike, Raúl, Maren, Sarahí (la ñoña von Borstel), Enrique, Daniel, Polo, José Duarte, Javier, el tocayo Huchim, quienes han sido grandes anfitriones y compañeros de península a península.

## CONTENIDO

Resumen.....	i
Summary .....	ii
Dedicatoria .....	iii
Agradecimientos .....	v
Lista de figuras.....	x
Lista de tablas.....	xiii
<b>1. INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>1</b>
<b>2. ANTECEDENTES .....</b>	<b>5</b>
2.1 Bioeconomía pesquera y las pesquerías de pequeña escala .....	5
2.2 Sobreexplotación pesquera y recuperación de los stocks .....	12
2.3 Instrumentos para la protección de los recursos naturales .....	18
2.4 Biología y pesquería de <i>Totoaba macdonaldi</i> .....	24
2.4.1 Clasificación taxonómica y dinámica poblacional de <i>Totoaba macdonaldi</i> .....	24
2.4.2 Historia y situación actual de <i>Totoaba macdonaldi</i> .....	25
<b>3. JUSTIFICACIÓN .....</b>	<b>28</b>
<b>4. HIPÓTESIS .....</b>	<b>29</b>
<b>5. OBJETIVO GENERAL .....</b>	<b>30</b>
5.1 Objetivos particulares.....	30
<b>6. MATERIAL Y MÉTODOS.....</b>	<b>31</b>
6.1 Área de Estudio.....	31
6.2 Parámetros económicos .....	32
6.3 Muestreos.....	33
6.4 Aspectos demográficos.....	34
6.4.1 Estructura de tallas.....	34
6.4.2 Relaciones biométricas.....	34
6.4.3 Talla de primera captura .....	35
6.4.4 Proporción de sexos .....	35
6.4.5 Distribución y estructura de edades .....	35
6.4.6 Crecimiento individual.....	37
6.4.7 Mortalidad natural .....	39
6.4.8 Factor de capturabilidad (q) .....	40
6.4.9 Curva de selectividad a la edad de los artes de pesca .....	40
6.5 Modelos bioeconómicos.....	40
6.5.1 Línea de tiempo para recuperar la biomasa de la población.....	40
6.5.2 Renta legal no percibida por la extensión de la moratoria debido a la pesca ilegal .	42
6.5.3 Enfrentando la incertidumbre y el riesgo: matriz de decisión y análisis de Monte Carlo.....	43
6.5.3.1 Matriz de decisión.....	43
6.5.3.2 Análisis de Monte Carlo .....	44
6.5.4 Simulación bioeconómica de la pesquería de <i>Totoaba macdonaldi</i> bajo un esquema de manejo alternativo basado en derechos.....	46

6.5.4.1 Optimización dinámica del modelo bioeconómico estructurado por edades .....	46
6.5.4.2 Evaluación de los rendimientos en el largo plazo.....	48
6.5.4.3 Supuestos del modelo.....	50
<b>7. RESULTADOS .....</b>	<b>52</b>
7.1 Aspectos demográficos de <i>Totoaba macdonaldi</i> .....	52
7.1.1 Estructura de tallas.....	52
7.1.2 Relaciones biométricas.....	55
7.1.3 Talla de primera captura .....	57
7.1.4 Proporción sexual.....	58
7.1.5 Distribución y estructura de edades .....	59
7.1.6 Crecimiento individual.....	63
7.1.7 Tasa de mortalidad natural a la edad.....	66
7.1.8 Selectividad del arte de pesca .....	67
7.2 Modelos bioeconómicos.....	68
7.2.1 Efecto de la pesca ilegal sobre el tiempo de recuperación de la población y los rendimientos económicos.....	69
7.2.1.1 Trayectorias de la biomasa dinámica.....	69
7.2.1.2 Matriz de decisiones .....	72
7.2.1.3 Análisis de Monte Carlo .....	74
7.2.2 Modelo de optimización endógena para regulación de <i>Totoaba macdonaldi</i> .....	75
7.2.2.1 Tasa de mortalidad por pesca en máximo rendimiento por recluta: efecto en la estructura de edades y biomasa del stock desovante .....	75
7.2.2.2 Simulaciones de sendas de mortalidad por pesca, rendimientos y biomasa del stock desovante bajo diferentes escenarios .....	77
7.2.2.3 Valor presente neto de los diferentes escenarios.....	81
<b>8. DISCUSIÓN .....</b>	<b>83</b>
8.1 Biología pesquera de <i>Totoaba macdonaldi</i> .....	83
8.1.1 Parámetros poblacionales.....	83
8.1.2 Estructura de tallas y edades .....	88
8.1.3 Distribución .....	90
8.2 Análisis bioeconómicos: efectos de la pesca ilegal; y de una posible reapertura de la pesquería mediante un manejo alternativo basado en derechos .....	91
8.2.1 Efecto de la pesca ilegal sobre el tiempo de recuperación de la población y consecuencias bioeconómicas .....	91
8.2.2 Desempeño de los artes de pesca y proyecciones de un manejo alternativo basado en derechos .....	95
8.3 Discusión global .....	99
<b>9. CONCLUSIONES .....</b>	<b>103</b>
<b>10. LITERATURA CITADA.....</b>	<b>105</b>

## Lista de figuras

<b>Figura 1.</b> Modelo bioeconómico pesquero de Gordon (1954) que explica cómo se relacionan los costos totales ( $CT$ ) y los ingresos totales sostenibles ( $ITS$ ) (eje $y$ ) con el esfuerzo ( $f$ ) (eje $x$ ).....	7
<b>Figura 2.</b> Modelo bioeconómico de la relación del esfuerzo (eje $x$ ) con: la tasa de crecimiento ( $dB/dt$ ) (eje $y$ secundario), los $ITS$ y los $CT$ (\$) (eje $y$ primario). Modificado de Swanson (1994). Curva negra continua: tasa de crecimiento ( $dB/dt$ ); curva gris punteada: $ITS$ cuando la proporción $ITS:CT$ es baja; curva gris de guiones: $ITS$ cuando la proporción $ITS:CT$ es alta; diagonal gris de guiones y puntos: $CT$ ; líneas verticales grises con guiones y dos puntos: $f_{EBE}$ a diferentes proporciones de $ITS:CT$ .....	15
<b>Figura 3.</b> Estructura de categorías de acuerdo con IUCN. Tomado de UICN (2012).....	20
<b>Figura 4.</b> Localidades de muestreos biológicos de <i>Totoaba macdonaldi</i> a lo largo del Golfo de California. El área gris es el área de distribución histórica reportada de <i>T. macdonaldi</i> . Tomado de Valenzuela-Quiñonez <i>et al.</i> (2015).....	32
<b>Figura 5.</b> Diagrama del enfoque de decisión con la matriz de utilidades para las decisiones de la moratoria bajo posibles estados de la naturaleza de pesca ilegal. ....	43
<b>Figura 6.</b> Enfoque el análisis de Monte Carlo para calcular el riesgo de caer por debajo del punto de referencia objetivo (PRO) para la recuperación de la población, bajo decisiones alternativas sobre líneas del tiempo de la moratoria e incertidumbre de la pesca ilegal. ....	45
<b>Figura 7.</b> Estructura general de tallas de <i>T. macdonaldi</i> en el Golfo de California colectadas de los años 2010 a 2014 ( $N = 450$ ).....	53
<b>Figura 8.</b> Estructura de tallas de <i>T. macdonaldi</i> por localidades: Sur de San Felipe (SSF), Bahía de La Paz (BLP), Bahía de Lobos (BL), Bahía de Los Ángeles (BLA), Las Encantadas (LE), Reserva de la Biosfera (RB), El Desemboque (ED), Piedra Consag (PC) y Las Gruyas (LG). ....	53
<b>Figura 9.</b> Estructura de tallas de <i>T. macdonaldi</i> por arte de pesca. ....	54
<b>Figura 10.</b> Estructura de tallas de <i>T. macdonaldi</i> por sexo. ....	54
<b>Figura 11.</b> Estructura de tallas de <i>T. macdonaldi</i> por sexo y arte de pesca. ....	55
<b>Figura 12.</b> Relación longitud-peso de <i>T. macdonaldi</i> . ....	56
<b>Figura 13.</b> Relación longitud-peso en hembras de <i>T. macdonaldi</i> . ....	56
<b>Figura 14.</b> Relación longitud-peso en machos de <i>T. macdonaldi</i> . ....	57
<b>Figura 15.</b> Talla de primera captura con caña ( $L_{50\%}$ ) de <i>Totoaba macdonaldi</i> . ....	57
<b>Figura 16.</b> Talla de primera captura con red ( $L_{50\%}$ ) de <i>Totoaba macdonaldi</i> . ....	58
<b>Figura 17.</b> Distribución espacial histórica de <i>T. macdonaldi</i> en el Golfo de California (líneas horizontales sobre la línea de costa). Sitios de muestreo, distribución y estructura de edades durante el período de muestreo 2010-2014. ....	61
<b>Figura 18.</b> Sección transversal de un otolito de totoaba adulta con 8 años de edad. ....	62

<b>Figura 19.</b> Estructura de edades de <i>T. macdonaldi</i> durante el período de muestreo 2010-2014; A) datos completos (n = 361), incluyendo organismos indiferenciados; B) hembras (n = 142); y C) machos (n = 163). .....	63
<b>Figura 20.</b> Modelo de crecimiento de von Bertalanffy ajustado de talla a la edad. A) población completa, B) población de hembras y C) población de machos. ....	65
<b>Figura 21.</b> Distribuciones posteriores (iteraciones en tres cadenas) para los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy ( $k$ , $L^\infty$ , $t_0$ y $ds$ ) de <i>T. macdonaldi</i> en el Golfo de California. A-D) población total (hembras, machos e indiferenciados); E-H) población de hembras; I-L) población de machos. ....	66
<b>Figura 22.</b> Tasa de mortalidad natural por edad de <i>Totoaba macdonaldi</i> estimada con la ecuación de Gislason <i>et al.</i> (2010). .....	67
<b>Figura 23.</b> Frecuencia de edades capturadas con la red totoabera (barras) y curva de selectividad normal (línea de guiones). .....	68
<b>Figura 24.</b> Frecuencia de edades capturadas con la caña de pescar (barras) y curva de probabilidad de selectividad normal a la edad (línea de guiones). ....	68
<b>Figura 25.</b> Trayectorias dinámicas de la recuperación de la población de <i>T. macdonaldi</i> con diferentes estados de la naturaleza de la pesca ilegal alternativos. ....	69
<b>Figura 26.</b> Líneas del tiempo de la recuperación de la población de <i>T. macdonaldi</i> diferentes niveles de mortalidad por pesca ilegal ( $F = 0$ , $F = 0.02$ , $F = 0.04$ y $F = 0.06$ ). .....	70
<b>Figura 27.</b> Renta legal e ilegal del recurso alcanzada después de la correspondiente moratoria asociada a los diferentes estados de la naturaleza de mortalidad por pesca ilegal evaluados ( $F = 0$ , $F = 0.02$ , $F = 0.04$ y $F = 0.06$ ). ....	71
<b>Figura 28.</b> Renta legal del recurso no percibida por la sociedad a causa de los diferentes escenarios del estado de la naturaleza de la mortalidad por pesca ilegal. ....	72
<b>Figura 29.</b> Riesgo de caer por debajo del punto de referencia objetivo de la moratoria ( $PRO=B_{MRS}$ ), calculado con el análisis de Monte Carlo para las diferentes líneas del tiempo alternativas. ....	75
<b>Figura 30.</b> Rendimiento por recluta ( $Y$ ) de <i>T. macdonaldi</i> bajo diferentes tasas de mortalidad por pesca ( $F$ ) utilizando la red totoabera ( $F^{rt}$ ; línea continua) y la caña de pescar ( $F^{cp}$ ; línea de guiones). ....	76
<b>Figura 31.</b> Rendimiento por edad de acuerdo con el $F_{max}$ estimado para <i>T. macdonaldi</i> con diferentes artes de pesca: red totoabera (barras negras) y para caña de pescar (barras blancas). ....	76
<b>Figura 32.</b> Efecto en la estructura de la población de <i>T. macdonaldi</i> por la pesca con red totoabera (barras negras) y caña de pescar (barras blancas). ....	77
<b>Figura 33.</b> Índice de la biomasa del stock desovante (SSB) de acuerdo con la mortalidad por pesca en el máximo rendimiento por recluta de la red totoabera (barra negra) y caña de pescar (barra blanca). ....	77

- Figura 34.** Sendas de la tasa de mortalidad por pesca ( $F$ ), rendimientos ( $Y$ ) y biomasa del stock desovante ( $SSB$ ) de diferentes regímenes de pesca de *T. macdonaldi*, bajo el escenario de que estuviera completamente recuperada. Línea continua para la pesca ilegal con red totoabera ( $F_{maxrt} * 1.5$ ) y línea discontinua para un manejo alternativo basado en derecho con la caña de pescar ( $F_{maxcp}$ ).....78
- Figura 35.** Sendas de la tasa de mortalidad por pesca, rendimientos y biomasa del stock desovante bajo el escenario en el que la población de *T. macdonaldi* está recuperada. Las líneas representan las sendas simuladas de acuerdo con el año en el que se implementa el MABD con la caña de pescar y se elimina la pesca con red totoabera: línea negra punteada cuando se implementa en 2013, línea de puntos y guiones para 2014, línea gris de guiones para 2015 y línea gris continua para 2016. ....79
- Figura 36.** Sendas de la tasa de mortalidad por pesca, rendimientos y biomasa del stock desovante bajo el escenario en el que la población de *T. macdonaldi* está medianamente recuperada. Las líneas representan las sendas simuladas de acuerdo con el año en el que se implementa el MABD con la caña de pescar y se elimina la pesca con red totoabera: línea negra punteada cuando se implementa en 2013, línea de puntos y guiones para 2014, línea gris de guiones para 2015 y línea gris continua para 2016. ....80
- Figura 37.** Sendas de la tasa de mortalidad por pesca, rendimientos y biomasa del stock desovante bajo el escenario en el que la población de *T. macdonaldi* está agotada. Las líneas representan las sendas simuladas de acuerdo con el año en el que se implementa el MABD con la caña de pescar y se elimina la pesca con red totoabera: línea negra punteada cuando se implementa en 2013, línea de puntos y guiones para 2014, línea gris de guiones para 2015 y línea gris continua para 2016. ....81
- Figura 38.** Valor presente neto (VPN) de una potencial explotación de *T. macdonaldi* bajo diferentes estados de la población y diferentes años de implementación del MABD.....82

## Lista de tablas

<b>Tabla I.</b> Instrumentos de protección, categorías de riesgo y criterios de categorías de <i>Totoaba macdonaldi</i> .....	22
<b>Tabla II.</b> Costos de pescar <i>T. macdonaldi</i> con red totoabera.....	33
<b>Tabla III.</b> Parámetros bioeconómicos de <i>Totoaba macdonaldi</i> utilizados para las simulaciones de las líneas de tiempo de recuperación.....	42
<b>Tabla IV.</b> Aplicación del criterio de decisión Minimax a la pesca ilegal File en pesquerías de pequeña escala: matriz de arrepentimiento y criterio de decisión Minimax. ....	44
<b>Tabla V.</b> Escenarios utilizados para simular la implementación del MABD en <i>T. macdonaldi</i> diferentes años y con diferentes estados de la naturaleza (población recuperada, medianamente recuperada y agotada). ....	50
<b>Tabla VI.</b> Estadísticos descriptivos (media, desviación estándar, mínimos y máximos) de la longitud total de <i>T. macdonaldi</i> . ....	55
<b>Tabla VII.</b> Sitios muestreo de <i>T. macdonaldi</i> . Número total de muestras (N), tamaño de muestra para calcular la proporción sexual (n), proporción sexual estimada y valor de $X^2$ .....	59
<b>Tabla VIII.</b> Fechas de muestreo de <i>T. macdonaldi</i> en la Reserva de la Biosfera, tamaño de muestra (n) para calcular la proporción sexual y valores de $X^2$ . ....	59
<b>Tabla IX.</b> Parámetros de von Bertalanffy estimados para <i>Totoaba macdonaldi</i> . ....	64
<b>Tabla X.</b> Matriz de utilidades considerando el efecto de la mortalidad por pesca ilegal en la línea del tiempo de recuperación de <i>T. macdonaldi</i> . La variable de desempeño es la biomasa final (miles de toneladas). ....	73
<b>Tabla XI.</b> Matriz de arrepentimiento y criterio de decisión Minimax considerando los efectos de la mortalidad por pesca ilegal en la línea del tiempo de recuperación de <i>T. macdonaldi</i> . La variable de desempeño es la biomasa final (miles de toneladas). ....	74



## 1. INTRODUCCIÓN

La pesca es una actividad productiva primaria que es fuente de alimento y de riqueza (FAO, 2014), sin embargo, es altamente variable debido a los atributos biológicos y ecológicos inherentes a los recursos naturales. Asimismo, existen factores socioeconómicos e institucionales que afectan las decisiones de los pescadores y administradores respecto a explotación, manejo y regulación de ésta (Anderson y Seijo, 2010; Van der Bergh *et al.*, 2006).

Por este motivo, es importante que las evaluaciones de los recursos pesqueros se hagan mediante análisis bioeconómico que integre en modelos matemáticos la información biológica, ecológica y económica de los diferentes recursos, así como de las diferentes estrategias de manejo y/o estructuras de regulación, y su efecto en los rendimientos biológico y económico de los stocks ( Anderson y Seijo, 2010; Hannesson, 1993; Van der Bergh *et al.*, 2006).

Los análisis bioeconómicos son de especial interés cuando se trata de especies vulnerables a la sobreexplotación, ya que un manejo pesquero inadecuado de estas especies muy probablemente conduzca a la industria pesquera al colapso, y en el peor de los casos poner a las especies en peligro de extinción, máxime si la especie en cuestión tienen un alto valor económico (Clark, 1973; Seijo *et al.*, 1997; Swanson, 1994). Las especies vulnerables se caracterizan por tener tasas de crecimiento bajas, poseer tamaños corporales grandes, agregarse durante las temporadas reproductivas, entre otros (Clark, 1973; Hutchings, 2005; Reynolds, *et al.*, 2005; Sadovy-de-Mitchenson y Erisman, 2012). En este sentido, las especies altamente vulnerables y que representan una importante fuente de ingreso debido a sus elevados precios en el mercado, presentan una dinámica inherente diferente al resto de los recursos pesqueros.

Las especies vulnerables que sufren algún tipo de amenaza que pueda afectar a las poblaciones naturales, suelen protegerse y conservarse mediante leyes locales y tratados

internacionales (CITES, 2011; IUCN, 2012; Reynolds *et al.*, 2005; Vincent *et al.*, 2014). Sin embargo, su protección y conservación se complica cuando incrementa la rareza (es decir, que se vuelven menos abundantes o su comercio se vuelve más complicado) de especies altamente valoradas por cuestiones culturales o económicas, ya que al incrementar su rareza también incrementa su precio, lo que se vuelve un fuerte incentivo para que pescadores furtivos y contrabandistas se dediquen a la pesca y comercio ilegal de sus productos (Agnew y Barnes, 2004; Courchamp *et al.*, 2006; Grafton *et al.*, 2007; Hall *et al.*, 2008; MRAG, 2005a, 2005b).

El efecto y los alcances de la pesca ilegal han sido pobremente estudiados en pesquerías de pequeña escala, a pesar de que son mayormente vulnerables a ésta, principalmente porque se llevan a cabo en países en desarrollo donde las capacidades institucionales son débiles, y la inspección y monitoreo son poco eficientes, lo que incrementa el nivel de incumplimiento de las medidas de manejo (Salas *et al.*, 2007, 2011).

La pesca ilegal es una fuerte amenaza para la sostenibilidad de las pesquerías, ya que genera una serie de problemas sociales, económicos y ambientales, como son: condiciones de pesca inseguras, conflictos entre pescadores, reducción de oportunidades para nuevos pescadores, pérdidas de ingresos para las flotas locales, impactos negativos en la distribución de ingresos provenientes de la pesca, pérdida de ingresos para el estado al no generar gravamen del procesamiento, manipulación y/o exportación, degradación del ambiente por uso de artes inadecuados, reducción de los stocks, captura incidental de especies protegidas o amenazadas, por mencionar algunos (Agnew *et al.*, 2009; Agnew y Barnes, 2004; MRAG, 2005a, 2005b). Como ejemplo de la gravedad del problema se puede mencionar a la flota industrial, cuya industria ha tenido pérdidas económicas en el orden de los \$10 billones de dólares a nivel mundial debido a la pesca ilegal (Agnew *et al.*, 2009).

Uno de los casos de pesca ilegal más relevantes en México es el de totoaba (*Totoaba macdonaldi*), que ha generado una gran preocupación a nivel internacional debido a la captura incidental de la vaquita marina (*Phocoena sinus*) en las redes agalleras. Este último

es un mamífero marino endémico del Alto Golfo de California, cuya población se encuentra fuertemente diezmada (EIA, 2016a), y que actualmente está considerada como en peligro crítico por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés) (Rojas-Bracho y Taylor, 2017).

La totoaba es un pez Sciaenido endémico del Golfo de California que está protegido por las leyes mexicanas desde hace más de 40 años (DOF, 1975, 2018a), así como por tratados internacionales (CITES, 2017; Findley, 2010). Se caracteriza, entre otras cosas, por presentar una vejiga natatoria de gran tamaño que utiliza para producir sonidos de baja frecuencia similares a los de un tambor, aparentemente relacionados con comportamientos reproductivos (Helfman *et al.*, 2009). La vejiga natatoria de esta especie o “buche” como le conocen los pescadores localmente, son altamente valorados en la comunidad asiática, especialmente en China, donde se consideran un alimento lujoso y con propiedades medicinales (EIA, 2016b; Lin, 1939), lo que ha incrementado desmedidamente su valor en el mercado negro.

Desde enero de 2013 la pesca furtiva de totoaba se ha intensificado de manera acelerada (Valenzuela-Quiñonez *et al.*, 2015). Una evaluación hecha recientemente menciona que tan solo de enero a junio de 2017, se extrajo una biomasa de más de 1,400 toneladas, lo que representaría 21 mil organismos, aproximadamente (Cisneros-Mata, 2018). Por todo esto existen algunas preguntas sobre los niveles de pesca furtiva y los efectos que puede tener sobre la población de totoaba, así como el efecto que tendría la implementación de un manejo alternativo basado en derechos (MABD) utilizando artes de pesca alternativos para la totoaba que eviten la pesca incidental de vaquita marina.

Es bajo este panorama que surgen las preguntas: ¿de qué manera afecta la pesca furtiva a la recuperación de *Totoaba macdonaldi*?, dados diferentes escenarios posibles de condición de la población ¿ésta podría soportar una explotación con un manejo alternativo basado en derechos (MABD)? Para responder a dichas preguntas, se analizaron algunos aspectos demográficos y de la biología pesquera de totoaba como son: i) estructura de tallas de la

población, ii) relaciones biométricas, iii) talla de primera captura, iv) proporción de sexos, v) estructura de edades, vi) tasa de crecimiento individual, vii) tasa de mortalidad natural, viii) coeficiente de capturabilidad y ix) curva de selectividad a la edad. Posteriormente, se realizaron análisis bioeconómicos para estimar la línea del tiempo para la recuperación de la totoaba y el efecto de la pesca ilegal sobre ésta. Por último, mediante un análisis bioeconómico estructurado por edades, se estimó la tasa de mortalidad por pesca en máximo rendimiento por recluta y se simularon las trayectorias de los rendimientos y la biomasa del stock desovante si existiera una posible explotación bajo un manejo alternativo basado en derechos (MABD) bajo diferentes escenarios del estado de la población (recuperada, medianamente recuperada y agotada).

## 2. ANTECEDENTES

### 2.1 Bioeconomía pesquera y las pesquerías de pequeña escala

El agotamiento de los recursos pesqueros es un problema que se notó por primera vez durante la segunda mitad del siglo XIX (Anderson, 1998; Huxley, 1881), y una de las conclusiones a la que se llegó en aquella época tras analizar la pesquería del arenque fue que esta podría considerarse “inagotable”, al igual que las otras pesquerías de altamar como el bacalao, la sardina y la macarela (Huxley, 1881, 1885). Es posible que esta conclusión no esté tan lejos de ser verdadera, pero para ello se requiere que se conjuguen diversos factores para alcanzar una explotación sostenible. No obstante, de acuerdo al último informe sobre el estado de las pesquerías de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, por sus siglas en inglés “Food and Agricultural Organization”), el porcentaje de los stocks explotados a niveles insostenibles pasó del 10 % en 1974 al 33.1 % en 2015 (FAO, 2018).

En muchos casos se desconocen las razones específicas que generan el fracaso de las pesquerías, se ha observado que un factor en común es que las evaluaciones, así como las medidas de manejo, ignoran los principios económicos que motivan a los pescadores a explotar los recursos de una manera u otra (Anderson y Seijo, 2010; Charles, 2001; Clark, 2006; Hannesson, 1993). Por esta razón, es importante que evaluaciones y medidas de manejo se hagan mediante un análisis bioeconómico en el que se integren la biología y ecología de las especies sujetas a explotación, así como los factores económicos que determinan las decisiones de los pescadores, considerando espacio, tiempo e incertidumbre, de forma tal que, considerando costos y beneficios, las pesquerías se vuelvan sostenibles (Anderson y Seijo, 2010; Hannesson, 1993).

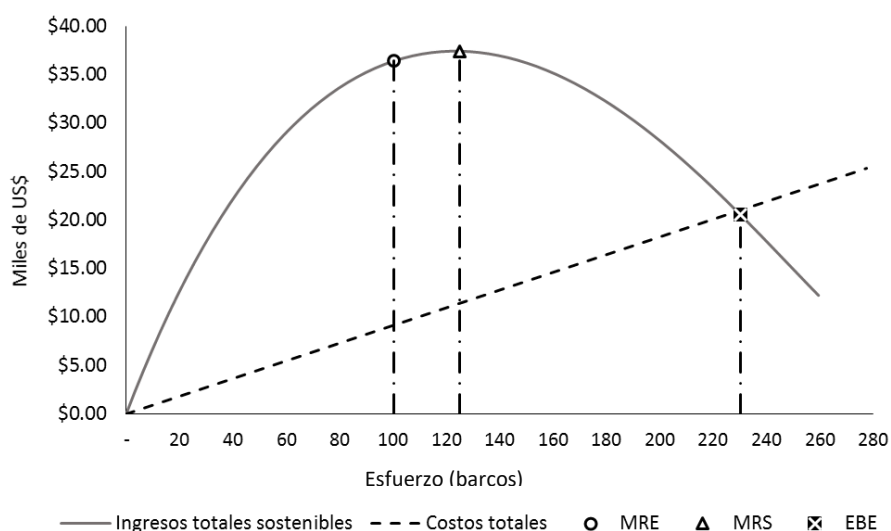
A nivel mundial se busca cada vez más la sostenibilidad de las pesquerías de pequeña escala (Anderson y Seijo, 2010; FAO, 2015; Said y Chuenpagdee, 2019; Salas *et al.*, 2007). Usualmente, la sostenibilidad se determina de acuerdo a un estado del stock en el que se alcancen los objetivos políticos, sociales y ambientales, y al mismo tiempo se ajustan a las

condiciones existentes de los stocks, de las flotas y del ambiente (Anderson y Seijo, 2010; Caddy y Mahone, 1995).

Para poder establecer el estado actual de un stock es importante establecer puntos de referencia objetivo (PRO), y puntos de referencia límite (PRL). Los PRO son aquellos indicadores del stock que muestran que ésta se encuentra dentro de los niveles deseados. Los PRL son aquellos valores discretos de los indicadores que muestran que el stock podría estar amenazado, cuando se llega a este punto se puede considerar está sobreexplotado (Caddy y Mahone, 1995; Seijo y Caddy, 2000).

Los puntos de referencia pueden determinarse de diversas maneras, en función de la mortalidad por pesca ( $F$ ), funciones de rendimiento por recluta ( $Y/R$ ), el tamaño de los organismos capturados (considerando la talla de primera madurez), la tasa de mortalidad natural ( $M$ ) (cuando las evaluaciones son pobres en poblaciones vírgenes), la tasa de mortalidad total ( $Z$ ), derivadas de las consideraciones del reclutamiento (considerando la biomasa del stock desovante) y aquellos derivados de las consideraciones económicas (Caddy y Mahone, 1995).

El modelo clásico de Gordon-Schaefer (1954) (Fig. 1) es el más utilizado al momento de estimar los puntos de referencia derivados de consideraciones bio-económicas. De acuerdo con este modelo el PRO será aquel nivel de esfuerzo ( $f$ ) dónde la diferencia entre los ingresos económicos y los costos de pescar sea máxima, es decir, dónde se alcanza el máximo rendimiento económico (MRE) y si se pasa este objetivo la pesquería estaría sobrecapitalizando. Por su parte, el PRL es aquel punto en el que se alcanza el máximo rendimiento sostenible (MRS), considerando solo las capturas y no la parte económica, una vez que se rebasa este nivel, entonces el stock estará sobreexplotado (Anderson y Seijo, 2010).



**Figura 1.** Modelo bioeconómico pesquero de Gordon (1954) que explica cómo se relacionan los costos totales ( $CT$ ) y los ingresos totales sostenibles ( $ITS$ ) (eje  $y$ ) con el esfuerzo ( $f$ ) (eje  $x$ ).

Antiguamente las pesquerías que se encontraban en MRS eran consideradas como saludables y era el PRO de diversas pesquerías, mientras que el nivel de equilibrio bioeconómico (EBE) era referido para una pesquería sobreexplotada. El EBE es el punto en el que los costos totales del esfuerzo de pesca (incluido el costo de oportunidad del capital invertido) y los ingresos sostenibles son iguales, por lo que en ese punto se ha eliminado la renta económica que el recurso le genera a la sociedad (Fig. 1). En la actualidad se ha reconocido que el EBE puede ser de alto riesgo para los stocks y/o poblaciones, ya que se ha visto que en especies vulnerables (ver siguiente sección) puede involucrar una sobreexplotación biológica que puede llevar al colapso de la pesquería o a la extinción de las especies (Anderson y Seijo, 2010; Clark, 2006; Hannesson, 1993; Seijo *et al.*, 1997).

Esta situación es el resultado de un manejo de los recursos en acceso abierto (sin ningún tipo de regulación), donde existen condiciones de competencia individual generada por diferentes factores incluidos, mercados, así como las decisiones individuales que cada pescador tiene respecto a cuánto pescar, y si entra, permanece o sale de esta actividad (Anderson y Seijo, 2010; Defeo y Castilla, 2012; Naranjo-Madrigal *et al.*, 2015).

Entre los principales motivos que rigen el comportamiento de los pescadores en condiciones de competencia individual, y que llevan a las pesquerías a la sobreexplotación, se encuentran que:

- no existen medios que aseguren un incremento de sus beneficios en el largo plazo al reducir su captura, por lo que capturarán tantos peces como sea posible con el fin de incrementar sus beneficios marginales individuales (micro-motivos), en lugar de buscar incrementar los beneficios para la comunidad en general (macro-motivos), situación que se conoce como *trampa social* (Anderson y Seijo, 2010; Clark, 2006; Schelling, 1978; Seijo *et al.*, 1997);
- son un grupo ocupacional con poca movilidad a otras actividades económicas, por lo que deciden continuar pescando a pesar de los bajos rendimientos que pudieran tener, cabe mencionar también que tienen un arraigo cultural y social hacia la pesca, el cual es otro factor que los motiva a seguir en la actividad (Gordon, 1954; McGoodwin, 1995a; Pandit *et al.*, 2019);
- muchos pescadores tienen espíritu apostador y optimista, por lo que a pesar de ganar poco, viven con la esperanza de tener un golpe de suerte que les genere un gran ingreso (Gordon, 1954);
- no consideran los costos totales de sus acciones, y deciden en función de sus ingresos individuales (Anderson y Seijo, 2010; Coronado-Castro *et al.*, 2013);
- el incentivo de los pescadores para seguir invirtiendo en la pesquería no cesa hasta que los ingresos son iguales a los costos totales (incluido el costo de oportunidad de capital invertido), no obstante, bajo este panorama, tampoco existe un incentivo para salir de ésta (Anderson y Seijo, 2010; Clark, 2006; Hannesson, 1993; Seijo *et al.*, 1997).

Este panorama se agudiza más en las pesquerías de pequeña escala, las cuales se encuentran mayormente en países en desarrollo (FAO, 2005; McGoodwin, 1995b). Aunque



existen diferencias en cuanto al nivel tecnológico entre aquellas que están en los países en desarrollo y los países desarrollados, todas se caracterizan por tener un bajo compromiso de capital (McGoodwin, 1995b; Salas, 2000). Salas *et al.* (2007) enlistan diferentes características que diferencian a las pesquerías de pequeña escala de las de gran escala, como son:

- a. una gran variedad de especies que capturan con diferentes tipos de embarcaciones y artes de pesca. Esto vuelve complicadas las evaluaciones de los recursos y de la intensidad del esfuerzo;
- b. tienen bajos niveles de inversión de capital por pescador, así como métodos poco laboriosos de captura, procesamiento y distribución;
- c. sus zonas de desembarque comúnmente son en pequeñas comunidades costeras con un rango de distribución muy amplio, lo que dificulta un registro efectivo de las capturas y el esfuerzo de pesca;
- d. utilizan recursos de manera temporal y el ingreso por parte de la pesca suele ser complementado con otras actividades económicas;
- e. son fuente importante de proteína y trabajo para las comunidades en las zonas costeras;
- f. atraen a personas migrantes a la costa en busca de un ingreso, típicamente con una menor necesidad de inversión para entrar en la pesquería, en términos de capital y habilidades, o la opción de ser “trabajadores” en compañías privadas;
- g. los pescadores tienen poca influencia en el mercado debido a su pequeña escala de compromiso de capital, en consecuencia, tienen una gran dependencia de intermediarios para el mercadeo y préstamos;
- h. carecen de mecanismos sociales para proveer salud y empleo a los pescadores.

Las pesquerías de pequeña escala, aunque tiene un rango de operación limitado, son de suma importancia, ya que emplean alrededor del 90 % de los pescadores en el mundo, contribuyen con la mitad de las capturas de pescado en los países en desarrollo, y más importante aún es que, entre el 90 y el 95 % de sus capturas son para consumo humano directo, principalmente para las poblaciones locales (FAO, 2017).

La mayoría de las pesquerías de pequeña escala tienen manejos deficientes, en buena medida por la falta de información y evaluaciones, consecuencia de un desarrollo de las ciencias pesqueras con un enfoque en pesquerías de gran escala (Chuenpagdee *et al.*, 2011; Kolding *et al.*, 2014), su aislamiento, su falta de infraestructura y de poder político (Jacquet y Pauly, 2008).

El mejoramiento del manejo de las pesquerías de pequeña escala representa una gran variedad de retos para los investigadores, ya que requieren de balancear múltiples objetivos sociales, económicos y ecológicos, considerando las interacciones de las dinámicas ecológicas y socio-económicas (Charles, 1989). Si bien el reto es grande, los beneficios también lo son, pues se pueden reducir considerablemente los problemas de pobreza y mejorar la seguridad alimentaria de los países en desarrollo en el largo plazo, así como los problemas de degradación de los ecosistemas marinos (Purcell y Pomeroy, 2015) y la recuperación de los recursos que se encuentran en niveles biológicos insostenibles.

El cambio de régimen en el manejo de las pesquerías es necesario para alcanzar pesquerías económica y ambientalmente sostenibles. Los sistemas de manejo basado en derechos (MBD) han mostrado tener buenos resultados en alcanzar estos objetivos. Este tipo de manejo asignan derechos de propiedad, o derechos de uso, a los pescadores, sin embargo, su implementación conlleva cierta resistencia (Arnarson, 2009). Se enfoca en los derechos junto con las responsabilidades que tienen los individuos, comunidades, compañías y gobiernos respecto a las pesquerías (Charles, 2009). Entre los sistemas de MBD más comunes se incluyen las cuotas transferibles individuales (ITQs, por sus siglas en inglés),

derechos territoriales de los usuarios de las pesquerías (TURFs por sus siglas en inglés) y cooperativas, así como varias innovaciones locales (Arnarson, 2009).

El alto nivel de complejidad y limitada capacidad de obtención de datos de las pesquerías de pequeña escala, así como su mayor sensibilidad a cambios ambientales, provocan que tanto evaluadores, como tomadores de decisiones, enfrenten un alto grado de incertidumbre respecto a los puntos de referencia estimados, por lo que los análisis de riesgo e incertidumbre son herramientas de gran valor al momento de querer evaluar y manejar de manera sostenible estas pesquerías (Salas *et al.*, 2007).

Caddy y Mahone (1995), Hilborn (2002) y Mace y Sissenwine (2002) consideran cinco fuentes de incertidumbre relevantes para las ciencias pesqueras y el manejo:

1. variación natural, la cual es irreductible en gran medida;
2. errores de observación en los datos de entrada (biomasa real de los stocks y biomasa virgen);
3. modelos con especificaciones erradas (utilización de PR aplicados a otras especies);
4. traducción del asesoramiento científico en acciones de manejo diseñadas para alcanzar los objetivos establecidos, e;
5. implementación imperfecta de las estrategias de manejo.

