



INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



**VIABILIDAD DE LA REACTIVACIÓN DE UNA
PESQUERÍA DEPORTIVO-RECREATIVA DE
TOTOABA (*Totoaba macdonaldi*, Gilbert 1890) EN
EL ALTO GOLFO DE CALIFORNIA**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE DOCTORADO EN CIENCIAS
EN BIOECONOMÍA PESQUERA Y ACUÍCOLA**

PRESENTA

THELMA MÓNICA RUIZ BARREIRO

LA PAZ, B.C.S., DICIEMBRE DE 2019



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 02 del mes de Diciembre del 2019 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis titulada:

"VIABILIDAD DE LA REACTIVACIÓN DE UNA PESQUERÍA DEPORTIVO-RECREATIVA DE TOTOABA (*Totoaba macdonaldi*, Gilbert 1890) EN EL ALTO GOLFO DE CALIFORNIA"

Presentada por el alumno:

RUIZ Apellido paterno	BARREIRO materno	THELMA MÓNICA nombre(s)
		Con registro: B 1 4 0 3 3 5

Aspirante de:

DOCTORADO EN CIENCIAS EN BIOECONOMÍA PESQUERA Y ACUÍCOLA

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

LA COMISION REVISORA

Director(a) de Tesis

DR. FRANCISCO ARREGUIN SÁNCHEZ

DR. GERMÁN PONCE DÍAZ

DR. MANUEL JESÚS ZETINA REJÓN

DR. LUIS CÉSAR ALMENDAREZ HERNÁNDEZ

DR. JUAN ANTONIO DE ANDA MONTAÑEZ

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES

DR. SERGIO HERNÁNDEZ TRUJILLO



I.P.N.
CICIMAR
DIRECCIÓN



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

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 11 del mes de Diciembre del año 2019

El (la) que suscribe M en C. THELMA MÓNICA RUIZ BARREIRO Alumno (a) del Programa

DOCTORADO EN CIENCIAS EN BIOECONOMÍA PESQUERA Y ACUÍCOLA

con número de registro B140335 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:

DR. FRANCISCO ARREGUÍN SÁNCHEZ

y cede los derechos del trabajo titulado:

"VIABILIDAD DE LA REACTIVACIÓN DE UNA PESQUERÍA DEPORTIVO-RECREATIVA

DE TOTOABA (*Totoaba macdonaldi*, Gilbert 1890) EN EL ALTO GOLFO DE CALIFORNIA"

al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste, puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: monika.cicimar@gmail.com - francisco.arreguin.sanchez@gmail.com -

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


M en C. THELMA MÓNICA RUIZ BARREIRO

Nombre y firma del alumno

Agradecimientos

Se agradece al Instituto Politécnico Nacional, al CONACyT y al Programa Institucional de Formación de Investigadores del Instituto Politécnico Nacional (BEIFI-IPN) por el apoyo económico recibido para la realización del presente estudio. Asimismo, a la Universidad Marista de Mérida, al Programa Interinstitucional de Doctorado en Ciencias en Bioeconomía Pesquera y Acuícola, así como a todo el personal académico y administrativo del al Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR) por el apoyo recibido.

Al Dr. Francisco Arreguín por la dirección en este trabajo doctoral, sus sugerencias, sus atinados consejos, por su infinita paciencia, el apoyo incondicional, por compartir sus conocimientos y por su amistad, mil gracias!!

Al comité tutorial: Dr. Antonio de Anda, Dr. Luis Almendarez y Dr. German Ponce por sus asesoría, sugerencias y recomendaciones para mejorar mi documento de tesis, gracias.

Al Dr. Juan Carlos Seijo, Dr. Álvaro Hernández Flores y Dr. Manuel Zetina por compartir sus conocimientos y su amistad, por su tiempo invertido en mi formación académica, por esa ayuda y apoyo en mis momentos de angustia, ¡¡mil, mil gracias!!

A Karlita Barrera, por su cariño y amistad, por su apoyo y hacer de mi estancia en Mérida una delicia, mil gracias por todo amiga!!

A Humberto Ceseña y Cesar Casas por su apoyo en todo lo relacionado con tramites académicos, muchas gracias!

A mis compañeros(as) del posgrado en la U. Marista, Cibnor y Cicimar, gracias por su compañerismo.

Y finalmente (y no por eso menos importante) a mi familia, tanto los presentes en LP-BCS como los lejanos, así como a mis amigas de batallas, por el apoyo brindado durante mi proceso de estudios de posgrado, por su cariño, su paciencia y cuidar de mi bienestar...¡¡MIL GRACIAS!!

Un mayordomo es un administrador de los bienes de otro. Somos mayordomos de la naturaleza, porque todo cuanto vemos y tenemos, el medio ambiente y sus recursos naturales, tiene un dueño. La tierra no le pertenece al gobierno ni a alguna comunidad nativa. Tampoco es de quien posee cierto "título de propiedad". La tierra, los ecosistemas, el planeta, el universo entero le pertenece a Dios, por "derechos de autor". Él la ha creado y Él la sustenta.

*"De Dios es la tierra y su plenitud. El mundo, y los que en él habitan."
(Salmo 24:1)*

"...llenen el mundo y gobiérnenlo; dominen a los peces y a las aves, y a todos los animales..." (Gen 1: 28)

Índice	
<i>Índice de tablas</i>	4
<i>Índice de figuras</i>	7
<i>Abreviaturas</i>	10
<i>Resumen</i>	11
<i>Abstract</i>	12
1. Introducción	13
2. Antecedentes	20
3. Justificación	25
4. Objetivos	28
4.1 Objetivo general	28
4.1.1 Objetivos específicos	28
5. Material y métodos	29
Estrategias de investigación	29
5.1 Obtención de serie de tiempo de biomasa de totoaba (<i>Totoaba macdonaldi</i>)	31
5.1.1 Modelo trófico dinámico del ecosistema (<i>Ecopath</i> y <i>Ecosim</i>)	31
5.1.2 Construcción del modelo <i>Ecopath</i> para el AGC	32
5.1.3 Simulaciones de biomasa mediante el modelo dinámico <i>Ecosim</i> (periodo 1980-2014)	34
5.1.4 Series de tiempo para la calibración del modelo trófico <i>EwE</i>	35
5.2 Modelo bioeconómico para pesca deportiva de totoaba	38
5.2.1 Parámetros biológicos, pesqueros y puntos de referencia	38
5.2.2 Análisis de optimización de beneficios	41
5.2.3 Descripción del modelo bioeconómico de pesca deportivo-recreativa	48
5.3 Valoración de escenarios	59
5.3.1 Identificación de escenarios	59
5.3.2 Análisis económico de escenarios	62
6. Resultados	67
6.1 Obtención de la serie de tiempo de biomasa de totoaba	67
6.1.1 Modelo trófico <i>Ecopath</i> del AGC	67
6.1.2 Tratamiento estadístico de las series de tiempo para la calibración del modelo trófico <i>Ecopath</i>	69
6.1.3 Estimación de biomasa de totoaba mediante simulaciones <i>EwE</i>	69

6.2 Modelo bioeconómico para la pesca deportivo-recreativa de totoaba	72
6.2.1 Parámetros biológicos, pesqueros y puntos de referencia	72
6.2.2 Modelo bioeconómico para la pesca deportiva de totoaba (estático y dinámico)	74
6.3 Valoración de escenarios	92
6.3.1 Costo de inversión inicial	92
6.3.2 Analisis económico de los escenarios de pesca deportiva	93
6.3.3 Costo de oportunidad	95
7. Discusión	97
7.1 Obtención de serie de tiempo de biomasa de totoaba	97
7.2 Modelo bioeconómico para pesca deportiva de totoaba	99
7.2.1 Parámetros biológicos, pesqueros y puntos de referencia	99
7.2.2 Descripción del modelo bioeconómico de pesca deportivo-recreativa de totoaba	100
7.3 Valoración de escenarios	102
7.4 Discusion global	107
8. Conclusiones	112
10. Literatura citada	114
11. Apéndices	125
Apéndice I-A Agregación de especies a grupos funcionales	125
Apéndice I-B: Parámetros de entrada de los grupos funcionales del Alto Golfo de California	127
Apéndice I-C Datos de captura de las principales especies comerciales para el modelo del año 1980	129
Apéndice I-D. Matriz de dieta de los grupos funcionales para el para el modelo del año 1980	130
Apéndice II. Criterio de selección y fuente de los datos de las variables ambientales	134
Apéndice III . Paginas de internet consultadas con información económica de pesca recreativa	137
Apéndice IV. Estimación del PRL para la pesca deportivo recreativa	138
Apéndice V. Datos de salida del modelo EwE para el año 1980	139
Apéndice VI-A. Series de timpo de CPUE y Variables ambientales para la calibración del modelo trófico Ecopath	141

Apéndice VI-B. Gráficos del efecto de las variables ambientales en relacion a la abundancia de especies de interes comercial	142
Apéndice VI-C. Estimadores de los modelos GAM por especie.	144
Apéndice VII. Ajuste de la estimación generada por <i>Ecosim</i> entre los datos observados de CPUE como indicador de abundancia relativa.	145
Apéndice VIII. Serie de tiempo de biomasa de totoaba (1929-2014) y de capturas historicas.	146
Apéndice IX. Estimación de la TIR	149