Reconocer esta incertidumbre en las estimaciones de los PR es fundamental para un enfoque precautorio durante el proceso de toma de decisiones (Anderson y Seijo, 2010). En la actualidad, el riesgo de exceder los PRL se estima a través de herramientas de modelación que incorporan la incertidumbre y el riesgo mediante simulaciones de las posibles consecuencias de implementar políticas de manejo alternativas, bajo una distribución observada de las probabilidades de ocurrencia de diferentes estados de la naturaleza (condiciones ambientales, políticas, económicas y/o sociales) (Anderson y Seijo 2010; Berkson *et al.*, 2002;).

Cuando no se cuenta con la suficiente información para asignar probabilidades a los diferentes estados de la naturaleza, se pueden utilizar criterios de decisión que reflejen el grado de precaución de cara a la selección de las estrategias de manejo, como las mencionadas por Seijo *et al.* (1997):

- *Maximin*: refleja a un decisor cauto y con aversión al riesgo, y consiste en tomar la decisión que dé el mayor resultado de los mínimos observados;
- *Minimax*: refleja a un decisor neutro al riesgo, el cual busca minimizar las pérdidas máximas, es decir, la menor diferencia entre el beneficio real y el que podría obtenerse si hubiera tomado la decisión que maximiza el resultado;
- *Maximax*: refleja a un decisor optimista y buscador de riesgo el cual seleccionará la decisión que maximice el resultado.

## **2.2 Sobreexplotación pesquera y recuperación de los stocks**

Después de la segunda mitad del siglo XX se empezó a reconocer que la explotación de los recursos sin regulaciones puede poner en riesgo a las industrias pesqueras (Gordon, 1954; Gould, 1972), y a las mismas especies (Clark, 1973).

Actualmente, se ha identificado que la sobreexplotación por parte del ser humano es uno de los principales elementos que pueden causar la extinción de las especies, especialmente si es motivada por factores económicos como el precio y/o la demanda, que provoca que las poblaciones se exploten hasta el punto en el que: 1) las industrias que dependen de éstas colapsan o; 2) las especies enfrentan un nivel de riesgo de extinguirse, es decir, se encuentran amenazadas o; 3) se extingan, en el peor de los casos (Clark, 1973; 2006; Dulvy *et al.*, 2003; Grafton *et al.*, 2007; Hayes, 1997; Shogren *et al.*, 1999).

La variabilidad aleatoria del medio ambiente hace que modelar el proceso de extinción sea complicado (DeMaster *et al.*, 2004; Swanson, 1994). Sin embargo, las especies más vulnerables a la extinción presentan las siguientes características: poblaciones poco numerosas, distribución geográfica restringida, dependencia de dos hábitats para

sobrevivir, baja tasa de reproducción, gran tamaño corporal, agregaciones en la temporada reproductiva, entre otras (Brashares *et al.*, 2004; Cheung *et al.*, 2005; CITES, 2011; Clark, 1973, 2006; Del Monte-Luna *et al.*, 2007, 2008; DeMaster *et al.*, 2004; Diamond, 1989; Dulvy *et al.*, 2004, 2003; Grafton *et al.*, 2007; Hayes, 1997; Sadovy-de-Mitchenson y Erisman, 2012; Shogren *et al.*, 1999; Swanson, 1994; UICN, 2012).

Considerando los factores, motivos de sobreexplotación y características de vulnerabilidad de las especies, la extinción puede considerarse como un problema ecológico-económico donde no se atienden de manera adecuada los conflictos y relaciones entre la biología/ecología de los recursos y la economía de la dinámica de los pescadores, y no existe una óptima asignación de los recursos (Branch *et al.*, 2013; Clark, 1973; Gordon, 1954; Swanson, 1994; Van der Bergh *et al.*, 2006).

El modelo clásico de Gordon-Schaefer (1954) sirve como base para explicar las consecuencias de llevar una pesquería de una especie vulnerable al *EBE*. Dicho modelo, indica que: los costos totales de una pesquería ( $C$ ) están en función del esfuerzo pesquero ( $f$ ) (tiempo de pesca, número de trampas, número de embarcaciones, etc.) y el costo unitario del esfuerzo ( $c$ ); que los ingresos totales sostenibles ( $ITS$ ) están en función del precio ( $p$ ) y las capturas ( $C$ ); y la diferencia entre los  $ITS$  y los  $C$  dará el ingreso neto, o rendimiento neto ( $IN$ ):

$$IN = ITS - CT \quad (1)$$

sustituyendo:

$$IN = pC - cf \quad (2)$$

El modelo asume que la relación  $f:CT$  es lineal, conforme incrementa  $f$  incrementan los  $CT$  de manera constante, más no es así con los  $ITS$ . La relación  $f:ITS$  tiene forma de parábola, ya que, como se demostrará más adelante, las capturas están en función de la biomasa de

la población, y esta última se reduce con forme incrementan las capturas. El nivel de  $f$  en el que se alcanza el eje de la parábola de  $ITS$  es el esfuerzo en máximo rendimiento sostenible ( $f_{MRS}$ ), pasando este nivel  $f$ , los  $ITS$  empezaran a reducirse hasta que se interseca con los  $CT$ , lo que significa que los  $IN$  se vuelven cero ( $IN=ITS-CT=0$ ), este es el esfuerzo en equilibrio bioeconómico ( $f_{EBE}$ ) (Fig. 1) (Anderson y Seijo, 2010; Clark, 2006; Gordon, 1954; Hannesson, 1993; Seijo *et al.*, 1997).

Este modelo considera también que la tasa de crecimiento ( $dB/dt$ ) de la población sujeta a explotación, es determinada por su biomasa ( $B$ ), su tasa intrínseca de crecimiento ( $r$ ), la capacidad de carga de la población ( $K$ ) y el nivel de captura ( $C$ ):

$$\frac{dB}{dt} = rB \left(1 - \frac{B}{K}\right) - C \quad (3)$$

donde  $C$  está en función del esfuerzo  $f$ , el coeficiente de capturabilidad  $q$  y la biomasa de la población explotada  $B$ :

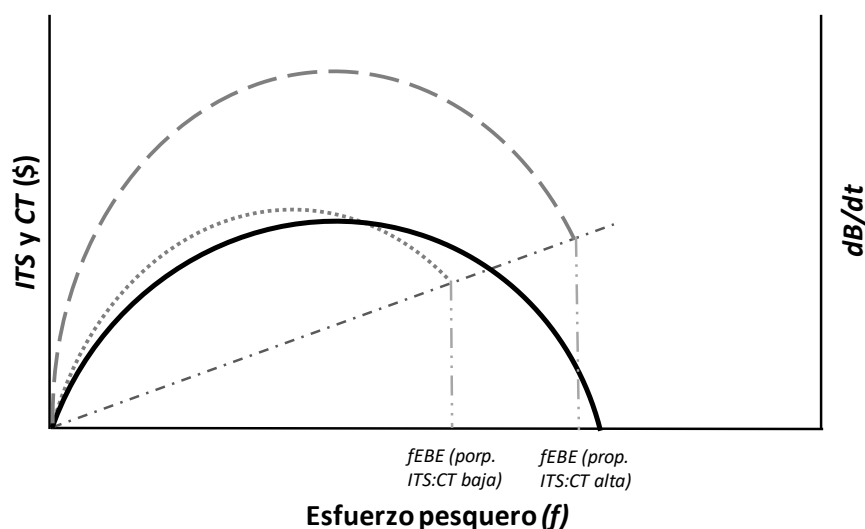
$$C = qfB \quad (4)$$

El coeficiente de capturabilidad ( $q$ ), es constante, representa la proporción de la biomasa que es capturada por una unidad de esfuerzo; en términos generales, determina la eficiencia del esfuerzo de forma que a un mismo nivel  $f$ , si el valor de  $q$  es alto, las  $C$  serán mayores, y viceversa (Sparre y Venema, 1997). El valor de  $q$  es la probabilidad que tiene un organismo de ser capturado, es decir, que tan vulnerable es a la pesca (por definición,  $q$  estará determinado por el tamaño de la población, pero para fines representativos éste no se considerará). Entre las características que hacen que una especie tenga una  $q$  más alta son: que sea formadora cardúmenes, de fácil acceso, que tenga patrones migratorios bien definidos, distribución restringida, baja movilidad, entre otros.

Sustituyendo  $C$  en la (3), tenemos que la tasa de crecimiento poblacional es:

$$\frac{dB}{dt} = rB \left(1 - \frac{B}{K}\right) - qfB \quad (5)$$

De acuerdo con la (5), el cambio de la tasa de crecimiento será una parábola en función de  $f$ , de forma similar a los  $ITS$  (Fig. 2).



**Figura 2.** Modelo bioeconómico de la relación del esfuerzo (eje  $x$ ) con: la tasa de crecimiento ( $dB/dt$ ) (eje y secundario), los  $ITS$  y los  $CT$  (\$) (eje y primario). Modificado de Swanson (1994). Curva negra continua: tasa de crecimiento ( $dB/dt$ ); curva gris punteada:  $ITS$  cuando la proporción  $ITS:CT$  es baja; curva gris de guiones:  $ITS$  cuando la proporción  $ITS:CT$  es alta; diagonal gris de guiones y puntos:  $CT$ ; líneas verticales grises con guiones y dos puntos:  $f_{EBE}$  a diferentes proporciones de  $ITS:CT$ .

Cuando los  $ITS$  son considerablemente superiores a los  $CT$ , debido a precios altos y/o costos de operación muy bajos por el fácil acceso a los recursos o existencia de subsidios, etc., una pesquería en acceso abierto podría poner en riesgo de extinción a una especie, al llevarla a niveles tan bajos que su tasa de reproducción no le permita recuperarse (Clark, 1973; Swanson, 1994; Seijo *et al.*, 1997) (Fig. 2).

Cabe aclarar que este modelo solo esquematiza de manera general el contexto bioeconómico bajo el que una especie podría ponerse en peligro de extinción, ya que no

considera la tasa de descuento de los pescadores, ni las interdependencias biológicas (p. ej. competencia y depredación), entre otras (Seijo *et al.*, 1997).

De este esquema bioeconómico se puede concluir que, para que una pesquería ponga en peligro de extinción a una especie, se requiere que se conjuguen tres factores:

1. un régimen de explotación en acceso abierto;
2. una proporción de precio-costo ( $p:c$ ) muy alta;
3. que la especie en cuestión sea vulnerable y su tasa de crecimiento se reduzca demasiado;
4. que el costo unitario del esfuerzo pesquero sea tan bajo que la biomasa resultante en equilibrio bioeconómico sea menor a la biomasa umbral requerida para que se pueda renovar la población.

Cuando se identifica que un stock, o población, se reduce de manera drástica amenazando a la producción pesquera, se implementan medidas para recuperación que pueden incluir: 1) medidas para reducir las tasas de mortalidad, 2) medidas para reducir o eliminar la degradación ambiental y 3) medidas para incrementar las tasas de crecimiento del stock (FAO, 2016). En la mayoría de las ocasiones, las acciones van encaminadas a reducir las tasas de captura mediante controles de entrada y/o salida (control del esfuerzo de pesca, cuotas de captura, temporadas de pesca, tallas mínimas de pesca, etc.), o en casos más severos se implementan moratorias, es decir, cierre permanente de la pesquería hasta nuevo aviso (Caddy y Agnew, 2004; Neubauer *et al.*, 2013; UN Atlas of the Oceans, 2016).

La segunda medida (i.e. moratoria), por lo general, se implementa cuando el primer conjunto de medidas falla en revertir la tendencia progresiva de disminución de los stocks (FAO, 2016). Diferentes casos de vedas de pesquerías de peces pelágicos han mostrado que las moratorias pueden recuperar a los stocks de manera exitosa cuando las condiciones ambientales, económicas, sociales y políticas son favorables (Boonstra *et al.*, 2017; Caddy y



Agnew, 2004; de Coning y Witbooi, 2015; Dresdner *et al.*, 2015; Karper y Lopes, 2014; Kosamu, 2015; Kynard *et al.*, 2016; Sutinen, 2008; Sutinen y Kuperan, 1999).

Las pesquerías de pequeña escala son especialmente sensibles a las moratorias debido a sus características (ver sección 2.1), por lo que es probable que, cuando se implementa una moratoria, las comunidades pesqueras soliciten a los manejadores definan ¿cuál será el nivel de biomasa óptimo para reabrir la pesquería? así como ¿el tiempo necesario para alcanzarlo? con el fin de saber cuándo podrán volver a pescar nuevamente.

La respuesta a estas preguntas es todo un reto debido a la alta incertidumbre de factores extrínsecos, como son: cambios ambientales (Britten *et al.*, 2017), cambios en la dinámica poblacional provocados por interdependencias ecológicas y tecnológicas con otras pesquerías y/o la presión por pesca ilegal (Enberg *et al.*, 2009), la disposición de los usuarios para proteger el recurso (Cetas y Yasué, 2017) y el nivel de aplicación y cumplimiento de las normas (King y Sutinen, 2010). De estos, la pesca ilegal es uno de los problemas más graves, ya que genera pérdidas económicas, degradación del ambiente y problemas sociales que complican el éxito de una moratoria (Akpalu y Normanyo, 2014; Carr *et al.*, 2013; Öztürk, 2013; Yamazaki *et al.*, 2014).

Una forma de reducir la pesca ilegal, es involucrando a las comunidades pesqueras (King y Sutinen, 2010) y generando programas que concienticen e incentiven la desaparición de usuarios no contribuyentes a la sostenibilidad de la pesquería (término en inglés es “*free-riders*”). En economía, se les conoce como usuarios no contribuyentes a la sostenibilidad de la pesquería a aquellas personas cuyas acciones no contribuyen a la obtención de macro-resultados en el largo plazo, al no cooperar con las medidas de manejo implementadas (Anderson y Seijo, 2010; Schmid, 1978). Los dos tipos de usuarios no contribuyentes a la sostenibilidad de la pesquería más comunes son: el *involuntario* (*unwitting free-rider*), que son aquellos que no están conscientes de los efectos de sus acciones y creen que ellos no pueden hacer una diferencia (tienen incertidumbre sobre las acciones de otros y/o del

estado del stock) y; el deliberado (*gambling free-rider*) que está consciente de sus acciones y tiene un comportamiento oportunista (Schmid, 1978).

La presencia de usuarios no contribuyentes a la sostenibilidad de la pesquería generalmente depende de una serie de factores como: 1) el valor económico del recurso, 2) el tamaño del grupo involucrado (Schmid, 1978), 3) el grado de certeza sobre la abundancia del recurso, 4) el común entendimiento y cooperación entre los usuarios, 5) el grado de los beneficios totales colectivos, 6) la contribución de un pescador al bien colectivo, 7) la probabilidad de ser capturado cuando no se contribuye (King y Sutinen, 2010; Sutinen y Kuperan, 1999) y 8) el nivel de autonomía de las comunidades para hacer reglas de unión necesarias para mejorar la estructura del manejo (Ostrom, 2000).

Cabe mencionar que las pesquerías de pequeña escala suelen ser más propensas a la pesca ilegal cuando se implementa una moratoria, debido a su baja movilidad (Salas *et al.*, 2007) y fuerte dependencia de una limitada variedad de especies (Guyader *et al.*, 2013), por lo que una moratoria suele ser vista como una medida que va contra los intereses de los pescadores, y que amenaza sus estilos de vida (Jentoft *et al.*, 2017; Luomba *et al.*, 2017). Así mismo, hay que advertir que la mayoría de las pesquerías de pequeña escala se encuentran en países en desarrollo, donde las capacidades institucionales son débiles y conducen a acciones de supervisión y monitoreo deficientes que incrementan el nivel de incumplimiento (Salas *et al.*, 2007, 2011).

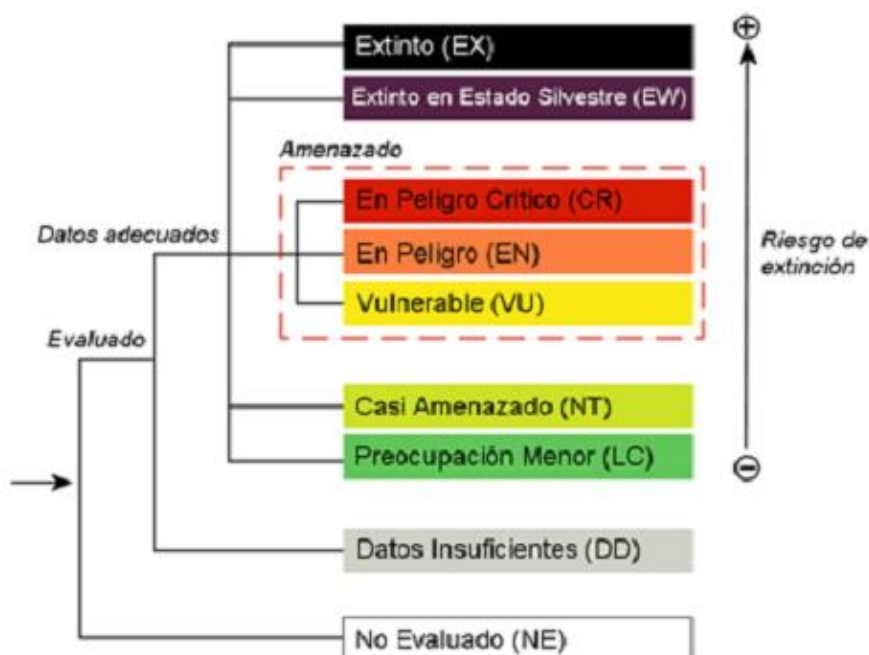
### **2.3 Instrumentos para la protección de los recursos naturales**

La protección de los recursos naturales se hace mediante instrumentos desarrollados por agencias nacionales, así como por organizaciones de influencia internacional. En estos se identifican las especies o poblaciones silvestres en riesgo, se establecen los niveles de riesgo que enfrentan, se identifican los factores de amenaza y se proponen las medidas para su conservación y recuperación. Si bien es un tema muy amplio, me enfocaré solo en aquellos

instrumentos y categorías de mayor relevancia para la especie de estudio, *Totoaba macdonaldi*.

La Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (de aquí en adelante: NOM-059) es el instrumento nacional para la protección de los recursos naturales. En ésta se establecen los criterios para la inclusión, exclusión o cambio de categorías de riesgo de las especies dentro del Territorio Nacional; reconoce cuatro categorías de riesgo, de mayor a menor: i) probablemente extinta en el medio silvestre (E), ii) en peligro de extinción (P), iii) amenazada (A) y iv) sujetas a protección especial (Pr) (DOF, 2010). Esta norma ubica a la totoaba en la categoría *en peligro de extinción* (Tabla I; DOF, 2010).

La Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza es el instrumento de mayor alcance a nivel global. En ella se compila la mayor información del estado de conservación de más de 96,500 especies de plantas, animales y hongos (IUCN, 2019a). Esta lista reconoce ocho categorías, desde *No evaluado* (NE) hasta *Extinto* (EX); sin embargo, solo tres se consideran como amenazado, de mayor riesgo a menor son: i) *En Peligro Crítico* (CR), ii) *En Peligro* (EN) y iii) *Vulnerable* (VU) (Fig. 3; UICN, 2012). De acuerdo a esta lista *T. macdonaldi* se encuentra en CR (Tabla I; IUCN, 2019b).



**Figura 3.** Estructura de categorías de acuerdo con IUCN. Tomado de IUCN (2012).

Si bien estos dos instrumentos son útiles para identificar el estado de los recursos, los que se utilizan para su protección son otros. A nivel nacional, la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA), es el instrumento mediante el cual se regulan las diversas actividades relacionadas con la protección del medio ambiente, la preservación y el aprovechamiento sustentables de los recursos naturales. Asimismo, define las competencias de las diferentes dependencias y entidades de la Administración Pública Federal en la formulación, expedición, ejecución, asesoría, evaluación, validación y vigilancia de los ordenamientos ecológicos de competencia federal (DOF, 2015). En otras palabras, la LGEEPA es la que se encarga de hacer valer a la NOM-59, las violaciones a esta ley pueden ir desde los US\$277<sup>1</sup> hasta los US\$461,410<sup>2</sup>, sin embargo, no especifica el monto de la sanción por la extracción, tráfico y/o comercio de las especies enlistadas en la NOM-059.

<sup>1</sup> 30 salarios mínimos de MX\$176.72; US\$1 = MX\$19.15, cotizado al 22 de febrero de 2019

<sup>2</sup> 50,000 salarios mínimos

En el ámbito internacional, el instrumento utilizado es la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES). Es un acuerdo generado por la IUCN en el que las partes firmantes se comprometen principalmente a: i) acatar las disposiciones sobre el comercio de las especies de acuerdo al Apéndice en el cual se encuentren y ii) desarrollar instrumentos legales dentro de los Estados para proteger a las especies, o poblaciones, dentro de su Territorio (CITES, 2004, 2019). La Convención sitúa a la totoaba en el Apéndice I, que es el de mayor riesgo (Tabla I; CITES, 2017). En caso del incumplimiento de la Convención, el Estado en cuestión podrá solicitar asesoramiento a la CITES para buscar una solución al problema, y en casos extremos, cuando sea evidente que el Estado en cuestión no muestre intención de cumplir, o no expida la documentación requerida para el comercio de la especie, se puede recomendar que se suspendan las actividades comerciales, o todo comercio, de especímenes de una o más especies incluidas en los Apéndices de CITES (CITES, 2004).

**Tabla I.** Instrumentos de protección, categorías de riesgo y criterios de categorías de *Totoaba macdonaldi*.

Instrumento de protección	Categoría de riesgo	Criterios de la categoría
<b>NOM-059-SEMARNAT-2001</b>	En Peligro de Extinción (P)	<p>En términos generales, son especies cuyas áreas de distribución o tamaño de sus poblaciones en el Territorio Nacional han disminuido drásticamente (menor al 15% del Territorio Nacional) poniendo en riesgo su viabilidad biológica en todo su hábitat natural (es decir que se ve afectada su estrategia reproductiva, parámetros demográficos, historia de vida, variabilidad genética, grado de especialización, tasa de reclutamiento, entre otros), debido a factores tales como, la destrucción o modificación drástica del hábitat (hábitat limitante o muy limitante para el desarrollo natural de la especie, en términos de las condiciones físicas y biológicas), aprovechamiento no sustentable, enfermedades o depredación, entre otros.</p> <p>La NOM-059 utiliza el Método de Evaluación de Riesgo de Extinción (MER), el cual se basa en cuatro criterios independientes con puntuaciones individuales para decidir la categoría de riesgo. Se consideran especies en Peligro de Extinción (P) aquellas cuya suma de todos los siguientes criterios esté entre 12 y 14 puntos.</p> <p>A. Amplitud de distribución. Puntuación del 1 al 4.                      B. Estado del hábitat. Puntuación del 1 al 3.                      C. Vulnerabilidad biológica intrínseca. Puntuación del 1 al 3.                      D. Impacto de la actividad humana. Puntuación del 2 al 4.</p>
<b>CITES</b>	Apéndice I (en Peligro de Extinción)	<p>Incluye todas las especies en amenaza de extinción que han sido o pueden ser afectadas por el comercio. El comercio de estas especies debe estar sujeto a regulaciones estrictas, que no ponga en peligro su supervivencia y deberá ser autorizada en circunstancias excepcionales.</p> <p>Considera a las especies en peligro de extinción si su población silvestre cumple, o es probable que cumpla uno de los siguientes tres criterios:</p> <p>A. Que sea pequeña y presente alguna de las siguientes características:</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Disminución del número de individuos o de la superficie o calidad del hábitat;</li> <li>2. Subpoblaciones muy pequeñas;</li> <li>3. Una gran parte de la población se concentra geográficamente en durante etapa de su vida;</li> <li>4. Tiene grandes fluctuaciones de su tamaño poblacional en el corto plazo;</li> <li>5. Es altamente vulnerable factores intrínsecos o extrínsecos.</li> </ol> <p>B. Que tenga un área de distribución restringida o presente una de las siguientes características:</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Fragmentación o se encuentre en pocos lugares;</li> <li>2. Fluctuación importante en el área de distribución o el número de subpoblaciones;</li> <li>3. Particular sensibilidad por factores intrínsecos o extrínsecos;</li> <li>4. Disminución comprobada, deducida o prevista de:</li> </ol>

		<ul style="list-style-type: none"> <li>• El área de distribución;</li> <li>• La superficie del hábitat;</li> <li>• El número de subpoblaciones;</li> <li>• La calidad del hábitat;</li> <li>• El reclutamiento.</li> </ul> <p>C. Una disminución acentuada de su tamaño, que se haya:</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Comprobado que existe en la actualidad o existió y hay probabilidad de que ocurra otra vez;</li> <li>2. Deducido o previsto, debido a: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Una disminución de la superficie o calidad del hábitat;</li> <li>• Los niveles o tipos de explotación;</li> <li>• Una alta vulnerabilidad a factores intrínsecos o extrínsecos;</li> <li>• Una disminución del reclutamiento.</li> </ul> </li> </ol>
IUCN	En Peligro Crítico (CR)	<p>Se considera que un taxón enfrenta un riesgo de extinción muy alto en vida silvestre cuando la mejor evidencia disponible indica que cumple uno de los siguientes criterios:</p> <p>A. Que al menos se sospeche que la reducción del tamaño poblacional:</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Es <math>\geq 90\%</math> en los últimos 10 años o en tres generaciones, cualquiera que sea mayor, donde las causas de su reducción sean claramente reversibles Y entendidas Y hayan cesado, o;</li> <li>2. Es <math>\geq 80\%</math> en los últimos 10 años o en tres generaciones, cualquiera que sea mayor, donde esa reducción, o sus causas, pueden no haber cesado, O no ser entendidas, O no ser reversibles, o;</li> <li>3. Será <math>\geq 80\%</math> en los próximos 10 años o en tres generaciones, cualquiera que sea mayor.</li> <li>4. Será <math>\geq 80\%</math> en un período de 10 años o tres generaciones, cualquiera que sea mayor.</li> </ol> <p>B. Distribución geográfica en su extensión de presencia estimada es menor a 100 km<sup>2</sup> o área de ocupación estimada es menor a 10 km<sup>2</sup> por alguna de las siguientes razones:</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Severamente fragmentada o se sabe que no existe en más de cinco localidades.</li> <li>2. Disminución continua, observada, inferida o proyectada.</li> <li>3. Fluctuaciones externas.</li> </ol> <p>C. Tamaño poblacional estimado en menos de 250 individuos maduros y:</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Continúe disminuyendo al menos en un 25% en un período de tres años o una generación, según el período más largo.</li> <li>2. Se estima que ninguna subpoblación tiene más de 50 individuos maduros, O por lo menos el 90% está en una sola subpoblación.</li> </ol> <p>D. Se estima que el tamaño de la población es menor de 50 individuos maduros.</p> <p>E. El análisis cuantitativo muestra que la probabilidad de extinción en vida silvestre es de al menos en un 50% dentro de 10 años o tres generaciones, según sea el período más largo.</p>

Aunque estos instrumentos son útiles para proteger a los recursos naturales, en especial los terrestres, han sido criticados por la comunidad de científicos pesqueros, ya que consideran que el criterio A de la IUCN (el cual es la base de la NOM-059, y de CITES) tiende a sobreestimar el riesgo de extinción de los peces marinos (Clements *et al.*, 2011; Dulvy *et al.*, 2004; Mrosovsky, 1997; Musick, 1999; Reynolds *et al.*, 2005). De acuerdo a las teorías de las ciencias pesqueras, una población que se reduce en un 50% (nivel que equivale a “vulnerable” de acuerdo al criterio A de la IUCN) alcanzará la máxima producción excedente (su tasa de crecimiento poblacional es la máxima), lo cual no representa un riesgo para la población, pero si una mayor producción pesquera (Hilborn, 2007; Reynolds *et al.*, 2005). Así mismo, a diferencia de los criterios de IUCN, las ciencias pesqueras consideran diversos aspectos de la dinámica poblacional de las especies para estimar su resiliencia y definir el nivel de riesgo que enfrentan (Dulvy *et al.*, 2004; Musick, 1999).

## **2.4 Biología y pesquería de *Totoaba macdonaldi***

### **2.4.1 Clasificación taxonómica y dinámica poblacional de *Totoaba macdonaldi***

La clasificación taxonómica de *Totoaba macdonaldi* de acuerdo a Nelson *et al.* (2004) es la siguiente:

Phylum Chordata

Subphylum Vertebrata

Infraphylum Gnathostomata

Clase Actinopterygii

Orden Perciformes

Familia Sciaenidae

Género *Totoaba* (Villamar, 1980)

Especie *Totoaba macdonaldi* (Gilbert, 1890)

*T. macdonaldi* es el pez más grande y longevo de la familia Sciaenidae, puede medir hasta 198.0 cm de longitud total (LT) (Arvizu y Chávez, 1972), la edad más longeva reportada es



de 24 años (De Anda-Montañez *et al.*, 2013). Los juveniles miden de 28.0 a 136.5 cm de longitud total (LT), la hembras tienden a ser más grandes (LT máxima 186.0 cm) que los machos (165.1 cm) (Valenzuela-Quiñonez *et al.*, 2015).

Esta especie es endémica del Golfo de California (Berdegué, 1955; Flanagan y Hendrickson, 1976), su distribución se ha reportado desde el Delta del Río Colorado, hasta Bahía Concepción, por el lado de la Península de Baja California; y por el lado del Macizo Continental, hasta la desembocadura del Río Fuerte, en Sinaloa (Jordan y Evermann, 1896 citado por Arvizu y Chávez, 1972; Valenzuela-Quiñonez *et al.*, 2015). En invierno-primavera los adultos se pueden encontrar dentro de la Reserva de la Biosfera del Alto Golfo y Delta del Río Colorado, y los juveniles en Roca Consag y San Luis Gonzaga; en otoño los juveniles pueden observarse en San Felipe, Roca Consag y San Luis Gonzaga, y su presencia se incrementa hacia el norte, en El Desemboque; en invierno los juveniles se observan al sur de Bahía de Lobos y en la desembocadura del Río Fuerte, en Sinaloa, y los adultos suben al delta del Río Colorado y a la Zona Núcleo (Valenzuela-Quiñonez *et al.*, 2015). Esta última es considerada la temporada y zona de reproducción y crianza de *T. macdonaldi* (Berdegué, 1955; De Anda-Montañez *et al.*, 2013; Flanagan y Hendrickson, 1976).

La población de totoaba en el Golfo de California ha sido pobremente evaluada, y se desconoce la biomasa real de su población. Sin embargo, algunos estudios indican que esta población se ha recuperado (Rosales-Juárez y Ramírez-González, 1987) y, hasta 2013, mostraba signos de una población saludable (Valenzuela-Quiñonez *et al.*, 2015).

#### **2.4.2 Historia y situación actual de Totoaba macdonaldi**

Históricamente, la totoaba comenzó a pescarse en Guaymas, Sonora, alrededor de 1910, cuando se descubrió la similitud de su vejiga natatoria con la especie bahaba (*Bahaba taipingensis*) (Chute 1930 en Bahre *et al.*, 2000), otro pez de la familia Sciaenidae que se distribuye en la región de China (Wang *et al.*, 2009; Zhu *et al.*, 1975), cuya vejiga natatoria ha tenido gran demanda históricamente (Lin, 1939). Durante la década de 1920s, la pesquería de totoaba se movió a las zonas de desove y crianza en el Alto Golfo, donde ésta

permitió que se establecieran las comunidades de San Felipe, Golfo de Santa Clara y Puerto Peñasco (Chute, 1928). El crecimiento de dichas comunidades fue gracias a la producción de totoaba y los altos precios que alcanzaba su vejiga natatoria, sin embargo a mediados de 1970s la pesquería colapsó, y el gobierno Mexicano decretó una veda permanente (DOF, 1975). Posteriormente, en 1977, la totoaba se ingresó en el Apéndice I de la CITES (UNEP-WCMC, 2014) y desde 1986 está en categoría CR de la IUCN (Findley, 2010). Se considera que factores como la sobreexplotación, la degradación de su hábitat y la pesca incidental fueron los que contribuyeron al colapso de la pesquería (Cisneros-Mata *et al.*, 1995; Flanagan y Hendrickson, 1976), no obstante no está claro en qué nivel afectaron realmente.

A pesar de las medidas para proteger a la totoaba, ésta se continúa pescando de manera ilegal, principalmente por el surgimiento de una nueva clase de consumidores de productos de lujo en el continente Asiático, consecuencia del acelerado crecimiento económico de China en los últimos años (Clarke, 2004; EDF CAPLOG, 2014). Estos consumidores han incrementado la demanda de vejiga natatoria de totoaba en el mercado negro, al grado tal que los pescadores del Alto Golfo, lugar donde se pesca mayormente (Bobadilla *et al.*, 2011; Valenzuela-Quiñonez *et al.*, 2011, 2014, 2015), pueden llegar a recibir desde US\$2,000 hasta US\$8,000 por kilogramo de vejiga natatoria deshidratada, dependiendo de la calidad (tamaño) de ésta (Alvarado *et al.*, 2017; Brusca *et al.*, 2017).

Los pescadores ilegales de totoaba utilizan mayormente redes agalleras de 500 m de longitud con luz de malla de 10 pulgas o más, conocidas como redes totoaberas, y cimbras con aproximadamente 200 anzuelos del #3 por línea de 300 m (Cisneros-Mata, 2018). Actualmente, a nivel internacional, la captura incidental de la vaquita marina (*Phocoena sinus*) en las redes totoaberas es la mayor preocupación de la pesca ilegal en el Alto Golfo (D'Agrosa *et al.*, 2000; EIA, 2016; Jaramillo-Legorreta *et al.*, 2016; Morell, 2017; Scanlon, 2017). La vaquita es un mamífero marino endémico del Alto Golfo de California cuya población se ha reducido drásticamente en los últimos 20 años (Jaramillo-Legorreta *et al.*, 2016). Aunque no hay un consenso en cuanto a las posibles causas de su alta tasa de

mortalidad (Brusca *et al.*, 2017), la pesca incidental es la que ha recibido mayor atención, y los esfuerzos del gobierno mexicano y organizaciones no gubernamentales (ONG's) se han enfocado a tratar de eliminarla por completo.

Desde 2015 el gobierno mexicano impuso una suspensión temporal de todas las actividades pesqueras de la flota de pequeña escala en el Alto Golfo de California (DOF, 2015). Además, creó un programa de compensación económica para los pescadores de las localidades afectadas, San Felipe, en Baja California y Golfo de Santa Clara, en Sonora (DOF, 2017, 2016, 2015b). Aunque el programa de compensación se implementó con el propósito de que se distribuyera de manera equitativa entre los pescadores, algunos pescadores mencionan que la mayor parte se queda con unos cuantos líderes. Este hecho, aunado a la presencia de ONG's conservacionistas, ha generado el descontento de las organizaciones de la sociedad civil (OSC), quienes desde 2010 han intentado persuadir al gobierno mexicano de que permita la pesca de totoaba mediante cañas de pescar, argumentando que ellos han observado que la población se ha recuperado, y no capturaría vaquitas marinas (Valenzuela-Quiñonez *et al.*, 2011, 2014, 2015).

### 3. JUSTIFICACIÓN

La situación actual de la totoaba es compleja debido a la incertidumbre sobre el estado actual de su población. Por un lado, están los efectos que puede tener la pesca ilegal en la población, y por el otro, la presión social para la reapertura de su explotación. Por lo que, es difícil tomar decisiones referentes a las medidas de manejo de esta especie. En este trabajo se describen nuevos atributos poblacionales y de la biología pesquera de *Totoaba macdonaldi*, los cuales son utilizados para hacer proyecciones bioeconómicas sobre las consecuencias de pesca ilegal y pesca regulada bajo diferentes escenarios de manejo. Por lo que, este estudio presenta un panorama más completo de la situación actual y puede ser útil como herramienta que facilite dirigir los esfuerzos de conservación de manera más eficiente.

#### 4. HIPÓTESIS

Si, la población de *Totoaba macdonaldi* no se encuentra recuperada, y dado que es una especie altamente vulnerable a la sobrepesca, entonces, su rango de distribución será menor al reportado históricamente y su estructura de tallas y/o edades estará truncada, sin la presencia de mega-desovadores (organismos grandes y/o edades mayores), por lo que las proyecciones dinámicas de la reapertura de su pesquería resultarán en rendimientos negativos y/o un rápido colapso de ésta, mostrando que no es viable, aún con tasas de mortalidad por pesca limitadas.

Para abordar la hipótesis planteada se responderá a las siguientes preguntas científicas:

- ¿Los actuales atributos poblacionales de *Totoaba macdonaldi* disponibles (estructura de tallas, estructura de edades, rango de distribución, proporción de sexos y tasa de mortalidad natural) son característicos de una población estable?
- ¿En qué medida puede afectar la pesca ilegal de *Totoaba macdonaldi* al tiempo requerido para la recuperación de su población?
- ¿Cuál es el riesgo de caer por debajo del punto de referencia objetivo para la recuperación del stock asociado a las decisiones de líneas del tiempo alternativas de la moratoria con incertidumbre sobre el nivel de pesca ilegal?
- ¿Cuáles serían los posibles efectos bioeconómicos de una pesca regulada de *Totoaba macdonaldi* bajo diferentes escenarios?

## 5. OBJETIVO GENERAL

Evaluar los efectos bioeconómicos de la pesca ilegal de *Totoaba macdonaldi* bajo diferentes escenarios con base en la demografía y biología pesquera de la población.

### 5.1 Objetivos particulares

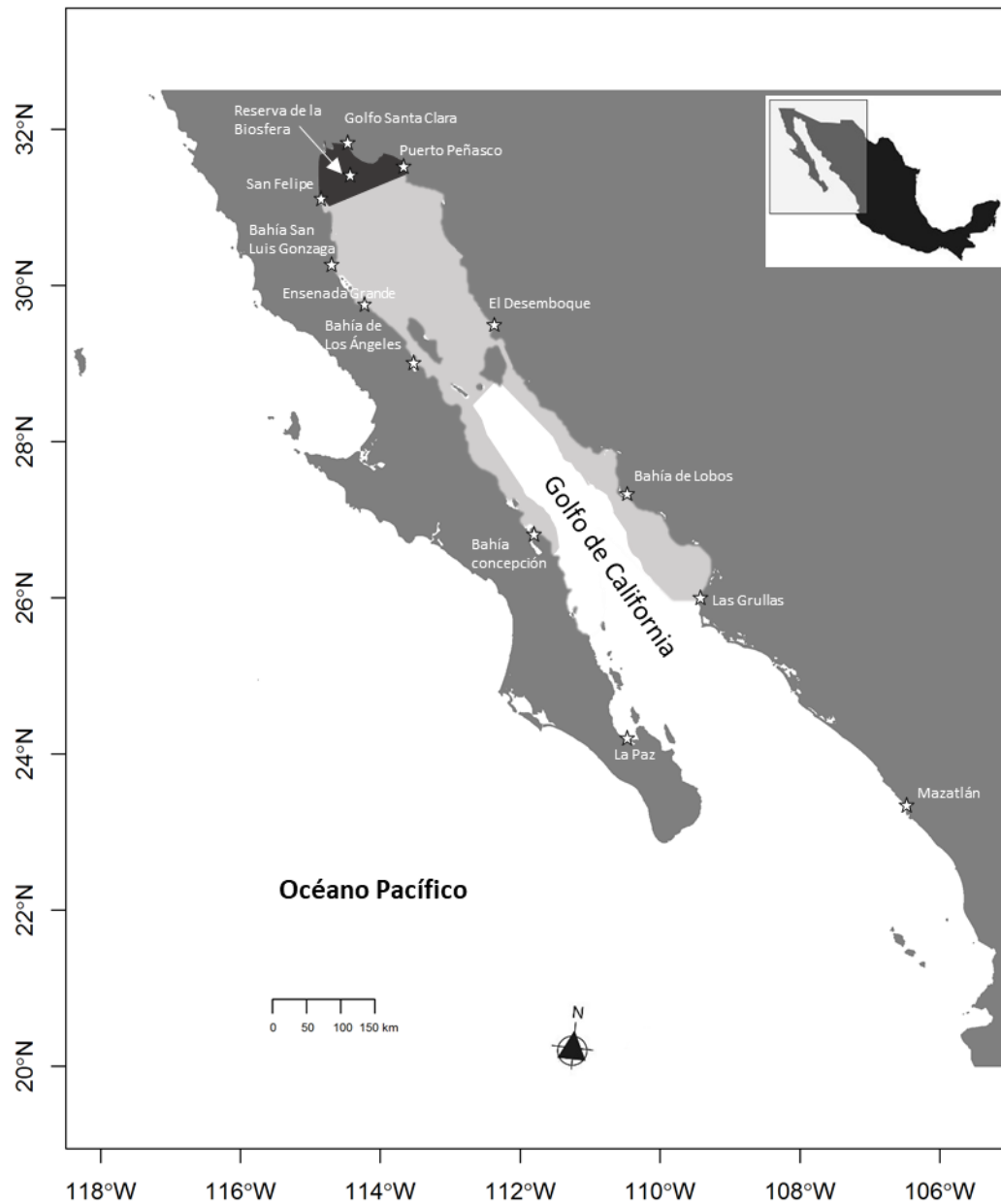
1. Estimar algunos aspectos demográficos y de la biología pesquera de *T. macdonaldi*: estructura de tallas, relaciones biométricas, talla de primera captura, proporción de sexos, distribución, estructura de edades, crecimiento individual, coeficiente de capturabilidad y curva de selectividad de los principales artes de pesca.
2. Estimar las líneas del tiempo de la moratoria para la recuperación de la población de *T. macdonaldi* bajo diferentes niveles de mortalidad por pesca ilegal y el riesgo de no alcanzar el punto de referencia objetivo bajo un panorama de incertidumbre sobre el nivel de pesca ilegal.
3. Estimar mediante un modelo bioeconómico estructurado por edades: 1) el nivel de mortalidad por pesca en máximo rendimiento por recluta con los diferentes artes de pesca, 2) el efecto de los diferentes artes de pesca en la estructura de edades y en la biomasa del stock desovante, 3) simular las trayectorias de la mortalidad por pesca, los rendimientos y la biomasa del stock desovante concernientes al cambio de arte de pesca ilegal de red totoabera a caña de pescar bajo diferentes escenarios del estado de la población y tiempo de operación de la red totoabera y, 4) estimar el valor presente neto de cada uno de los escenarios simulados.

## 6. MATERIAL Y MÉTODOS

### 6.1 Área de Estudio

La colecta científica de *T. macdonaldi* proviene de diferentes áreas del Golfo de California (Fig. 4), el cual se localiza entre las latitudes 23 y 32° N, y las longitudes 107 y 115° O; tiene una longitud de aproximadamente 1,400 km y una anchura que va de los 48 km en su parte más angosta, hasta los 241 km en su parte más amplia; sus límites son; al Norte, el Delta del Río Colorado; al Este, el macizo continental con los estados mexicanos de Sonora, Sinaloa y Nayarit; al Oeste, la Península de Baja California con los estados mexicanos de Baja California y Baja California Sur.

Los datos económico-pesqueros se estimaron considerando las características de las comunidades de San Felipe en Baja California, Golfo de Santa Clara y Puerto Peñasco, ambas en Sonora, dentro de la Reserva de la Biosfera del Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado (de aquí en adelante La Reserva). Estas comunidades se caracterizan por tener una vocación principalmente pesquera, comercial y deportiva (Flanagan y Hendrickson 1976; Rodríguez-Quiroz y Bracamonte-Sierra 2008); sus principales productos de la pesca ribereña son: el camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*), la corvina golfina (*Cynoscion othonopterus*), el chano (*Micropogonias megalops*), la sierra (*Scomberomorus* spp.), y diversas especies de tiburones y rayas; todas éstas valuadas en US\$9,807,571.00 anuales (Rodríguez-Quiroz *et al.*, 2010). La mayor parte de la flota pesquera rivereña se compone de embarcaciones menores de fibra de vidrio de 25 pies de eslora, con motores fuera de borda entre 60 y 150 HP (llamadas pangas). Los artes de pesca considerados para los modelos fueron la red totoabera y la caña de pescar.



**Figura 4.** Localidades de muestreos biológicos de *Totoaba macdonaldi* a lo largo del Golfo de California. El área gris es el área de distribución histórica reportada de *T. macdonaldi*. Tomado de Valenzuela-Quiñonez *et al.* (2015).

## 6.2 Parámetros económicos

Los parámetros económicos utilizados en las simulaciones fueron: los costos unitarios del esfuerzo pesquero por día, con una temporada de pesca de 100 días (gasolina, alimentos,



artes de pesca, motor de 115 hp de cuatro tiempos y embarcación de 25-30 pies). En este estudio se consideró una tasa de interés del 6.75 % (se consideró el rendimiento de los Certificados de Tesorería de la Federación (Cetes) en junio de 2017 y la inflación de ese año). De acuerdo con la información recabada el costo de oportunidad del capital por unidad de esfuerzo de US\$1,695 <sup>año<sup>-1</sup></sup> usando la red totoabera; el costo unitario anual del esfuerzo pesquero se estimó en US\$21,534 (Tabla II).

**Tabla II.** Costos de pescar *T. macdonaldi* con red totoabera.

<b>Concepto</b>	<b>Costo unitario</b>	<b>Referencia</b>
Motor Yamaha 115 hp a cuatro tiempos	US\$14,345	(Imemsa, 2017)
Embarcación de fibra de vidrio de 25 pies de eslora	US\$5,786	(PROFIMAR, 2017)
Red totoabera	US\$4,500	De Anda-Montañez ( <i>Comm. Pers.</i> )
Tasa de interés	6.75%	Banxico (2017)
Gasolina regular	US\$0.80	PEMEX
Servicio preventivo de motor	US\$210	Motores marinos y accesorios S.A. de C.V.
Costo de mano de obra por día	US\$110	Pescadores de la región ( <i>Comm. pers.</i> )
<b>Costo de oportunidad</b>	<b>US\$1,695</b>	
<b>Costo del esfuerzo*</b>	<b>US\$21,534</b>	

\* Considerando: 100 días de pesca al año; 100 litros de gasolina por día de pesca; cuatro servicios durante la temporada de pesca.

### **6.3 Muestreos**

Las colectas se hicieron siguiendo los protocolos de investigación utilizando embarcaciones menores, tipo panga de 25 pies de eslora aproximadamente, con motor fuera de borda. Las capturas se realizaron con cañas de pescar con anzuelo del No. 7. También se colectaron con red tipo chinchorro de 120 metros de longitud y luz de malla de 10". Los muestreos se realizaron al amparo de los permisos de Colecta Científica: SGPA/DGVS/02913/10, SGPA/DGVS/05508/11, SGPA/DGVS/00039/13, y SGPA/DGVS/00230/14. El trabajo se hizo en todo momento de acuerdo con las demandas, requerimientos y protocolos indicados por diferentes instituciones, conduciendo en todo momento la investigación con

responsabilidad, ética y profesionalismo, particularmente en este estudio que involucra a una Especie en Peligro Crítico.

Los datos biológico-pesqueros se estimaron de un total de 462 organismos colectados en 20 muestreos realizados de abril de 2010 a julio de 2014 en 12 sitios a lo largo del Golfo de California: Reserva de la Biosfera (n = 204), Piedra Consag (n = 70), Sur de San Felipe (n = 15), San Luis Gonzaga (n = 86), Ensenada Grande (n = 30), Bahía de Los Ángeles (n = 2), Bahía Concepción (n = 1), Bahía de La Paz (n = 24), El Desemboque (n = 6), Bahía de Lobos (n = 21), Las Grullas (n = 1), y Mazatlán, Sinaloa (n = 2). La colecta de los organismos se hizo en embarcaciones tipo panga utilizando cañas de pescar en los sitios donde la profundidad era entre 30 y 60 metros (Piedra Consag y San Luis Gonzaga); en las zonas con profundidades de entre 2 y 38 metros se utilizó el chinchorro mencionado arriba. Los muestreos se realizaron de manera aleatoria, con un mayor esfuerzo en La Reserva, lo cual se ve reflejado en el tamaño de muestra. Cada organismo fue registrado con su posición geográfica de colecta, longitud total ( $\pm 0.1$  cm), peso total ( $\pm 1$  g) y sexo. Por último, se extrajeron ambos otolitos de cada organismo.

#### **6.4 Aspectos demográficos**

##### **6.4.1 Estructura de tallas**

Se estimó la distribución de tallas mediante histogramas de frecuencia a intervalos de 5.0 cm de longitud total (LT). Se registró en hoja de cálculo el total de organismos por localidad, por sexo y por arte de pesca.

##### **6.4.2 Relaciones biométricas**

El crecimiento de la especie (isométrico o alométrico), se verificó con el ajuste potencial de la longitud total en cm (LT) y el peso total en kg (PT) (Le Cren 1951; Pauly 1984; Sparre y Venema 1997).

$$PT = a * LT^b \quad (6)$$

donde:  $a$  = factor de condición (cambios relativos al peso) y;  $b$  = parámetro de ajuste (tipo de crecimiento). Se aplicó una prueba “ $F$ ” al modelo y una prueba “ $t$ ” al valor de  $b$  bajo la hipótesis que  $b = 3$ , es decir, que tiene un crecimiento isométrico. Se siguieron métodos estándar para su análisis (Sparre y Venema, 1997).

#### **6.4.3 Talla de primera captura**

La talla de primera captura ( $LT_{50\%}$ ) se estimó de acuerdo a la curva del modelo logístico (Sparre y Venema, 1997):

$$y = \frac{1}{1 + e^{(a-bx)}} \quad (7)$$

donde:  $y$  es la proporción de individuos en el intervalo de talla  $x$ ,  $x$  es la marca de la clase de LT (cm),  $a$  y  $b$  son los coeficientes del modelo, la ordenada y la pendiente respectivamente.

#### **6.4.4 Proporción de sexos**

La proporción sexual (Hembras:Machos) se hizo mediante una prueba ji-cuadrada ( $X^2$ ) (Zar, 1996):

$$X^2 = \frac{\sum(O - E)^2}{E} \quad (8)$$

donde:  $X^2$  es la prueba ji-cuadrada,  $O$  es la proporción de sexos observada y  $E$  la proporción de sexos esperada.

#### **6.4.5 Distribución y estructura de edades**

La distribución de la población se caracterizó mediante histogramas de frecuencias de las edades para los diferentes sitios de muestreo a lo largo del Golfo de California.

La edad de los organismos se determinó en laboratorio en colaboración con la experta en lectura de anillos de crecimiento de totoaba, la M. en C. Martha J. Román Rodríguez, y siguiendo la técnica descrita por Beckman *et al.* (1990) y Lowerre-Barbieri *et al.* (1994), tal como lo describe Román-Rodríguez y Hammann (1997) para la totoaba. Se realizaron tres

lecturas por otolito en un microscopio estereoscópico (Zeiss Stemic 2000-C, Göttingen, Alemania). La edad de cada individuo se definió como el promedio de los conteos de las tres lecturas. Para evitar el sesgo en las lecturas de los anillos, cuando la diferencia de entre los lectores era > 5%, los otolitos se volvían a leer. El índice del porcentaje promedio del error (IPPE) y de covarianza (CV) (Campana *et al.*, 1995) se calculó para evaluar la veracidad de los conteos de las lecturas entre lectores, es decir, se midió la consistencia entre determinaciones de edad. De acuerdo con Campana (2001), el error en la estimación de la edad puede expresarse de la siguiente manera: precisión, definida como las discrepancias en la reproducibilidad de las mediciones repetidas en una estructura dada; la exactitud, denota las diferencias entre la cercanía en la estimación de la edad hacia el valor verdadero. La confiabilidad de las lecturas se aceptó cuando IPPE y CV eran menores a 5% y se estimaron de la siguiente manera:

$$IPPE = \frac{100}{N} \sum_{j=1}^N \left[ \frac{1}{R} \sum_{i=1}^R \frac{|X_{ij} - X_j|}{X_j} \right] \quad (9)$$

$$CV = \frac{100}{N} \sum_{j=1}^N \frac{\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^R (X_{ij} - X_j)^2}{R - 1}}}{X_j} \quad (10)$$

dónde  $N$  es el número de individuos a los que se le estimó la edad,  $R$  es el número de lecturas,  $X_{ij}$  es la determinación de la  $i$ ésima edad del  $j$ ésimo organismo, y  $X_j$  es la edad promedio del  $j$ ésimo organismo (Campana, 2001).

La validación de las deposiciones anuales de los anillos de crecimiento se confirmó de acuerdo con Román-Rodríguez y Hammann (1997). Estos autores capturaron tres juveniles de *T. macdonaldi* con edades menores a un año, y los organismos estuvieron vivos en cautiverio; por lo que la longitud total (cm) y el peso total (g) fueron tomados cada mes empezando en el mes cinco después de su captura. La validación de la edad se hizo cuando los peces murieron 12 y 24 meses después, otra validación indirecta de la literatura la

realizó Rowell *et al.* (2008) con isotopos de  $\delta^{18}O$  donde se corroboró que cada banda corresponde a una temporada del año distinta. De acuerdo con Campana (2001), este procedimiento contiene un gran valor científico para confirmar y apoyar la precisión en la interpretación de las edades; el procedimiento es recomendado para incremento del crecimiento anual o diario, y es aplicable a cualquier rango de edad; la mayor ventaja es que simultáneamente valida la edad absoluta y la periodicidad de las estructuras de crecimiento, el procedimiento tiene una alta precisión ( $\pm 0$  años), y el tamaño de muestra es mínimo ( $> 1$  espécimen). Por lo que, Román-Rodríguez y Hammann (1997) utilizan el mejor método para validar los incrementos en el crecimiento en *T. macdonaldi*. Una vez que la edad se estimó para todos los especímenes, se construyó un mapa georreferenciado con las capturas y los histogramas de las frecuencias de edades.

#### **6.4.6 Crecimiento individual**

Se estimó el crecimiento asintótico de totoaba de acuerdo al modelo de crecimiento de von Bertalanffy (1938). El modelo considera los principios biológicos del crecimiento individual y describe de manera adecuada las propiedades de las curvas de crecimiento, como es el punto de inflexión y el límite asintótico:

$$L_t = L_{\infty}(1 - e^{-k(t-t_0)}) \quad (11)$$

donde  $L_t$  es la longitud total (cm),  $t$  representa la edad en años,  $L_{\infty}$  es la longitud total máxima promedio alcanzada por el organismo más viejo,  $k$  representa el coeficiente de crecimiento,  $t_0$  es un parámetro de la edad teórica al tamaño cero bajo el supuesto de que la curva de crecimiento de von Bertalanffy describe de manera precisa por debajo de la longitud cero. Incluso si este supuesto poco probable fuera cierto, los peces nacerán con una longitud positiva, por lo que  $t_0$  usualmente será negativo.

De aquí en adelante, los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy  $L_{\infty}$ ,  $k$  y  $t_0$  se definieron como parámetros  $\theta_i$ , los cuales son estimados con base en una aproximación Bayesiana. En el método Bayesiano, las funciones de densidad posteriores de los

parámetros del modelo ( $\theta_i$ ) son derivados con base en un modelo de bondad de ajuste al set de datos y sobre la información previa no contenida en esos datos. Las distribuciones de probabilidad posterior  $p(\theta_i|datos)$  de un set de parámetros del modelo continuo ( $\theta_i$ ) dado los datos, se determinaron usando el teorema de Bayes (Berger, 1985) de acuerdo a:

$$p(\theta_i|data) = \frac{p(\theta_i) \cdot L(data|\theta_i)}{\int p(\theta_i) \cdot L(data|\theta_i) d\theta} \quad (12)$$

donde  $p(\theta_i|data)$  denota la probabilidad conjunta de un set de parámetros  $\theta_i$  y la obtención de los datos. Suponiendo que los datos representan  $n$  observaciones de una función de densidad de probabilidad continua (PDF, por sus siglas en inglés) que depende de los parámetros  $\theta_i$  desconocidos, que en cierto sentido pueden ser descritos por el modelo de crecimiento de von Bertalanffy (Siegfried y Sansó 2006, He y Bence 2007, Alós *et al.* 2010). Por lo que  $p(\theta_i)$  describe la PDF anterior (comúnmente llamada “probabilidad anterior”) para  $\theta_i$ , y  $L(data|\theta_i)$  es la probabilidad de obtener los valores de los datos si  $\theta_i$  fueran valores verdaderos. En este estudio  $L(data|\theta_i)$  es referido como la función de verosimilitud que describe la dependencia de los datos en  $\theta_i$ , asumiendo que la función de verosimilitud para el set de datos completo está dada por el producto de una función de densidad normal sobre todos los puntos de los datos; expresada de la siguiente manera:

$$L(data|\theta_i) = \prod_{t=1}^n \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \exp \left[ -\frac{L_t - \{L_\infty \cdot (1 - e^{-k(t-t_0)})\}}{2\sigma^2} \right] \quad (13)$$

donde  $\sigma$  es la desviación estándar del error observado (Chen y Fournier, 1999; He y Bence, 2007). De acuerdo con Punt y Hilborn (1997) la distribución previa de los parámetros  $\theta_i$  debe estar basada en el conocimiento previo del parámetro, sin incorporar los datos usados para calcular la función de verosimilitud. Por lo general, los datos previos se obtienen consultando a los expertos o con registros históricos, sin embargo *T. macdonaldi* cuenta con información muy limitada sobre su demografía y biología básica (p. ej. crecimiento, reproducción); el trabajo más reciente analizó la edad y crecimiento de *T. macdonaldi* hace

22 años (Román-Rodríguez y Hamman, 1997). Previo a éste, su patrón de crecimiento se describió usando escamas e identificando los anillos de crecimiento (Berdegué, 1955; Flanagan, 1973, citado por Cisneros-Mata *et al.*, 1995; Molina-Váldez *et al.*, 1988; Nakashima, 1916). Desde 1916 solo se han reportado cinco estudios; en consecuencia, existe mucha incertidumbre sobre estos parámetros. Por esta razón las distribuciones previas de los parámetros  $\theta_i$  se construyeron de manera independiente, asumiendo una base Bayesiana previa no informativa sobre una distribución uniforme de acuerdo con:  $k = U(0.14, 0.75)$ ,  $t_0 = U(-3.29, -0.49)$  y  $L_\infty = U(143, 200)$ . Se asumió que estas *previas* eran independientes una de otra, de la longitud total y de la edad. Una previa puede ser informativa o no; una previa no informativa provee poca información relativa a los datos, y usualmente tiene una forma de distribución uniforme, o una con una varianza grande, dando todos los valores de los parámetros razonables con probabilidades aproximadamente iguales.

El análisis Bayesiano se implementó utilizando JAGS (Just Another Gibbs Sampler) versión 4.0.0 (Plummer, 2015) dentro del software R (R Core Team, 2015), con 100,000 iteraciones en tres cadenas usando un adelgazamiento de 10, eliminando las primeras 15,000 iteraciones como *burn-in*, y por lo tanto, dejando 25,500 muestras por cadena en el análisis. Los valores iniciales de las cadenas fueron extraídos de manera aleatoria de las distribuciones previas descritas anteriormente. Los parámetros de crecimiento para las hembras, machos y toda la población se estimaron utilizando una aproximación Bayesiana. Por lo que, para comparar los ajustes alcanzados por cada set de datos se utilizó el criterio de la información de la devianza (DIC por sus siglas en inglés), donde el valor más pequeño del DIC corresponde a un mejor ajuste (Gelman *et al.*, 2004).

#### **6.4.7 Mortalidad natural**

La tasa mortalidad natural a la edad se estimó con el modelo de Gislason *et al.* (2010):

$$\ln(M_t) = 0.55 - 1.61\ln(LT) + 1.44\ln(L_\infty) + \ln(k) \quad (14)$$

donde  $\ln(M_t)$  es el logaritmo natural de la mortalidad natural a la edad,  $LT$  es la longitud total expresada en centímetros,  $L_\infty$  y  $k$  son la longitud infinita y el parámetro de la curvatura de la ecuación de edad y crecimiento de Von Bertalanffy, respectivamente.

#### **6.4.8 Factor de capturabilidad ( $q$ )**

El coeficiente de capturabilidad se estimó despejando  $q$  de la ecuación de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) (Sparre y Venema, 1997):

$$CPUE = q * B_t \quad (15)$$

donde,  $q$  es el coeficiente de capturabilidad y  $B_t$  es la biomasa en el tiempo  $t$ . Se consideró que la unidad de esfuerzo es una panga con una red totoabera que trabaja 100 días al año; y se consideró la biomasa reportada por Lercari y Chávez (2007).

#### **6.4.9 Curva de selectividad a la edad de los artes de pesca**

Se estimó la curva de selectividad para cañas y redes totoaberas mediante un ajuste empírico con una distribución normal de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$p^{a,j} = \exp \left[ -\frac{(l^{a,j} - \mu)^2}{2\sigma^2} \right] \quad (16)$$

donde,  $p^{a,j}$  es la selectividad a la edad  $a$  del arte de pesca  $j$ ,  $l^{a,j}$  es la frecuencia que se observó la clase de edad  $a$  en el arte de pesca  $j$ ,  $\mu$  es la media y  $\sigma$  es la desviación estándar.

### **6.5 Modelos bioeconómicos**

#### **6.5.1 Línea de tiempo para recuperar la biomasa de la población**

Para esta sección se adaptó la versión dinámica del modelo de biomasa de Schaefer (Clark, 1985; Hilborn y Walters, 1992; Schaefer, 1954) para calcular el tiempo de recuperación de una biomasa inicial desde el momento en el que se estableció la moratoria de la pesquería



de totoaba hasta alcanzar la biomasa en máximo rendimiento sostenible ( $B_{MRS}$ ). Los parámetros biológicos y económicos de este pez en peligro de extinción, explotado ilegalmente por pesquerías de pequeña escala fueron tomados de la literatura (Lercari y Chávez, 2007) y observaciones *in situ* (Tabla III). El efecto de los niveles alternativos de pesca ilegal ( $\theta_i$ ) que podría haber sobre las opciones de la moratoria ( $D_i$ ) (debido a que se incluye una extensión en el tiempo) también fue calculado.

La mortalidad por pesca en máximo rendimiento sostenible de esta especie se calculó de acuerdo con  $F_{MRS} = r/2$ . Con los parámetros biológicos de la especie (Tabla III), la mortalidad por pesca en máximo rendimiento sostenible es  $F_{MRS} \approx 0.08$ . Los niveles de pesca ilegal posibles se definieron como una proporción de  $F_{MRS}$  (0.00, 0.25, 0.50, 0.75) el cual resulto en los siguientes niveles  $\theta_i$  mortalidades por pesca ilegal:  $\theta_1 = 0.0$  (sin pesca ilegal),  $\theta_2 = 0.02$ ,  $\theta_3 = 0.04$ ,  $\theta_4 = 0.06$ . Este conjunto de posibles opciones de la moratoria fueron las correspondientes para calcular el tiempo para alcanzar el punto de referencia objetivo de recuperación de la población  $PRO = B_{MRS}$ , bajo los estados de la naturaleza  $\theta_i$  de mortalidad por pesca ilegal mencionados anteriormente. Las trayectorias dinámicas de la recuperación de la biomasa de la población bajo escenarios alternativos de mortalidad por pesca ilegal  $B_{\theta_j,t}$  se calcularon de la siguiente manera:

$$B_{\theta_j,t} = B_{\theta_j,M+} \int_{t=M}^{EM_{\theta_j}} \left( r \cdot B_{\theta_j,t} \left( 1 - \frac{B_{\theta_j,t}}{K} \right) - \theta_j \cdot B_{\theta_j,t} \right) dt \quad (17)$$

Se utilizó una integración numérica de Euler para resolver la ecuación dinámica mencionada anteriormente en la línea de tiempo extendida para la moratoria (EM-M), dónde EM es el tiempo adicional necesario para recuperar la población debido a la existencia de pesca ilegal, y M es la moratoria sin pesca ilegal.

**Tabla III.** Parámetros bioeconómicos de *Totoaba macdonaldi* utilizados para las simulaciones de las líneas de tiempo de recuperación.

Parámetro	Símbolo	Unidades	Valor	Referencia
Tasa intrínseca de crecimiento	r	1/año	0.15	Lercari y Chávez (2007)
Capacidad de carga	K	toneladas	16,500	Lercari y Chávez (2007)
Biomasa inicial	B <sub>0</sub>	toneladas	1,600	Lercari y Chávez (2007)
Coficiente de capturabilidad	q	1/embarcación/año	0.00032	Este trabajo
Proporción vejiga natatoria/pez completo	vn	kg vejiga natatoria/kg pez	0.021	Este trabajo
Precio de la especie incluyendo el valor de la vejiga natatoria	p	US\$/toneladas	122,000	Este trabajo
Costo unitario del esfuerzo	cu	US\$/embarcación/año	21,534	Este trabajo

### 6.5.2 Renta legal no percibida por la extensión de la moratoria debido a la pesca ilegal

Una vez que se calculó la línea del tiempo dinámica de la recuperación de la población para determinar la moratoria adecuada con y sin pesca ilegal, se calculó el valor presente neto legal no percibido ( $FPV_{\theta_j}$ ) de la renta del recurso por el posible estado de la naturaleza  $\theta_j$  de pesca ilegal que causa que se necesite extender la moratoria EM de acuerdo con:

$$FPV_{\theta_j} = \sum_{t=M}^{EM_{\theta_j}} \frac{F\Pi_t}{(1+d)^t} \quad (18)$$

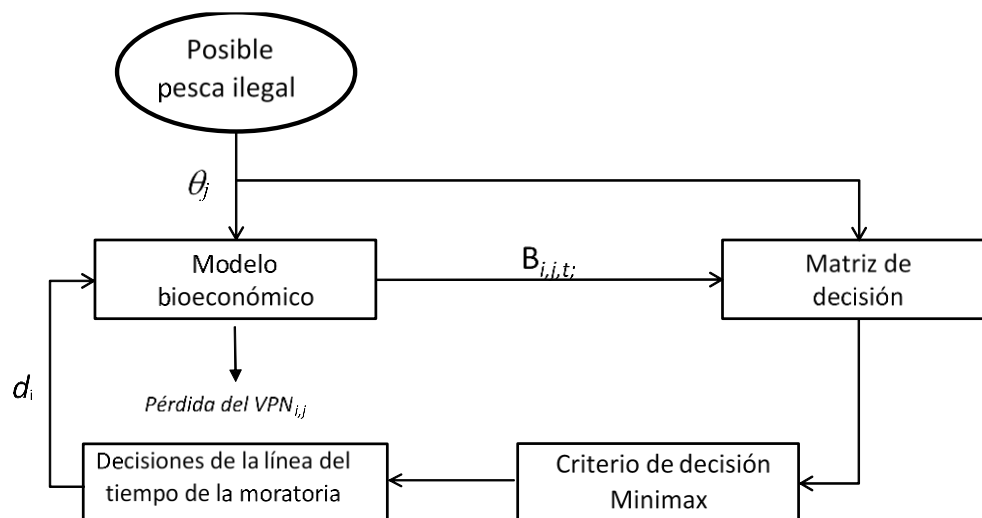
dónde  $d$  es la tasa de descuento anual (se utilizó un valor de  $d = 0.02$ ). El análisis dinámico fue tomado bajo un horizonte del tiempo de 50 años con  $t_0$  = al comienzo de la moratoria inicial. La renta legal de recurso no percibida ( $F\Pi_t$ ) se calculó considerando la pérdida de ingresos ( $FR_t$ ) sobre la extensión de la línea del tiempo de la moratoria ( $EM - M$ ) menos el

costo de pesca ( $C_t$ ) en el que se pudo incurrir en el tiempo con las extensiones alternativas de la moratoria  $EM_{\theta_j}$ .

### 6.5.3 Enfrentando la incertidumbre y el riesgo: matriz de decisión y análisis de Monte Carlo

#### 6.5.3.1 Matriz de decisión

Con el fin de afrontar la incertidumbre y el riesgo en este contexto, se utilizaron dos enfoques. El primero fue en el marco de una matriz de decisión (Fig. 5). En este enfoque las líneas del tiempo  $D_i$ , se calculó después de considerar los posibles estados de la naturaleza  $\theta_i$  mencionados anteriormente, se utilizaron para calcular los valores de las biomazas correspondientes a las salidas al final de cada línea del tiempo de la moratoria.



**Figura 5.** Diagrama del enfoque de decisión con la matriz de utilidades para las decisiones de la moratoria bajo posibles estados de la naturaleza de pesca ilegal.

Dada la ignorancia sobre el estado de la naturaleza (p. ej. falta de información suficiente para asignar probabilidades a la ocurrencia de pesca ilegal) se usó el criterio de decisión Minimax (Anderson y Seijo, 2010; Seijo *et al.*, 2016; Seijo y Villanueva, 2018). Este criterio utiliza la matriz de pérdida de oportunidad (también conocida como matriz de arrepentimiento) para calcular la máxima pérdida de oportunidad de cada decisión

alternativa de la moratoria. Un decisor cauto seleccionará la estrategia de la moratoria que ofrezca el mínimo de los máximos arrepentimientos (Tabla IV). En este caso, el arrepentimiento corresponde a la pérdida en los niveles de biomasa debido a que no se haya seleccionado la mejor línea del tiempo para la moratoria de acuerdo con el estado de la naturaleza de la pesca ilegal.

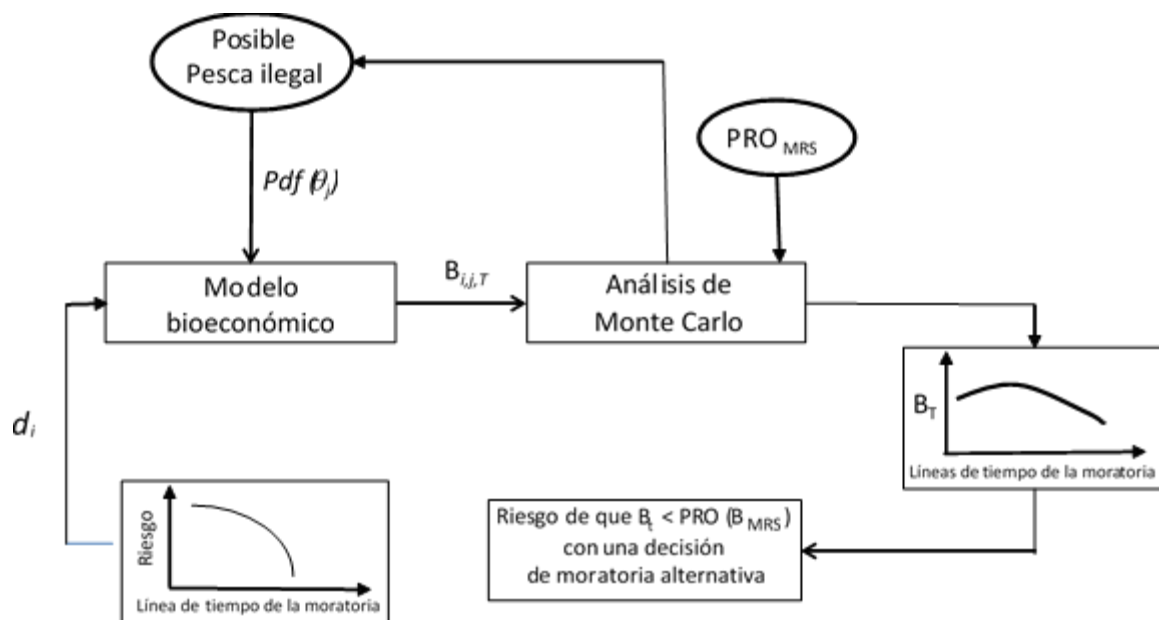
**Tabla IV.** Aplicación del criterio de decisión Minimax a la pesca ilegal File en pesquerías de pequeña escala: matriz de arrepentimiento y criterio de decisión Minimax.

<i>Líneas del tiempo alternativas de la moratoria</i>	<i>Estados de la naturaleza posibles (<math>F_{ile}</math>)</i>				<i>Criterio Minimax</i>
<i>Decisiones</i>	$\theta_1$	$\theta_2$	...	$\theta_j$	$Min \left\{ Max \left[ Max \left( B_{D_i \theta_j} \right) - B_{D_i \theta_j} \right] \right\}$
$D_1$	$Max(B_{D_1 \theta_1})$ $- B_{D_1 \theta_1}$	$Max(B_{D_1 \theta_2})$ $- B_{D_1 \theta_2}$	...	$Max(B_{D_1 \theta_j})$ $- B_{D_1 \theta_j}$	$Max \left[ Max \left( B_{D_1 \theta_j} \right) - B_{D_1 \theta_j} \right]$
$D_2$	$Max(B_{D_2 \theta_1})$ $- B_{D_2 \theta_1}$	$Max(B_{D_2 \theta_2})$ $- B_{D_2 \theta_2}$	...	$Max(B_{D_2 \theta_j})$ $- B_{D_2 \theta_j}$	$Max \left[ Max \left( B_{D_2 \theta_j} \right) - B_{D_2 \theta_j} \right]$
$\vdots$	$\vdots$	$\vdots$	$\vdots$	$\vdots$	$\vdots$
$D_i$	$Max(B_{D_i \theta_1})$ $- B_{D_i \theta_1}$	$Max(B_{D_i \theta_2})$ $- B_{D_i \theta_2}$	...	$Max(B_{D_i \theta_j})$ $- B_{D_i \theta_j}$	$Max \left[ Max \left( B_{D_i \theta_j} \right) - B_{D_i \theta_j} \right]$

### 6.5.3.2 Análisis de Monte Carlo

Se llevó a cabo un análisis de Monte Carlo para calcular el riesgo de caer por debajo del punto de referencia objetivo de la recuperación de la población ( $B_{MRS}$ ) para las líneas del tiempo alternativas de la moratoria considerando un conjunto de posibles escenarios de pesca ilegal. Esto permite la posibilidad de proporcionar estimaciones de riesgo a los manejadores de las pesquerías, quienes pueden tener diferentes actitudes antes el riesgo, y por lo tanto identificar la duración de la moratoria que sea igual o menor al nivel de riesgo que aceptarán tomar. El enfoque de Monte Carlo aplicado para pesquerías (Ainsworth y Pitcher, 2005; Seijo y Caddy, 2000; Varkey *et al.*, 2010) para responder a la última pregunta de esta sección, fue el siguiente: (i) identificar los parámetros de incertidumbre (es decir, mortalidad por pesca ilegal) para la decisión de línea del tiempo de la moratoria, (ii) seleccionar/adaptar un modelo bioeconómico dinámico (es decir, de modelo dinámico de

Schaefer-Gordon para esta situación de información limitada) para correr un análisis estocástico para la pesquería en moratoria, (iii) generar una variable aleatoria para la mortalidad por pesca ilegal con una función de densidad de probabilidad (*pdf*) apropiada. Se utilizó una distribución uniforme para la mortalidad por pesca ilegal en un intervalo cerrado  $[0,0.06]$ , (iv) se seleccionó la variable de desempeño de la pesquería para calcular la distribución resultante de sus valores (Fig. 6).