Índice de tablas

Tabla 1. Principales especies de interés comercial de la zona del Alto Golfo de California.	35
Tabla 2. Parámetros recopilados para el análisis bioeconómico de la pesca recreativa de totoaba.	46
Tabla 3 . Captura estimada de totoaba en la temporada de reproducción 2017.	48
Tabla 4. Variables del modelo bioeconómico de la pesca deportiva (versión estática) para totoaba.	49
Tabla 5. Parámetros del modelo bioeconómico (versión dinámica) para pesca deportiva de totoaba.	55
Tabla 6. Variables del modelo bioeconómico de pesca deportivo- recreativa para totoaba (versión dinámica)	56
Tabla 7. Equipo de trabajo y artes de pesca que requiere ser cotizado para tener un estimado de la inversión inicial para la pesca recreativa de totoaba.	58
Tabla 8. Se plantean cuatro posibles escenarios con la variante de parámetros poblacionales y del nivel de captura de totoaba. Los parámetros económicos se mantienen constantes. Los PRO estimados se muestran en resultados	60
Tabla 9 . Modelos aditivos generalizados resultantes en la evaluación del efecto de principales variables ambientales sobre cambios de abundancia relativa. Se presenta: el índice de validación cruzada generalizada (GVA), la devianza residual (Dev. res.), la devianza explicada (Dev. acum.) y el criterio de información de Akaike (AIC). El GAM para cada especie se muestra en negritas. ($p < 0.05$). Los estimadores y su significancia se muestran en el apéndice VI-D.	70
Tabla 10. Parámetros biológicos estimados para la población de totoaba utilizando el modelo de Schaefer (1954; Ec. 7). Procedimiento 1: utilizando una serie de tiempo combinada con datos de abundancia observados y simulados, además de datos de captura. Procedimiento 2: utilizando únicamente datos simulados y captura nula.	72
Tabla 11. Modelo bioeconómico para la pesca deportiva de totoaba E-I (versión estática). Se presentan los posibles sub-escenarios de pesca sostenible con los correspondientes beneficios económicos. Se estimó con base en los parametros de $r=0.23$ y $K=37,700$ ton.	76
Tabla 12. Resumen de parámetros resultantes del modelo bioeconómico de totoaba para pesca deportivo-recreativa en su versión estática (E-I).	77
Tabla 13. Resultados del modelo bioeconómico de la activad de pesca deportivo-recreativa de totoaba, versión dinámica (E-I).	78
Tabla 14. Intervalos de confianza [90%] para los parámetros y variables estimados para el modelo bioeconómico (E-I), construidos mediante simulaciones de Monte Carlo.	79
Tabla 15. Modelo bioeconómico para la pesca deportiva de totoaba E-II (versión estática). Se presentan los posibles sub-escenarios de pesca sostenible. El PRO	

en este escenario corresponde a una captura de 500 ton. Se estimó con base en los parámetros de $r=0.23$ y $K=37,700$ ton.	80
Tabla 16. Resumen de parámetros resultantes del modelo bioeconómico de totoaba para pesca deportivo-recreativa en su versión estática para el E-II.	81
Tabla 17. Resultados del modelo bioeconómico de la actividad de pesca deportivo-recreativa de totoaba, versión dinámica (E-II).	82
Tabla 18. Intervalos de confianza [90%] para los parámetros y variables estimados para el modelo bioeconómico (E-II), construidos mediante simulaciones de Monte Carlo.	83
Tabla 19. Modelo bioeconómico para la pesca deportiva de totoaba E-III (versión estática). Se presentan los posibles sub-escenarios de pesca sostenible con sus respectivos beneficios económicos. Se estimó con base en los parámetros de $r=0.23$ y $K=50,000$ ton.	84
Tabla 20. Resumen de parámetros resultantes del modelo bioeconómico de totoaba para pesca deportivo-recreativa en su versión estática(EIII).	86
Tabla 21. Resultados del modelo bioeconómico de la actividad de pesca deportivo-recreativa de totoaba, versión dinámica (E-III).	86
Tabla 22. Intervalos de confianza [90%] para los parámetros y variables estimados para el modelo bioeconómico (E-III), construidos mediante simulaciones de Monte Carlo.	87
Tabla 23. Modelo bioeconómico para la pesca deportiva de totoaba E-IV (versión estática). Se presentan los posibles sub-escenarios de pesca sostenible. El PRO en este escenario corresponde a una captura de 500 ton. Se estimó con base en los parámetros de $r=0.23$ y $K=50,000$ ton.	88
Tabla 24. Resumen de parámetros resultantes del modelo bioeconómico de totoaba para pesca deportivo-recreativa en su versión estática (E-IV).	90
Tabla 25. Resultados del modelo bioeconómico de la actividad de pesca deportivo-recreativa de totoaba, versión dinámica (E-IV).	90
Tabla 26. Intervalos de confianza [90%] para los parámetros y variables estimados para el modelo bioeconómico (E-IV), construidos mediante simulaciones de Monte Carlo.	91
Tabla 27. Costos unitarios para estimar la inversión inicial requerida	92
Tabla 28. Indicadores económicos y el estimado del valor actual neto (VAN) de los 4 escenarios analizados. Se resalta en negrilla los escenarios cuyos indicadores económicos indican mayor beneficio.	93
Tabla 29. Indicadores económicos de los 4 escenarios analizados. Se resalta en negrilla los escenarios cuyos indicadores económicos indican mayor beneficio.	94
Tabla 30. Escenarios del VAN a diferentes tasas de descuento (i): baja ($i=2\%$), intermedia ($i=4.1\%$) y alta ($i=8.2\%$).	94

Tabla 31. Costo de oportunidad comparando los beneficios económicos al invertir en la actividad de la pesca deportiva de totoaba comparada con la inversión en Cetes.

95

Índice de figuras

- Figura 1. Localización de la Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado, México. La línea punteada delimita la “Zona Núcleo” y la línea continua la “Zona de Amortiguamiento”. (Fuente: CONANP, 2007) 19
- Figura 2. Descarga de agua del Río Colorado a través de la frontera de México con Estados Unidos (Fuente: Lavín y Sánchez, 1999). 19
- Figura 3. Etapas de investigación para realizar el análisis bioeconómico de la pesquería deportivo-recreativa de totoaba. 30
- Figura 4. Representación gráfica de la función mediante la cual se maximiza el beneficio económico (π) de la pesca deportivo-recreativa en función del número de viajes óptimos. la curva de ingresos totales (IT, curva verde) que corresponde al primer término de la ecuación, está en función del número de viajes de pesca. El segundo término de la ecuación representa los costos totales (CT, línea recta azul), también como función de viajes de pesca. Si bien, para todos los viajes de pesca (x) dentro de este intervalo delimitado por los IT y CT (sección sombreada en amarillo) existe un beneficio, se busca conocer el número de salidas que maximiza dicho beneficio. 44
- Figura 5. Función de demanda inversa de Esfuerzo-Precio, donde el valor de la pendiente $a_1 < 0$. 52
- Figura 6. Relación hipotética entre el precio por viaje de pesca deportiva y la tasa de captura. 53
- Figura 7. Diagrama del modelo trófico-EwE representativo del ecosistema del AGC para el periodo 1980. 67
- Figura 8. Tasas vitales vs. niveles tróficos del modelo trófico representativo del AGC. B=Biomasa, P/B=producción/biomasa, R/B= respiración/biomasa y Q/B=consumo/biomasa. Todas las proporciones se expresan en años⁻¹. 68
- Figura 9. Aproximación de biomasa de totoaba. Los datos de la serie de 1929-1971 se obtuvieron de Chávez y Arvizu (1974). La serie de 1972-2014 son el resultado de las simulaciones mediante el modelo trófico-EwE. El grafico muestra el comparativo de biomasa de adultos (línea continua), y de juveniles y pre-adultos (línea discontinua). Los puntos en azul representan las capturas de totoaba por la pesca comercial. 71
- Figura 10. Estimación de biomasa de totoaba resultante de la simulación mediante EwE. La serie de biomasa de totoaba para el periodo 1929-1972 se obtuvo de Arvizu y Chávez (1972). De 1973-2014 corresponde a la biomasa simulada mediante EwE. La línea en azul (continua) corresponde al valor central de la biomasa de totoaba, mientras que las líneas discontinuas (gris) corresponden al intervalo de confianza al 90%. 71
- Figura 11. Estimación de los parámetros poblacionales r y K para la población de totoaba utilizando el modelo de Schaefer (1954; Ec. 7). Los puntos representan los valores resultantes de la simulación de biomasa de totoaba (EwE), la línea

- representa los valores estimados mediante los parámetros de la siguiente manera: en la figura 11a se utilizaron: $r=0.120$ y $K=36,261$ ton, en la figura 11b: $r=0.235$ y $K=37,711$ ton. 73
- Figura 12. Función de demanda inversa de Esfuerzo-Precio (a) y relación entre el precio por viaje y la tasa de captura (b) para el Escenario-I. Los resultados de la pendiente y ordenada al origen de estas ecuaciones se utilizaron como parámetros de entrada en el modelo bioeconómico en su versión dinámica. 76
- Figura 13. Optimización del número de salidas de pesca deportiva (x^*) cuando la diferencia entre los IT (ingresos totales) y los CT (costos totales) es la máxima. La magnitud de esta diferencia está representada con la línea roja. El valor máximo de esta curva se alcanza con $x^*= 71,317$ salidas (ovalo amarillo) generando un beneficio máximo de USD 6'065,348. 77
- Figura 14. Función de demanda inversa de Esfuerzo-Precio (a) y relación Precio-Tasa de captura (b) para el Escenario-II. 81
- Figura 15 . Estimado del número de viajes de pesca deportiva en función de los beneficios económicos para el E-II. Considerando una captura de 500 ton por temporada, los marcadores en forma de triángulo indica los valores de IT (ingresos totales), CT (costos totales) para este nivel de captura. La línea en rojo muestra los beneficios, resultante de la diferencia entre IT y CT para cada número de salidas de pesca (x). A este nivel de captura se genera un beneficio de USD 3'168,137 con $\approx 22,021$ viajes/año 81
- Figura 16. Función de demanda inversa de Esfuerzo-Precio (a) y relación Precio-Tasa de captura (b) para el Escenario-III. 84
- Figura 17. Optimización del número de salidas de pesca deportiva (x^*) cuando la diferencia entre los IT (ingresos totales) y los CT (costos totales) es la máxima. La magnitud de esta diferencia está representada con la línea roja. Podemos observar que el valor máximo de esta curva se alcanza con un $x^*= 92,000$ viajes (ovalo amarillo) se genera un beneficio máximo de USD 7'820,000. 85
- Figura 18. Función de demanda inversa de Esfuerzo-Precio (a) y relación Precio-Tasa de captura (b) para el Escenario-IV. 89
- Figura 19. Estimado del número de viajes de pesca deportiva en función de los beneficios económicos para el E-IV. Considerando una captura de 500 ton por temporada, los marcadores en forma de triángulo indica los valores de IT (ingresos totales), CT (costos totales) para este nivel de captura. La línea en rojo muestra los Beneficios, resultante de la diferencia entre IT y CT para cada número de salidas de pesca (x). A este nivel de captura se genera un beneficio de USD 20,955, con $\approx 23,748$ viajes/año. 89
- Figura 20. Panga para pesca recreativa de totoaba. Las características son: panga de 24-30 pies de eslora, con espacio para 4 pasajeros y 2 tripulantes, 1 motor fuera de borda de 150 hp de 4 tiempos. 92