**Figura 6.** Enfoque el análisis de Monte Carlo para calcular el riesgo de caer por debajo del punto de referencia objetivo (PRO) para la recuperación de la población, bajo decisiones alternativas sobre líneas del tiempo de la moratoria e incertidumbre de la pesca ilegal.

La variable de desempeño seleccionada fue la biomasa de la población al final de las posibles duraciones de la moratoria, (v) especificar el punto de referencia objetivo para la recuperación de la población (es decir,  $PRO = B_{MRS}$ ) y (vi) calcular, con la herramienta de análisis de riesgo (p. ej. Chrystal Ball ©), la distribución del área de la biomasa al final de la línea del tiempo de la moratoria especificada que cae por debajo del punto de referencia objetivo ( $B_{MRS}$ ); esto constituye el riesgo asociado a cada decisión de la moratoria alternativa.

#### 6.5.4 Simulación bioeconómica de la pesquería de Totoaba macdonaldi bajo un esquema de manejo alternativo basado en derechos

Se utilizó un modelo bioeconómico estructurado por edades para simular el efecto de una posible pesquería de totoaba bajo un esquema de manejo alternativo basada en derechos (MABD) en la que se limita la mortalidad por pesca (p. ej. permisos de captura dónde se especifiquen cuotas de captura individuales -ITQ's) y se consideró la selectividad de un solo arte de pesca que no capture de manera incidental a otras especies protegidas, como la vaquita marina.

##### 6.5.4.1 Optimización dinámica del modelo bioeconómico estructurado por edades

Se utilizó un algoritmo del modelo bioeconómico estructurado por edad para  $n$  especies construido por Da Rocha *et al.* (2012), y modificado para este estudio con una sola especie. El modelo asume que la abundancia del stock está dividida en  $N^a$  cohortes para cada periodo de tiempo  $t$ . En cada periodo de tiempo  $t$  la abundancia de cada cohorte  $N^a$  es afectada por una tasa de mortalidad total  $Z_t^{a,j}$  en la edad  $a$ , y que varía de acuerdo con la curva de selectividad del arte de pesca  $j$  (16), de forma tal que la dinámica del stock está determinada por:

$$N_{t+1}^{a+1,j} = N_t^{a,j} \cdot e^{-Z_t^{a,j}} \quad (19)$$

La tasa de mortalidad total a la edad es afectada por la tasa de mortalidad natural a la edad  $M^a$  y la mortalidad por pesca a la edad de acuerdo con el arte de pesca  $F_t^{a,j}$ , de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$Z_t^{a,j} = F_t^{a,j} + M^a \quad (20)$$

y la mortalidad por pesca de la edad  $a$ , del arte de pesca  $j$  en el año  $t$  se define como:

$$F_t^{a,j} = p^{a,j} q^j f_t \quad (21)$$

donde,  $p^{a,j}$  es la selectividad en la edad  $a$  del arte de pesca  $j$  y  $q^j$  es el coeficiente de capturabilidad del arte de pesca, ambas son constantes, y  $f_t$  es el esfuerzo de pesca<sup>3</sup>. La tasa de mortalidad por pesca puede variar con la edad y el tiempo, mientras que la mortalidad natural se asume constante en el periodo de tiempo.

Por sustitución,  $N_t^{a,j}$  se puede expresar como una función de reclutamiento:

$$N_t^{a,j} = \varphi_t^{a,j} N_{t-(a-1)}^{1,j} \quad \forall a = 1, \dots, A(j). \quad (22)$$

donde,  $\forall j = 1, \dots, n$ ,

$$\varphi_t^{a,j} = \begin{cases} \prod_{i=1}^{a-1} \exp(-Z_{t-i}^{a-1}) & \text{si } a > 1 \\ 1 & \text{si } a = 1 \end{cases} \quad (23)$$

$\varphi_t^{a,j}$  puede ser entendida como la función de supervivencia que muestra la probabilidad de que un recluta nacido en el año  $t - (a - 1)$  alcance la edad  $a$  de acuerdo a un patrón de mortalidad por pesca  $F_{t-1}^j, F_{t-2}^j, F_{t-3}^j, \dots, F_{t-(a-1)}^j$ .

Posterior a la dinámica de la población, se estima el rendimiento por recluta ( $Y$ ) en estado estacionario ( $ss$ ) para cada edad ( $a$ ) y cada arte de pesca ( $j$ ) con la función de Baranov (1918):

$$Y_{ss}^{a,j} = \omega^{a,j} \frac{p^{a,j} F^j}{Z^{a,j}} [1 - \exp(-Z^{a,j})] \quad (24)$$

donde,  $\omega^{a,j}$  es la biomasa de la clase de edad  $a$  en función del arte de pesca  $j$ .

Mediante una rutina de resolución unidimensional, se obtuvo la  $F$  óptima para maximizar los rendimientos ( $F_{max}$ ). Esto es,

---

<sup>3</sup> Dado que se desconoce la biomasa actual y el número de embarcaciones que pescan ilegalmente,  $q$  y  $f_t$  se consideraron constantes con un valor de uno, de forma tal que en el modelo  $F_t^{a,j}$  es una tasa que depende solamente de la selectividad ( $p^{a,j}$ )

$$\max_{F^j} \sum_{a=0}^A Y_a^j \quad (25)$$

donde, A es la edad máxima.

Una vez establecido la  $F$  óptima ( $F_{max}$ ), se calculó la estructura de edades en estado estacionario ( $N_{SS}^{a,j}$ ), y posteriormente la biomasa del stock desovante (SSB):

$$SSB_{SS}^{a,j} = \sum_{a=1}^{A,j} \mu^{a,j} \omega^{a,j} N_{SS}^{a,j} \quad (26)$$

donde  $\mu^a$  es la fracción de la población madura de acuerdo con el modelo logístico  $\mu^a = \frac{1}{1+e^{b+cLT^a}}$ .

La sumatoria de la biomasa del stock desovante  $\sum_{a=1}^A SSB_{SS}^{a,j}$  en estado estacionario resultante de cada arte de pesca se utilizó para mostrar los posibles efectos biológicos de un arte de pesca y otro.

#### 6.5.4.2 Evaluación de los rendimientos en el largo plazo

La evaluación de los rendimientos en el largo plazo se hizo mediante la selección de la trayectoria de mortalidad por pesca  $\{F_t\}_{t=0}^{\infty}$  que maximizaba el valor presente neto (VPN) de las utilidades futuras ( $\Pi_t$ ), considerando la dinámica del stock dentro de una población estructurada por edades, expresada como:

$$\sum_{t=0}^{\infty} \beta_t \frac{\Pi_t^{1-\sigma} - 1}{1-\sigma} \quad (27)$$

donde,  $\Pi_t$  representa las utilidades, que para este caso son los ingresos totales asociados a las capturas del año  $t$ , de acuerdo con las capturas por edad  $a$  en el tiempo  $t$  ( $y_{a,t}$ ) con diferentes precios por edad ( $pr_a$ ; 1 para edades  $\leq 5$ , y 2 para edades  $\geq 6$ ) ( $\Pi_t = \sum_{a=1}^A pr_a y_{a,t}$ ) dado que el precio del kilo de vejiga varía de acuerdo a su tamaño (*com. pers.* Valenzuela-



Quiñonez).  $\beta$  es el factor de descuento<sup>4</sup> que contabiliza los eventos futuros en términos presentes, en este caso se utilizó  $\beta = 0.95$ ;  $\sigma$  representa la curvatura de la función de utilidad, puede entenderse como la disposición de los manejadores entre obtener la mayor utilidad hoy, o tener una utilidad constante en el tiempo, en este caso se utilizó un valor  $\sigma = 0.95$  que representa un fuerte interés por parte de los administradores del recurso en tener una utilidad constante (ver Da-Rocha *et al.*, 2016; pp 284).

Las compensaciones entre los diferentes artes de pesca se estimaron en tasas, debido principalmente a la ausencia de evaluaciones previas de la población e información de la pesquería. Las sendas en el largo plazo de la mortalidad por pesca, rendimientos y biomasa del stock desovante se simularon de 2013 a 2020 bajo diferentes escenarios: 1) las sendas resultantes de la tasa de mortalidad por pesca máxima de la caña de pescar ( $F_{max}^{cp}$ ), considerando un manejo alternativo basado en derechos (MABD), y una posible mortalidad por pesca de redes totoaberas ilegales ( $F_{il}^{rt} = 1.5 * F_{max}^{rt}$ ), considerada como pesca ilegal. Adicionalmente, para mostrar las compensaciones potenciales entre  $F_{max}^{rt}$  y  $F_{max}^{cp}$  en conjunto con los efectos de retrasar el MABD, las simulaciones se corrieron para diferentes años de remplazamiento de artes de pesca (eliminación de redes e implementación de cañas) para los años 2013, 2014, 2015 y 2016; estas últimas simulaciones se corrieron bajo diferentes escenarios potenciales del estado de recuperación de la población de *T. macdonaldi*: recuperada, medianamente recuperada y agotada (Tabla V). Es posible que los recursos de esta naturaleza nunca queden completamente exentos de la pesca ilegal, aun implementando un MABD, por esta razón todas las sendas simuladas consideraron un 10% de  $F_{max}^{rt}$  después de la implementación del MABD. El potencial VPN de la pesquería de totoaba bajo un MABD se estimó con la intención de ilustrar las pérdidas de retrasar la regulación.

---

<sup>4</sup>A diferencia de la tasa de descuento ( $r$ ), que normalmente se utiliza en pesquerías en un marco de tiempo continuo, el factor de descuento es más adecuado en configuraciones discretas. Ambos tienen una relación inversa dada por  $\beta = 1/(1 + r)$ .

**Tabla V.** Escenarios utilizados para simular la implementación del MABD en *T. macdonaldi* diferentes años y con diferentes estados de la naturaleza (población recuperada, medianamente recuperada y agotada).

Año de implementación del MABD	Población recuperada	Población medianamente recuperada	Población agotada
2013	100% de la población de totoaba; cero años de pesca ilegal.	50% de la población de totoaba; cero años de pesca ilegal.	25% de la población de totoaba; cero años de pesca ilegal.
2014	100% de la población de totoaba; un año de pesca ilegal.	50% de la población de totoaba; un año de pesca ilegal.	25% de la población de totoaba; un año de pesca ilegal.
2015	100% de la población de totoaba; dos años de pesca ilegal.	50% de la población de totoaba; dos años de pesca ilegal.	25% de la población de totoaba; dos años de pesca ilegal.
2016	100% de la población de totoaba; tres años de pesca ilegal.	50% de la población de totoaba; tres años de pesca ilegal.	25% de la población de totoaba; tres años de pesca ilegal.

#### 6.5.4.3 Supuestos del modelo

Dada la alta incertidumbre sobre el estado real de la biomasa de la población de la totoaba, el modelo está dado en tasa y los porcentajes utilizados están en función de un máximo hipotético. Este modelo no captura el tamaño de la flota, sin embargo, permite visualizar los efectos que posiblemente podrían tener los diferentes artes de pesca sobre la estructura de edades de la población y en la SSB. El modelo no considera la mortalidad por pesca incidental de las redes de arrastre de la flota camaronera, pero es altamente probable que ya se encuentre implícita en la tasa de mortalidad natural estimada en este trabajo, ya que la flota pesquera ha trabajado desde hace más de 60 años (Magallon-Barajas, 1987) y, dado que el modelo utiliza la estructura de edades de la población actual, dicha estructura ya se encuentra afectada por esta actividad. Aunque el modelo considera un reclutamiento constante en el tiempo, muestra las posibles sendas de los rendimientos y SSB después de un cambio en el *statu quo* y la implementación del MABD considerando posibles estados de la población de *T. macdonaldi* y posibles años de eliminación de la pesca ilegal. Así mismo, este modelo excluye los potenciales cambios en los precios después de una posible legalización, ni la variabilidad producida por cambios ambientales. Adicionalmente, el modelo no define la distribución espacial de la totoaba o del esfuerzo pesquero.

Ciertamente estos supuestos son pertinentes para representar el mundo real, sin embargo, este estudio refleja una visión general sobre los efectos de diferentes regímenes de pesca en la población de totoaba, así como las pérdidas bioeconómicas de retrasar el MABD.

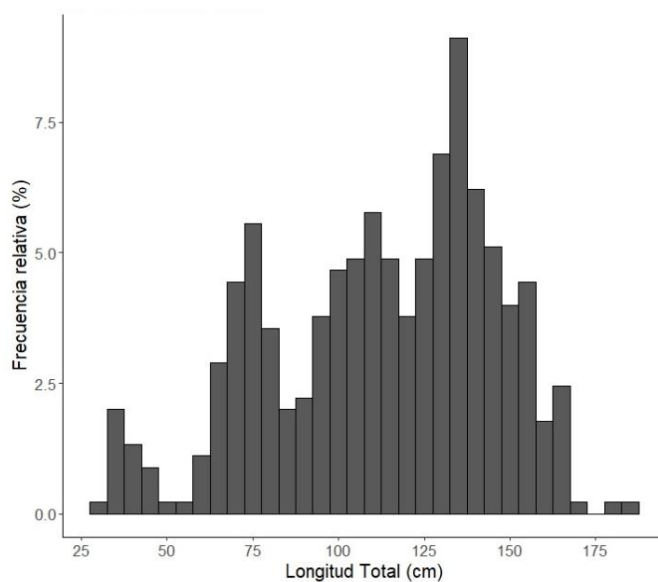
## 7. RESULTADOS

### 7.1 Aspectos demográficos de *Totoaba macdonaldi*

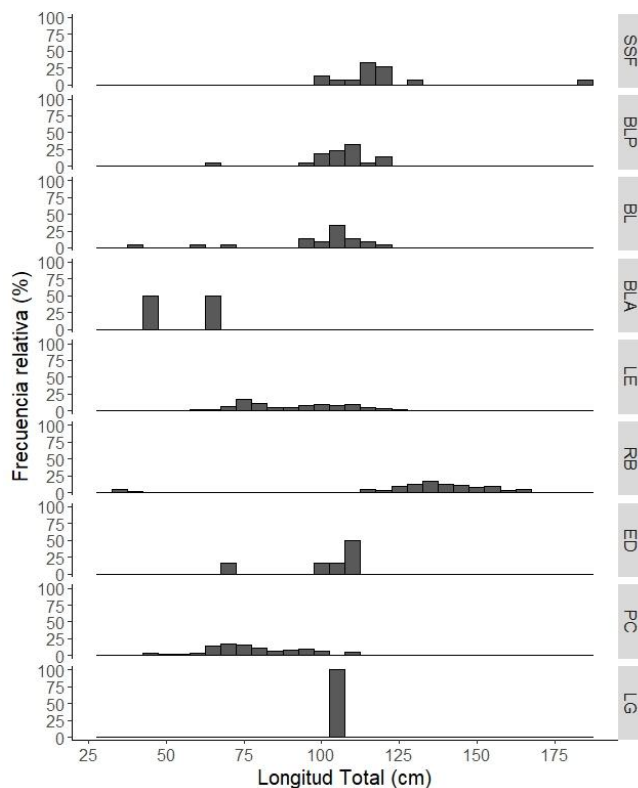
#### 7.1.1 *Estructura de tallas*

El análisis de estructura de tallas mostró que los organismos más comunes estuvieron entre 130.0 cm y 140.0 cm de longitud total (LT) (Fig. 7), los individuos de mayor tamaño se capturaron en la Reserva de la Biosfera, así mismo, fue la zona que presentó la mayor amplitud de tallas (Fig. 8). Por arte de pesca, la caña capturó organismos de menor talla que la red (Fig. 9). Las hembras presentaron una mayor amplitud de tallas que los machos (Fig. 10). La figura 11 muestra que la caña capturó más hembras que machos, mientras que con la red ocurrió lo contrario. Bahía Concepción y Ensenada Grande quedaron fuera del histograma de sexos por localidad, ya que no se pudo identificar el sexo de los organismos muestreados, debido a que se trataba de un tiradero de totoabas ya evisceradas por los pescadores furtivos y solo se pudieron coleccionar los otolitos de los esqueletos en descomposición.

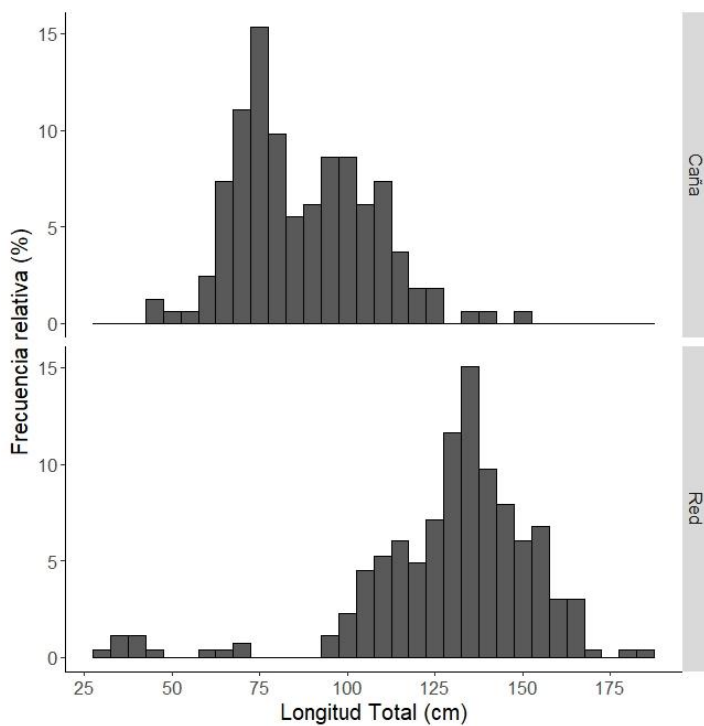
La talla mínima registrada durante todo el periodo de estudio fue de 28.0 cm LT y la máxima de 186.0 cm LT, ambas tallas extremas correspondieron a hembras capturadas con red; la talla promedio de captura con caña y red fue de 87.5 y 129.7 cm LT, respectivamente (Tabla VI).



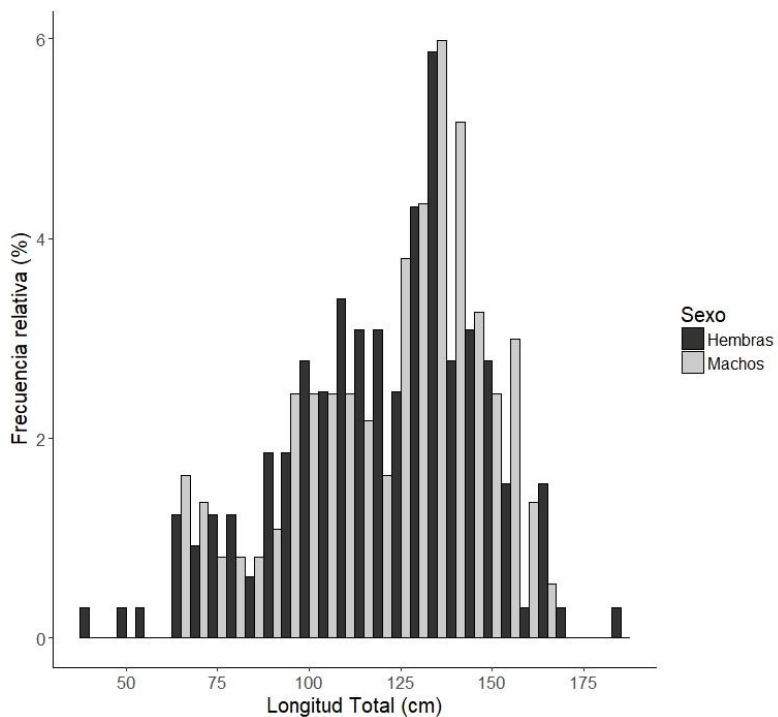
**Figura 7.** Estructura general de tallas de *T. macdonaldi* en el Golfo de California colectadas de los años 2010 a 2014 (N = 450).



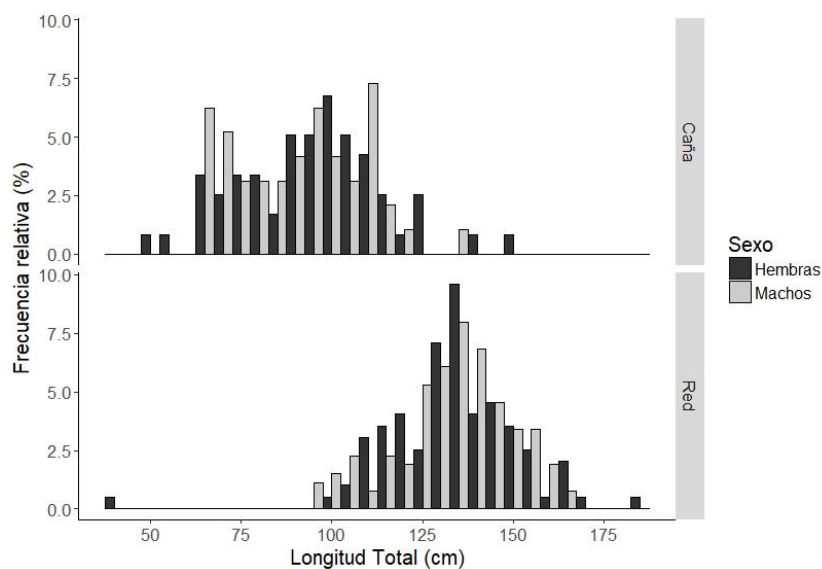
**Figura 8.** Estructura de tallas de *T. macdonaldi* por localidades: Sur de San Felipe (SSF), Bahía de La Paz (BLP), Bahía de Lobos (BL), Bahía de Los Ángeles (BLA), Las Encantadas (LE), Reserva de la Biosfera (RB), El Desemboque (ED), Piedra Consag (PC) y Las Gruyas (LG).



**Figura 9.** Estructura de tallas de *T. macdonaldi* por arte de pesca.



**Figura 10.** Estructura de tallas de *T. macdonaldi* por sexo.



**Figura 11.** Estructura de tallas de *T. macdonaldi* por sexo y arte de pesca.

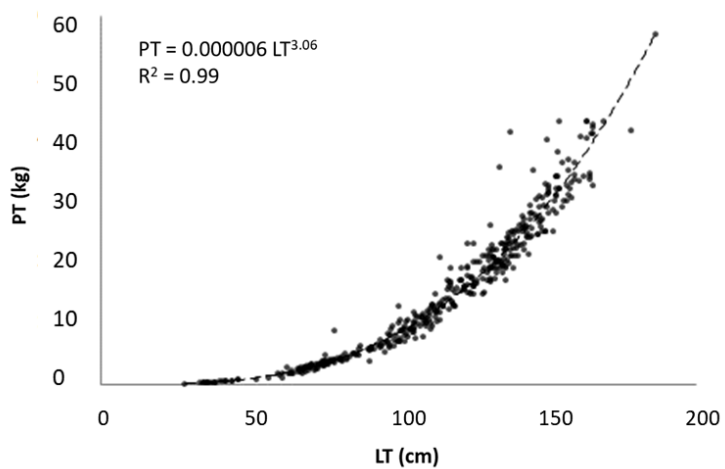
**Tabla VI.** Estadísticos descriptivos (media, desviación estándar, mínimos y máximos) de la longitud total de *T. macdonaldi*.

Arte	Sexo	N	LT (cm)			
			$\mu$	D.E.	Max	Min
Caña	Total*	<b>163</b>	87.5	19.0	149.9	44.0
	Hembras	<b>59</b>	94.8	94.8	149.9	52.0
	Machos	<b>48</b>	90.8	90.8	136.0	63.0
Red	Total*	<b>266</b>	129.7	24.6	186.0	28.0
	Hembras	<b>99</b>	133.7	133.7	186.0	41.0
	Machos	<b>132</b>	133.6	133.6	165.1	96.5
<b>Hembras</b>		<b>162</b>	119.8	26.8	186.0	41.0
<b>Machos</b>		<b>184</b>	122.5	25.0	165.1	63.0

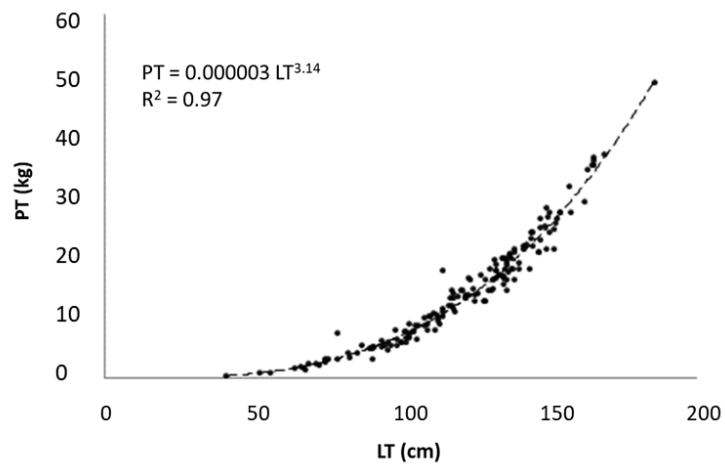
\*Incluye hembras, machos e indiferenciados.

### 7.1.2 Relaciones biométricas

La relación longitud total-peso total de toda la población y por sexos se muestra en las figuras 12 -14. El valor de la prueba-F aplicada a la pendiente de los modelos de regresión fue significativamente alta ( $p < 0.05$ ), y la prueba *t-Student* aplicada a los valores de  $b$  (con errores estándar de 0.017, 0.043 y 0.038 para la población total, hembras y machos, respectivamente) no mostraron diferencias significativas ( $p > 0.05$ ), sugiriendo un crecimiento isométrico ( $b = 3$ ) para toda la población, hembras y machos.

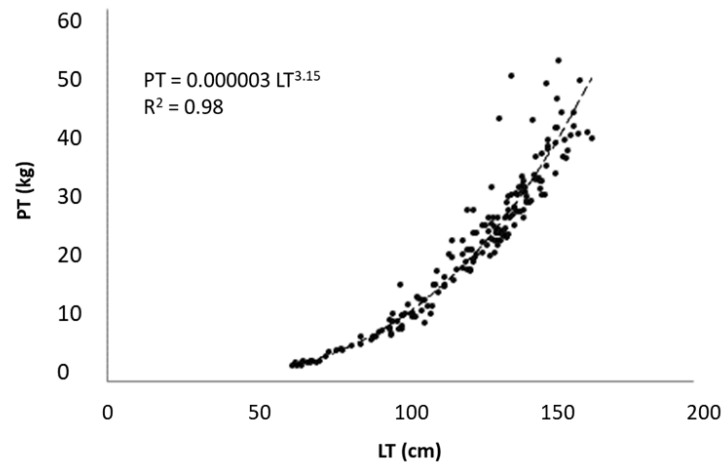


**Figura 12.** Relación longitud-peso de *T. macdonaldi*.



**Figura 13.** Relación longitud-peso en hembras de *T. macdonaldi*.

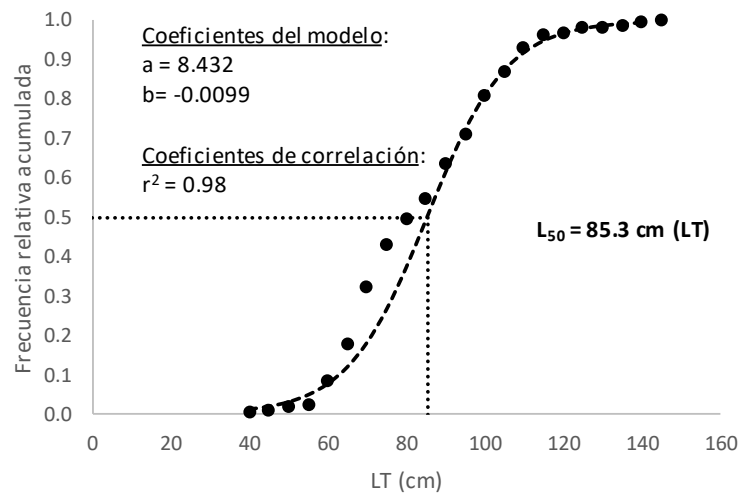




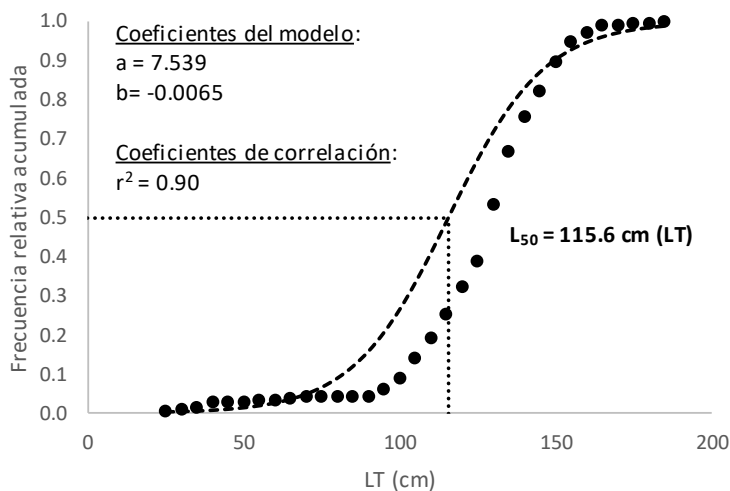
**Figura 14.** Relación longitud-peso en machos de *T. macdonaldi*.

### 7.1.3 Talla de primera captura

La talla de primera captura de la pesca con caña se calculó en  $LT_{50\%} = 85.3$  cm de LT (Fig. 15), y con la red fue de  $LT_{50\%} = 115.6$  cm LT (Fig. 16).



**Figura 15.** Talla de primera captura con caña (L<sub>50%</sub>) de *Totoaba macdonaldi*.



**Figura 16.** Talla de primera captura con red ( $L_{50\%}$ ) de *Totoaba macdonaldi*.

#### 7.1.4 Proporción sexual

La proporción de sexos varió a través de los sitios de muestreo sin un aparente gradiente latitudinal o espacial, y no fue diferente de la proporción 1:1 (H:M) esperada ( $X^2 = 1.48$ ,  $p > 0.05$ ) (Tabla VII). Solo en la Reserva de la Biosfera la proporción de machos fue significativamente mayor ( $X^2 = 4.22$ ,  $p < 0.05$ ) (Tabla VII). Cuando se analizaron los datos de la Reserva de la Biosfera por fecha, la proporción sexual varió en el tiempo, pero no mostró diferencias significativas ( $p > 0.05$ ), excepto en los datos del mes de marzo de 2013 ( $p < 0.05$ ) (Tabla VIII).

**Tabla VII.** Sitios muestreo de *T. macdonaldi*. Número total de muestras (N), tamaño de muestra para calcular la proporción sexual (n), proporción sexual estimada y valor de  $X^2$ .

Localidad de captura	N	n	Proporción sexual (H:M)	$X^2$
Reserva de la Biosfera	204	186	0.74 : 1	<b>4.22*</b>
Piedra Consag	70	53	1.21 : 1	<b>0.47</b>
Sur San Felipe	15	13	1.17 : 1	<b>0.08</b>
Las Encantadas	86	46	1.19 : 1	<b>0.35</b>
Ensenada Grande	30	0	-	-
Bahía de Los Ángeles	2	0	-	-
Bahía Concepción	1	0	-	-
Bahía de La Paz	24	9	3.50 : 1	<b>2.78</b>
El Desemboque	6	3	-	-
Bahía de Lobos	21	18	0.50 : 1	<b>2.00</b>
Las Grullas	1	1	-	-
Mazatlán	2	2	-	-
<b>TOTAL</b>	<b>346</b>		<b>0.88 : 1</b>	<b>1.40</b>

\*Diferencias significativas ( $p < 0.05$ ); valor crítico  $X^2_{(0.05, 1)} = 3.841$

**Tabla VIII.** Fechas de muestreo de *T. macdonaldi* en la Reserva de la Biosfera, tamaño de muestra (n) para calcular la proporción sexual y valores de  $X^2$ .

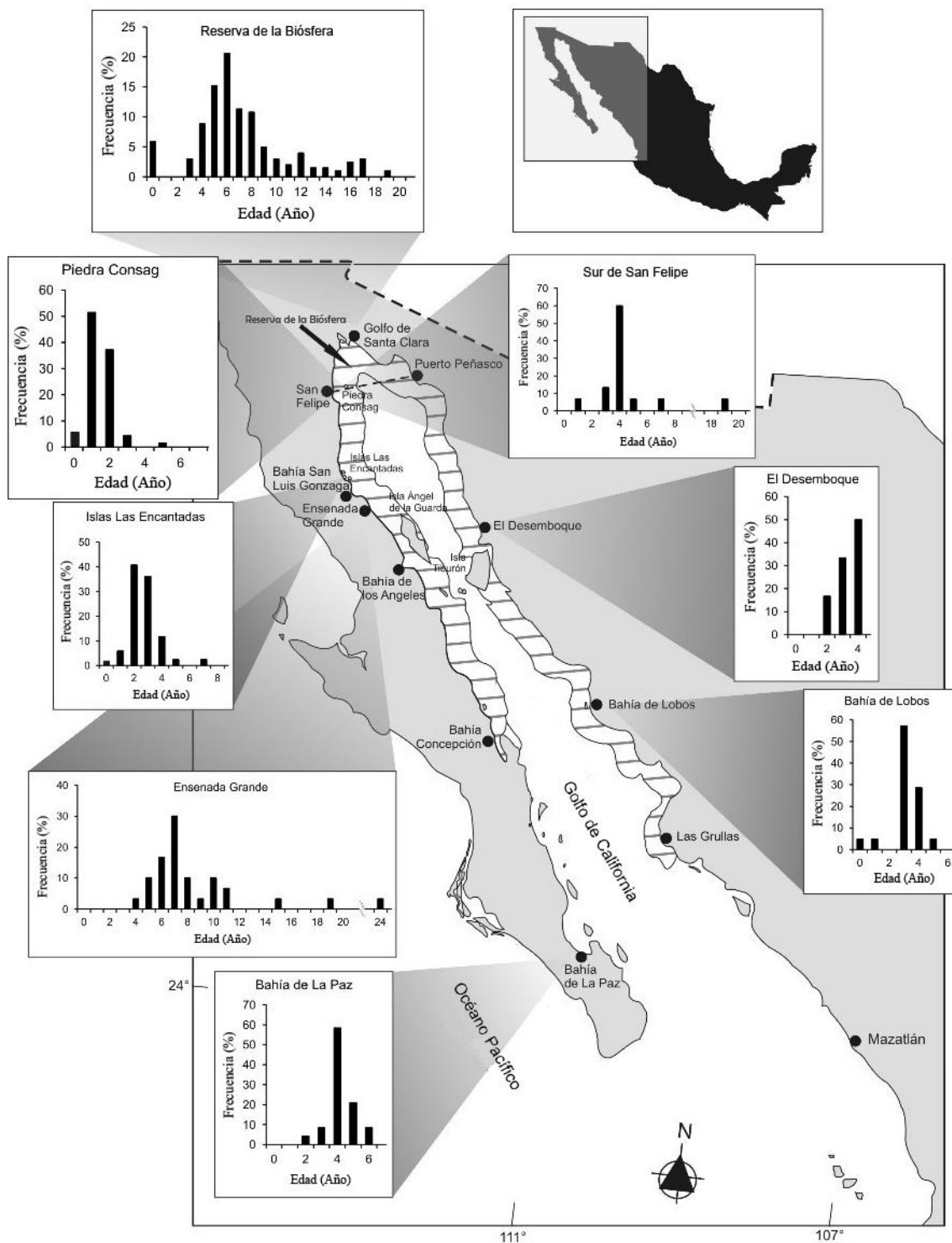
Fechas de muestreo	n	Proporción sexual (H:M)	$X^2$
Febrero/2011	33	0.74:1	0.76
Abril/2012	13	1.6:1	0.69
Enero/2013	62	1.2:1	0.58
Febrero/2013	18	0.8:1	0.22
Marzo/2013	45	0.2:1	18.69*
Abril/2013	6	1.0:1	0.00

\*Diferencias significativas ( $p < 0.05$ ); valor crítico  $X^2_{(0.05, 1)} = 3.841$

### 7.1.5 Distribución y estructura de edades

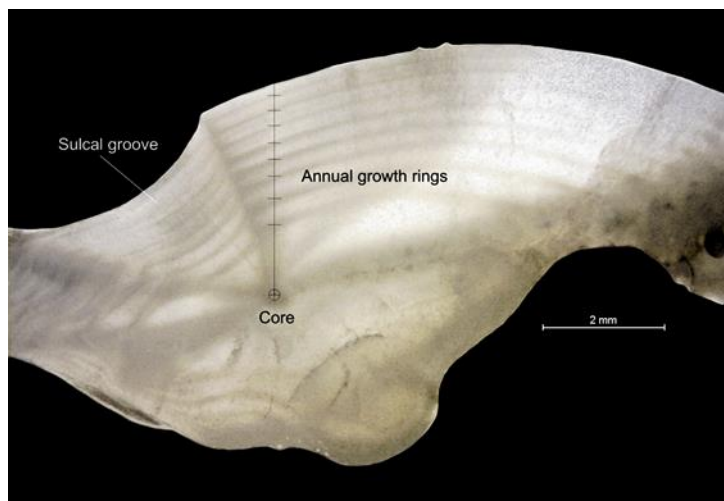
Se colectaron un total de 460 individuos de totoaba a lo largo del Golfo de California. Por el lado del Macizo Continental desde el Golfo de Santa Clara, Sonora, hasta Mazatlán, Sinaloa. Mientras que por el lado de la Península de Baja California, desde el Delta del Río Colorado hasta la Bahía de La Paz, lo que sugiere un potencial incremento de su distribución límite hacia el Sur hasta Mazatlán, Sinaloa y la Bahía de La Paz, Baja California Sur (Fig. 17). El mayor número de organismos se colectó en el área de la Reserva de la Biosfera del Alto

Golfo de California y Delta del Río Colorado (La Reserva). Los otros dos sitios con abundancias altas fueron las islas conocidas como Las Encantadas, cerca de Bahía San Luis Gonzaga, y Piedra Consag afuera de la costa de San Felipe, Baja California (Fig. 17).