Figura 21. Comparativo del VAN estimado con una tasa de descuento del 4.1% para los diferentes escenarios evaluados y el VAN del costo de oportunidad estimado con una tasa de descuento de 4.1%. Las barras achuradas indican el VAN estimado para la actividad de la pesca deportiva. Las barras blancas indican el VAN del costo de oportunidad que corresponde a invertir en Cetes. 95

Abreviaturas

AGC: Alto Golfo de California
Cla: Clorofila
CPUE: Captura por unidad de esfuerzo
DOF: Diario Oficial de la Federación
DRC: Descarga del Río Colorado
ENSO: El Niño oscilación del sur
EwE: Ecopath with Ecosim
GAM: Modelo aditivo generalizado
MEI: Índice multivariante ENSO
P: Precipitación
PDO: Índice de Oscilación Decadal del Pacífico
PDR: Pesca deportivo-recreativa
PNA: Patrón de América del Norte
TSM: Temperatura superficial del mar
VA: Variable ambiental
coef.: coeficiente
capt.: captura
prom.: promedio
org.: organismo
USD: dolar estadounidense
Ec.: Ecuación
 r : Tasa intrínseca de crecimiento poblacional
 K : Capacidad de carga del ecosistema
 B : Biomasa
 t : Periodo de captura
 \hat{W} : → Peso promedio de reclutas
 C : captura
 E : Esfuerzo
 q : Coeficiente de capturabilidad
 p : Precio por día de jornada
 c : Costo por día de jornada
 I : Inversión inicial
 i : tasa de descuento

Resumen

La pesquería de totoaba (*Totoaba macdonaldi*) en el Alto Golfo de California (AGC) fue de las más importantes en México entre 1920-70 y una de las primeras en mostrar evidencias de sobreexplotación. En 1975 se decretó en veda permanente. Actualmente clasificada “*en peligro de extinción*”. Estudios recientes sugieren una recuperación en la población y descartan el riesgo a la extinción, considerando esto, el gobierno de México realizó un comunicado de prensa, recientemente, planteando la posibilidad de la reactivación de la pesquería, por lo que el objetivo de este estudio es evaluar la viabilidad bioeconómica de la Pesca Deportivo-Recreativa (PDR) de totoaba en el AGC. Este análisis se realizó mediante la construcción de un modelo bioeconómico, Se utilizaron los parámetros de: biomasa (B), peso promedio de reclutas (W), capacidad de carga del ecosistema (K), tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r), coeficiente de capturabilidad (q), tasa de captura (TC), costo por viaje (c) y precio por viaje (p). Mediante el modelo bioeconómico se estima el número de viajes que maximiza los beneficios económicos. Para la parametrización del modelo, dado que al inicio de este estudio no se disponían de datos recientes de: biomasa de totoaba, capacidad de carga del ecosistema (K) y tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r) estas se estimaron. El estimado de la biomasa fue a partir de un modelo trófico representativo del AGC (1980), generando simulaciones mediante el software de *Ecopath with Ecosim*, obteniendo como resultado: $B \approx 27,617$ ton para 2014. Mediante el modelo de biomasa dinámica de Schaefer se estimaron la $K_1 = 37,711$ ton y $r = 0.23$. Dado que en un estudio reciente de totoaba se estimó un valor de $K_2 = 50,000$ ton se plantean posibles escenarios considerando ambos resultados de K. Por otro lado, dicho estudio también recomienda un nivel de captura precautorio de 500 ton/año, dado que modelo bioeconómico permite estimar el nivel de captura que maximiza los beneficios económicos, se evalúan ambas opciones, por ello se plantean 4 posibles Escenarios (E). En los escenarios I y II (E-I y E-II) se utilizó la K_1 , en los E-III y E-IV, la K_2 . Para los E-I y E-III se estimó la captura, mientras que en los E-II y E-IV se utiliza el nivel de captura precautorio sugerido. El costo por viaje es constante en todos los escenarios, mientras que el precio por viaje presenta variaciones por escenario, siendo estimado en función del nivel de demanda. Los 4 escenarios bioeconómicos resultaron sostenibles y rentables. En los E-II y E-IV La relación beneficio-costos es mayor, este nivel de captura permitiría $\approx 20,000$ viajes de PDR/año. Para los E-I y E-III la captura estimada es de 1,382 ton y 1,840 ton respectivamente, generando $\approx 70,000$ y 92,000 viajes de PDR/año. La relación beneficio-costos es mayor en los escenarios con un nivel de captura precautoria debido a que se requiere del $\approx 33\%$ de la inversión inicial en comparación con lo que se requiere para los E-I y E-III, sin embargo, los escenarios E-I y E-III generan mayor número de empleos, y considerando que desde 2015 está prohibida la pesca con redes en el AGC, la PDR resulta en una potencial alternativa dentro de la actividad pesquera sostenible y rentable. Sin embargo, considerando la vulnerabilidad de la especie, lo más recomendable es manejar la PDR bajo un enfoque precautorio.

Abstract

The totoaba's fishery (*Totoaba macdonaldi*) in the Upper Gulf of California (UGC) was among the most important in Mexico between 1920-70 and one of the first to show evidence of overexploitation. In 1975 it was decreed in permanent closure. Currently classified "endangered species." Recent studies suggest a recovery in the population and rule out the risk of extinction, considering this, the Mexican Government made a press release, recently, raising the possibility of the reactivation of the fishery, so the objective of this study is evaluate the bioeconomic viability of Sport-Recreational Fishing (SRF) of totoaba in the UGC. This analysis was made out through the construction of a bioeconomic model. The parameters of biomass (B), average recruit weight (W), ecosystem carrying capacity (K), intrinsic population growth rate (r), coefficient of catchability (q), capture rate (CT), cost per trip (c) and price per trip (p) were used. Through the bioeconomic model, the number of trips that maximizes economic benefits is estimated. The absence of any recent data on the biomass, ecosystem carrying capacity (K) and intrinsic population growth rate (r) totoaba necessitated the need to estimate them for the parameterization of the model. The biomass estimate was based on a representative trophic model of the UGC (1980), generating simulations using the *Ecopath with Ecosim* software and gave a value $B \approx 27,617$ ton for 2014. The Schaefer dynamic biomass model was estimated as the $K_1 = 37,711$ ton and $r = 0.23$. Given that in a recent study of totoaba a value of $K_2 = 50,000$ tons was estimated, possible scenarios are considered taken into account both results of K. On the other hand, this study also recommends a precautionary catch level of 500 tons/year, given that bioeconomic model It allows us to estimate the level of capture that maximizes economic benefits, both options are evaluated, so 4 possible Scenarios (E) are proposed. In scenarios I and II (E-I and E-II) K_1 was used, in E-III and E-IV, K_2 . For the E-I and E-III, the catch was estimated, while the suggested precautionary catch level is used in the E-II and E-IV. The cost per trip is constant in all scenarios, while the price per trip has variations per scenario, being estimated based on the level of demand. The 4 bioeconomic scenarios were sustainable and profitable. In E-II and E-IV, the benefit-cost ratio is higher, and this level of catch would allow $\approx 20,000$ SRF trips/year. For the E-I and E-III, the estimated catch is 1,382 tons and 1,840 tons respectively, generating $\approx 70,000$ and 92,000 trips of SRF /year. The benefit-cost ratio is higher in scenarios with a level of precautionary catch because $\approx 33\%$ of the initial investment is required compared to what is required for E-I and E-III, however, the E-I scenarios and E-III generate more employment. Since fishing with nets in the UGC has been banned since 2015, the SRF results in an alternative potential within the fishing activity. However, considering the vulnerability of the species, it is advisable to manage the SRF under a precautionary approach.

1. Introducción

Totoaba (*Totoaba macdonaldi*)

La totoaba es un pez anádromo, de hábitos bento-pelágicos, esta especie es la más grande de la familia Sciaenidae (corvinas y berrugatas) con un peso máximo aproximado de 135 kg y una longitud de hasta 2 metros (Flanagan y Hendrickson, 1976; Román-Rodríguez y Hammann, 1997). Su alimentación consta, principalmente, de pelágicos menores en su edad adulta y de invertebrados bentónicos en la etapa juvenil (De Anda-Montañez et al., 2013). Es una especie endémica de la parte Norte del Golfo de California, se caracteriza por un comportamiento filopátrico, usando como área reproductiva, de desove y crianza la zona del Alto Golfo de California (Cisneros-Mata et al., 1997). Son peces longevos que llegan a alcanzar los 25 años (Román-Rodríguez, 1994) la edad de primera madurez poblacional la alcanzan entre los 6 y 7 años (Cisneros-Mata et al., 1995). La totoaba forma agregaciones con fines reproductivos durante el periodo que permanece en la zona del Alto Golfo de California (AGC), estas agregaciones fueron aprovechadas por los pescadores para capturarlas.

La pesquería comercial de la totoaba (*Totoaba macdonaldi*) en el Alto Golfo de California fue una de las actividades pesqueras más importantes en México entre 1920 y 1970 dando origen a tres asentamientos humanos: San Felipe en Baja California y Puerto Peñasco y Golfo de Santa Clara en Sonora (Lercari y Chávez, 2007). Para este periodo se tiene un registro histórico máximo superior a 2,000 ton capturadas en 1942, pero en 1975 tan solo se obtuvo una captura de 58 ton, por lo que, como medida de protección para permitir su recuperación, se decretó veda permanente para la pesquería de totoaba (DOF, 1975). En 1976 la totoaba fue clasificada por la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (CITES por sus siglas en inglés), en el apéndice I, como: “*en peligro de extinción*” (CITES, 2010). En 1979 el Servicio Nacional de Pesquerías Marinas de los Estados Unidos de América (EUA), la incorporó a la lista de especies amenazadas bajo el registro federal 44(99): 29478-29480 (Barrera-Guevara, 1990). Actualmente se encuentra clasificada en la NOM-059-SEMARNAT-2010 como “*especie en peligro de*

extinción” (DOF, 2010). En la década de 1990 se establecieron estrategias para atender algunos problemas del área: la disminución de la productividad pesquera (camarón y tiburón, principalmente), falta de vigilancia; incremento en la pesca ilegal de totoaba, la urgente protección de la vaquita marina, la disminución del flujo de agua dulce hacia el delta y la necesaria evaluación de humedales como la Ciénega de Santa Clara. En ese periodo tomaron forma proyectos e iniciativas ambientales para la solución de dicha problemática, como la creación en 1992, del Comité Técnico para la Preservación de la Vaquita y la Totoaba (CTPVT) (Barrera-Guevara y Campoy, 1992). El 10 de junio de 1993 fue oficialmente decretada La Reserva de la Biosfera Alto Golfo y Delta del Río Colorado (CONANP, 2007).