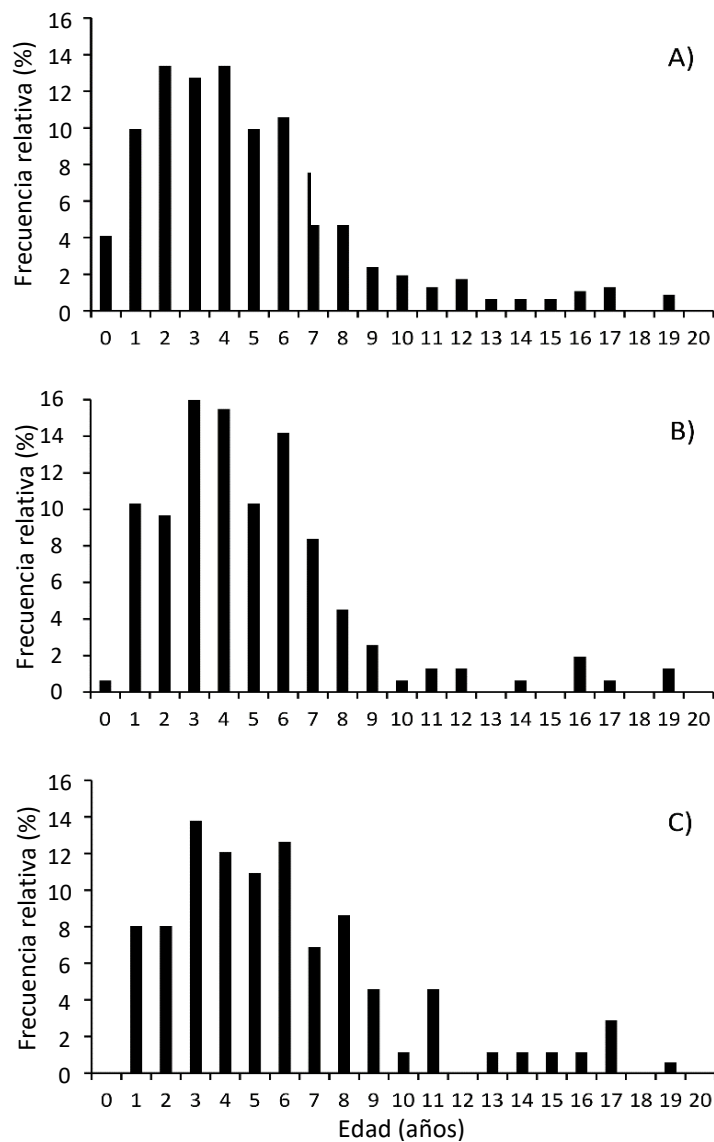


**Figura 17.** Distribución espacial histórica de *T. macdonaldi* en el Golfo de California (líneas horizontales sobre la línea de costa). Sitios de muestreo, distribución y estructura de edades durante el período de muestreo 2010-2014.

Los valores de IPPE y CV para todos los individuos combinados fue de 1.54% y 2.01%, respectivamente, indicando una alta consistencia entre las lecturas de anillos de crecimiento (Fig. 18). La estructura de edades de la población de totoaba en el Golfo de California se muestra en la figura 19A. El rango de la estructura de edades se encontró de los 0 a los 19 años de edad, con el mismo intervalo para hembras y para machos (Fig. 19B-C). Los organismos juveniles ( $\leq 5$  años) se distribuyeron a lo largo de todo el Golfo de California, mientras que los adultos se registraron solamente dentro del área del Alto Golfo (Fig. 17). Los grupos de edad más abundantes estuvieron entre 1 y 8 años. La abundancia de individuos de los grupos de edad de 9 a 19 años se redujo para ambos sexos; las hembras mostraron más información sobre la edad a la talla para individuos mayores a 9 años en comparación con los machos.



**Figura 18.** Sección transversal de un otolito de totoaba adulta con 8 años de edad.



**Figura 19.** Estructura de edades de *T. macdonaldi* durante el período de muestreo 2010-2014; A) datos completos (n = 361), incluyendo organismos indiferenciados; B) hembras (n = 142); y C) machos (n = 163).

### 7.1.6 Crecimiento individual

El análisis del crecimiento basado en la aproximación Bayesiana mostró un buen desempeño para el ajuste del modelo de crecimiento de von Bertalanffy para la población

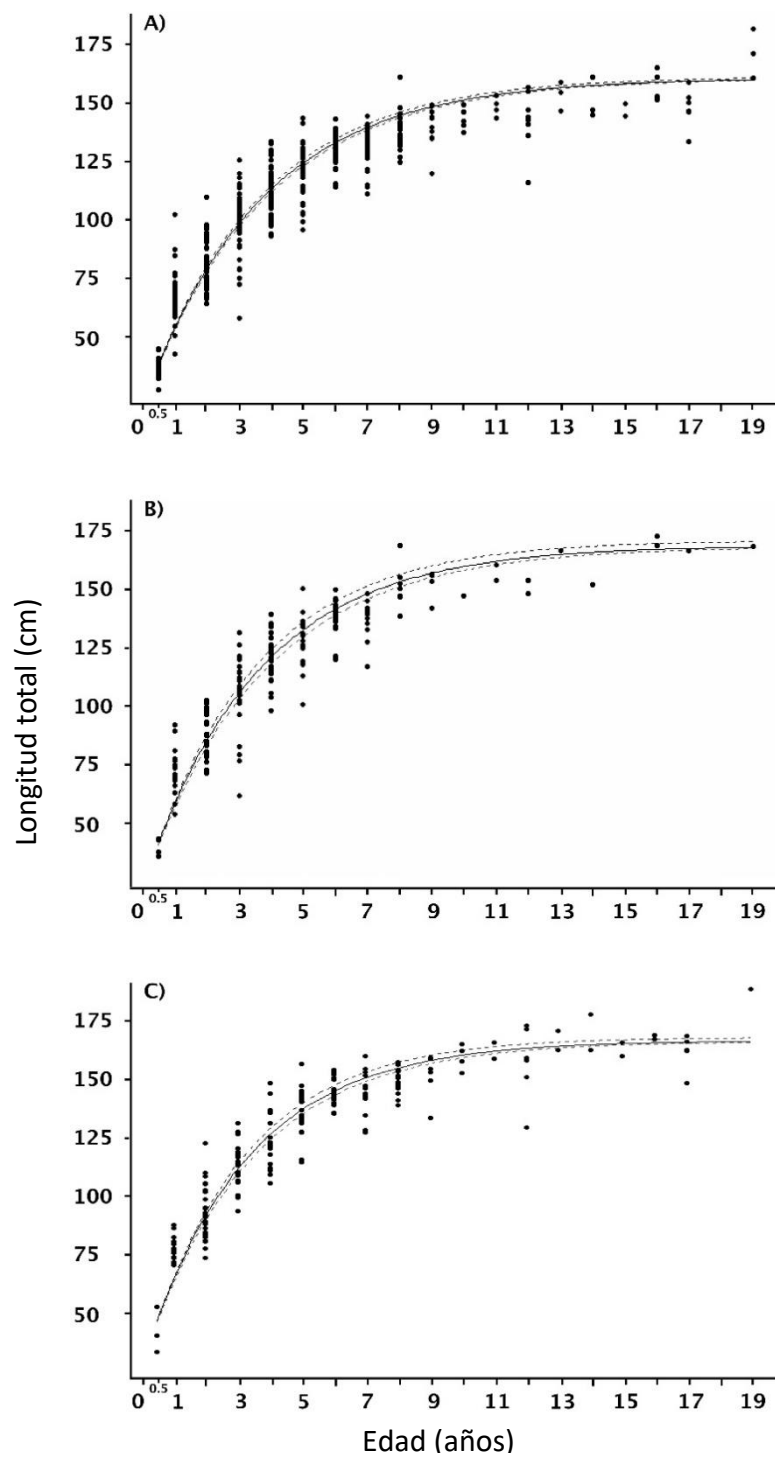
completa, hembras y machos de *T. macdonaldi*, los parámetros estimados se presentan en la tabla IX. Hubo diferencias entre las estimaciones de  $L_{\infty}$ ; se encontró que las hembras pueden alcanzar tallas más grandes que los machos (165.25 cm y 154.50 cm, respectivamente), mientras que las estimaciones de la edad teórica de los individuos a la edad cero fue similar entre ellos ( $T_0 \sim 0.48$ ). El coeficiente de crecimiento tuvo una ligera variación, con un mínimo de 0.27 para toda la población y un máximo de 0.31 en machos, respectivamente. Las curvas de crecimiento teórico ajustadas para los diferentes sets de datos de longitud a la edad observada se muestran en la figura 20. Dado que las distribuciones posteriores (salidas Bayesianas) de los parámetros de crecimiento se estimaron con simulaciones Monte Carlo Cadenas de Markov, el desempeño de las tres cadenas en los procesos de simulación mostró gran convergencia para todos los parámetros de crecimiento  $\theta_i$  incluyendo la desviación estándar (Fig. 21A-L). Aunque los tres modelos de crecimiento fueron apropiados, la variabilidad en los parámetros  $\theta_i$  no puede ser ignorada; en consecuencia, el criterio de información de la devianza (DIC) mostró que el crecimiento teórico estimado para las hembras mostró el mejor ajuste (DIC = 2212.4, Tabla IX). Comparativamente, el modelo de crecimiento para toda la población tuvo un error predictivo esperado mayor (DIC = 5242.7) que el de hembras y machos (DIC = 2212.40 y 2344.70, respectivamente; Tabla IX).

**Tabla IX.** Parámetros de von Bertalanffy estimados para *Totoaba macdonaldi*.

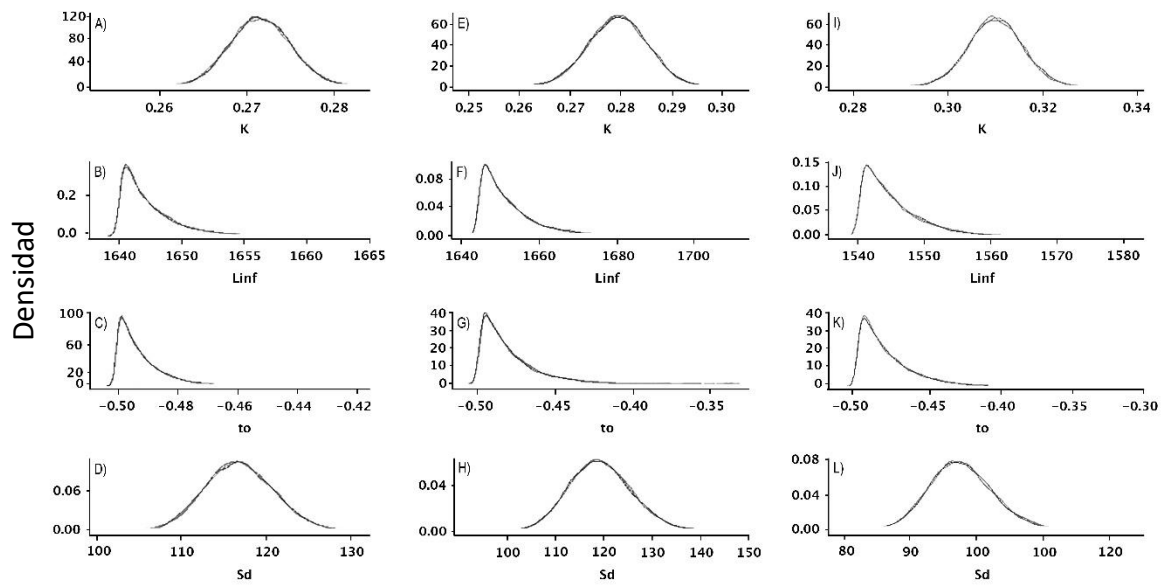
Sexo	n	K (ds)	$L_{\infty}$ (ds)	$t_0$ (ds)	DIC
H + M + I	424	0.27 (0.003)	1647.20 (2.19)	-0.49 (0.008)	5242.70
Hembra	178	0.28 (0.006)	1652.46 (7.27)	-0.48 (0.20)	2212.40
Macho	195	0.31 (0.006)	1545.04 (4.75)	-0.48 (0.020)	2344.70

H: hembras; M: machos; I: indiferenciados; n: tamaño de muestra; ds: desviación estándar; DIC: criterio de información de la devianza.





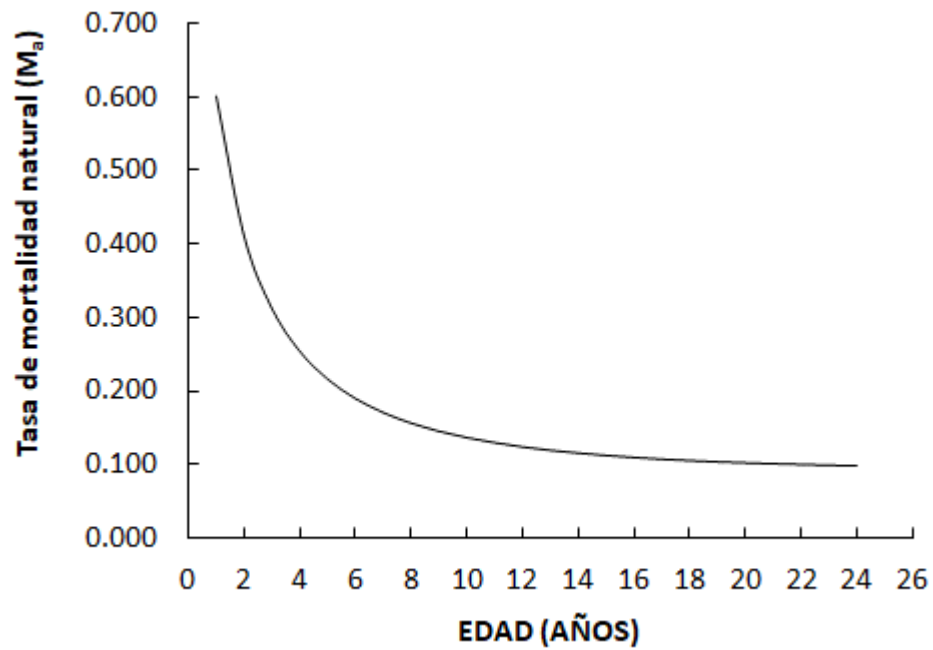
**Figura 20.** Modelo de crecimiento de von Bertalanffy ajustado de talla a la edad. A) población completa, B) población de hembras y C) población de machos.



**Figura 21.** Distribuciones posteriores (iteraciones en tres cadenas) para los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy ( $k$ ,  $L_{\infty}$ ,  $t_0$  y  $s_d$ ) de *T. macdonaldi* en el Golfo de California. A-D) población total (hembras, machos e indiferenciados); E-H) población de hembras; I-L) población de machos.

### 7.1.7 Tasa de mortalidad natural a la edad

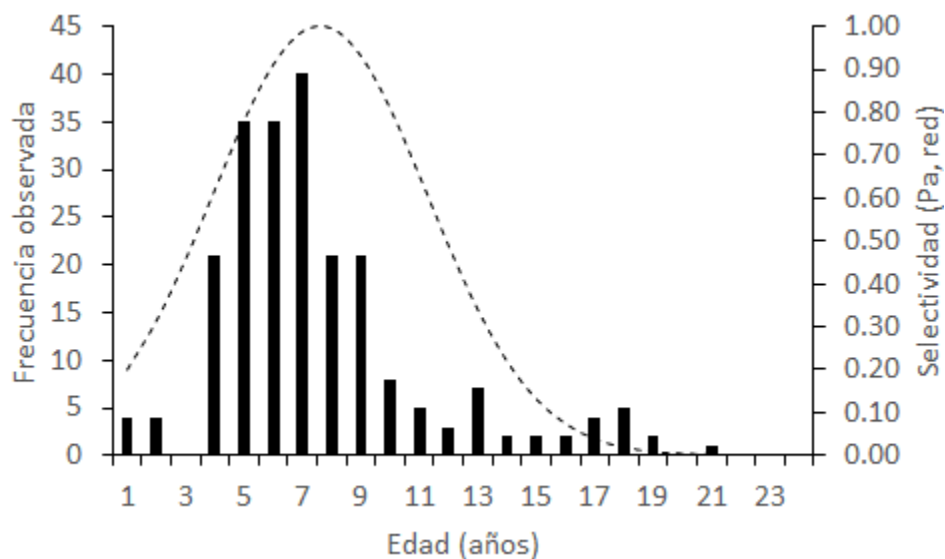
La tasa de mortalidad natural de *T. macdonaldi* mostró una curva asintótica con la tasa más alta para la edad 1 ( $M^a = 0.60$ ), se vuelve casi constante a partir de la edad 7, y la tasa más baja es  $M^a = 0.098$ , en la edad 24 (Fig. 22).



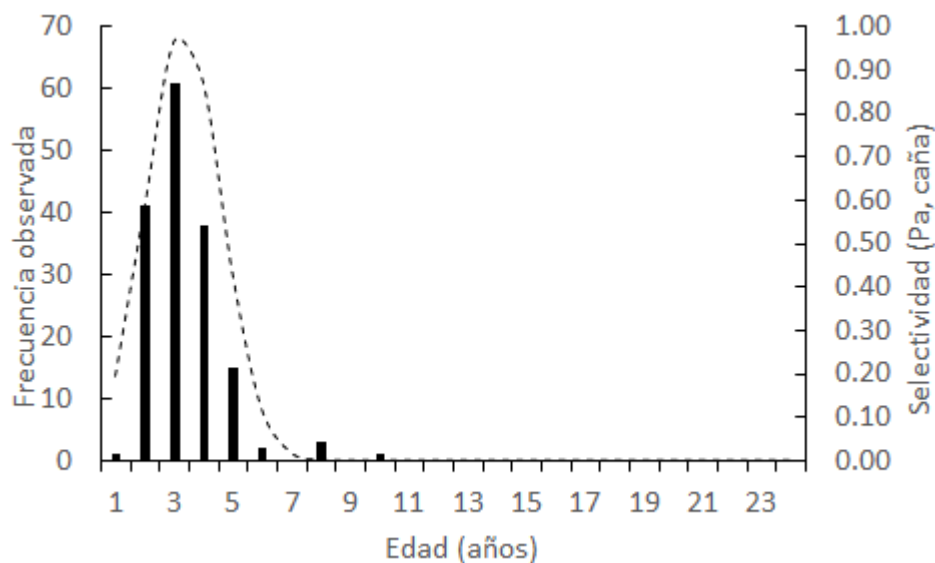
**Figura 22.** Tasa de mortalidad natural por edad de *Totoaba macdonaldi* estimada con la ecuación de Gislason *et al.* (2010).

#### **7.1.8 Selectividad del arte de pesca**

El modelo de selectividad de distribución normal mostró que los organismos de ocho años tienen la mayor probabilidad de ser capturados con la red totoabera (Fig. 23), mientras que con la caña de pescar es de tres años (Fig. 24).



**Figura 23.** Frecuencia de edades capturadas con la red totoabera (barras) y curva de selectividad normal (línea de guiones).



**Figura 24.** Frecuencia de edades capturadas con la caña de pescar (barras) y curva de probabilidad de selectividad normal a la edad (línea de guiones).

## 7.2 Modelos bioeconómicos

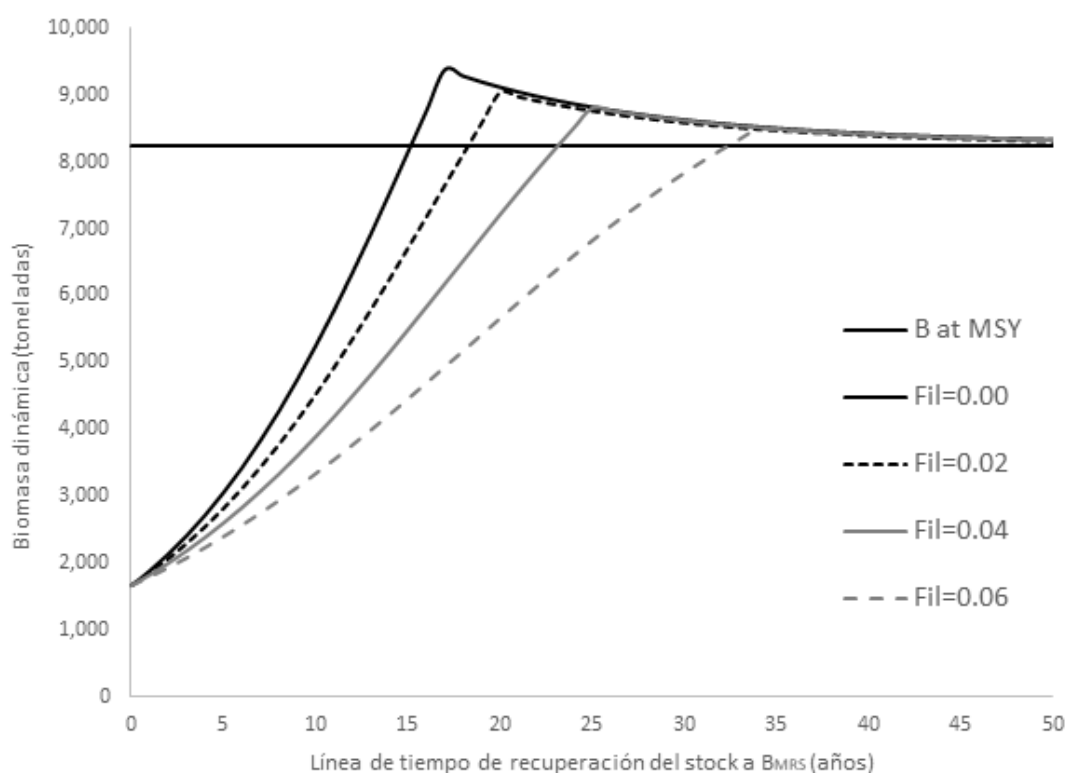
Los modelos bioeconómicos mostraron que la pesca ilegal retrasa la línea del tiempo de recuperación de la totoaba y reduce el VPN de una eventual apertura para su aprovechamiento (Sección 7.2.1). Asimismo, los modelos muestran cómo al implementar

una explotación regulada puede resultar en beneficios económico y reducir el potencial riesgo para la biomasa del stock desovante (Sección 7.2.2).

### 7.2.1 Efecto de la pesca ilegal sobre el tiempo de recuperación de la población y los rendimientos económicos

#### 7.2.1.1 Trayectorias de la biomasa dinámica

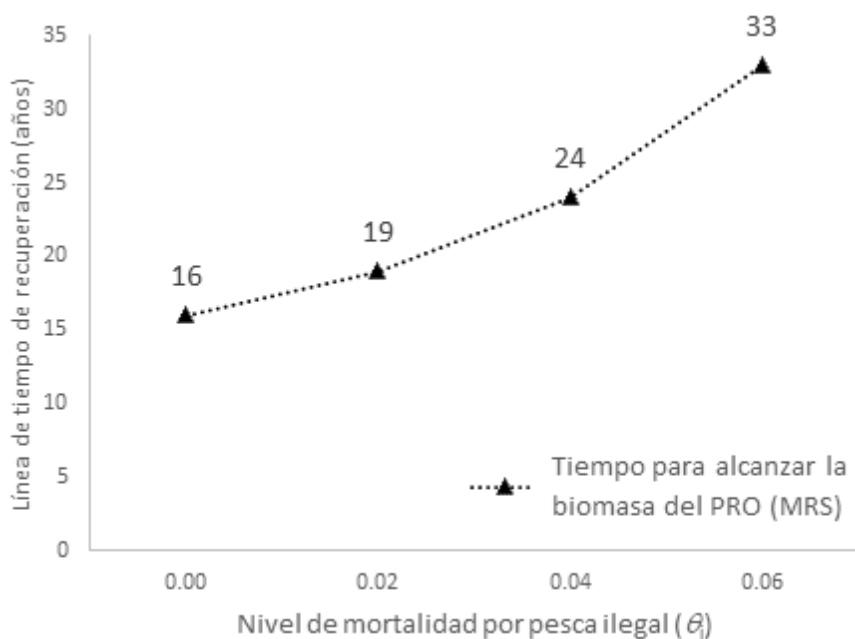
La figura 25 presenta las trayectorias de la biomasa dinámica desde el punto inicial, cuando comenzó la moratoria, hasta el nivel objetivo ( $B_{MRS}$ ) con los diferentes niveles de mortalidad por pesca ilegal utilizados.



**Figura 25.** Trayectorias dinámicas de la recuperación de la población de *T. macdonaldi* con diferentes estados de la naturaleza de la pesca ilegal alternativos.

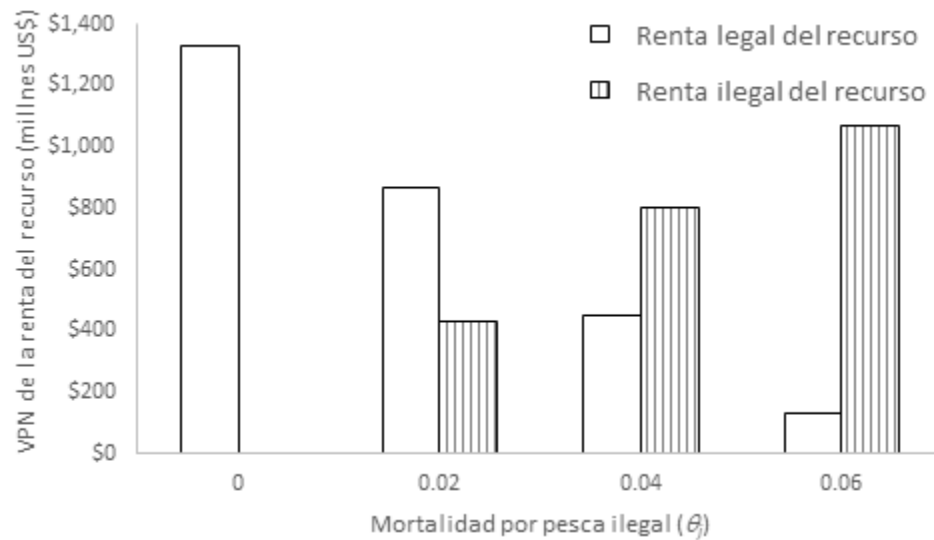
Las trayectorias de biomasa dinámica presentadas en la figura 25 muestran cómo conforme la intensidad de las actividades de pesca ilegal incrementa, la trayectoria de la biomasa dinámica para alcanzar el nivel objetivo se vuelve más lenta. Por lo que, cuanto mayor sea

el nivel de pesca ilegal, se requerirá un mayor tiempo para recuperar la población. La figura 26 muestra el tiempo requerido para alcanzar el objetivo de recuperación de la población bajo los diferentes estados de la naturaleza  $\theta_i$ . La presencia de pesca ilegal incrementa la línea del tiempo de la duración de la moratoria de 16 años (sin pesca ilegal) hasta 33 años.



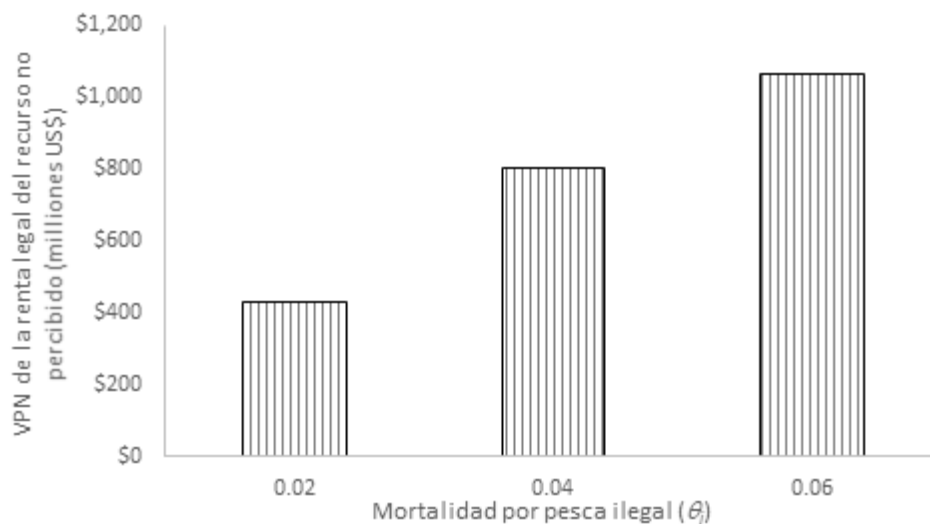
**Figura 26.** Líneas del tiempo de la recuperación de la población de *T. macdonaldi* diferentes niveles de mortalidad por pesca ilegal ( $F = 0$ ,  $F = 0.02$ ,  $F = 0.04$  y  $F = 0.06$ ).

La figura 27 presenta la renta legal e ilegal generada por la pesquería después de la correspondiente línea del tiempo de la moratoria asociada a los diferentes estados de la naturaleza de la pesca ilegal. Conforme la pesca ilegal se vuelve más intensa, la renta legal del recurso después de la moratoria se reduce. La figura 27 muestra que la renta legal cae 35%, 65% y 90% comparado con el escenario donde no existe pesca ilegal. Respecto a la renta ilegal, ésta incrementa e inclusive sobrepasa el nivel de la renta legal, alcanzando un valor diez veces el valor de la renta legal del recurso en el estado de la naturaleza con la mayor intensidad en las actividades de pesca ilegal. Conforme los estados de la naturaleza reflejan una mayor mortalidad por pesca ilegal, la renta del recurso no percibida incrementa.



**Figura 27.** Renta legal e ilegal del recurso alcanzada después de la correspondiente moratoria asociada a los diferentes estados de la naturaleza de mortalidad por pesca ilegal evaluados ( $F = 0$ ,  $F = 0.02$ ,  $F = 0.04$  y  $F = 0.06$ ).

Las diferentes cantidades de la renta que pierde la sociedad debido a los diferentes estados de la naturaleza de pesca ilegal posibles (renta legal del recurso no percibida) se presenta en la figura 28. Conforme los estados de la naturaleza reflejan una mayor mortalidad por pesca ilegal, la renta legal del recurso no percibida incrementa.



**Figura 28.** Renta legal del recurso no percibida por la sociedad a causa de los diferentes escenarios del estado de la naturaleza de la mortalidad por pesca ilegal.

#### 7.2.1.2 Matriz de decisiones

En la tabla X se presenta la matriz de utilidades con la combinación de los efectos en la biomasa de la población (al final de las duraciones alternativas de la moratoria) de los posibles estados de la naturaleza de mortalidad por pesca ilegal  $\theta_i$  y la decisión alternativa de la línea del tiempo de la moratoria. Conforme el estado de la naturaleza se mueve al escenario con cero- pesca ilegal  $\theta_i$  hacia las mortalidades por pesca alternativas, los niveles de biomasa de la población al final de la moratoria de la pesca se reducen. En cuanto a las prolongaciones alternativas de la moratoria de la pesca, conforme su duración se prolonga los niveles de la biomasa incrementan también para todos los estados de la naturaleza.



**Tabla X.** Matriz de utilidades considerando el efecto de la mortalidad por pesca ilegal en la línea del tiempo de recuperación de *T. macdonaldi*. La variable de desempeño es la biomasa final (miles de toneladas).

Años alternativos de la moratoria	Posibles estados de la naturaleza (mortalidad por pesca ilegal $F_{ile}$ )			
	$\theta_1:$ $F_{ile} = 0.00$	$\theta_2:$ $F_{ile} = 0.02$	$\theta_3:$ $F_{ile} = 0.04$	$\theta_4:$ $F_{ile} = 0.06$
<i>Decisiones</i>				
$D_1$ : años de la moratoria = 16	9.4	7.7	6.2	4.9
$D_2$ : años de la moratoria = 19	11.2	9.1	7.2	5.6
$D_3$ : años de la moratoria = 24	13.5	11.1	8.8	6.8
$D_3$ : años de la moratoria = 33	15.7	13.3	10.8	8.5

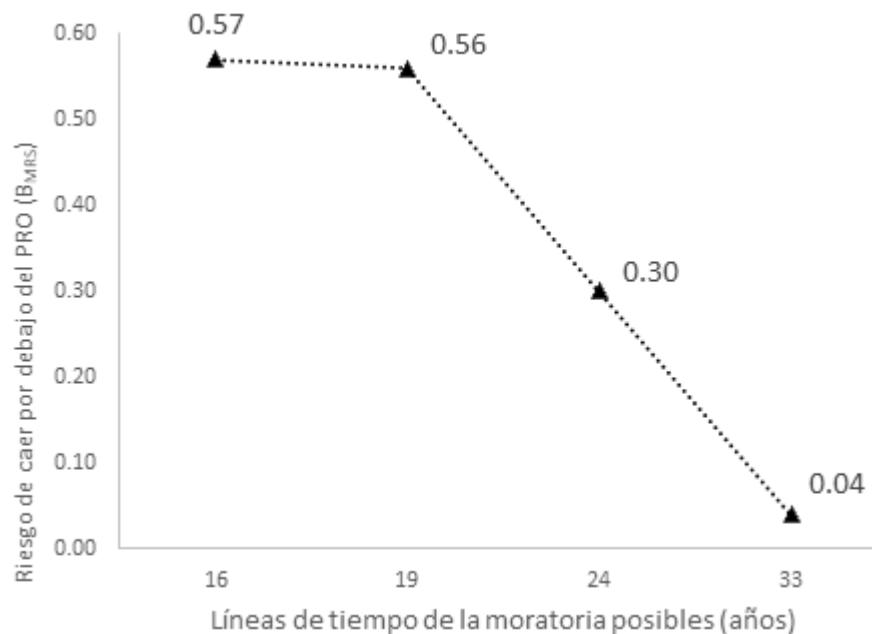
Usando la información de la tabla X se aplicó el criterio de decisión Minimax. La matriz de arrepentimiento requerida, y correspondiente al criterio se presenta en la tabla XI. Los valores en la matriz de arrepentimiento son la biomasa perdida debido a no haber seleccionado el mejor curso de acción (línea del tiempo de la moratoria) correspondiente a cada posible estado de la naturaleza. Por lo que, los valores de cero representan la mejor opción a tomar bajo el correspondiente estado de la naturaleza. Aplicando el criterio de decisión Minimax, la mejor alternativa es mantener la moratoria por 33 años. Esta moratoria cumple con el criterio Minimax de seleccionar la decisión que minimice la máxima pérdida posible de la biomasa.

**Tabla XI.** Matriz de arrepentimiento y criterio de decisión Minimax considerando los efectos de la mortalidad por pesca ilegal en la línea del tiempo de recuperación de *T. macdonaldi*. La variable de desempeño es la biomasa final (miles de toneladas).

Años alternativos de la moratoria	Posibles estados de la naturaleza (mortalidad por pesca ilegal $F_{ile}$ )				Criterio Minimax arrepentimiento
	$\theta_1:$ $F_{ile} = 0.00$	$\theta_2:$ $F_{ile} = 0.02$	$\theta_3:$ $F_{ile} = 0.04$	$\theta_4:$ $F_{ile} = 0.06$	
<i>Decisiones</i>					$\text{Min} \{ \text{Max} [ \text{Max} (B_{D_i, \theta_i}) - B_{D_i, \theta_i} ] \}$
D <sub>1</sub> : años de la moratoria = 16	6	6	5	4	6
D <sub>2</sub> : años de la moratoria = 19	5	4	4	3	5
D <sub>3</sub> : años de la moratoria = 24	2	2	2	2	2
D <sub>3</sub> : años de la moratoria = 33	0	0	0	0	0*

### 7.2.1.3 Análisis de Monte Carlo

Además del criterio de decisión Minimax, en la figura 29 se presenta el riesgo de no alcanzar o caer por debajo del PRO establecido (alcanzar el nivel de biomasa al menos en MRS al terminar la moratoria) calculado mediante el análisis de Monte Carlo. El riesgo asociado con la duración alternativa de la moratoria se reduce conforme incrementa la moratoria. Por lo que, la alternativa con el menor nivel de riesgo fue la moratoria de 33 años, con un riesgo del 4%. Los tomadores de decisiones tendrán diferentes actitudes ante el riesgo y tal vez seleccionen la moratoria de acuerdo con sus criterios. Un manejador de la pesquería adverso al riesgo seleccionará la una duración de la moratoria de 33 años que proporciona un riesgo relativamente bajo (4%) de caer por debajo del punto de referencia objetivo de recuperación de la población PRO =  $B_{MRS}$ .