Actualmente existe la problemática de la pesca ilegal de totoaba, esto se debe al alto valor que en China se paga por la vejiga natatoria, denominada vulgarmente “buche”. Los precios que pagan los intermediarios hasta llegar a los compradores en China son los siguientes (EAL, 2018):

- Del pescador al primer comprador: USD 3,500 a 5,000 / kg
- Del comprador / transportista de San Felipe al comprador de Mexicali: USD 5,000 a 8,000 / kg
- Del comprador de Mexicali al comprador de China: desconocido
- Precio minorista en China: USD 20,000 a 80,000 / kg

Para la captura ilegal de totoaba se utiliza, como arte de pesca, la red de enmalle, pero debido a que la totoaba y la vaquita marina (*Phocena sinus*) cohabitan en la misma zona, esta es captura como pesca incidental (CIRVA, 2016).

Además de la pesca ilegal de totoaba, varias de las pesquerías comerciales (legales) de pesca artesanal se desarrollaban en esta zona (camaronera, curvina, sierra, rayas, tiburones, etc.) y estas se realizaban utilizando redes de enmalle y agalleras. A partir del 2015 entró en vigor la prohibición del uso de cualquier tipo de red en esta zona del AGC como medida de protección para la vaquita marina (DOF, 2015). A pesar de las regulaciones impuestas, la pesca ilegal de totoaba aún no logra erradicarse.

Pesca Deportivo-Recreativa

A diferencia de la pesca comercial, la pesca recreativa per-sigue otros objetivos. Mientras que en la pesquería comercial el objetivo es el maximizar los beneficios económicos mediante el volumen de captura, en la pesquería recreativa-recreativa el principal objetivo es la satisfacción del pescador, lo cual, generalmente no va directamente relacionada con el volumen de captura. Cuando se trata de pesca deportivo-recreativa, los factores que motivan a los pescadores a practicar la pesca con caña son principalmente las siguientes Calvert (2007):

- Pasar tiempo con la familia y/o amigos
- Diversión y aventura
- Relajarse
- Salir de la rutina
- Reto y entusiasmo de la pesca
- Pasar tiempo en un lugar silvestre anticipando condiciones ambientales agradables y accesibilidad a la zona con certeza de seguridad.

Calvert (2007) señala que los pescadores con caña que se caracterizan por su gran habilidad y experiencia, suelen estar más comprometidos con una pesca sostenible y prácticas de “bajo impacto ecológico” como la menor extracción posible de ejemplares, ya que solo buscan el reto de atrapar especímenes trofeo, es decir, de gran talla-peso, a este tipo de pescador de caña se le clasifica como ‘pescador de bajo consumo’, por el contrario, pescadores de caña novatos (con poca habilidad y/o experiencia) por lo general buscan cantidad sin preferencia por especímenes de gran tamaño, estos se les denomina ‘pescadores de alto consumo’. Además, Calvert (2007) señala que los pescadores de bajo consumo contribuyen más en la economía local que su contraparte, por lo que sugiere alentar y promover este tipo de conducta mediante algún tipo de incentivo o estrategia.

El objetivo principal de la gestión de la pesca deportivo-recreativa es asegurar la sostenibilidad a largo plazo de los recursos de las pesquerías protegiendo así la disponibilidad de estos recursos para generaciones futuras. La sostenibilidad de recursos pesqueros incluye conservar la biodiversidad a todos los niveles, incluyendo

la diversidad genética, tanto como los ecosistemas terrestres y acuáticos de soporte. Considerando los argumentos mencionados con anterioridad, es clara la urgencia de una eficiente administración de la pesca deportiva. Southwick et al., (2018) señalan que la información económica es fundamental para explicar por qué la pesca deportivo-recreativa y la administración marina son importantes para todos los ciudadanos de una nación. El aumento de la conciencia pública sobre la importancia de una pesca marina sana y abundante depende de tener conocimientos bioeconómicos confiables. Estos tipos de datos se pueden utilizar, como fundamento base, en las discusiones sobre cómo instituir mejores políticas de conservación, asegurar nuevos socios y recursos para iniciativas de conservación y, en última instancia, impulsar la salud y la productividad a largo plazo de las pesquerías marinas (Southwick et al., 2018).

En el caso de México, la pesca deportivo-recreativa se desarrolla en más de 44 puertos, tanto en aguas interiores como en mares abiertos generando una derrama económica de más de USD 2,000 millones de dólares anuales a nivel nacional (CONAPESCA, 2009). Estudios realizados por The Billfish Foundation revelaron que la pesca deportivo-recreativa en el estado de Baja California Sur generó una derrama económica de más de USD 630 millones de dólares, con ello se fomentó la creación de 35,000 puestos de trabajo y se generaron más de USD 1.25 mil millones de dólares en ingresos totales (TBF, 2008). En Los Cabos, municipio de B.C.S., se estimó que los visitantes que participan en la pesca deportiva contribuyen el 24.1% del total de dólares inyectados a esa economía por concepto de turismo, incluyendo los visitantes de los cruceros (TBF, 2008). La práctica de la actividad se ha asociado con el desarrollo turístico en Los Cabos, BCS desde principios de los 60's, con la apertura como zona libre y más recientemente en Cabo del Este como un corredor turístico, que integra varias localidades, entre ellas, destaca por pesca deportiva las comunidades de Los Barriles-Buena vista. Esta zona ha crecido económicamente con base en la promoción de actividades deportivo-recreativas enfocadas al turismo extranjero, tales como kite surfing, buceo, snorkeling, camping, y en mayor medida, a la pesca deportiva. La concentración de la pesca deportiva en mayor proporción en esta región se debe a tres

razones: 1) cuenta con infraestructura turística y personal capacitado para atender este tipo de demanda, 2) se pueden encontrar todas las especies exclusivas de la actividad y 3) los cambios de abundancia de estas especies son mínimos durante las diferentes épocas del año (Ponce-Díaz et al., 2003; Ortega-García 2010; Cabrera-Gómez y Boncheva-Ivanova, 2013).

En estados sin litoral, la pesca deportiva genera también una derrama económica considerable. Por ejemplo, en Zimapán municipio de Hidalgo tan solo en un serial regional, se recaudaron más de 350 mil pesos de ganancias directas netas, esto sin considerar que durante el evento la ocupación hotelera fue del 90% y que se generaron beneficios indirectos para otras actividades y sectores como, el hotelero, cooperativas de lanchas y establecimientos de alimentos de la zona. En este sentido, se estima que en esos lugares, cada pescador aficionado gasta entre MXN\$ 2 mil y \$ 2 mil 500 diarios en actividades como alimentación, hospedaje y renta de insumos para la práctica deportiva; el gasto promedio, por viaje para cada pescador aficionado se estima en MNX\$2,263 pesos (Castillo, 2014).

En la actualidad, la derrama económica generada por esta actividad se ha acrecentado pasando de 0.2% a más del 0.5% del PIB nacional y en algunas entidades del país llega a representar hasta el 24% del PIB turístico (SECTUR, 2007; 2011).

Considerando que el principal propósito de la pesca deportivo-recreativa es el esparcimiento, el impacto que tiene sobre el recurso es menos intenso en comparación con otras modalidades de pesca, con la bondad de contribuir en gran medida al desarrollo del sector turístico e industrial. Por lo anterior, ésta actividad representa una alternativa económica rentable, que si se práctica respetando los lineamientos y regulaciones mediante los cuales se administra la actividad, se garantiza un desarrollo sostenible (Ditton et al., 1996; Klett-Trauslen et al., 1996).

Aspectos normativos de la Pesca Deportivo-Recreativa

Las especificaciones en la reglamentación de la pesca deportivo-recreativa se establecen mediante la NOM-017-PESC-1994, la cual establece el uso de artes y aparejos y define los límites con relación a los sitios de pesca (principalmente

tratándose de áreas naturales protegidas) y a las especies protegidas, las tallas y el número máximo de peces que pueden capturarse por día, así como con relación al destino de las capturas. El pescador deportivo deberá adquirir una licencia y/o permiso de pesca deportiva para realizar esta actividad y podrá tener una duración de un día, una semana, un mes o un año (DOF, 2013).

La CONANP establece, mediante el Programa de manejo del Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado que, en lo que respecta a la pesca-deportivo-recreativa administrada bajo la política de “Aprovechamiento con control”: “Se permite la pesca recreativa de acuerdo con la NOM-017-PESC-1994”. Se deberán elaborar programas específicos de manejo para la pesca recreativa coordinados por la SEMARNAP, donde se establezca los lineamientos particulares para cada área.

Caracterización de la zona del Alto Golfo de California

El Delta del Río Colorado tiene una extensión territorial de 5,923 km²; se localiza entre 31° 30'- 32° 00' N y 115°10'-114° 30 W (figura 1). A principios del siglo pasado el Río Colorado liberaba 634.2 m³/s de agua dulce y 5.7 ton/s de sedimentos al mar (Thompson, 1968; Schreiber, 1969). Actualmente el represamiento del Río ha ocasionado que el caudal de agua dulce al Alto Golfo se haya reducido al 1% del flujo original (figura 2); el 90% del cauce ha sido desviado por la construcción de las presas Hoover en 1935 y Glenn Canyon en 1963, en Estados Unidos de América; el resto, por un tratado internacional le pertenece a México, mismo que ha sido almacenado en la presa Morelos (Turner y Karpiscak, 1980). Las altas tasas de evaporación (0.9 m³/año), el casi nulo aporte de agua dulce por el Río Colorado y la baja precipitación (media anual= 68 mm) han ocasionado cambios en la salinidad, temperatura, las corrientes y la cantidad de detritus depositada en dicha zona, observando actualmente, condiciones antiestuarinas con incidencia negativa sobre la productividad primaria.