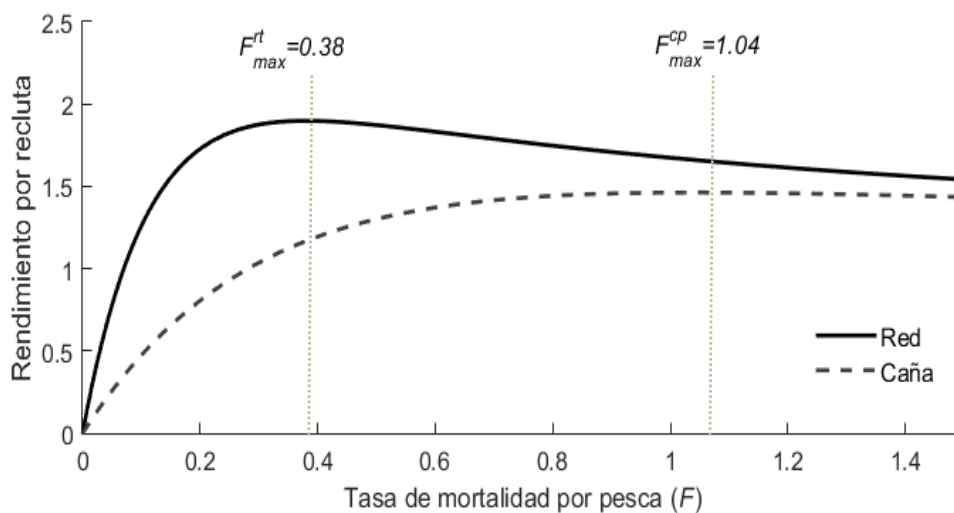


**Figura 29.** Riesgo de caer por debajo del punto de referencia objetivo de la moratoria ( $PRO=B_{MRS}$ ), calculado con el análisis de Monte Carlo para las diferentes líneas del tiempo alternativas.

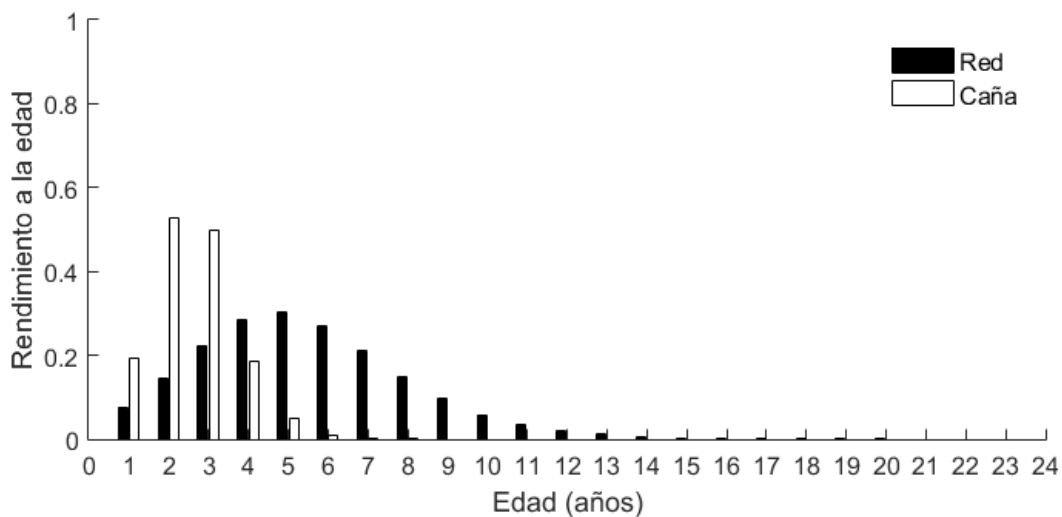
## 7.2.2 Modelo de optimización endógena para regulación de *Totoaba macdonaldi*

### 7.2.2.1 Tasa de mortalidad por pesca en máximo rendimiento por recluta: efecto en la estructura de edades y biomasa del stock desovante

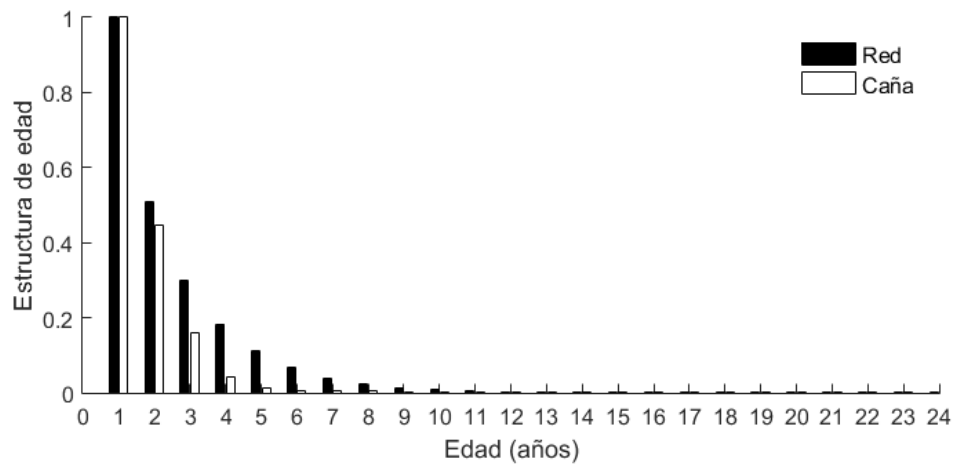
De acuerdo con la optimización del modelo bioeconómico estructurado por edades la red totoabera proporciona mayor rendimiento por recluta con una tasa de mortalidad ( $Y^{rt} = 1.90$ ;  $F_{max}^{rt} = 0.38$ ) menor que la de la caña ( $Y^{cp} = 1.46$ ;  $F_{max}^{cp} = 1.04$ ) (Fig. 30). Este efecto es debido a la diferencia en la estructura de edades capturada por cada arte de pesca. La figura 31 muestra que la red totoabera tiene un mayor rendimiento por edad, pero captura un amplio rango de edades. En contraste, la caña de pescar captura un rango de edades más pequeño, con mayor incidencia en organismo de dos y tres años. La captura tan alta de juveniles con la caña de pescar tiene mayores efectos sobre el reclutamiento, lo cual se observa en la reducción de los individuos de mayor edad y una biomasa del stock desovante menor (SSB), es decir, los organismos mayores a siete años de edad (figuras 32 y 33, respectivamente).



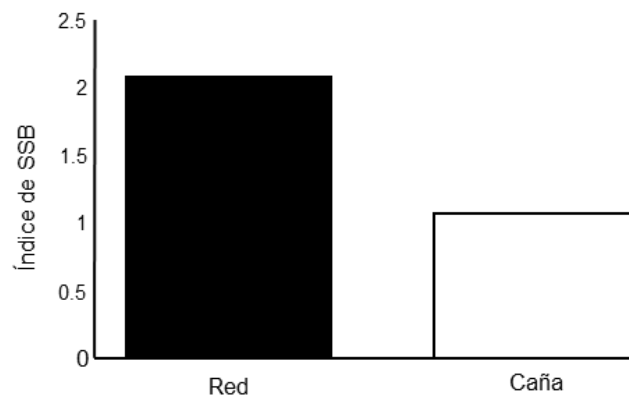
**Figura 30.** Rendimiento por recluta ( $Y$ ) de *T. macdonaldi* bajo diferentes tasas de mortalidad por pesca ( $F$ ) utilizando la red totobera ( $F^{rt}$ ; línea continua) y la caña de pescar ( $F^{cp}$ ; línea de guiones).



**Figura 31.** Rendimiento por edad de acuerdo con el  $F_{max}$  estimado para *T. macdonaldi* con diferentes artes de pesca: red totobera (barras negras) y para caña de pescar (barras blancas).



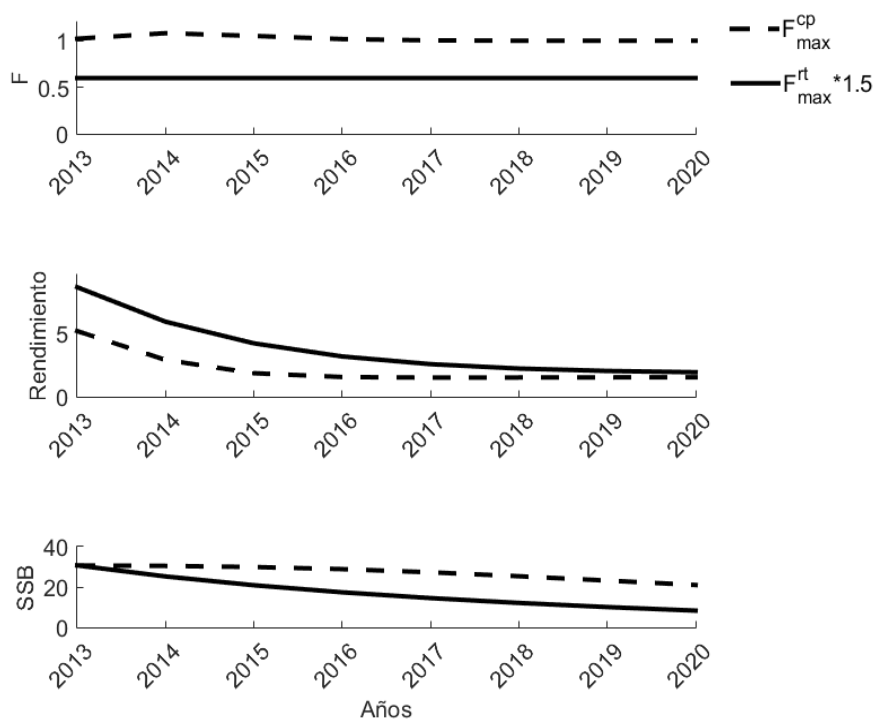
**Figura 32.** Efecto en la estructura de la población de *T. macdonaldi* por la pesca con red totoabera (barras negras) y caña de pescar (barras blancas).



**Figura 33.** Índice de la biomasa del stock desovante (SSB) de acuerdo con la mortalidad por pesca en el máximo rendimiento por recluta de la red totoabera (barra negra) y caña de pescar (barra blanca).

#### 7.2.2.2 Simulaciones de sendas de mortalidad por pesca, rendimientos y biomasa del stock desovante bajo diferentes escenarios

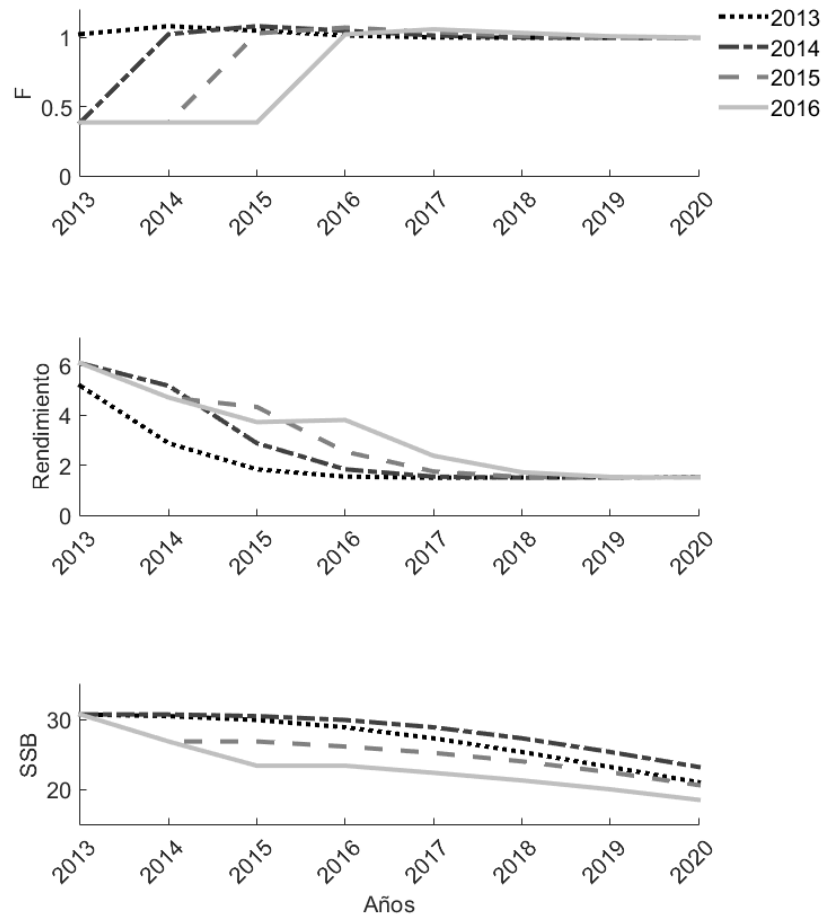
Las sendas de los rendimientos y la SSB resultantes de  $F_{\max}^{\text{cp}}$  y una posible mortalidad por pesca ilegal con redes totoaberas ( $F_{\text{il}}^{\text{rt}} = 1.5F_{\max}^{\text{rt}}$ ) muestra la “rentabilidad” de la red totoabera y como la pesca ilegal con este arte puede conducir a la SSB a niveles muy bajos rápidamente, en comparación con un manejo alternativo basado en derechos (MABD) con la caña de pescar (Fig. 34).



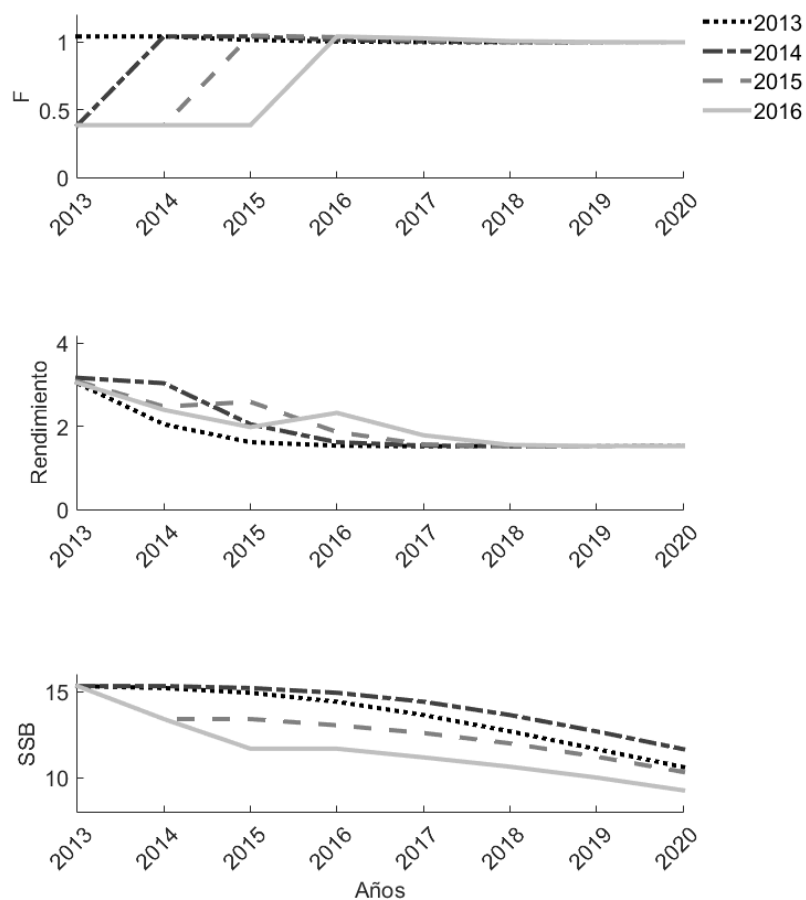
**Figura 34.** Sendas de la tasa de mortalidad por pesca ( $F$ ), rendimientos ( $Y$ ) y biomasa del stock desovante ( $SSB$ ) de diferentes regímenes de pesca de *T. macdonaldi*, bajo el escenario de que estuviera completamente recuperada. Línea continúa para la pesca ilegal con red totoabera ( $F_{max}^{rt} * 1.5$ ) y línea discontinua para un manejo alternativo basado en derecho con la caña de pescar ( $F_{max}^{cp}$ ).

Por otra parte, las simulaciones de MABD mostró que, en el corto tiempo, las sendas de los rendimientos podrían mostrar un incremento cuando se eliminan las redes totoaberas y se implementa el MABD con caña de pescar. Cuando la población está recuperada, el retraso de implementar el MABD provoca una fuerte caída de la SSB durante los años en los que la red se utiliza, pero esta tendencia se reduce tan pronto como se implementa el MABD con la caña de pescar (Fig. 35). Para el escenario en el que la población está medianamente recuperada, los rendimientos de igual manera muestran una caída, pero cuando se implementan el MABD en 2015 o 2016 se observa un ligero incremento de estos (Fig. 36). Cuando se modeló considerando a la población de totoaba agotada, se observó que si el MABD se implementa en 2014 los rendimientos muestran un ligero incremento, y después tienden a estabilizarse (Fig. 37). Asimismo, se nota que si las redes totoaberas operan

después de 2014 los rendimientos son más bajos a los que se alcanzan con  $F_{\max}^{cp}$ , pero se incrementan cuando el MABD se implementa en 2015 o 2016.

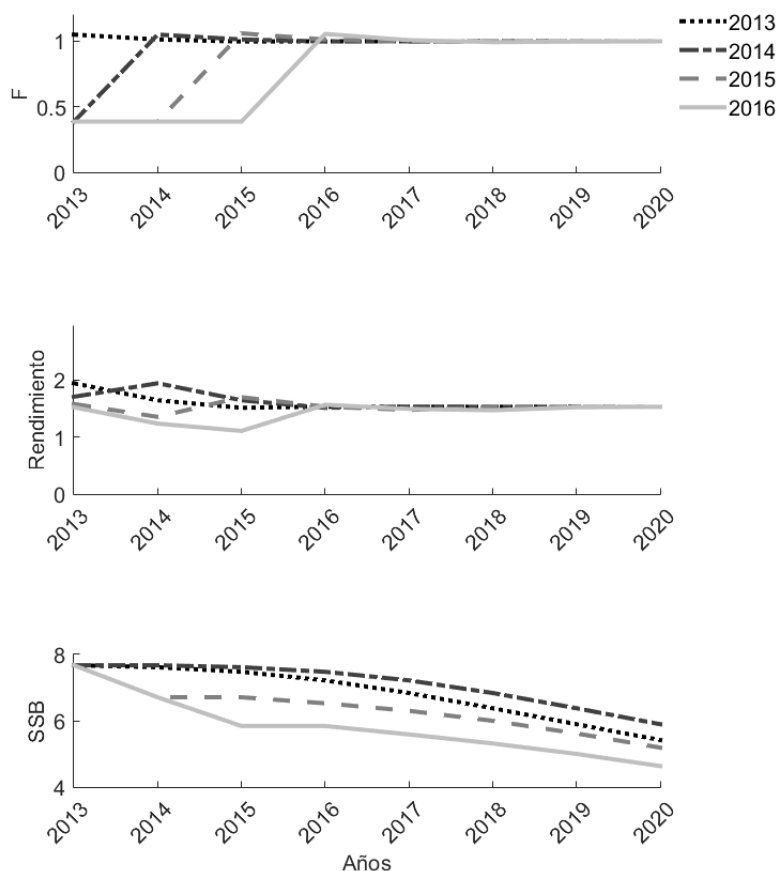


**Figura 35.** Sendas de la tasa de mortalidad por pesca, rendimientos y biomasa del stock desovante bajo el escenario en el que la población de *T. macdonaldi* está recuperada. Las líneas representan las sendas simuladas de acuerdo con el año en el que se implementa el MABD con la caña de pescar y se elimina la pesca con red totoabera: línea negra punteada cuando se implementa en 2013, línea de puntos y guiones para 2014, línea gris de guiones para 2015 y línea gris continua para 2016.



**Figura 36.** Sendas de la tasa de mortalidad por pesca, rendimientos y biomasa del stock desovante bajo el escenario en el que la población de *T. macdonaldi* está medianamente recuperada. Las líneas representan las sendas simuladas de acuerdo con el año en el que se implementa el MABD con la caña de pescar y se elimina la pesca con red totoabera: línea negra punteada cuando se implementa en 2013, línea de puntos y guiones para 2014, línea gris de guiones para 2015 y línea gris continúa para 2016.

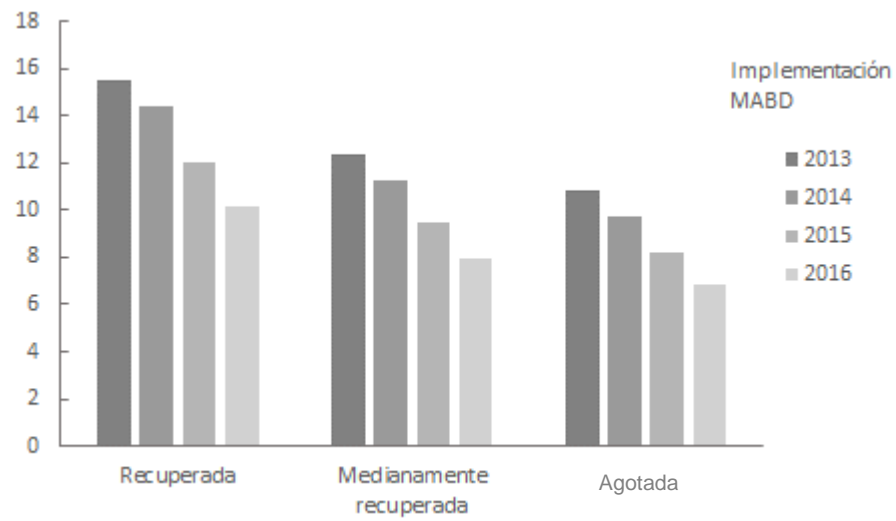




**Figura 37.** Sendas de la tasa de mortalidad por pesca, rendimientos y biomasa del stock desovante bajo el escenario en el que la población de *T. macdonaldi* está agotada. Las líneas representan las sendas simuladas de acuerdo con el año en el que se implementa el MABD con la caña de pescar y se elimina la pesca con red totoabera: línea negra punteada cuando se implementa en 2013, línea de puntos y guiones para 2014, línea gris de guiones para 2015 y línea gris continúa para 2016.

### 7.2.2.3 Valor presente neto de los diferentes escenarios

La figura 38, muestra el VPN de los 12 escenarios simulados, excluyendo aquellos años de operación de la pesca ilegal. El VPN máximo se alcanza cuando la población está recuperada, asumiendo que las redes totoaberas fueron removidas desde 2013 (VPN = 15.5). El VPN más bajo ocurre cuando la población está agotada y el MABD se implementa hasta 2016 (VPN = 6.9).



**Figura 38.** Valor presente neto (VPN) de una potencial explotación de *T. macdonaldi* bajo diferentes estados de la población y diferentes años de implementación del MABD.

## 8. DISCUSIÓN

Actualmente existe incertidumbre en cuanto al estado real de la población de totoaba, sin embargo, estudios de este tipo sugieren que su población muestra signos de una población saludable, y que el mayor riesgo que enfrenta esta especie es la creciente pesca ilegal. A continuación, se hace una discusión dividida en tres secciones; la primera, referente a los atributos poblacionales y la biología pesquera de *Totoaba macdonaldi*; la segunda, sobre la bioeconomía de su pesquería, donde se discute acerca de los efectos de la pesca ilegal y la posibilidad de un aprovechamiento basado en derechos; y la tercera, se realiza una discusión global.

### 8.1 Biología pesquera de *Totoaba macdonaldi*

#### 8.1.1 *Parámetros poblacionales*

El crecimiento de los individuos es un proceso en tres dimensiones, con cambios en lo largo, alto y profundo, y por lo general se asume que estos cambios son proporcionales entre ellos, por lo que la superficie del área de organismo es proporcional al cuadrado de cualquiera de sus medidas y su volumen será proporcional al cubo; por lo que si la gravedad no cambia entonces el peso será proporcional al cubo de su longitud, lo que se conoce como crecimiento isométrico (Quinn y Deriso, 1999). Se encontró que *T. macdonaldi* cumple con esta proporcionalidad de crecimiento isométrico ( $b = 3$ ), confirmando lo encontrado por Román-Rodríguez y Hammann (1997), lo que da mayor certeza a los modelos utilizados en el presente trabajo (Quinn y Deriso, 1999).

La talla de primera captura con el arte de pesca red fue  $LT_{50\%} = 127.8$  cm LT, es decir, que captura organismo entre 4 y 6 años cercanos a la edad de primera madurez (Román-Rodríguez, 1994). La talla de primera captura ( $LT_{50\%}$ ) de la caña fue de  $LT_{50\%} = 81.8$  cm LT, lo cual indica que captura mayormente organismos juveniles de edades entre los 2 y 4 años, aproximadamente (sección 7.1.3).

Las tallas de primera captura ( $LT_{50\%}$ ) de la red y de la caña encontradas en este trabajo fueron 4 y 6% más pequeñas que las reportadas por Valenzuela-Quiñonez (2014), respectivamente. Si bien la reducción en la talla de captura es utilizada como un indicador sobre el estado de la población (Froese, 2004), es posible que esto sea un reflejo de las diferencia en los muestreos (amplitud de la muestra y área de muestreo) más que a cambios en la población en sí.

La proporción sexual fue 1:1, solo en la Reserva mostró una proporción mayor de machos, la cual es la zona de desove y crianza (Cisneros-Mata *et al.*, 1995). Estudios previos han reportado que la totoaba forma cardúmenes con una mayor proporción de machos (0.53:1) en las temporadas de reproducción en la zona del Alto Golfo (Arvizu y Chávez, 1972; Barrera-Guevara, 1992). La mayor proporción de machos en esta localidad puede estar relacionada con una variabilidad especial en los rasgos reproductivos (Merrell, 1994; Smith, 1978). El comportamiento reproductivo de los esciéndidos involucra a varios machos rodeando a una hembra para asegurar la fertilización de los ovocitos (Aalbers y Drawbridge, 2008); es posible que los machos compitan por el apareamiento como un proceso clave en la selección sexual y disponibilidad de pareja (De Jong, 2011). Así, esta variabilidad con sesgo hacia los machos sobre las hembras es común en los peces esciéndidos durante la temporada reproductiva (Aalbers y Drawbridge, 2008; Shamsul-Hoda y Ajazuddin, 1992).

En 1975, cuando el recurso pesquero se clasificó como especie amenazada, el gobierno mexicano declaró una moratoria a la pesquería de totoaba. Por lo que, el acceso a los datos biológicos y estadísticos fue limitado, y se retrasaron muchos estudios demográficos; en consecuencia, los datos más recientes de edad y crecimiento para modelar las curvas teóricas de crecimiento individual de *T. macdonaldi* datan de muestreos de 1986 a 1991 (Román-Rodríguez y Hammann, 1997). Román-Rodríguez y Hammann (1997) reportan una  $L_{\infty} = 135.5$  cm (longitud furcal) para toda la población, mientras que los nuevos datos muestran un promedio de longitud máxima más grande (164.7 cm longitud total), incluyendo las hembras (165.2 cm longitud total); aun para la población de machos la  $L_{\infty}$

fue mayor (154.5 cm de longitud total). Este estudio indicó que los machos son más pequeños que las hembras, aunque ambos comparten coeficientes de crecimiento y una edad teórica de los individuos de edad cero similares. Los valores de los coeficientes de crecimiento estimados en este estudio son similares a lo que reporta Román-Rodríguez y Hammann (1997), indicando que el coeficiente de crecimiento ha tenido poca variabilidad a lo largo del tiempo, variando entre 0.27 y 0.32 año<sup>-1</sup>, excepto para el coeficiente de crecimiento estimado por Flanagan y Hendrickson (1976) con un valor de 0.16 año<sup>-1</sup> obtenido del conteo de anillos de crecimiento en escamas. Sobre el parámetro  $t_0$ , las estimaciones mostraron incertidumbre, variando de -0.05 (otolitos) a -2.26 (escamas).

Dada la limitada disponibilidad de información biológica sobre *T. macdonaldi*, la aproximación Bayesiana utiliza información contenida en los datos de edad y longitud, y la información *a priori* sobre los parámetros de crecimiento. Por lo que, el criterio de información de la devianza mostró que los estudios de crecimiento en esta especie deben ser explícitamente por sexos. El modelo de crecimiento de las hembras correspondió a un mejor ajuste, mientras que el crecimiento para toda la población tuvo un error predictivo esperado mayor. El principal efecto se observó en  $L_\infty$ , la diferencia entre hembras y la población total fue solo de 1 cm de longitud total, mientras que la diferencia entre machos y la población total fue de casi 10 cm de longitud total.

La distribución de frecuencias de longitudes analizada por Román-Rodríguez y Hammann (1997) tuvo dos grupos modales, juveniles de 10 a 35 cm, y adultos entre 120 y 155 cm; la estructura de longitudes entre 55 y 110 cm estuvo ausente en los muestreos biológicos, en el análisis no se incluyeron individuos de 5 a 10 años aproximadamente. Por esta razón la incertidumbre en los parámetros de crecimiento estimados por Román-Rodríguez y Hammann (1997) corresponden a la dificultad de ajustar la curva de crecimiento provenientes de dos fuentes de información, 1,125 juveniles menores a 35 cm de longitud furcal, y 157 adultos mayores a 120 cm de longitud furcal. Basándose en estos datos, ellos explican que el mayor incremento en la longitud furcal ocurrió durante el primero y

segundo año, y un decremento notable en longitud fue observado cuando la totoaba alcanza la edad de primera madurez, entre los seis y siete años, aproximadamente. En contraste con esto, este estudio muestra un patrón de crecimiento más lento, y entre el primero y sexto año el incremento en la longitud es más acelerado que el crecimiento observado en individuos mayores a siete años.

En el presente estudio, la estructura de edad y de tallas, incluyendo todos los grupos de edad, mostró una baja frecuencia de individuos mayores a 10 años, asumiendo que los datos de edad y longitud, y las *a priori* Bayesianas para los parámetros basados en una distribución uniforme fueron conjuntamente informativos sobre los parámetros  $\theta_i$  estimados para el modelo de crecimiento de von Bertalanffy, tal como se mostró con la convergencia de las tres cadenas de Markov estimadas mediante este análisis Bayesiano. El modelo de crecimiento de von Bertalanffy fue informativo sobre el patrón de crecimiento de *T. macdonaldi*, los puntos de inflexión para las edades más tempranas no se observaron, y la presencia de cambios abruptos en las tasas de crecimiento, no fueron evidentes a lo largo de la esperanza de vida de *T. macdonaldi* (datos de los otolitos). Por lo que, la confrontación estadística entre modelos de crecimiento no fue un problema a analizar en este estudio, aunque podría ser un tópico para futuras investigaciones de esta especie. La mayor ventaja del modelo de crecimiento de von Bertalanffy basado en una aproximación Bayesiana fue la comparación entre dos diferentes estructuras de edades asociadas al crecimiento individual de *T. macdonaldi* durante dos períodos, identificados como sobreexplotación y después de la declaración de la moratoria (casi 40 años).

Por otra parte, dado que en el presente estudio se utilizaron modelos bioeconómicos estructurados por edades, los resultados de los potenciales rendimientos de éstos dependerá fuertemente de la tasa de mortalidad y como haya sido estimada (Hilborn y Walters, 1992). Existe una extensa literatura que menciona que la tasa de mortalidad se reduce conforme incrementa la edad debido principalmente a los cambios en la presión por depredación que ocurren con el incremento del tamaño (Pauly, 1980; Powers, 2014), en

este sentido diferentes autores mencionan que la utilización de un vector de  $M$  es más apropiado cuando se trata de estimar puntos de referencia para una pesquería, ya que reducen la posibilidad de sobreestimar la biomasa disponible de los stocks, sobre todo en casos donde el arte de pesca tiene una selectividad marcada en ciertas edades (Hilborn y Walters, 1992; Abella *et al.*, 1997; Caddy y Abella, 1999). Kenchington (2014) reconoce que de los modelos basados en regresiones para estimar las tasas de mortalidad, el de Gislason *et al.* (2010) es el mejor fundamentado.

En nuestro caso, el modelo de Gislason *et al.* (2010) mostró tener una tendencia de acuerdo con lo reportado en otras especies, donde los juveniles tienen  $M$  muy elevadas, y caen de manera abrupta hasta volverse relativamente constante en adultos, alrededor de la edad de primera madurez (Caddy, 1991; Abella *et al.*, 1997; Caddy y Abella, 1999), siete años para esta especie (Román-Rodríguez, 1994) que es la edad en la que  $M$  se empieza a volver constante. A diferencia de otras estimaciones de  $M$ , nosotros consideramos que esta estimación de  $M$  incluye la mortalidad por pesca incidental de la flota camaronera, ya que ésta se expandió a lo largo del Golfo de California desde hace más de 50 años (Magallon-Barajas, 1987) por lo que la estructura de edades actual ya está afectada.

Por último, en lo referente a los parámetros poblacionales, en este trabajo se utilizó una curva de selectividad con distribución normal, la cual asume que solo una edad específica es 100% vulnerable al arte de pesca, y la probabilidad de captura disminuye a cada extremo de la curva. La curva de selectividad de la red abarcó un rango de edades muy amplio, desde la edad uno hasta 21, y los organismos de ocho años son los más vulnerables. Para el caso de la caña, la curva se centra en organismos desde la edad uno hasta ocho, siendo los organismos de tres años los más vulnerables.

Froese (2004) propone utilizar tres indicadores para evaluar el estado y la tendencia de las pesquerías: 1) dejar que los peces se reproduzcan; 2) dejarlos crecer; y 3) dejarlos reproducirse. Estos indicadores se traducen en capturar organismos en una talla óptima y

tener tasas de mortalidad a la edad que permitan una tasa de supervivencia suficiente para poder mantener a los mega-reproductores de la población, como recomiendan Caddy y Seijo (2002). El comparativo de los artes de pesca hecho en este estudio se observa que la caña de pescar no captura estos organismos, sin embargo, captura organismo de tallas pequeñas que podría tener efectos negativos en la población. Una posible opción para esto podría ser incrementar el tamaño del anzuelo para poder mover la curva de selectividad a edades mayores, así como regular la tasa de mortalidad mediante diferentes medidas de manejo (p. ej. cuotas de captura, número de permisos, etc.).

### **8.1.2 Estructura de tallas y edades**

Los resultados de estructura de tallas del presente trabajo mostraron que los organismos colectados en la Reserva de la Biosfera, presenta la mayor amplitud de tallas. En esta zona se encontraron organismos menores a 50.0 cm (LT) y edades menores a un año, lo que indica que es una zona de crianza para la totoaba. De igual manera se observaron organismo de gran tamaño y edades de hasta 19 años con gónadas maduras, lo cual también es indicio de que es una zona de reproducción. Los resultados del presente trabajo concuerdan con los de otros autores que mencionan que en la zona del Alto Golfo se pueden capturar organismos maduros (Flanagan y Hendrickson, 1976; Román-Rodríguez y Hammann, 1997; Valenzuela-Quiñonez, 2014) mientras que en las zonas con baja profundidad de esta área se pueden encontrar juveniles (Román-Rodríguez y Hammann, 1997; Valdez-Muñoz *et al.*, 2010; Valenzuela-Quiñonez, 2014). Note que también en las áreas de muestreo de Las Islas las Encantadas y Piedra Consag se encontraron organismos de tallas pequeñas, lo que indica que los organismos juveniles permanecen largo periodo en estas dos zonas (Cisneros-Mata *et al.*, 1995, 1997). No obstante, para confirmar esta información es necesario hacer estudios más exhaustivos con muestreos aleatorios y estratificados, y/o con tecnología menos invasivas, como lo sería el marcaje satelital.

Las poblaciones de peces sujetas a una fuerte explotación tienden a mostrar una estructura de tallas y edades corta debido a la eliminación de los organismos más viejos de la



población (Hsieh *et al.*, 2010). La totoaba mostró un amplio rango de edades desde los 0 hasta los 24 años, y la longitud máxima observada fue de 186 cm, similar a los tamaños máximos reportados previos al colapso de la pesquería (Román-Rodríguez y Hammann, 1997). Sin embargo, el tamaño máximo y la composición de edades de la población al inicio de la pesquería siguen siendo desconocidos. En este estudio, es claro que la distribución de edades de los peces muestreados en la región de la Reserva es la mejor representación para la población de totoaba, mostrando edades que abarcan desde los 0 hasta los 19 años. Cuando los datos fueron agrupados, dado que la totoaba se considera una población panmíctica del Golfo de California (Valenzuela-Quiñonez *et al.*, 2016); una población truncada mostraría la usencia de algunas clases de edad adulta y un sesgo hacia los juveniles observados. Esto puede indicar un impacto de la presión de pesca de años atrás, pero también puede ser un efecto de la selectividad del arte de pesca, el cual tiene un rango específico de tallas/edades limitado y al pequeño tamaño de muestra asociado al especial cuidado que se tuvo dado el estatus de la especie. En este estudio, la estructura de edades de la población de totoaba fue mayor a la reportada previo al colapso (Nakashima, 1916), y puede considerarse como un marcador de estabilidad poblacional, como lo menciona Kloser *et al.* (2015). Sin embargo, la pesca ilegal de 2013 a la fecha, llevada a cabo mayormente en el Alto Golfo de California y la región de las Grandes Islas, tal vez ya haya afectado a la estructura de la población.