Esta situación podría estar generando un efecto adverso al desarrollo de huevos y larvas de las especies que habitan en esta zona (Álvarez-Borrego, 1983; Silber, 1990; Arias, 2005). Sin embargo, los efectos específicos de esos factores sobre la población de totoaba todavía no han sido demostrados.

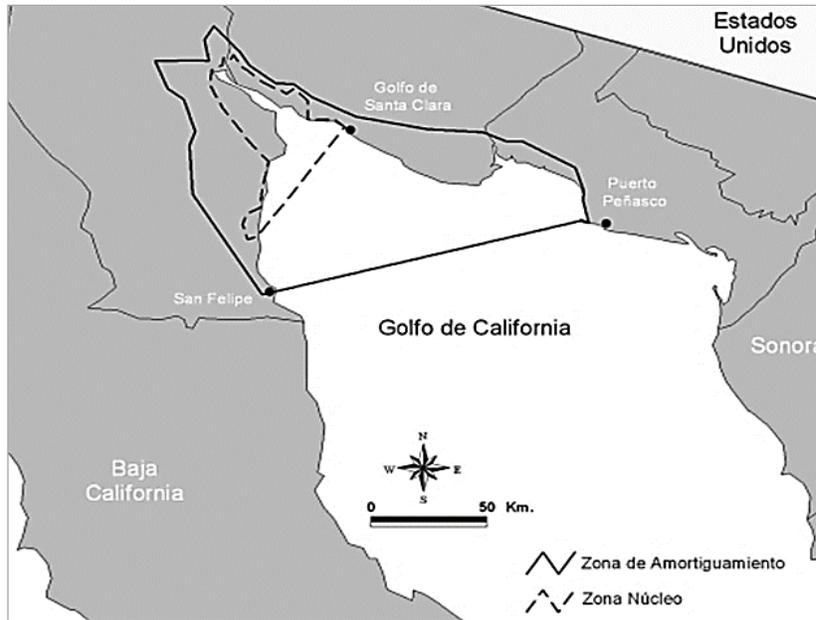


Figura 1. Localización de la Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado, México. La línea punteada delimita la “Zona Núcleo” y la línea continua la “Zona de Amortiguamiento”. (Fuente: CONANP, 2007)

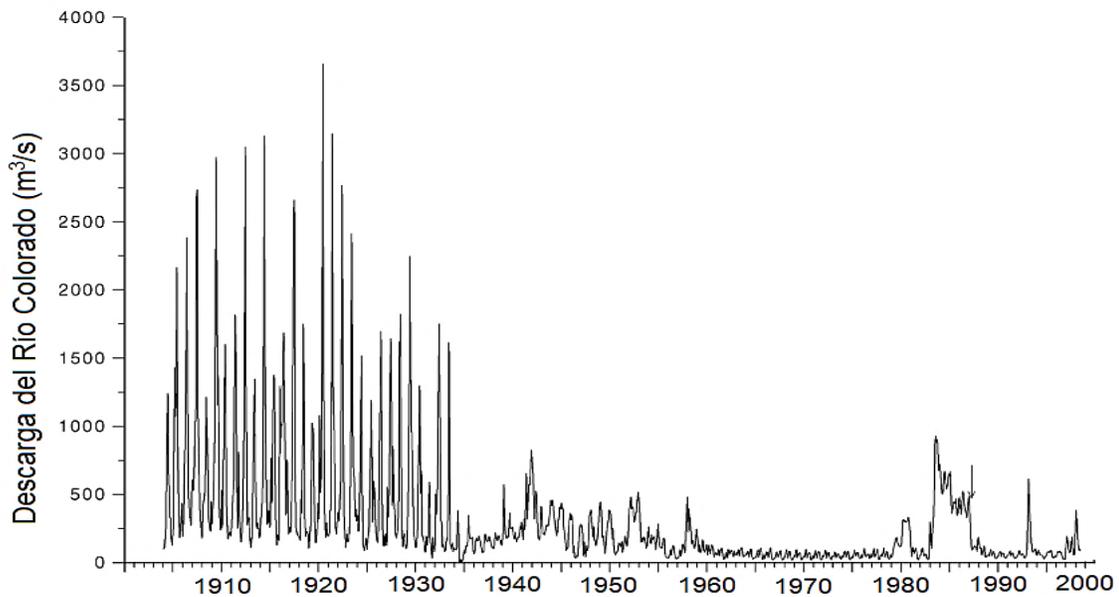


Figura 2. Descarga de agua del Río Colorado a través de la frontera de México con Estados Unidos (Fuente: Lavín y Sánchez, 1999).

En la región se ha registrado la presencia de más de 50 especies amenazadas, en peligro de extinción o bajo protección especial, incluidas en la NOM-059-SEMARNAT-

2001 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 o en las listas de CITES, UICN y CMS (Eckert *et al.*, 2000), como la totoaba, la vaquita, tortugas marinas, delfines y el palmoteador de Yuma.

La Reserva de la Biosfera del Alto Golfo del Río Colorado está conformada por la “zona núcleo” y la “zona de amortiguamiento” que es el área inmediata alrededor de la zona núcleo, como se observa en la figura 1. El programa de manejo de la reserva dispone que todas las actividades pesqueras están prohibidas en la zona núcleo. El propósito de la zona de amortiguamiento es procurar un balance entre las actividades humanas y la naturaleza, por lo que en esta zona se permite el aprovechamiento de los recursos bajo lineamientos establecidos en el programa de manejo de la reserva, además de los criterios de conservación en la reserva (CONAPESCA, 2010).

Eventos como la reducción del caudal del Río Colorado, la pesca incidental e ilegal han impactado de manera directa a la población de totoaba, así como a todos los componentes del ecosistema con diferente intensidad y con consecuencias aún no bien definidas. Bajo estas circunstancias, se han diseñado estrategias de manejo orientadas a la conservación de especies y reducción de la actividad pesquera (CONAPESCA, 2010).

2. Antecedentes

Históricamente el RC era considerado uno de los más vigorosos del mundo, presentaba flujos máximos de 6,200 m³/s, mantenían corrientes de alta velocidad y gran turbidez (Morrison *et al.*, 1996). Adicionalmente, el Río Colorado (RC) tenía un gran dinamismo, cuyas variaciones estacionales y carga de sedimentos fueron factores fundamentales en la definición de las características físicas y biológicas del sistema. Esta variación estacional tenía flujos máximos de 2,800 m³/s durante el deshielo (de la nieve en las montañas Rocallosas en EUA; mayo a julio) y mínimos de 140 m³/s durante el otoño e invierno (Adler, 2007). Esta diversidad en las condiciones hidrológicas dio lugar a la

formación de una ictiofauna única en Norteamérica (Hinojosa et al., 2010). Antes de la construcción del sistema de presas en la cuenca, el Río desembocaba más de 15,000 millones de metros cúbicos por año ($\text{Mm}^3/\text{año}$) al Alto Golfo de California, creando una zona estuarina de cerca de 500,000 ha donde se mezclaban el agua dulce del RC con las aguas salinas del Golfo (Lavín y Sánchez, 1999; Rodríguez *et al.*, 2001a y 2001b, Flessa et al, 2001). La influencia del río se extendía ≈ 70 km mar adentro (Alto Golfo de California) desde la desembocadura del Río Colorado, esto es un área aproximada de $4,554 \text{ km}^2$, formando una zona de gran importancia para la reproducción, desove y crianza de una gran variedad de organismos marinos, incluyendo al camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*), camarón café (*Farfantepenaeus aztecus*), la totoaba (*Totoaba macdonaldi*), y la curvina golfina (*Cynoscion othonopterus*) Galindo-Bect et al., (2000) y Rowell et al., (2005, 2008).

El promedio del caudal del RC es de alrededor de $17,000 \text{ Mm}^3/\text{año}$; sin embargo, el 70% del volumen anual fluye en la temporada de deshielo (Cohen y Henges-Jeck, 2001). Actualmente, la capacidad conjunta de almacenamiento de todas las presas y reservorios construidos a lo largo del cauce y sus tributarios es de más de cuatro veces el volumen anual del caudal del Río Colorado ($>76,000 \text{ Mm}^3/\text{año}$; Morrison *et al.*, 1996). Las principales presas son Hoover y Glen Canyon, con capacidad de almacenamiento conjunto de más de $61,000 \text{ Mm}^3$.

El RC es ahora uno de los ríos más controlados en el mundo, esto ha cambiado el régimen hidrológico en la desembocadura con el Golfo de California (Alto Golfo de California), disminuyendo la variación estacional y su dinamismo. Además, se ha reducido el volumen, la velocidad, la turbidez y la temperatura de los flujos en el cauce principal. Se han realizado varios estudios acerca de la importancia del aporte de agua dulce, sedimentos y nutrientes suministrados por el Río Colorado (Lavín y Sánchez, 1999; Flessa et al, 2001). La población endémica de bivalvos (principalmente *Mulina colorandensis*) ha mostrado una reducción de más del 90% de las densidades previas a la represa del RC (Kowaleski et al., 2000; Rodríguez et al., 2001a; Flessa et al., 2001). Capturas de camarones azules (*Litopenaeus stylirostris*) y la abundancia de sus post-

larvas correlacionan positivamente con el incremento de aporte de agua del RC del año anterior (Galindo-Bect y Glenn, 2000; Aragón-Noriega y Calderón-Aguilera, 2000; Calderón-Aguilera et al., 2002). La vaquita marina (*Phocoena sinus*), cetáceo endémico de la zona del AGC, es catalogada como uno de los cetáceos más amenazados a nivel mundial. A finales de los setenta y durante los ochenta la población del cetáceo mexicano se calculaba entre 200 y 500 ejemplares (Jaramillo-Legorreta et al., 1999, 2006), a mediados de 2014 se había reducido a 97, con menos de 25 hembras en etapa reproductiva. La estimación realizada entre septiembre y diciembre de 2015 arrojó la cifra aproximada de 60 vaquitas, considerando que la población se encuentra al límite de la extinción (CIRVA, 2016; Rojas-Bracho y Taylor, 2017). La corvina golfina (*Cynoscion othonopterus*), especie de pez endémica del Golfo de California, que no había sido vista en el AGC durante 40 años, después de las inundaciones del fenómeno del 'El Niño' 1992-93 se observó nuevamente en el AGC con una biomasa poblacional abundante (Zengel et al, 1995; Cudney-Bueno y Turk, 1998, Román-Rodríguez y Barrera-Guevara, 2006). Además, se han documentado importantes reducciones de refugios para más de 100,000 aves migratorias (Boyer, 1996; Brusca et al, 2001). Estos ejemplos ilustran como el RC alguna vez desempeñó un papel de gran relevancia, no solo en el suministro de nutrientes, sino también en áreas de criadero con bajo contenido de salinidad para las larvas de camarón y los alevines de peces, donde los depredadores estenohalinos no podían penetrar. Con la disminución paulatina del flujo del RC, períodos espaciados de este, las altas tasas de evaporación y la baja precipitación, le dieron a la región características anti-estuarinas (Álvarez-Borrego y Galindo-Bect, 1974; Lavín et al., 1998). Estas alteraciones drásticas del ecosistema impactaron negativamente en la mayoría de los organismos que habitaban en el AGC (Flanagan y Hendrickson, 1976; Cisneros-Mata et al., 1995; Cudney-Bueno y Turk-Boyer, 1998; Lavín y Sánchez, 1999; Carriquiry y Sánchez, 1999; Glenn et al., 2001; Gillanders and Kingsford 2002; Rowell et al., 2005, 2008; Lozano-Montes et al., 2008; Findley 2010; Ruiz-Barreiro et al., 2019).

Los mecanismos subyacentes que asocian una alta tasa de crecimiento individual de la *T. macdonaldi* con el agua del RC (antes de la construcción de las presas) aún no

están claros, pero se produce un crecimiento más acelerado en aguas menos salinas en varias especies de la familia de los scianidos (Baltz et al., 1998; Lankford y Targett, 1994). Un aumento de la descarga de agua del Río Colorado al ecosistema del AGC incrementaría el nivel de nutrientes, lo cual podrían aumentar la productividad secundaria y la calidad de los alimentos lo suficiente como para mantener mayores tasas de crecimiento. Otra explicación es que: criaderos con mayor volumen de agua, creados por el flujo natural del río, pueden disminuir la competencia intraespecífica. Antes del cese del río Colorado, existía un área de 4,000 km² de hábitat de agua salobre en el Alto Golfo de California (Carbajal et al., 1997; Lavín y Sánchez, 1999; Rodríguez et al., 2001b).

Hoy en día, hay pocas o ninguna huella del Río Colorado en el Golfo de California, excepto en años anómalos. Halpern et al. (2005) informaron que el tamaño del hábitat de desove y crianza puede jugar un papel clave en la dinámica de la historia de vida y en la viabilidad de la población, especialmente para especies de larga vida como la totoaba. La disminución de la entrada del río ha provocado una reducción drástica del hábitat estuarino de desove y crianza de totoaba (Flanagan y Hendrickson, 1976; Cisneros-Mata et al., 1995), y probablemente sea un factor crítico que limita el reclutamiento. La protección de la totoaba, así como algunos flujos esporádicos en los últimos 30 años han fomentado la recuperación de dicha especie, evidentemente, la población de totoaba no volverá a alcanzar los niveles de biomasa registrados antes de la década de los años cincuenta del siglo pasado, debido a que la reducción del flujo del Río Colorado también redujo considerablemente el tamaño de su hábitat (Figura 1), pero la población se adaptó a los cambios y muestra señales de recuperación, ya que presenta un estado saludable (Cisneros-Mata, 2018).

Situación de la población de totoaba

Con base en los resultados obtenidos al realizar un análisis de viabilidad de la población considerando aspectos ambientales, demográficos y genéticos, característicos de la población de la totoaba, Valenzuela-Quiñonez (2014) concluyó lo siguiente:

- Existen evidencias de que la totoaba no presenta las características de una especie que se dirige hacia la extinción.
- Presenta señales de recuperación poblacional.
- El análisis de riesgo mostró que totoaba puede soportar niveles moderados de captura.

Por otro lado, Cisneros-Mata (2018) realizó una estimación de la biomasa de la población de totoaba llegando a las mismas conclusiones que Valenzuela-Quiñones (2014). Dentro de los resultados obtenidos Cisneros-Mata (2018) presenta un estimado de la población de totoaba de aproximadamente 38,683 ton, también menciona que la distribución geográfica se ha extendido 400 km al sur de la reportada anteriormente (Cisneros-Mata et al., 1995) hasta llegar a Mazatlán, Sin. y a La Paz, B.C.S. Otros resultados relevantes que reporta Cisneros-Mata (2018) son: la población de totoaba tiene una fuerte relación compensatoria mediante la cual una cantidad relativamente pequeña de adultos reproductores generan un reclutamiento relativamente grande; un análisis de organismos observados realizado a bordo de embarcaciones arrastreras y un buque de investigación (BIP XI) en la zona del Alto Golfo sugiere que la población de totoaba está bien estructurada, tanto en tallas como en edades; la captura incidental de juveniles (30 a 45 cm LT) en los barcos arrastreros tiene un impacto menor en la biomasa de la totoaba que la captura de pre-adultos y adultos. La principal amenaza actual para la población de totoaba es la pesca sin control (ilegal) de pre-adultos y adultos que se congregan de enero a junio en el Alto Golfo durante el período de reproducción (Cisneros-Mata, 2018). Finalmente, Cisneros-Mata (2018) señaló que mediante la aplicación del Método de Evaluación de Riesgo (MER) la población de totoaba se ubica en la categoría de “*fuera de peligro de extinción o amenazada*”. Este *status* puede cambiar rápidamente si no se detiene la pesca ilegal de pre-adultos y adultos por el alto precio de la vejiga gaseosa (buche).

Si bien el actualmente la población de totoaba se encuentra clasificada en la NOM-059-SEMARNAT-2010 como “*especie en peligro de extinción*”, recientemente el director general del Instituto Nacional de Pesca (INAPESCA) dio un comunicado de prensa indicando que: «*con base en los resultados de estudios recientes acerca de la*

población de totoaba, estos indican que ya no presenta las características de una población en riesgo de extinción» por lo que se está trabajando en el proyecto de la reactivación de la pesca de totoaba bajo la modalidad de pesca deportivo-recreativa (Méndez, 2017) .

Este estudio pretende determinar mediante un análisis bioeconómico la viabilidad de la pesca deportiva en función de todos los componentes de la actividad socioeconómica pesquera, como son los aspectos sociales, económicos, biológicos y ambientales. El enfoque bioeconómico como lo propone Mohammadian (2005) es un enfoque donde se considera, con el mismo grado de importancia, todos los componentes antes mencionados. Aunque es una realidad que la economía debe crecer para generar riqueza para una población en aumento, no obstante, esta debe desarrollarse bajo un esquema de actividad socioeconómica que pueda derivar en la mínima injusticia hacia la gente, con mínimo daño al medio ambiente y con la mínima pérdida de la biodiversidad, con el fin de mantener la capacidad regenerativa del capital biológico (Mohammadian, 2005).

3. Justificación

Considerando que la población de totoaba puede soportar niveles moderados de captura (Valenzuela-Quiñones, 2014; Cisneros-Mata, 2018), pero para ello no es posible el uso de redes (DOF, 2015), la pesca deportivo-recreativa podría ser una actividad pesquera alternativa. Cabe resaltar que no existen registros de que la vaquita marina haya sido capturada de manera incidental mediante el uso de caña y anzuelo.

Otro aspecto para considerar es el social, debido a la prohibición de redes a partir del 2015, los pescadores han sostenido diversos conflictos por las restricciones a la pesca y la impunidad con la que operan decenas de pescadores ilegales que trafican totoaba y otras especies de alto valor comercial como la almeja generosa, el calamar, la curvina y el tiburón. Si bien existen programas gubernamentales mediante los cuales se compensa a los pescadores por no salir de pesca, los beneficiarios de ese programa,

que se estimó entre 2,200 y 2,500 personas denunciaron que era común que los pagos se retrasaran, se desviarán o simplemente no cubrían las necesidades de los pescadores. En promedio cada pescador de la región en veda (permisionarios y cooperativistas ribereños) recibían entre ocho mil a nueve mil pesos mensuales durante los dos años que originalmente duraría la prohibición de redes (Cruz, 2019). Por lo que, abrir la actividad de pesca deportivo-recreativa resultaría en un beneficio social para esta comunidad.

Partiendo del enfoque bioeconómico, y en un sentido práctico, la propuesta del presente trabajo de investigación es establecer pautas que propicien una explotación sostenible del recurso (totoaba) mediante la pesca recreativa, lo que derivará en beneficios sociales a través de la generación de empleo para los habitantes de esta zona, donde la principal fuente de empleo es la pesquería. Activar la pesquería permitirá tener acceso a una mejor calidad de vida, consiguiendo satisfacer necesidades básicas como educación, salud, vivienda, entre otros.

Desde el punto de vista científico, y detrás del sentido práctico, los posibles escenarios que se construyen pueden resultar en una herramienta que permita analizar la situación actual de la población de la totoaba, los posibles escenarios de pesca en función de tasas sostenibles de captura y de la rentabilidad. Consideramos que esto será un aporte para su ordenamiento debido a que existen pocos estudios recientes en relación con la especie debido a su estatus de protección. Así, por ejemplo, también se dispondría de información suficiente para responder algunas interrogantes básicas como: ¿cuál sería el nivel óptimo de aprovechamiento sostenible? ¿dicho aprovechamiento sería rentable? ¿cuáles serían las condiciones para ese eventual aprovechamiento?

Por otro lado, teniendo en cuenta la relevancia de este ecosistema debido a su alta productividad y diversidad ecológica por las condiciones ambientales que la caracterizan, y considerando la historia de vida de la totoaba, que es una especie longeva, con una edad de reproducción tardía, es importante proponer estrategias para el desarrollo de la actividad pesquera que si bien, permiten obtener beneficios

económicos, los impactos negativos sobre el área y la población de totoaba sean las mínimas. De aquí surge la idea de que la pesca de totoaba no sea de tipo comercial, sino de tipo deportivo-recreativa. A diferencia de la pesca comercial, la pesca recreativa persigue otros objetivos. Mientras que en la pesquería comercial el objetivo es el maximizar los beneficios económicos mediante el volumen de captura, en la pesquería recreativa-recreativa el principal objetivo es la satisfacción del pescador, lo cual, generalmente no va directamente relacionada con el volumen de captura (Calvert, 2007).