Los organismos adultos se colectaron mayormente en el área del Alto Golfo, mientras que los juveniles se encontraron ampliamente dispersos a lo largo del Golfo de California. Este patrón espacial ha sido inferido del seguimiento de los movimientos migratorios de totoaba a lo largo de la costa (Arvizu y Chávez, 1972; Cisneros-Mata *et al.*, 1995; Flanagan y Hendrickson, 1976). Sin embargo, no existen registros precisos de la variación espacial de la composición de edades. Los organismos adultos se encontraron solo en el Alto Golfo de California hacia la región de las Grandes Islas, y estuvieron ausentes en la región sureña, esto no necesariamente indica una ausencia real de adultos, es posible que se trate de un sesgo en el muestreo y/o que no sean vulnerables a los artes de pesca empleados en las

temporadas de muestreo. Se identificaron dos áreas de reclutamiento importantes: 1) Piedra Consag, fuera de la costa de San Felipe en Baja California, y 2) las Islas Las Encantadas (al norte de Bahía San Luis Gonzaga). Durante todos los muestreos a lo largo del año en ambas localidades se colectaron organismos juveniles, entre uno y tres años.

Este estudio sugiere una expansión de la población de totoaba en el Golfo de California, principalmente por el registro de juveniles en La Paz, Baja California Sur, y Mazatlán, Sinaloa, incluyendo la presencia de juveniles de edades similares colectados en varias localidades durante la misma temporada de muestreo (invierno). Hoy se sabe de la presencia de una granja de totoaba en la Bahía de La Paz, y los primeros alevines llegaron en agosto de 2012, lo cual puede causar duda sobre el origen de las totoabas del presente trabajo, capturadas en los meses de agosto y septiembre de 2013. No obstante, la estructura de edades de los 24 organismos capturados en La Bahía de La Paz mostró un rango de edades entre 2 y 6 años (Fig. 17), por lo que si fueran organismos de cultivo serían de un año. Por lo que, las capturas con estas edades sugieren un nuevo registro en La Bahía de La Paz. Con este nuevo hallazgo es necesario reconsiderar el conocimiento actual sobre su distribución y migración, para determinar los movimientos de los organismos en ambas costas del Golfo de California, así como las causas y efectos asociados a estos.

### **8.1.3 Distribución**

Uno de los potenciales impactos del colapso de las pesquerías sobre las poblaciones es la reducción de su rango de distribución (Dulvy *et al.*, 2000, 2003). Los registros históricos de la distribución de la totoaba se remontan a principios del siglo XX, y reportan que su rango va desde la boca del delta del Río Colorado hasta el Río Fuerte por el lado del Macizo Continental, por el lado de la Península de Baja California hasta Bahía Concepción (Arvizu y Chávez, 1972; Robertson y Allen, 2015). La totoaba es una especie que se encuentra en la categoría de Peligro Crítico que debió sufrir una contracción de su rango de distribución. Sin embargo, este estudio sugiere que la distribución histórica de la totoaba no solo se ha mantenido, sino que incluso pudo haberse extendido, a lo largo de la costa de la Península,

hasta la Bahía de La Paz y por el lado del Macizo Continental hasta Mazatlán, Sinaloa. Así lo muestran las capturas científicas obtenidas durante los muestreos realizados en este estudio. A pesar de este posible escenario, la presencia actual de la totoaba a lo largo del Golfo de California soporta la idea de que el colapso de la pesquería no resultó en una contracción de su rango de distribución, o si éste ocurrió, es posible que se haya extendido otra vez después de 40 años del cierre de su pesquería, incluso considerando la incipiente pesca ilegal que ocurrió en el Alto Golfo de California durante este periodo.

## **8.2 Análisis bioeconómicos: efectos de la pesca ilegal; y de una posible reapertura de la pesquería mediante un manejo alternativo basado en derechos**

### ***8.2.1 Efecto de la pesca ilegal sobre el tiempo de recuperación de la población y consecuencias bioeconómicas***

El análisis mostró que la duración de la moratoria para la recuperación de las poblaciones dependerá fuertemente del nivel de mortalidad por pesca ilegal  $\theta_i$ . Esto puede estar determinado por la eficiencia en aplicación y cumplimiento. Estos factores deben tomarse en cuenta cuando se determina la duración de una moratoria. Esto proporciona una oportunidad para alcanzar el objetivo de recuperar toda la biomasa a los niveles deseados mientras se afronta la incertidumbre sobre los niveles de pesca ilegal, el cual es una cuestión importante que considerar cuando se implementa una moratoria en las pesquerías de pequeña escala.

Sin embargo, abordar este tema es complicado debido a la gran movilidad de las pesquerías de pequeña escala y la amplitud de lugares para desembarco que tienen (Salas *et al.*, 2007), lo que dificulta hacer mediciones sobre las tasas de mortalidad ocasionadas por la pesca ilegal. El uso de matrices de “rentabilidad” sin probabilidades de ocurrencia con estados de la naturaleza alternativos, es un enfoque adecuado para lidiar con la ausencia de información sobre el cumplimiento de la moratoria, y para ilustrar los posibles resultados de diferentes niveles hipotéticos de pesca ilegal.

De acuerdo con este análisis, cuando el objetivo de una moratoria es recuperar una especie, es importante reconocer la realidad de las comunidades pesqueras como una posible aproximación para identificar la probabilidad de ocurrencia de pesca ilegal, es decir, la presencia de usuarios no contribuyentes a la sostenibilidad de la pesquería.

Los resultados de este análisis son consistentes con las observaciones hechas por Rosales-Juárez y Ramírez-González (1987) y Valenzuela-Quiñonez *et al.* (2015) sobre que esta especie longeva podría estar recuperada actualmente en ausencia de pesca ilegal. Sin embargo, el acelerado crecimiento de la pesca ilegal desde 2013 (Valenzuela-Quiñonez *et al.*, 2015), está teniendo un efecto negativo en la población.

Es posible que la pesca ilegal de totoaba haya iniciado por usuarios no contribuyentes a la sostenibilidad de la pesquería involuntarios, pescadores que no estaban correctamente informados sobre las repercusiones que la pesca ilegal generaría en el largo plazo. Personas que solamente respondían a sus necesidades e intereses inmediatos (Bobadilla *et al.*, 2011). Un caso concreto fue la afectación que sufrió la vaquita marina, que tuvo como consecuencia la suspensión total durante tres años de las pesquerías del Alto Golfo (DOF, 2018b).

No obstante, a partir de 2013 se observó un incremento acelerado de la pesca ilegal de *T. macdonaldi*, producto de una conjunción de factores económicos y sociales, aunado a los signos de recuperación de su población observados por pescadores y científicos (De Anda-Montañez *et al.*, 2013; García-De León *et al.*, 2010; Rosales-Juárez y Ramírez-González, 1987; Valenzuela-Quiñonez *et al.*, 2015). La demanda de vejiga natatoria incrementó de manera acelerada, principalmente en el mercado asiático, lo que ocasionó que los usuarios no contribuyentes a la sostenibilidad de la pesquería, que antes eran involuntarios, pasaran a ser deliberados, es decir, la posibilidad de altos ingresos económicos en el corto plazo se volvió el principal incentivo de la pesca ilegal, sin importar las consecuencias futuras, ya que el precio de playa puede alcanzar hasta los \$8,000 dólares por kilo de vejiga natatoria (Alvarado *et al.*, 2017; Brusca *et al.*, 2017).

Con el fin de reducir el número de pescadores ilegales y la indeseada captura incidental de totoaba y otras especies amenazadas (p. ej. *Phocoena sinus*), el gobierno mexicano ha implementado acciones tales como el programa de compensación por la suspensión total de las pesquerías con redes agalleras y palangres, y el mejoramiento de la vigilancia desde el 10 de abril de 2015 hasta el 31 de diciembre de 2017, y una extensión para prohibir los palangres hasta abril de 2018 (DOF, 2018b). Esto representa una buena medida para reducir la presencia de usuarios no contribuyentes a la sostenibilidad de la pesquería, tanto involuntarios como deliberados. De igual manera, el actual involucramiento de la marina (Millán-Tovar, 2017) y organizaciones conservacionistas internacionales (Sea Shepherd) en la supervisión de las actividades de la pesca ilegal en el Alto Golfo de California incrementa la probabilidad de que los pescadores furtivos sean capturados.

Sin embargo, de acuerdo con Bobadilla *et al.* (2011), estas decisiones de manejo, tomadas sin consultas previas ni el involucramiento de la comunidad de pescadores de pequeña escala, fomentan la renuencia de pescadores a cumplir con las normas (Boonstra *et al.*, 2017; Sutinen y Kuperan, 1999;). Se ha observado que pescadores locales perciben que estas medidas amenazan sus estilos de vida y han expresado que no dejarán de pescar ya que no tienen habilidades para moverse a una actividad económica diferente.

Para revertir la renuencia por parte de los pescadores a cumplir con la moratoria, parece esencial que las regulaciones sean entendidas y percibidas como justas, razonables y con sentido para sostener sus pesquerías de pequeña escala y estilos de vida (Arias *et al.*, 2015; Sutinen, 1999; Sutinen y Kuperan, 1999;). Es importante también que se establezcan medidas coercitivas para incrementar el cumplimiento de las actuales regulaciones (Karper y Lopes, 2014; Kuperan y Sutinen, 1998;). Los resultados de este estudio pueden ser utilizados para informar a las comunidades de: 1) la necesidad de extender la moratoria tanto como sea requerido debido a la existencia de pesca ilegal, y 2) la pérdida de la renta del recurso que tendrían las comunidades por no poder pescar debido a la extensión de la moratoria hasta que la población esté recuperada al nivel de biomasa deseado ( $B_{MRS}$ ).

Aunque, como medida coercitiva, las leyes mexicanas marcan castigos federales severos por capturar, dañar o matar especies protegidas (Nadal-Urias *et al.*, 2013), el involucramiento del crimen organizado en la captura y tráfico internacional de la vejiga natatoria de totoaba incrementa las dificultades para la aplicación efectiva de las regulaciones (de Coning y Witbooi, 2015). Bajo este panorama es altamente probable que la realidad de la totoaba se asemeje al escenario con la tasa de mortalidad más alta, y que, tal como apunta Newman (2019), la solución requerirá que se involucre a una nueva generación de criminalistas especializados en crímenes ambientales, pesca y explotación ilegal de especies amenazadas.

Las proyecciones de las líneas del tiempo de recuperación de especies vulnerables son esenciales al momento de tomar decisiones sobre las futuras consecuencias de una moratoria, especialmente en especies que son más vulnerables a la pesca ilegal debido al alto valor de sus productos, como lo es la vejiga natatoria de la totoaba. La pesca ilegal es un problema que constantemente amenaza el éxito de los planes de recuperación alrededor del mundo, con casos en el que el riesgo es mayor, y cada uno con diferentes estrategias y acciones para reducir o eliminar este problema. Sin embargo, es importante que antes de implementar una moratoria en una pesquería se analice el contexto social y económico de las comunidades pesqueras afectadas, con el fin de estimar un proxy de la presencia tanto de usuarios no contribuyentes a la sostenibilidad de la pesquería involuntarios y deliberados. Esto podría reducir la incertidumbre de las líneas del tiempo proyectadas.

El análisis bioeconómico dinámico utilizado mostró las trayectorias alternativas de la recuperación de la población y las líneas del tiempo correspondientes de la recuperación de la población a la biomasa objetivo. Las líneas del tiempo correspondientes para los niveles de pesca ilegal alternativos  $\theta_i$  resultaron en 16, 19, 24 y 33 años. Debido a la pesca ilegal el estudio calculó el valor presente neto no percibido asociado a la extensión de la moratoria más allá del necesario si no existiera pesca ilegal. El cálculo del VPN no percibido

de la renta para las posibles mortalidades por pesca  $\theta_i$  estuvo en un intervalo de US\$432 y US\$1,067 millones de dólares. El uso de las matrices de decisión y el criterio de decisión precautorio como el Minimax, proporcionan una guía para la selección de la línea del tiempo de la moratoria que pueda minimizar el máximo arrepentimiento asociado a la ocurrencia de los posibles estados de la naturaleza de pesca ilegal. Asimismo, los diferentes manejadores de pesquerías tiene diferentes actitudes antes el riesgo, el análisis de Monte Carlo utilizado, calculó que el riesgo de caer por debajo del punto de referencia objetivo ( $B_{MRS}$ ) para la recuperación de la biomasa con duraciones alternativas de la moratoria considerando un rango de posibles escenarios de mortalidad por pesca. Los valores de riesgo asociados para las duraciones alternativas de la moratoria fueron de: 0.57, 0.56, 0.30 y 0.04. La sostenibilidad de las pesquerías expuestas a pesca ilegal requiere enfoques, como el presente, cuando se determine la duración de una moratoria de especies amenazadas.

### **8.2.2 Desempeño de los artes de pesca y proyecciones de un manejo alternativo basado en derechos**

Los resultados de esta sección están caracterizados en tasas obtenidas del modelo bioeconómico estructurado por edades en estado estacionario, esta aproximación permitió lidiar con dos problemas principales que enfrenta la actual situación de la totoaba: 1) la falta de información histórica de la población y su evaluación, y 2) el efecto de los diferentes artes de pesca en el recurso, especialmente sobre la biomasa del stock desovante. Otra ventaja del modelo es la incorporación de la tasa de mortalidad natural a lo largo del ciclo de vida de *T. macdonaldi*, la cual es alta durante las edades más pequeñas y se va reduciendo hasta alcanzar una estabilidad en la edad de primera madurez (alrededor de los 7 años de edad), lo que refleja una mortalidad por pesca más precisa sobre la biomasa del stock desovante y reduce la probabilidad de sobreestimar  $F_{max}$  (Caddy y Abella, 1999).

El análisis bioeconómico mostró que la red totoabera genera mayores rendimientos debido a que captura individuos en un rango de tallas más amplio, además, presentó un índice de biomasa del stock desovante más alto. Los altos rendimientos de la red es uno de los motivos por el que los pescadores furtivos la prefieren, pues es altamente lucrativa. Sin

embargo, también es evidente, el peligro que representa para la vaquita marina (*Phocoena sinus*), la tortuga verde (*Chelonia mydas*), tiburón blanco (*Carcharodon carcharias*), entre otras especies (Moore *et al.*, 2009; Peltier *et al.* 2016). Dado los altos precios que alcanza la vejiga natatoria actualmente, la regulación mediante MABD evitaría que la población de totoaba se reduzca a niveles en los que su tasa intrínseca de crecimiento sea tan baja que su recuperación se vuelva complicada (Clark, 1973; Swanson, 1994), como se ha observado en otros sciaenidos (Sadovy y Cheung, 2003).

Los escenarios simulados ofrecen una visión general sobre las sendas después de una posible regulación de la totoaba. Aunque los rendimientos y la biomasa del stock desovante varían considerablemente dependiendo del posible estado de la población, todas las sendas indican que si la totoaba se explota bajo el MABD los rendimientos se vuelven sostenibles, y la reducción en la biomasa del stock desovante se suaviza. Para el mejor escenario, cuando la población está recuperada y el MABD se implementa en 2013 (línea punteada de la figura 35), los rendimientos se reducen inmediatamente después de alcanzar  $F_{max}^{cp}$ . Cabe mencionar que las sendas de los rendimientos proyectados antes de implementar el MABD son aquellos que probablemente hayan ganado los pescadores furtivos, como se demostró en la sección anterior y por ende la población se encuentre mayormente afectada.

Por otra parte, bajo el peor escenario, cuando la población está agotada y se retrasa la implementación del manejo (línea gris continúa de la figura 37), se observa que los rendimientos incrementan en cuanto se implementa el MABD, y la senda de la biomasa del stock desovante reduce su caída tan abrupta. Para este escenario, la regulación se vuelve más necesaria ya que la biomasa del stock desovante se encuentra en niveles muy bajos, por otra parte, los rendimientos también incrementarían. Aunque el nivel de beneficios de implementar el  $F_{max}^{cp}$  varía según el escenario en cuestión, es claro que el retraso de la regulación incrementa las pérdidas económicas y representa un mayor riesgo de sobrepesca (Mangin *et al.*, 2018). Dada la vulnerabilidad biológica implícita que tienen los



peces sciaenidos, la población de totoaba puede llegar a reducirse de manera drástica, como ocurrió con la *Bahaba taipingensis*, otro sciaenido de China, (Sadovy y Cheung, 2003).

En cuanto al valor presente neto (VPN), en todos los escenarios se observó que éste se reduce conforme pasa el tiempo y las redes totoaberas continúan operando. De acuerdo con estos resultados, de reabrirse la pesquería de totoaba bajo un MABD los pescadores tendrían oportunidad de explotar un recurso de alto valor económico utilizando métodos convencionales que no afecten a otras especies amenazadas, y así incrementarían las posibilidades de mejorar su estilo de vida.

De la misma manera, la reapertura de totoaba, posterior a la eliminación de la pesca ilegal, permitiría al gobierno federal reducir las pérdidas económicas por el gasto en las medidas y acciones de conservación implementadas, en las que se ha gastado alrededor de \$85 millones de dólares (Millán-Tovar, 2017), y se ha estimado que la suspensión de las pesquerías del Alto Golfo representa pérdidas de alrededor de \$51.18 millones de dólares (López-Sagástegui *et al.*, 2016). Inclusive podría incrementar la recaudación de impuestos del gravamen a las actividades secundarias de la pesca de totoaba (Aburto-Oropeza *et al.*, 2018).

Bajo el panorama actual de las comunidades del Alto Golfo, es necesario encontrar la forma de reconciliar al sector productivo con la conservación. Sin embargo, las evaluaciones económicas y tecnológicas hechas hasta la fecha, se han enfocado principalmente las redes agalleras y en tres diferentes artes de pesca del camarón azul para reducir la captura incidental de otras especies, y el efecto sobre el fondo marino (redes de arrastre de camarón tradicionales, redes selectivas del Instituto Nacional de Pesca -RSINP- y modificaciones de las RSINP para hacerlas más ligeras) (Aburto-Oropeza *et al.*, 2018; Morzaria-Luna *et al.*, 2012; INAPESCA, 2014;). La reciente modificación a las redes de la flota de pequeña escala ha sido cuestionada, y es vista como una solución de corto plazo, debido que sigue teniendo un considerable volumen de descarte por pesca incidental e impactos potenciales sobre los juveniles de totoaba (Aburto-Oropeza *et al.*, 2018).

Por otra parte, Morzaria-Luna *et al.* (2012), mediante simulaciones de diferentes medidas de conservación para la vaquita marina, estiman que, en un escenario en el que las redes agalleras y camarónicas de arrastre se hubieran prohibido en 2008 dentro del área de distribución de la vaquita marina (5,339 km<sup>2</sup>), la vaquita marina pudo mostrar signos de recuperación y se hubiera afectado en menor medida al VPN de las diferentes pesquerías de la región.

Los resultados del presente trabajo muestran que una posible explotación de totoaba utilizando la caña de pescar mediante un enfoque de MABD, puede ser una alternativa para consolidar diversos objetivos que puedan reducir el impacto social que las políticas de conservación implementadas hasta ahora han generado. En este sentido, reabrir la pesquería de totoaba de manera controlada puede ofrecer una oportunidad para: a) reducir su pesca ilegal y el riesgo de sobrepesca que representa en el largo plazo; b) reducir el riesgo de extinción de la vaquita marina; c) explotar de manera controlada un recurso pesquero con alto valor económico, con los beneficios que esto conlleva (p. ej. incremento en la renta de las pesquerías y reasignación de los costos de conservación de la vaquita). Las compensaciones mediante una posible explotación de totoaba utilizando artes de pesca alternativos que no afectan a la población de vaquita marina pueden medirse y evaluarse permitiendo una pesca limitada y controlada, en lugar de pagar a los pescadores por dejar de pescar, lo que en el largo plazo ha mostrado ser poco efectivo, limitado y costoso.

Para desarrollar una política para la explotación de totoaba y conservación de la vaquita marina, es necesario romper con las barreras actuales (i.e. pesca ilegal, inspección y vigilancia poco eficientes, deficiente aplicación de las leyes, etc.). Es importante desarrollar un plan de co-manejo mediante un proceso transparente basado en información científica, con objetivos definidos de manera consistente y soportados por pescadores, prestadores de servicio, grupos conservacionistas, líderes políticos y el público en general, de esta manera se reduce la posibilidad de que sea corrompido. A la par, es necesario desarrollar mecanismos que aseguren su aplicación y cumplimiento (Sutinen y Kuperan, 1999). La

asignación de derechos y el involucramiento de los pescadores en el proceso de manejo es absolutamente necesario para que estas metas sean alcanzadas (Aburto-Oropeza *et al.*, 2018; Espinoza-Tenorio *et al.*, 2015;).

### **8.3 Discusión global**

Aunque la inexistencia de un estudio que pueda ser utilizado como línea base para determinar la abundancia de *Totoaba macdonaldi* complica la elaboración de conclusiones sólidas referentes al estado real de la población, trabajos anteriores indican que la población muestra signos de estabilidad (Rosales-Juárez y Ramírez-González 1987; Valenzuela-Quíñonez *et al.*, 2014, 2015). De la misma manera, los resultados del presente estudio sugieren una estabilidad de la población debido a la presencia de mega-reproductores, la ampliación de su rango de distribución y una estructura de tallas y edades no truncada. Román-Rodríguez y Hammann (1997) y recientemente Cisneros-Mata (2018) hacen mención a una población bien estructurada, tanto en tallas como en edades, similar a los hallazgos en este estudio.

Las especies longevas y con madurez tardía son vulnerables a la sobreexplotación, y esta vulnerabilidad incrementa cuando la especie tiene un alto valor en el mercado (Dulvy *et al.*, 2000, 2003). La interacción de ambos factores puede ser considerada como un sistema de alarma en los recursos pesqueros. Los rasgos bioeconómicos de alta vulnerabilidad de la totoaba, como se mencionó anteriormente, hacen que exista un riesgo de sobreexplotación, en caso de un cambio en su estado de conservación por parte de los tomadores de decisiones debido a su aparente recuperación.

Actualmente, la totoaba es una especie que se sigue considerándose como en peligro crítico de extinción por varias organizaciones nacionales e internacionales (SEMARNAT, IUCN, CITES, por mencionar algunos) (CITES, 2017; DOF, 1975, 2018a; Findley, 2010); su pesca está prohibida desde 1975 por el gobierno mexicano, y continúa así hasta la fecha. Aunque algunos estudios sugieren que la población muestra algunos signos positivos de

recuperación (Rosales-Juárez y Ramírez-González, 1987; Valenzuela-Quiñonez *et al.*, 2015), su exposición a la pesca ilegal en los últimos seis años amenaza la viabilidad productiva de esta especie, así como una distribución más justa de los beneficios económicos de su potencial pesquería.

Establecer un programa de pesca para la totoaba sigue siendo un reto dado la actual falta de información. Se requieren datos sobre la abundancia de la población, así como un acercamiento a las comunidades pesqueras, particularmente las del Alto Golfo, dado que la viabilidad de cualquier medida de manejo dependerá fuertemente de la aceptación social. Por esta razón, se aconseja a los tomadores de decisiones a implementar una estrategia efectiva, de la mano con las comunidades pesqueras, para detener la pesca ilegal, la cual no ha sido erradicada desde enero de 2013 a la fecha, y a conducir rigurosas evaluaciones científicas enfocadas a establecer estrategias de manejo y/o conservación para la totoaba en el Golfo de California.

Las proyecciones de los tiempos de recuperación de las especies vulnerables son esenciales al momento de tomar decisiones sobre las consecuencias futuras de una moratoria, especialmente cuando son altamente susceptibles a cambios en las tasas de mortalidad en la biomasa del stock desovante. Esto es altamente relevante para especies cuya mayor contribución reproductiva a la población es por parte de los organismos maduros más viejos (Caddy y Seijo, 2002), y aquellos que son más vulnerables a la pesca ilegal debido al alto valor económico de sus productos, como la vejiga de totoaba. La pesca ilegal es un problema que constantemente amenaza el éxito de los planes de recuperación alrededor del mundo, especialmente en los países en desarrollo. Sin embargo, es importante que antes de implementar una moratoria sobre una pesquería se analice el contexto económico y social de las comunidades pesqueras involucradas, de forma tal, que se implementen medidas legitimadas por los pescadores y se prevenga la presencia de usuarios no contribuyentes a la sostenibilidad de la pesquería, involuntarios y deliberados. Esto proveerá de mayor certidumbre a las proyecciones de los tiempos de recuperación,

reducirá el tiempo necesario de la moratoria y reducirá los costos del gobierno en supervisión y las pérdidas económicas de las comunidades pesqueras afectadas.

Las actuales políticas de conservación han mostrado resultados pobres, principalmente por la falta de metas en el largo plazo (Bobadilla *et al.*, 2011), la exclusión de los pescadores en el proceso de toma de decisiones y un enfoque fuertemente conservacionista que amenaza a las pesquerías locales y el bienestar de los pescadores (Cisneros-Montemayor y Vincent, 2016), estas dos últimas han generado gran descontento entre los pescadores de las comunidades afectadas (Aburto-Oropeza *et al.*, 2018). Asimismo, el lucrativo negocio que representa la vejiga natatoria ha incentivado la pesca ilegal (Aburto-Oropeza *et al.* 2018; Valenzuela-Quiñonez *et al.*, 2014, 2015) al punto tal que el crimen organizado controla la pesca ilegal (Morell, 2017).

La situación actual en el Alto Golfo de California requiere análisis para tomar una decisión de opciones de manejo que cubra las necesidades de los diferentes sectores. Los resultados indican que una pesquería de totoaba regulada con caña de pescar podría representar una estrategia ganar-ganar. Desde el punto de vista de manejo, la restricción de los artes de pesca es la acción mayormente implementada en los planes de recuperación de las poblaciones, ya que se puede reducir las tasas de explotación, así como la captura incidental de otras especies relevantes (FAO, 2014). La implementación de la caña de pescar podría volver más eficiente la conservación de la vaquita marina (p. ej. reduciendo costos de conservación) y beneficiaría a los pescadores de las comunidades locales. Con una política de esta naturaleza también se incrementaría el conocimiento sobre la población de totoaba, generando información valiosa para mejorar las medidas de regulación (UN Atlas of the Oceans, 2016).

Este trabajo no pretende hacer un juicio sobre los programas de conservación, más bien aborda la situación actual desde un punto de vista bioeconómico, y presenta a la legalización de la pesca de totoaba como una posible acción dentro de los programas de manejo, a fin de que se mejore el bienestar de las comunidades y se dé mayor protección,

tanto a la totoaba como a la vaquita. Además, ratifica la hipótesis de que retrasar el manejo adecuado y la eliminación de la pesca ilegal resulta en pérdidas económicas para diversos sectores, amenaza la sostenibilidad, y en la medida que pasa el tiempo será más difícil recuperar a la población a niveles saludables (Brown *et al.*, 2012; Mangin *et al.*, 2018).

Es evidente que para poder desarrollar modelos más robustos se necesita más investigación científica que incremente el conocimiento sobre *Totoaba macdonaldi*, como es: el reclutamiento, el tamaño de la población, los patrones migratorios, la tasa de mortalidad por pesca ilegal, entre otros. Este trabajo tiene varios supuestos con consecuencias menores sobre los beneficios de eliminar la pesca ilegal. En el modelo se asume una tasa de mortalidad por pesca ilegal del 10% tras implementar el MABD, lo cual puede no ser completamente realista, pero es una buena aproximación dada la falta de información. También es cierto que las cañas son más selectivas en las edades, y por esta razón sería interesante explorar los efectos de mover la curva de selectividad de la caña de pescar a organismos de mayor edad, pensando en el uso de anzuelos más grandes y rendimientos biológicos y económicos mayores.

En futuros trabajos es recomendable desarrollar modelos robustos que incluyan reclutamiento estocástico y consideren un factor de descuento más precautorio, lo cual será de gran ayuda para los tomadores de decisiones que estén interesados en explorar estrategias de manejo para la explotación de totoaba bajo una aproximación de reglas de control de captura (Da Rocha *et al.*, 2016a).

Dado que la totoaba es susceptible a la pesca y tráfico ilegal, será importante también que se busquen estrategias que modifiquen el comportamiento de los individuos con el fin de incrementar la aplicación y cumplimiento de las medidas establecidas, de forma tal que los programas de manejo se apliquen de manera óptima (Keane *et al.*, 2008).

## 9. CONCLUSIONES

- Las características demográficas de *T. macdonaldi* (rango de tallas y edades amplio y no truncado; tallas y edades máximas: 1,86 cm LT y 19 años similares a los registros históricos; mayor rango de distribución al reportado anteriormente; y una proporción sexual 1:1, contrario a lo esperado en una población afectada) indican una posible estabilidad poblacional hasta antes de 2014, cuando inició la pesca ilegal.
- La pesca ilegal afecta a la biomasa dinámica de *T. macdonaldi*, volviendo más lento el proceso de recuperación de la población al máximo rendimiento sostenible ( $B_{MRS}$ ), que puede ser el nivel objetivo para una posible eliminación de la moratoria.
- El éxito de la moratoria de *T. macdonaldi* como medida para la recuperación de la población depende principalmente de la presencia de usuarios no contribuyentes a la sostenibilidad de la pesquería.
- El alto precio de la vejiga natatoria de *T. macdonaldi* provoca que las probabilidades de pesca ilegal sean mayores, y en consecuencia que se tenga que prolongar la moratoria sobre esta especie, reduciendo el elevado VPN que representa su potencial pesquería.
- La red agallera tiene un máximo rendimiento por recluta de *T. macdonaldi* mayor que la caña de pescar, con una mortalidad por pesca menor, y tiene un menor efecto sobre la biomasa del stock desovante, por lo que es más rentable utilizar la red agallera y afectar en menor medida el reclutamiento de la población.
- La caña de pescar tiene la ventaja de presentar una menor captura incidental de otras especies amenazadas, y evitar la captura de mamíferos marinos, como la vaquita marina, por lo que sería más viable desarrollar la potencial pesquería de *T. macdonaldi* con este arte de pesca.
- La potencial pesquería de *T. macdonaldi* mediante un manejo alternativo basado en derechos con objetivos claros y bien definidos en el corto, mediano y largo plazo evitará que se afecte a la biomasa del stock desovante de manera drástica, y permitirá tener una pesquería sostenible con altos rendimientos económicos que beneficien a las

comunidades pesqueras del Alto Golfo de California, y a diversos sectores relacionados con la producción pesquera.



## 10. LITERATURA CITADA

- Aalbers, S. A., M. A. Drawbridge. 2008. White Sea bass Spawning Behavior and Sound Production. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 137(2):542-550.
- Abella, A. J., J. F. Caddy, F. Serena. 1997. Do natural mortality and availability decline with age? An alternative yield paradigm for juvenile fisheries, illustrated by the hake *Merluccius merluccius* fishery in the Mediterranean. *Aquat. Living Resour.* 10:257–269.
- Aburto-Oropeza, O., C. López-Sagástegui, M. Moreno-Báez, I. Mascareñas-Osorio, V. Jiménez-Esquivel, A. F. Johnson, B. Erisman. 2018. Endangered Species, Ecosystem Integrity, and Human Livelihoods. *J. Soc. Conserv. Biol.*:11(1): e12358.
- Agnew, D. J., C. T. Barnes. 2004. Economic aspects and drivers of IUU fishing: building a framework. En: Gray, K., F. Legg, E. Andrews-Chouicha (eds.). *Fish piracy. combatting illegal, unreported and unregulated fishing.* OECD Publishing, Paris, Francia. pp 167-288.
- Agnew, D. J., J. Pearce, G. Pramod, T. Peatman, R. Watson, J. R. Beddington, T. J. Pitcher. 2009. Estimating the worldwide extent of illegal fishing. *PLoS One* 4(2):e4570.
- Ainsworth, C. H., T. J. Pitcher. 2005. Estimating illegal, unreported and unregulated catch in British Columbia's marine fisheries. *Fish. Res.* 75:40–55.
- Akpalu, W., A. K. Normanyo. 2014. Illegal fishing and catch potentials among small-scale fishers: Application of an endogenous Switching regression model. *Environ. Dev. Econ.* 19:156–172.
- Alós, J., M. Palmer, S. Balle, A. M. Grau, B. Morales-Nin. 2010. Individual growth pattern and variability in *Serranus scriba*: a Bayesian analysis. *ICES J. Mar. Sci.* 67:502–512.
- Alvarado, E., A. M. Estrada, A. Melgoza. 2017. *Tráfico de Animales Comercio Ilegal en México.* Ediciones B México, S.A. de C.V., Ciudad de México, México. 264p.
- Anderson, E. D. 1998. The History of Fisheries Management and Scientific Advice – the ICNAF/NAFO History from the End of World War II to the Present. *J. Northwest Atl. Fish. Sci.* 23:75–94.
- Anderson, L. G., J. C. Seijo. 2010. *Bioeconomics of fisheries management.* Wiley-Blackwell, Iowa, EE.UU. 305p.
- Arias, A., J. E. Cinner, R. E. Jones, R. L. Pressey. 2015. Levels and drivers of fishers' compliance with marine protected areas. *Ecol. Soc.* 20(4):art19.
- Arnarson, S. 2009. Efficient fisheries management: fishing rights and flexibility right based management. En: *Conference in Reykjavik (Agosto 2009, Reykjavik, Islandia).* Nordic Council of Ministers, Reykjavik. pp. 1-7.

- Arvizu, J., H. Chávez. 1972. Sinopsis sobre la biología de la totoaba, *Cynoscion macdonaldi* Gilbert, 1890. FAO Fish. Synop. 108:1–27.
- Bahre, C. J., L. Bourillón, J. Torre. 2000. The Seri and commercial totoaba fishing (1930–1965). J. Southwest 42:559–579.
- Baranov, F. I. 1918. On the question of the biological basis of fisheries. Inst. Sci. Ichthyological Investig. Proc. 1:81–128.
- Barrera-Guevara, J. C., y L. T. Findley. 1992. Biología Reproductiva de la Totoaba, *Totoaba macdonaldi* (Gilbert, 1891): (Teleostei: Sciaenidae). Tesis (Maestría en Ciencias). Guaymas, Sonora. Instituto Tecnológico de Estudios Superiores de Monterrey-Campus Guaymas. 72p.
- Beckman, D. W., A. L. Stanley, J. H. Render, C. A. Wilson. 1990. Age and growth of black drum in Louisiana waters of the Gulf of Mexico. Trans. Am. Fish. Soc. 119:537–544.
- Berdegúe, A. J. 1955. La pesquería de Totoaba (*Cynoscion macdonaldi*) en San Felipe, Baja California. Rev. Soc. Mex. Hist. Nat. 16:45–78.
- Berger, J. O. 1985. Statistical decision theory and Bayesian analysis. Springer-Verlag, New York. 617p.
- Berkson, J., L. L. Kline, D. J. Orth. 2002. Evolving methodologies: from creation to application. En: Berkson, J., L. L. Kline, D. J. Orth (eds.). Proceedings of the Workshop Incorporating Uncertainty into Fishery Models. American Fisheries Society. Maryland, Estados Unidos. pp 1–8.
- Bobadilla, M., S. Alvarez-Borrego, S. Avila-Foucat, F. Lara-Valencia, I. Espejel. 2011. Evolution of environmental policy instruments implemented for the protection of totoaba and the vaquita porpoise in the Upper Gulf of California. Environ. Sci. Policy 14:998–1007.
- Boersma, P. D., P. Kareiva, W. F. Fagan, J. Alan Clark, J. M. Hoekstra. 2001. How Good Are Endangered Species Recovery Plans? Bioscience 51:643.
- Boonstra, W. J., S. Birnbaum, E. Björkvik. 2017. The quality of compliance: investigating fishers' responses towards regulation and authorities. Fish Fish. 18:682–697.
- Branch, T. A., A. S. Lobo, S. W. Purcell. 2013. Opportunistic exploitation: an overlooked pathway to extinction. Trends Ecol. Evol. 28:409–13.
- Brashares, J. S., P. Arcese, M. K. Sam, P. B. Coppolillo, A. R. E. Sinclair, A. Balmford. 2004. Bushmeat Hunting, Wildlife, Declines, and Fish Supply in West Africa. Science 306:1180–1183.
- Britten, G. L., M. Dowd, L. Canary, B. Worm. 2017. Extended fisheries recovery timelines in a changing environment. Nat. Commun. 8:15325.