Este estudio pretende abordar un análisis bioeconómico y determinar si es viable o no en función de todos los componentes de la actividad socioeconómica pesquera, como son los aspectos sociales, económicos, biológicos y ambientales.

Aunque es una realidad que la economía debe crecer para generar riqueza para una población en aumento, no obstante, esta debe desarrollarse bajo un esquema de actividad socioeconómica que pueda derivar en la mínima injusticia hacia la gente, con mínimo daño al medio ambiente y con la mínima pérdida de la biodiversidad, con el fin de mantener la capacidad regenerativa del capital biológico (Mohammadian, 2005).

Si bien la pesca deportivo-recreativa es una alternativa dentro de la actividad pesquera, se ha demostrado que no debe ser practicada bajo el esquema de acceso abierto ya que, como toda actividad extractiva de recursos naturales no regulados, a largo plazo se tenderá hacia la sobreexplotación y colapso de la pesquería (Seijo et al., 1997; Cox y Walters, 2002). De aquí la importancia de disponer de un ordenamiento pesquero fundamentado en la sustentabilidad bioeconómica, así como de la debida vigilancia del cumplimiento de este.

La Ley General de Pesca y Acuicultura Sustentable (LGPAS) vigente define al ordenamiento pesquero como el conjunto de instrumentos cuyo objetivo es regular y administrar las actividades pesqueras, induciendo el aprovechamiento sostenible de los recursos pesqueros y acuícolas, basado en la disponibilidad de los recursos pesqueros, información histórica de niveles de extracción, usos y potencialidades de

desarrollo, capacidad pesquera o acuícola y puntos de referencia para el manejo de las pesquerías en forma congruente con el ordenamiento ecológico del territorio (DOF, 2007).

El principal objetivo de la ordenación de la pesca deportivo-recreativa debe fomentar el mantenimiento de la calidad, la diversidad y disponibilidad de los recursos reservados a la pesca deportivo-recreativa en cantidad suficiente para las generaciones presentes y futuras, en un contexto de seguridad alimentaria, alivio de la pobreza y desarrollo sostenible (DOF, 2007).

El desarrollo de la pesquería basado en un esquema de sustentabilidad debe considerar tres aspectos: el económico «la creación de riqueza en todos los sectores» el aspecto social «al tener en cuenta las consecuencias de la actividad económica en la sociedad en general» y el aspecto ambiental «la actividad económica debe ser compatible con la preservación de la biodiversidad y de los ecosistemas», esto es un enfoque bioeconómico, donde los tres aspectos antes mencionados tienen el mismo grado de prioridad e importancia ya que existe una interdependencia entre ellos (Seijo, et al., 1997; Mohammadian, 2000, 2005; FAO, 2018).

4. Objetivos

4.1 Objetivo general

Evaluar la viabilidad bioeconómica del aprovechamiento de la totoaba (*Totoaba macdonaldi*) mediante la pesca deportivo-recreativa en el Alto Golfo de California.

4.1.1 Objetivos específicos

- i.* Generar una serie histórica de la biomasa de la población de totoaba.
- ii.* Desarrollar un modelo bioeconómico orientado hacia pesca deportivo-recreativa.
- iii.* Diseñar y probar experimentos de simulación para plantear posibles escenarios de una potencial pesca deportivo-recreativa para la totoaba utilizando como criterio una tasa de explotación sostenible.

- iv. Una vez identificados los posibles escenarios de pesca recreativa sostenible, determinar el beneficio económico y social para cada uno de ellos.

5. Material y métodos

Estrategias de investigación

Dado que no existen datos recientes de biomasa de totoaba para trabajar con un modelo poblacional, se simuló una serie de tiempo de la biomasa empleando un modelo trófico dinámico basado en la plataforma de programas *Ecopath con Ecosim* (www.ecopath.org). El modelo trófico, en su versión dinámica, se calibró con series temporales históricas de 20 años incorporando, como factores forzantes, variables ambientales previamente identificadas. El resultado del modelo trófico dinámico calibrado fue una serie histórica de biomasa desde 1929 hasta 2014. Una vez obtenidos los datos de la biomasa se determinaron algunos parámetros poblacionales que se requieren para el análisis a desarrollar, tales como la capacidad de carga del ecosistema para la población de totoaba y la tasa intrínseca de crecimiento poblacional. Dado que una población solo puede ser tan grande como lo permita el espacio y alimento disponible en su ambiente, en todo ecosistema existe una determinada capacidad de carga (K) limitada por dichos factores, siendo distinta para cada especie y cada tipo de ambiente. Por otro lado, la tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r) se interpreta como qué tan rápido crece la población por cada individuo que existe dentro de la misma, dicha tasa esta en función del potencial biológico que caracteriza a la población para crecer, limitado únicamente por los controles genéticos de las tasas vitales y por la tasa de crecimiento *per cápita*.

La siguiente etapa de investigación consistió en construir la versión estática de un modelo bioeconómico para la pesca deportiva, con la finalidad de estimar el número de salidas y nivel de captura que optimiza el beneficio económico de la actividad, así como algunos otros parámetros económico-pesqueros como la tasa de captura, el costo por viaje, el precio por viaje, etc., requeridos para la construcción del modelo bioeconómico en la versión dinámica.

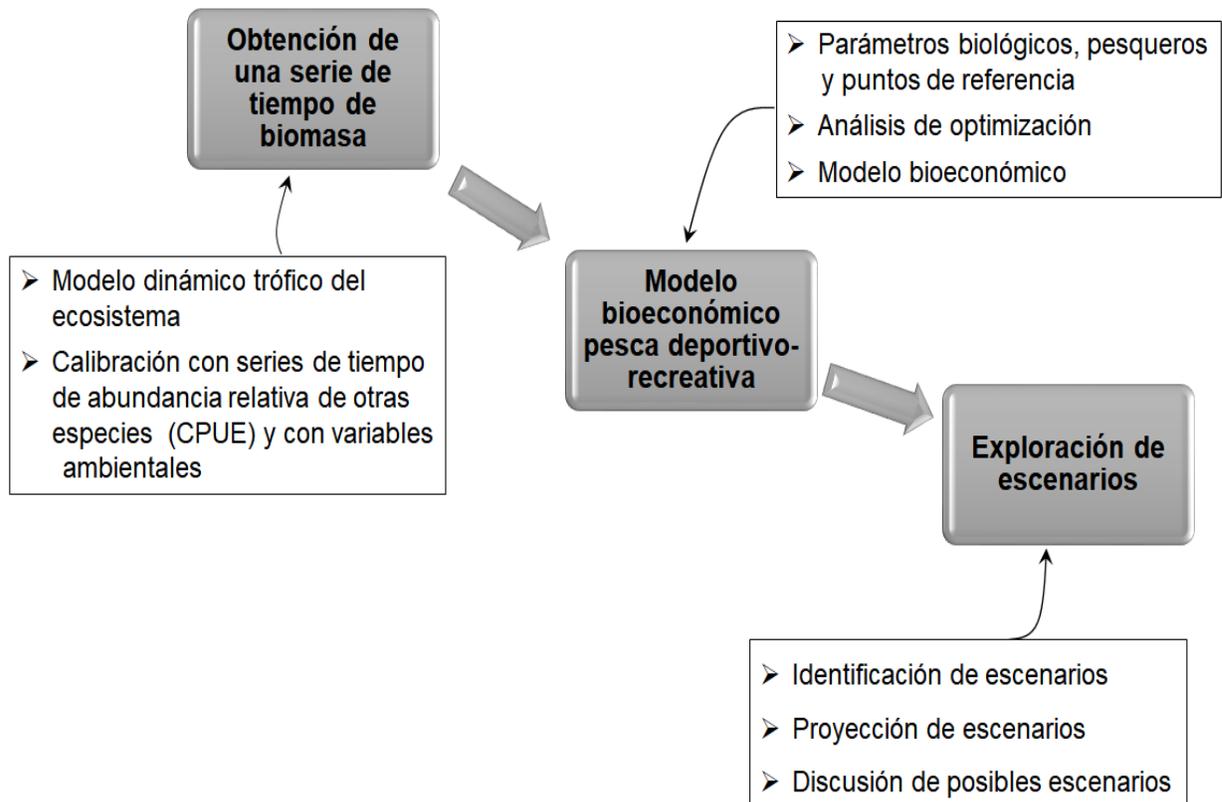


Figura 3. Etapas de investigación para realizar el análisis bioeconómico de la pesquería deportivo-recreativa de totoaba.

Una vez definidos estos parámetros se utilizaron como datos de entrada para finalmente obtener el modelo bioeconómico en su versión dinámica y tener construidos los posibles escenarios de pesca deportivo-recreativa. Posteriormente, mediante indicadores económicos se analizaron los escenarios caracterizados con tasas de captura sostenibles. De manera independiente y con base en la experiencia de otras pesquerías deportivas, así como de las condiciones particulares de la totoaba, se identificaron y representaron escenarios para la pesca deportiva cuyos resultados se discuten en términos de la viabilidad de su implementación.