- Brown, C. J., E. A. Fulton, H. P. Possingham, A. J. Richardson. 2012. How long can fisheries management delay action in response to ecosystem and climate change? *Ecol. Appl.* 22:298–310.
- Brusca, R. C., S. Álvarez-Borrego, P. A. Hastings, L. T. Findley. 2017. Colorado River flow and biological productivity in the Northern Gulf of California, Mexico. *Earth Sci. Rev.* 164:1–30.
- Caddy, J. F. 1991. Death rates and time intervals: is there an alternativa to the constant natural mortality axion? *Rev. Fish Biol. Fish.* 1:109–138.
- Caddy, J. F., A. J. Abella. 1999. Reconstructing reciprocal M vectors from length cohort analysis (LCA) of commercial size frequencies of hake, and fine mesh trawl surveys over the same grounds. *Fish. Res.* 41:169–175.
- Caddy, J. F., D. J. Agnew. 2004. An overview of recent global experience with recovery plans for depleted marine resources and suggested guidelines for recovery planning. *Rev. Fish Biol. Fish.* 14:43–112.
- Caddy, J. F., J. C. Seijo. 2002. Reproductive contributions foregone with harvesting: a conceptual framework. *Fish. Res.* 59:17–30.
- Caddy, J. F., R. Mahone. 1995. Reference points for fishery management. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 347. Roma, Italia. 83p.
- Campana, S. E. 2001. Accuracy, precision and quality control in age determination, including a review of the use and abuse of age validation methods. *J. Fish Biol.* 59:197–242.
- Campana, S. E., M. C. Annand, I. James. 1995. Transactions of the American Fisheries Society Graphical and Statistical Methods for Determining the Consistency of Age Determinations. *Trans. Am. Fish. Soc.* 124:131–138.
- Carr, L. A., A. C. Stier, K. Fietz, I. Montero, A. J. Gallagher, J. F. Bruno. 2013. Illegal shark fishing in the Galápagos Marine Reserve. *Mar. Policy* 39:317–321.
- Cetas, E. R., M. Yasué. 2017. A systematic review of motivational values and conservation success in and around protected areas. *Conserv. Biol.* 31:203–212.
- Charles, A. 1989. Bio-socio-economic dynamics and multidisciplinary models in small-scale fisheries research. En: *Symposium International ORSTOM-IFREMER. La Recherche Scientifique Face à La Pêche Artisanale = Research and Small-Scale Fisheries, Colloques et Séminaires*, Montpellier, France. pp 603–608.
- Charles, A. T. 2001. Sustainable fishery systems. *Fish and Aquatic Resources Series*, No.5, Blackwell Science, Ltd., Oxford, UK.
- Charles, A. T. 2009. Rights-based fisheries management: the role of the use rights in

- managing access and harvesting. En: Cochrane, K.L., S.M. Garcia (eds.). A fishery manager's guide book. Segunda edición. FAO & Wiley-Blackwell. Chennai, India. pp 253–281.
- Chen, Y., D. Fournier. 1999. Impacts of atypical data on Bayesian inference and robust Bayesian approach in fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56:1525–1533.
- Cheung, W. W. L., T. J. Pitcher, D. Pauly. 2005. A fuzzy logic expert system to estimate intrinsic extinction vulnerabilities of marine fishes to fishing. *Biol. Conserv.* 124:97–111.
- Chute, G. R. 1928. The totoaba fishery of the California Gulf. *Calif. fish game Bull.* 14:275–281.
- Cisneros-Mata, M. Á. 2018. Evaluación de la población de totoaba en el Golfo de California. Guaymas, México. 97p.
- Cisneros-Mata, M. Á., G. Montemayor-Lopez, M. J. Román-Rodríguez. 1995. Life history and conservation of *Totoaba macdonaldi*. *Conserv. Biol.* 9:806–814.
- Cisneros-Mata, M. Á., L. W. Botsford, J. F. Quinn. 1997. Projecting viability of *Totoaba macdonaldi*, a population with unknown age-dependent variability. *Ecol. Appl.* 7:968–980.
- Cisneros-Montemayor, A. M., A. C. Vincent. 2016. Science, society, and flagship species: social and political history as keys to conservation outcomes in the Gulf of California. *Ecol. Soc.* 21:art9.
- CITES. 2004. Conf. 14.3 - Procedimientos para el cumplimiento de la CITES. Ginebra. 5p.
- CITES. 2011. Criteria for the inclusion of species in Appendices I and II. Twentty-fifth meeting of the Animals Committee (Julio 2011, Ginebra, Suza), 18-22 July. 42p.
- CITES. 2017. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. Appendices I, II, and III. 69p.
- CITES. 2019. Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestre. <https://www.cites.org>.
- Clark, C. W. 1973. Profit maximization and the extinction of animal species. *J. Polit. Econ.* 81:950–961.
- Clark, C. W. 1985. Bioeconomic Modelling and Fisheries Management. Wiley, New York. 291p.
- Clark, C. W. 2006. The Worldwide Crisis in Fisheries Economic Models and Human Behavior. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 263p.
- Clarke, S. 2004. Understanding pressures on fishery resources through trade statistics: A

pilot study of four products in the Chinese dried seafood market. *Fish Fish.* 5:53–74.

Clements, G. R., C. J. A. Bradshaw, B. W. Brook, W. F. Laurance. 2011. The SAFE index: Using a threshold population target to measure relative species threat. *Front. Ecol. Environ.* 9:521–525.

CONANP, SEMARNAT. 2017. Lineamientos de operación del programa de compensación social por la suspensión temporal de pesca para contribuir a la conservación de la vaquita marina, para el ejercicio fiscal 2017. Secretaría de Gobernación, Ciudad de México, México. 18p.

Coronado-Castro, E., S. Salas., y T. Brulé. 2013. Estimación de la composición de las capturas y la cuasi-renta de diferentes flotas dirigidas a la pesquería de mero rojo en Yucatán, México. *Proceedings of the 65th Gulf and Caribbean Fisheries Institute.* 375-383.

Courchamp, F., E. Angulo, P. Rivalan, R. J. Hall, L. Signoret, L. Bull, Y. Meinard. 2006. Rarity value and species extinction: The anthropogenic Allee effect. *PLoS Biol.* 4:2405–2410.

D'Agrosa, C., C. E. Lennert-Cody, O. Vidal. 2000. Vaquita bycatch in Mexico's artisanal gillnet fisheries: driving a small population to extinction. *Conserv. Biol.* 14:1110–1119.

Da Rocha, J. M., J. García Cutrín, M. J. Gutiérrez, J. Touza. 2016b. Reconciling yield stability with international fisheries agencies precautionary preferences: The role of non constant discount factors in age structured models. *Fish. Res.* 173:282–293.

Da Rocha, J. M., J. García-Cutrin, M. J. Gutierrez. 2016a. Harvesting Control Rules that deal with Scientific Uncertainty. *Munich Pers. RePEc Arch.* 22p.

Da Rocha, J. M., M. J. Gutiérrez, S. Cerviño. 2012. Reference points based on dynamic optimization: a versatile algorithm for mixed-fishery management with bioeconomic age-structured models. *ICES J. Mar. Sci.* 69:660–669.

De Anda-Montañez, J. A., F. J. García-De León, T. Zenteno-Savín, E. Balart-Páez, L. C. Méndez-Rodríguez, N. Bocanegra-Castillo, S. Martínez-Aguilar, L. Campos-Dávila, M. J. Román-Rodríguez, F. Valenzuela-Quiñonez, M. del C. Rodríguez-Jaramillo, M. E. Meza-Chavez, J. J. Ramírez-Rosas, I. J. Saldaña-Hernández, N. O. Olguín-Monroy, M. E. Martínez-Delgado. 2013. Estado de salud y estatus de conservación de la(s) población(es) de totoaba (*Totoaba macdonaldi*) en el Golfo de California: una especie en peligro de extinción. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. La Paz, Baja California Sur. Informe Final, SNIB-CONABIO. Proyecto No. HK050, México, D.F., La Paz, Mexico. 111p.

de Coning, E., E. Witbooi. 2015. Towards a new 'fisheries crime' paradigm: South Africa as an illustrative example. *Mar. Policy* 60:208–215.

De Jong, K. 2011. Operational sex ratio and reproductive behaviour in the two-spotted goby

(*Gobiusculus flavescens*). Tesis (Doctor en Filosofía). Trondheim, Noruega. Norwegian University of Science and Technology. 28p.

Del Monte-Luna, P., D. Lluch-Belda, E. Serviere-Zaragoza, R. Carmona, H. Reyes-Bonilla, D. Auriolos-Gamboa, J. L. Castro-Aguirre, S. A. Guzmán-Del Prío, O. Trujillo-Millán, B. W. Brook. 2007. Marine extinctions revisited. *Fish Fish.* 8:107–122.

Del Monte-Luna, P., D. Lluch-Belda, R. Carmona, H. Reyes-Bonilla, J. L. Castro-Aguirre, E. Serviere-Zaragoza, D. Auriolos-Gamboa, S. A. Guzmán-del Prío, O. Trujillo-Millán, F. J. Elorduy-Garay, B. W. Brook. 2008. Extinciones en el Mar: mitos y realidades. *Interciencia* 33:74–80.

DeMaster, D., R. Angliss, J. Cochrane, P. Mace, R. Merrick, M. Miller, S. Rumsey, B. Taylor, G. Thompson, R. Waples. 2004. Recommendations to NOAA Fisheries: ESA Listing Criteria by the Quantitative Working Group 10 June 2004. Página NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO-67.

Diamond, J. M. 1989. The present, past and future of human-caused extinctions. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 325:469–477.

DOF. 1975. Acuerdo que establece veda para la especie totoaba, *Cynoscion macdonaldi*, en aguas del Golfo de California, desde la desembocadura del Río Colorado hasta el Río Fuerte, Sinaloa en la costa Oriental, y del Río Colorado a Bahía Concepción, Baja Calif. Secretaría de Gobernación, Ciudad de México, México, 1 de agosto de 1975

DOF. 2010. Norma Oficial Mexicana. NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Secretaría de Gobernación, Ciudad de México, México, 30 de diciembre de 2010.

DOF. 2015. Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente. Secretaría de Gobernación, Ciudad de México, México, 11 de diciembre de 2014.

DOF. 2015a. Lineamientos de operación del programa de compensación social por la suspensión temporal de pesca para contribuir a la conservación de la vaquita marina, para el ejercicio fiscal 2015. Secretaría de Gobernación, Ciudad de México, México, .

DOF. 2015b. Acuerdo por el que se suspende temporalmente la pesca comercial mediante el uso de redes de enmalle, cimbras y/o palangres operadas con embarcaciones menores, en el Norte del Golfo de California. Secretaría de Gobernación, Ciudad de México, México, 19 de marzo de 2015.

DOF. 2016. Lineamientos de operación del programa de compensación social por la suspensión temporal de pesca para contribuir a la conservación de la vaquita marina, para el ejercicio fiscal 2016. Secretaría de Gobernación, Ciudad de México, México, 14 de enero

de 2016.

DOF. 2018a. Acuerdo por el que se suspende temporalmente la pesca comercial mediante el uso de cimbras operadas con embarcaciones menores, en el Norte del Golfo de California. Página 3. Mexico City, Mexico.

DOF. 2018b. Proyecto de modificación del anexo normativo III, Lista de especies en riesgo de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestre-categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo, publicada el 30 de diciembre de 2010. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Ciudad de México, México, 13 de agosto de 2018.

Dresdner, J., C. Chávez, O. Barriga. 2015. Compliance in Artisanal Fisheries: Do Morality, Legitimacy, and Peer Effects Matter? *Mar. Resour. Econ.* 30:349–370.

Dulvy, N. K., J. D. Metcalfe, J. Glanville, M. G. Pawson, J. D. Reynolds. 2000. Fishery stability, local extinctions, and shifts in community structure in skates. *Conserv. Biol.* 14:283–293.

Dulvy, N. K., J. R. Ellis, N. B. Goodwin, A. Grant, J. D. Reynolds, S. Jennings. 2004. Methods of assessing extinction risk in marine fishes. *Fish Fish.* 5:255–276.

Dulvy, N. K., Y. Sadovy, J. D. Reynolds. 2003. Extinction vulnerability in marine populations. *Fish Fish.* 4:25–64.

EDF CAPLOG. 2014. La demanda China de productos marinos de lujo y las pesquerías mexicanas. 37p.

EIA. 2016a. Dual Extinction: the illegal trade in the endangered totoaba and its impact on the critically endangered vaquita. Environmental Investigation Agency (EIA). London, Reino Unido. 11p.

EIA. 2016b. Collateral damage: How illegal trade in totoaba swim bladders is driving the vaquita to extinction. Washington, D.C. 18p.

Enberg, K., C. Jørgensen, E. S. Dunlop, M. Heino, U. Dieckmann. 2009. Implications of fisheries-induced evolution for stock rebuilding and recovery. *Evol. Appl.* 2:394–414.

Espinoza-Tenorio, A., I. Espejel, M. Wolff. 2015. From adoption to implementation? An academic perspective on sustainable fisheries management in a developing country. *Mar. Policy* 62:252–260.

FAO. 2005. Increasing the contribution of small-scale fisheries to poverty alleviation and food security. Página FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. Roma, Italia, 79p.

FAO. 2014. El estado mundial de la pesca y la acuicultura. Roma, Italia, 253p.

- FAO. 2016. Depleted stocks recovery: a challenging necessity. <http://www.fao.org/fishery/>.
- FAO. 2017. Small-scale fisheries. <http://www.fao.org/3/a-au832e.pdf>. Fecha de acceso: 11 de diciembre de 2018
- FAO. 2018. The state of world fisheries and aquaculture 2018. Meeting the sustainable development goals. Roma, Italia, 210p.
- Findley, L. 2010. *Totoaba macdonaldi*. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). Fecha de acceso: 14 de junio de 2016.
- Flanagan, C., J. Hendrickson. 1976. Observations on the commercial fishery and reproductive biology of the totoaba, *Cynoscion macdonaldi*, in the northern Gulf of California. Fish. Bull. 74:531–544.
- Froese R. 2004. Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. Fish Fish. 5:86–91.
- García-De León, F. J., R. Valles-Jimenez, K. Shaw, R. Ward, J. A. De Anda-Montañez, M. E. Martínez Delgado. 2010. Characterization of fourteen microsatellite loci in the endemic and threatened totoaba (*Totoaba macdonaldi*) from the Gulf of California. Conserv. Genet. Resour. 2:219–221.
- Gelman, A., J. B. Carlin, H.S. Stern, D. B. Rubin. 2004. Bayesian data analysis. Chapman & Hall. Boca Raton, Estados Unidos. 668p.
- Gislason, H., N. Daan, J. C. Rice, J. G. Pope. 2010. Size, growth, temperature and the natural mortality of marine fish. Fish Fish. 11:149–158.
- Gordon, H. S. 1954. The economic theory of a common-property resource: the fishery. J. Polit. Econ. 62:124–142.
- Gould, J. R. 1972. Extinction of a fishery by commercial exploitation: A note. J. Polit. Econ. 80:1031–1038.
- Grafton, R. Q., T. Kompas, R. W. Hilborn. 2007. Economics of overexploitation revisited. Science 318:1601–1601.
- Greenpeace East Asia. 2015. How the illegal totoaba trade in Hong Kong is pushing Mexico's vaquita to the brink of extinction. A Greenpeace East Asia investigation, 17p.
- Guyader, O., P. Berthou, C. Koutsikopoulos, F. Alban, S. Demanèche, M. B. Gaspar, R. Eschbaum, E. Fahy, O. Tully, L. Reynal, O. Curtil, K. Frangoudes, F. Maynou. 2013. Small scale fisheries in Europe: a comparative analysis based on a selection of case studies. Fish. Res. 140:1–13.
- Hall, R. J., E. J. Milner-Gulland, F. Courchamp. 2008. Endangering the endangered: The



effects of perceived rarity on species exploitation. *Conserv. Lett.* 1:75–81.

Hannesson, R. 1993. *Bioeconomic analysis of fisheries*. Fishing News Books Ltd., Massachusetts, Estados Unidos, 138p.

Hayes, E.A. 1997. *A Review of the Southern Bluefin Tuna Fishery: Implications for Ecologically Sustainable Management*. TRAFFIC Ocean. 4p.

He, J. X., J. R. Bence. 2007. Modeling annual growth variation using a hierarchical Bayesian approach and the von Bertalanffy growth function, with application to lake trout in Southern Lake Huron. *Trans. Am. Fish. Soc.* 136:318–330.

Helfman, G. S., B. B. Collette, D. E. Facey, B. W. Bowen. 2009. *The diversity of fishes: biology, evolution, and ecology*. Wiley-Blackwell. Segunda Edición. Oxford, Reino Unido. 736p.

Hilborn, R. 2002. The dark side of reference points. *Bull. Mar. Sci.* 70:403–408.

Hilborn, R. 2007. Moving to sustainability by learning from successful fisheries. *Ambio* 36:296–303.

Hilborn, R., C. J. Walters. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment Choice, Dynamics & Uncertainty*. Springer US. Massachusetts, Estados Unidos. 570p.

Hsieh, C. hao, A. Yamauchi, T. Nakazawa, y W. F. Wang. 2010. Fishing effects on age and spatial structures undermine population stability of fishes. *Aquat. Sci.* 72:165–178.

Hutchings, J. A. 2005. Life history consequences of overexploitation to population recovery in Northwest Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62:824–832.

Huxley, T. H. 1881. The Herring. *Nature*:607–613.

Huxley, T. H. 1885. Inaugural address: The fisheries exhibition literature. En: *International Fisheries Exhibition (1883, Londres, Inglaterra)*. Fisheries Exhibition, London. pp 1-22

INAPESCA. 2014. *Reporte final del proyecto: Experimentación de artes de pesca alternativos para la captura de camarón azul *Litopenaeus stylirostris* por el sector de pesca ribereña del Alto Golfo de California*. Mexico. 47p.

IUCN. 2012. *Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels: Version 4.0*.

IUCN. 2019a. About IUCN. <https://www.iucn.org/>.

IUCN. 2019b. *The IUCN red list of threatened species. Version 2018-2*. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).

Jacquet, J., D. Pauly. 2008. Funding priorities: Big barriers to small-scale fisheries. *Conserv. Biol.* 22:832–835.

- Karper, M. A. M., P. F. M. Lopes. 2014. Punishment and compliance: exploring scenarios to improve the legitimacy of small-scale fisheries management rules on the Brazilian coast. *Mar. Policy* 44:457–464.
- Keane, A., J. P. G. Jones, G. Edwards-Jones, E. J. Milner-Gulland. 2008. The sleeping policeman: understanding issues of enforcement and compliance in conservation. *Anim. Conserv.* 11:75–82.
- Kenchington, T. J. 2014. Natural mortality estimators for information-limited fisheries. *Fish. Res.* 15:533–562.
- King, D. M., J. G. Sutinen. 2010. Rational noncompliance and the liquidation of Northeast groundfish resources. *Mar. Policy* 34:7–21.
- Kloser, R. J., C. Sutton, K. Krusic-Golub, T. E. Ryan. 2015. Indicators of recovery for orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) in eastern Australian waters fished from 1987. *Fish. Res.* 167:225–235.
- Kolding, J., C. Béné, M. Bavinck. 2014. Small-scale fisheries: Importance, vulnerability and deficient knowledge. En: García, S.M., J. Rice, A. Charles (eds.). *Governance of Marine Fisheries and Biodiversity Conservation*. John Wiley & Sons, Ltd. Chichester, Reino Unido. pp 317–331.
- Kosamu, I. B. M. 2015. Conditions for sustainability of small-scale fisheries in developing countries. *Fish. Res.* 161:365–373.
- Kuperan, K., J. G. Sutinen. 1998. Blue water crime: deterrence, legitimacy, and compliance in fisheries. *Law Soc. Rev.* 32:309.
- Kynard, B., S. Bolden, M. Kieffer, M. Collins, H. Brundage, E. J. Hilton, M. Litvak, M. T. Kinnison, T. King, D. Peterson. 2016. Life history and status of shortnose sturgeon (*Acipenser brevirostrum* LeSueur, 1818). *J. Appl. Ichthyol.* 32:208–248.
- Le Cren, E. D. 1951. The Length-Weight Relationship and Seasonal Cycle in Gonad Weight and Condition in the Perch (*Perca fluviatilis*). *J. Anim. Ecol.* 20:201–219.
- Lercari, D., E. A. Chávez. 2007. Possible causes related to historic stock depletion of the totoaba, *Totoaba macdonaldi* (Perciformes: Sciaenidae), endemic to the Gulf of California. *Fish. Res.* 86:136–142.
- Lin, S. Y. 1939. Fish air-bladders of commercial value in China. *Hong Kong Nat. a Q. Illus. J. Princ. Hong Kong South China* 9:108–118.
- López-Sagástegui, C., I. Mascareñas-Osorio, V. Jiménez-Esquivel, A. Girón-Nava, A. F. Johnson, O. Aburto-Oropeza. 2016. The value of fisheries in the Upper Gulf of California. *DataMares*. InteractiveResource.

- Lowerre-Barbieri, S. K., J. M. E. Chittenden, C. M. Jones. 1994. A comparison of a validated otolith method to age weakfish, *Cynoscion regalis*, with the traditional scale method. *Fish. Bull.* 92:555–568.
- Luomba, J., P. Onyango, R. Chuenpagdee. 2017. Closing Loopholes with the Small-Scale Fisheries Guidelines: Addressing Illegal, Unreported and Unregulated Fishing in Lake Victoria, Tanzania. En: Jentoftm S., R. Chuenpagdee, M.J. Barragán-Paladines, N. Franz (eds.). *The Small-Scale Fisheries Guidelines: Global Implementation*. Springer International Publishing, Cham. pp 541–556.
- Mace, P. M., M. P. Sissenwine. 2002. Coping with uncertainty: evolution of the relationship between science and management. En: Berkson, J., L.L. Kline, D.J. Orth (eds.). *Proceedings of the Workshop Incorporating Uncertainty into Fishery Models*. Maryland, Estados Unidos. pp 9–28.
- Magallon-Barajas, F. J. 1987. The Pacific shrimp fishery of Mexico. *CalCOFI rep* 28:43-52.
- Mangin, T., M. Á. Cisneros-Mata, J. Bone, C. Costello, S. D. Gaines, G. McDonald, L. Rodriguez, C. K. Strauss, P. Zapata. 2018. The cost of management delay: the case for reforming Mexican fisheries sooner rather than later. *Mar. Policy* 88:1–10.
- Márquez-Farías, J. F., F. J. Rosales-Juárez. 2013. Intrinsic rebound potential of the endangered (*Totoaba macdonaldi*) population, endemic to the Gulf of California, México. *Fish. Res.* 147:150–153.
- McGoodwin, J. R. 1995. *Crisis in the world's fisheries: people, problems, and policies*. Stanford University Press. Standford, Estados Unidos. 248p.
- Merrell, D. J. 1994. *The adaptive seascape: the mechanism of evolution*. University of Minnesota Press. Minneapolis, Estados Unidos. 265p.
- Millán-Tovar, I. 2017. De la secretaría de gobernación, mediante la cual remite contestación a punto de acuerdo, aprobado por la cámara de diputados, por el que se exhorta a la SEMARNAT a incentivar la acuacultura y pesca sustentables en la zona del Alto Golfo de California. Ciudad de México, México.
- Molina-Váldez, D., M. Á. Cisneros-Mata, R. Urías-Sotomayor, C. Cervantes-Vaca, M. A. Márquez-Tiburcio. 1988. *Prospección y evaluación de la totoaba (Totoaba macdonaldi) en el Golfo de California*. Informe final al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México. Guaymas, México.
- Moore, J. E., B. P. Wallace, R. L. Lewison, R. Žydelis, T. M. Cox, L. B. Crowder. 2009. A review of marine mammal, sea turtle and seabird bycatch in USA fisheries and the role of policy in shaping management. *Mar. Policy* 33:435–451.

- Morell, V. 2017. World's most endangered marine mammal down to 30. *Science* 355:558–559.
- Morzaria-Luna, H. N., C. H. Ainsworth, I. C. Kaplan, P. S. Levin, E. A. Fulton. 2012. Exploring trade-offs between fisheries and conservation of the Vaquita porpoise (*Phocoena sinus*) using an Atlantis Ecosystem Model. *PLoS One* 7:e42917.
- MRAG. 2005a. IUU Fishing on the high seas: Impacts on ecosystems and future science needs. Londres, Reino Unido. 144p.
- MRAG. 2005b. Review of Impacts of Illegal, Unreported and Unregulated Fishing on Developing Countries. Londres, Reino Unido. 176p.
- Mrosovsky, N. 1997. IUCN's credibility critically endangered. *Nature* 77(457):436.
- Musick, J. A. 1999. Criteria to Define Extinction Risk in Marine Fishes: The American Fisheries Society Initiative. *Fisheries* 24:6–14.
- Nadal-Uriias C., M. Carmona-Omana, M. Urbina-Cedillo. 2013. Tráfico ilegal de vida silvestre. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. SEMARNAT. México, D.F. 28p.
- Nakashima, E. 1916. *Cynoscion macdonaldi* Gilbert. *Copeia*:85–86.
- Naranjo-Madrigal, H., I. van Putten., y A. Norman-López. 2015. Understanding socio-ecological drivers of spatial allocation choice in a multi-species artisanal fishery: A Bayesian network modeling approach. *Marine Policy*. 62:102-115.
- Nelson, J. S., E. J. Crossman, H. Espinosa-Pérez, L. T. Findley, C. R. Gilbert, R.N. Lea, J. D. Williams. 2004. Common and scientific names of fishes from the United States, Canada, and Mexico. <http://www.itis.gov>.
- Neubauer, P., O. P. Jensen, J. A. Hutchings, J. K. Baum. 2013. Resilience and recovery of overexploited marine populations. *Science* 340:347–9.
- Newman, G. R. 2019. Series foreword. En: G. A. Petrossian (ed). *The last fish swimming*. Preager ABC-CLIO, LLC Santa Barbara, California. pp. XI-XII.
- Ostrom, E. 2000. Collective action and the evolution of social norms. *J. Econ. Perspect.* 14:137–158.
- Öztürk, B. 2013. Some remarks of Illegal, Unreported and Unregulated (IUU) fishing in Turkish part of the Black Sea. *J. Black Sea/Mediterranean Environ.* 19:256–267.
- Pandit, A., A. Ekka., B.K. Das., S. Samanta., L. Chakraborty., y R.K. Raman. 2019. Fishers' livelihood diversification in Bhagirathi – Hooghly stretch of Ganga River in India. *Current*

Science. 116(10):1748-1752.

Pauly, D. 1980. On the Interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. ICES J. Mar. Sci. 39:175–192.

Pauly, D. 1984. Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators. International Center for Living Aquatic Resources Management. Manila, Filipinas. 325p.

Peltier, H., M. Authier, R. Deaville, W. Dabin, P. D. Jepson, O. van Canneyt, P. Daniel, V. Ridoux. 2016. Small cetacean bycatch as estimated from stranding schemes: the common dolphin case in the northeast Atlantic. Environ. Sci. Policy 63:7–18.

Plummer, M. 2015. JAGS Version 4.0.0 user manual.

Powers, J. E. 2014. Age-specific natural mortality rates in stock assessments: Size-based vs. density-dependent. ICES J. Mar. Sci. 71:1629–1637.

Punt, A .E., R. Hilborn. 1997. Fisheries stock assessment and decision analysis: the Bayesian approach. Rev. Fish Biol. Fish. 7:35–63.

Purcell, S. W., R. S. Pomeroy. 2015. Driving small-scale fisheries in developing countries. Front. Mar. Sci. 2:1–7.

Quinn, T. J., R. B. Deriso. 1999. Quantitative Fish Dynamics. Oxford University Press. Nueva York, Estados Unidos. 542p.

Reynolds, J. D., N. K. Dulvy, N. B. Goodwin, J. A. Hutchings. 2005. Biology of extinction risk in marine fishes. Proc. Biol. Sci. 272:2337–2344.

Robertson, D. R., G. Allen. 2015. Shorefishes of the Tropical Eastern Pacific: online information system. Version 2.0. Smithsonian Tropical Research Institute. Balboa, Panamá. <https://biogeodb.stri.si.edu/sfstep>.

Rodríguez-Quiroz, G., Á. Bracamonte-Sierra. 2008. Pertenencia de las ANP como política de conservación y mejoramiento de la calidad de vida. Análisis de percepción en la Reserva de la Biosfera del Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado. Estud. Soc. 16:8–36.

Rodríguez-Quiroz, G., E. A. Aragón-Noriega, H. M. Esparza-Leal. 2010. Artisanal fisheries in the conservation zones of the Upper Gulf of California. Rev. Biol. Mar. Oceanogr. 45:89–98.

Rojas-Bracho, L., B. L. Taylor. 2017. *Phocoena sinus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T17028A50370296. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-2.RLTS.T17028A50370296.en>. Fecha de acceso: 10 de agosto 2018.

Román-Rodríguez, M. J., M. G. Hammann. 1997. Age and growth of totoaba, *Totoaba*

*macdonaldi* (Sciaenidae), in the upper Gulf of California. Fish. Bull. 95:620–628.

Rosales-Juárez, F., E. Ramírez-González. 1987. Estado actual del conocimiento sobre la totoaba (*Cynoscion macdonaldi*), Gilbert 1890. Secretaría de Pesca. Ciudad de México, México.

Sadovy, Y., W. Cheung. 2003. Near extinction of a highly fecund fish: the one that nearly got away. Fish Fish. 4:86–99.

Sadovy-de-Mitchenson, Y., B. Erisman. 2012. Fishery and Biological Implications of Fishing Spawning Aggregations, and the Social and Economic Importances of Aggregating Fishes. En: Sadovy-de-Mitchenson, Y., P. Colin (eds). Reef Fish Spawning Aggregations: Biology, Research and Management. Espringer Netherlands. Dordrecht, Países Bajos. pp 225–284.

Said, A. y R. Chuenpagdee. 2019. Aligning the sustainable development goals to the small-scale fisheries guidelines: A case for EU fisheries governance. Marine Policy. 107(October 2018):103599.

Salas, S. 2000. Fishing strategies of small-scale fishers and their implications for fisheries management. Tesis (Doctor en Filosofía). Universidad de Columbia Británica, Facultad de Estudios de Grado. Columbia Británica, Canadá. 153 p.

Salas, S., M. Bjørkan, F. Bobadilla, M. A. Cabrera. 2011. Addressing vulnerability: coping strategies of fishing communities in Yucatan, Mexico. En: Jentoft, S., A. Eide (eds.). Poverty Mosaics: Realities and Prospects in Small-Scale Fisheries. Springer Netherlands. Dordrecht, Países Bajos . pp 195–220.

Salas, S., M.J. Barragán-Paladines., y R. Chuenpagdee. 2019. Viability and Sustainability of Small-Scale Fisheries in Latin America and The Caribbean. Springer International Publishing, Cham. Salas, S., R. Chuenpagdee, J. C. Seijo, A. Charles. 2007. Challenges in the assessment and management of small-scale fisheries in Latin America and the Caribbean. Fish. Res. 87:5–16.

Scanlon, J. E. 2017. Stemming the Surge in Illegal Wildlife Trade. En: CITES Secretary-General's remarks at the World Economic Forum - Annual Meeting of the New Champions 2017 – Dalian, China. (28 de junio de 2018, Dalian, China). [www.cites.org](http://www.cites.org). Fecha de acceso: 24 de agosto de 2017.

Schaefer, M. B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. Bull. Inter-american Trop. Tuna Comm. 1:27–56.

Schmid, A. A. 1978. Property, power, and public choice: an inquiry into law and economics.

- Preager Publishers. Nueva York, Estados Unidos. 337p.
- Sea Shepherd. (s/f). Operation Milagro V. <https://seashepherd.org/campaigns/milagro/>. Fecha de acceso: 4 de febrero de 2019.
- Seijo, J. C., O. Defeo, S. Salas. 1997. Bioeconomía pesquera: teoría, modelación y manejo. FAO. Roma, Italia. 176p.
- Seijo, J. C., R. Villanueva. 2018. Bioeconomics of ocean acidification. En: Seijo, J.C., J.G. Sutinen (eds.). Advances in fisheries bioeconomics: theory and policy. Routledge Taylor & Francis Group. Nueva York, Estados Unidos. pp 58–79.
- Seijo, J. C., R. Villanueva-Poot, A. Charles. 2016. Bioeconomics of ocean acidification effects on fisheries targeting calcifier species: a decision theory approach. Fish. Res. 176:1–14.
- Seijo, J.C., J. Caddy. 2000. Uncertainty in bio-economic reference points and indicators of marine fisheries. Mar. Freshw. Res.:477–483.
- Shamsul-Hoda, S. M., S. Ajazuddin. 1992. Some aspects of reproductive biology of two Sciaenids, *Otolithes cuvieri* Trewavas and *Johnius elongatus* Mohan: maturation, spawning, sex ratio and fecundity. Pakistan J. Marnie Sci. 1:95–110.
- Shogren, J. F., J. Tschirhart, T. Anderson, A.W. Ando, S. R. Beissinger, D. Brookshire, G. M. Brown Jr, D. Coursey, R. Innes, S. M. Meyer, S. Polasky. 1999. Why Economics Matters for Endangered Species Protection. Conserv. Biol. 15:1257–1261.
- Siegfried, K. I., B. Sansó. 2006. Two Bayesian methods for estimating parameters of the von Bertalanffy growth equation. Environ. Biol. Fishes 77:301–308.
- Smith, J. M. 1978. The evolution of sex. Cambridge University Press Cambridge. Oxford, Reino Unido. 223p.
- Sparre, P., S. C. Venema. 1997. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. FAO Documento Técnico de Pesca. No 306. 1 Rev. 2. Roma, Italia. 420p.
- Sutinen, J. G. 1999. What works well and why: evidence from fishery-management experiences in OECD countries. ICES J. Mar. Sci. 56(6) 1051-1058 c:1051–1058.
- Sutinen, J. G. 2008. Major Challenges for Fishery Policy Reform: a Political Economy Perspective. OECD Food, Agric. Fish. Pap. 8:2–25.
- Sutinen, J. G., K. Kuperan. 1999. A socio-economic theory of regulatory compliance. Int. J. Soc. Econ. 26:174–193.
- Swanson, T. M. 1994. The economics of extinction revisited and revised: a generalised framework for the analysis of the problems of endangered species and biodiversity losses.

Oxf. Econ. Pap. 46:800–821.

UICN. 2012. Categorías y Criterios de la lista roja de la UICN. Segunda Ed. IUCN, Gland, Suiza. 34p.

UN Atlas of the Oceans. 2016. Depleted stocks recovery: a challenging necessity. UN ATLAS OF THE OCEANS 2002-2016. <http://www.oceansatlas.org/subtopic/en/c/1433/>.

UNEP-WCMC (Comps.). 2014. Checklist of CITES species. CITES Secretariat. Ginebra, Suiza y UNEP-WCMC, Cambridge, Reino Unido. 1272p.

Valdez-Muñoz, C., E. Aragón-Noriega, A. Ortega-Rubio, C. Salinas-Zavala, J. Arreola-Lizárraga, S. Hernández-Vázquez, L. Beltrán-Morales. 2010. Distribución y abundancia de juveniles de Totoaba, *Totoaba macdonaldi* y la salinidad del hábitat de crianza. *Interciencia* 35:136–139.

Valenzuela-Quiñonez, F. 2014. Genética y dinámica poblacional de la totoaba (*Totoaba macdonaldi*, Gilbert, 1891) en el Golfo de California. Tesis (Doctorado en Ciencias en Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales). Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. La Paz, México. 130p.

Valenzuela-Quiñonez, F., F. Arreguín-Sánchez, S. Salas-Márquez, F. García-De León, J. Garza, M. Román-Rodríguez, J. A. De-Anda-Montañez. 2015. Critically Endangered totoaba *Totoaba macdonaldi*: signs of recovery and potential threats after a population collapse. *Endanger. Species Res.* 29:1–11.

Valenzuela-Quiñonez, F., F. J. García-De León, J. A. De Anda-Montañez, E. F. Balart, F. J. García-de-León, J. A. De Anda-Montañez, E. F. Balart. 2011. La Totoaba del Golfo de California ¿una especie en peligro de extinción? *Interciencia* 36:664–671.

Valenzuela-Quiñonez, F., J. A. De-Anda-Montañez, E. Gilbert-Horvath, J. C. Garza, F. J. García-De León. 2016. Panmixia in a critically endangered fish: the totoaba (*Totoaba macdonaldi*) in the Gulf of California. *J. Hered.* 107:496–503.

Valenzuela-Quiñonez, F., J. C. Garza, J. A. De-Anda-Montanez, F. J. Garcia-de-Leon. 2014. Inferring past demographic changes in a critically endangered marine fish after fishery collapse. *ICES J. Mar. Sci.* 71:1619–1628.

Van der Bergh, J. C. J. M., J. Hoekstra, R. Imenson, P. A. L. D. Nunes, A. T. Blaeij. 2006. Bioeconomic modelling and valuation of exploited marine ecosystems. Springer. Dordrecht, Países Bajos. 263p.

Varkey, D. A., C. H. Ainsworth, T. J. Pitcher, Y. Goram, R. Sumaila. 2010. Illegal, unreported and unregulated fisheries catch in Raja Ampat Regency, Eastern Indonesia. *Mar. Policy* 34:228–236.



- Vincent, A. C. J., Y. J. Sadovy de Mitcheson, S. L. Fowler, S. Lieberman. 2014. The role of CITES in the conservation of marine fishes subject to international trade. *Fish Fish.* 15:563–592.
- von Bertalanffy, L. 1938. A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws. II). *Hum. Biol.* 10:181–213.
- Wang, Y., M. Hu, Y. Sadovy, S. G. Cheung, P. K. S. Shin. 2009. Threatened fishes of the world: *Bahaba taipingensis* Herre, 1932 (Sciaenidae). *Environ. Biol. Fishes* 85:335–336.
- Yamazaki, S., E. Hoshino, B. P. Resosudarmo. 2014. No-take marine reserves and illegal fishing under imperfect enforcement. *Aust. J. Agric. Resour. Econ.* 58:1–21.
- Zar, J. H. 1996. *Bioetastatistical analysis*. Tercera edición. Prentice Hall. Nueva Jersey, Estados Unidos. 662p.
- Zhu, Y., Y.-L. Lo, H. Wu. 1975. A study on the classification of the sciaenoid fishes of China, with description of new genera and species. Virginia Institute of Marine Science, College of William and Mary. Lochem, Países Bajos. 91p.

## Apéndice I

Puntos de referencia bioeconómico para *T. macdonaldi* estimados en las variables esfuerzo, captura, biomasa y rendimiento económico.

<b>Puntos de referencia</b>	<b>Biomasa (ton)</b>	<b>Esfuerzo (No. de pangas)</b>	<b>Capturas (ton)</b>	<b>Rendimiento económico (Millones de US\$)</b>
MRE	8,526	227	618	75,525
MRS	8,250	234	619	70,400
EBE	552	453	80	-