McConnell y Sutinen (1979) proponen una estrategia, basada en la teoría de control óptimo, para estimar utilidad de la pesca deportiva. Este método requiere de una serie tanto de parámetros biológicos de la población de totoaba, como de parámetros económicos de la pesca recreativa. Los parámetros biológicos de la población que se requiere conocer son:

- r → Tasa intrínseca de crecimiento poblacional
- K → Capacidad de carga del ecosistema
- B → Biomasa
- t → Periodo de captura
- \hat{W} → Peso promedio de reclutas

Los parámetros económicos requeridos para el análisis son los siguientes:

- C → captura
- E → Esfuerzo
- q → Coeficiente de capturabilidad
- p → Precio por día de jornada
- c → Costo por día de jornada

5.1 Obtención de serie de tiempo de biomasa de totoaba (*Totoaba macdonaldi*)

5.1.1 Modelo trófico dinámico del ecosistema (*Ecopath* y *Ecosim*)

El modelo *Ecopath* (www.ecopath.org; Christensen & Pauly, 1992) representa una descripción de un ecosistema, los grupos funcionales/especies, y sus interdependencias representadas como los flujos de energía entre ellos principalmente a través de las relaciones depredador presa. Es un modelo estático que permite, además de la parametrización del mismo, analizar la consistencia biológica y ecológica de los procesos representados. *Ecosim* es el modelo dinámico derivado de *Ecopath* (Walters et al., 1997; 2000a; 2000b) que permite cambios en el tiempo del ecosistema y sus procesos biológicos y ecológicos. Entre las salidas del modelo, la más relevante para el presente estudio son las series de tiempo de biomasa. El modelo permite incorporar series de tiempo de datos observados, por ejemplo, de abundancia y de variables forzantes de la tasa de producción de las especies. Esta información se emplea para calibrar la historia de la pesquería comparando las tendencias de las abundancias observadas con las biomásas estimadas; y derivado de esta calibración resultarán también las estimaciones de biomasa (mediante simulaciones) de aquellos grupos donde no existan datos observados. Esto se empleó en este trabajo para

obtener una estimación de serie de tiempo de biomasa de la totoaba. De esta manera es que se dispone del modelo trófico representativo del ecosistema del AGC para el año de 1980, y es posible tener un estimado de la biomasa de totoaba para este año.

El modelo *Ecopath* se basan en ecuaciones que suponen un sistema de balance dinámico de biomazas entre los diferentes componentes, grupos funcionales, de la red trófica, donde para cada grupo funcional se expresan como sigue:

$$B_i \cdot (P/B)_i \cdot EE_i = Y_i + \sum_{j=1}^n B_j \cdot (Q/B)_j \cdot DC_{ji} \quad \text{Ec. 1}$$

Donde para un grupo i , B_i y B_j representan la biomasa de las presas y depredadores respectivamente, (P/B) corresponde al cociente producción/biomasa (igual a la mortalidad total Z_i bajo el supuesto del equilibrio), Y_i es la mortalidad por pesca, Q/B es el consumo por unidad de biomasa; i y j representan la presa y el depredador respectivamente, DC_{ji} es la fracción de la presa i en la dieta del depredador j y EE_i es la eficiencia ecotrónica la cual representa la proporción de energía utilizada en el sistema. Cada grupo funcional está representado por una ecuación similar, por lo que se establece un sistema de ecuaciones lineales donde el balance estará representado cuando se cumpla la igualdad de la ecuación 1.

5.1.2 Construcción del modelo *Ecopath* para el AGC

Existe información disponible de un modelo trófico representativo del AGC (Lozano-Montes, 2006) además de 3 modelo trófico publicados representativos de ecosistemas en los cuales queda incluido el ecosistema del AGC (Morales-Zarate, 2001, 2004; Morales-Zarate et al., 2004; Lercari-Bernier, 2006; Díaz-Uribe, 2012). Se tomó el modelo representativo del AGC (Lozano-Montes, 2006) y este fue actualizado y ajustado a los requerimientos del presente trabajo. Los datos de entrada se muestran en el apéndice I-A. La selección de especies por grupos funcionales se presenta en el apéndice I-B. Los datos de captura de las principales especies comerciales para el año

de 1980 se muestran en el apéndice I-C. La matriz de dieta de los grupos funcionales se presenta en el apéndice I-D.

Una vez balanceado el modelo trófico se evaluó la consistencia ecológica (Christensen et al., 2000). Se consideran 3 indicadores, el cociente producción/consumo o eficiencia de conversión alimenticia (P/Q), el cociente respiración/asimilación (R/A) y el cociente producción/respiración (P/R), estos indicadores o tasas vitales reflejan un conjunto completo de procesos fisiológicos. La bioenergética de un individuo (Winberg, 1956; Kitchell et al., 1977), incluidos los procesos de consumo (Q), producción (P) y respiración (R) representan el balance de energía consumida y utilizada por un organismo. Estas tasas pueden ampliarse a un nivel de población (Link, 2010). Como estas tasas vitales están fuertemente relacionadas con el tamaño del cuerpo y la biomasa (Odum, 1956; Pauly, 1980, 1989; Brey y Clarke, 1993; Denney et al., 2002), presentan una relación estrecha con los niveles tróficos. De acuerdo con Link (2010), se espera que la tendencia entre los niveles tróficos y los valores de P/B, Q/B y R/B presente una pendiente positiva (con la excepción del consumo y la respiración para homeotermos). Además, este mismo autor sugiere que la biomasa total de depredadores debería ser menor que la de sus presas (particularmente los acuáticos; Lindeman, 1942; Elton, 1927; Jennings et al., 2001; Jennings y Mackinson, 2003; Brose et al., 2006).

Desde el punto de vista termodinámico y fisiológico, de las tasas de vitalidad mencionadas deben considerar, las siguientes características:

$R/A < 1$; esto es, la asimilación no puede exceder el valor de la respiración.

$P/R < 1$, el destino del alimento asimilado no puede ser mayor a 1.

P/Q (eficiencia bruta): $0 < P/Q < 0.3$ excepto organismos de rápido crecimiento, en este caso $P/Q < 0.5$.

5.1.3 Simulaciones de biomasa mediante el modelo dinámico *Ecosim* (periodo 1980-2014)

El modelo *Ecosim* representa a versión dinámica del modelo Ecopath, donde los cambios en la biomasa se expresan a través de una serie de ecuaciones diferenciales acopladas (Walters et. al., 1997) cuya expresión matemática es la siguiente:

$$dB_i/dt = f(B) - M_0B_i - F_iB_i - \sum_{j=1}^n C_{ij}(B_i, B_j) + BA_{cc} \quad Ec. 2$$

Donde $f(B)$ representa la producción en función de la biomasa cuando i corresponde a un grupo productor primario; si es un consumidor, entonces se representa la biomasa del grupo i en función de su tasa de crecimiento y su consumo alimenticio de la siguiente manera:

$$f(B) = g_i \sum_{j=1}^n c_{ij}(B_i, B_j) \quad Ec. 3$$

donde g_i representa la eficiencia de conversión alimenticia ($g_i = P/Q$) y c_{ij} indica el consumo en función de la biomasa del depredador j sobre la presa i .

Siguiendo con la *Ec. 2*, M_0 representa la tasa de mortalidad debida a otras causas que no son pesca ni la depredación. F_iB_i son las pérdidas por pesca, y finalmente $c_{ij}(B_i, B_j)$ representa la función que predice el consumo en función de la biomasa del depredador j y de la presa i .

El modelo trófico se calibró mediante datos observados de series de tiempo de Captura Por Unidad de Esfuerzo (CPUE) de especies de interés comercial que son capturadas en la zona de estudio, así como con las variables ambientales que resultaron estadísticamente significativas con las respectivas CPUE, aplicando dichas variables ambientales como funciones forzantes sobre la tasa de producción de las especies relacionadas. Posteriormente se generan las simulaciones de biomasa a partir de 1973 y hasta 2014, *Ecosim* utiliza el método de mínimos cuadrados para ajustar los datos simulados con los observados. Si el ajuste obtenido es adecuado se considera que el modelo está calibrado respecto a la historia del ecosistema y que las biomásas estimadas representan adecuadamente la historia de las poblaciones y del ecosistema.

5.1.4 Series de tiempo para la calibración del modelo trófico EwE

Serie de tiempo de biomasa de totoaba

Los datos de captura de totoaba corresponde a una serie de tiempo para el periodo 1929-71 (Arvizu y Chávez, 1971). El esfuerzo pesquero corresponde a una reconstrucción realizada por Lercari y Chávez (2007).

Series de tiempo de biomasa de las especies de interés comercial

Los datos de captura y esfuerzo de las especies de interés comercial se recopilaron de dos fuentes: para el periodo de 1995-2007 los datos se obtuvieron de Rodríguez-Quiroz (2008), quien a su vez refiere que las fuentes de sus datos son las oficina de CONAPESCA de las localidades: San Felipe B.C., Sta. Clara y Puerto Peñasco, Son., México. Los datos para el periodo 2008-2014 se tomaron de la página de internet de CONAPESCA:(https://www.conapesca.gob.mx/wb/cona/informacion_estadistica_por_especie_y_entidad), las capturas son registradas en los avisos de arribo por un nombre común, el cual puede comprender una o varias especies como se indica en la tabla 1.

Tabla 1. Principales especies de interés comercial de la zona del Alto Golfo de California.

Pesquería	Especies que lo conforman
Tiburón	<i>Heterodontus francisci</i> , <i>Heterodontus mexicanus</i> , <i>Rhizoprionodon longurio</i> , <i>Mustelus spp</i> , <i>M. lunulatus</i> , <i>Sphyearna lewini</i> , <i>Squatina californica</i> .
Raya	<i>Rhinobatos productus</i> , <i>Dasyatis brevis</i> , <i>Gymnura marmorata</i> , <i>Urolophus maculatus</i> , <i>U. halleri</i> , <i>Myliobatis californica</i> , <i>Rinophthera steindachneri</i> , <i>Narcine entemedor</i>
Camarón azul	<i>Litopenaeus stylirostris</i>
Sierra del Pacífico	<i>Scomberomorus sierra</i> , <i>S. concolor</i>
Chano	<i>Chanos chanos</i> , <i>Micropogonias megalops</i>
Curvina	<i>Cynoscion othonopterus</i> , <i>Cynoscion parvipinnis</i> , <i>Cynoscion xanthulus</i> , <i>Cynoscion reticulatus</i> , <i>Cynoscion nobilis</i> .

Las variables que se incluyeron en el análisis fueron las siguientes:

- Productividad Primaria (PP)
- Clorofila “a” (Cla)
- Temperatura Superficial del Mar (TSM)
- Índice de la Oscilación decadal del Pacífico (PDO)
- El Niño Oscilación del Sur (ENSO)
- Índices climáticos Multivariante ENSO (MEI)
- índice de Patrón de América del Norte (PNA)
- Descarga del Río Colorado (DRC)
- Precipitación (P)
- Temporada (T)

En el Apéndice II se presenta el criterio de selección y la fuente de los datos.

Para determinar las variables ambientales con mayor influencia en la variabilidad de la CPUE (como índice de abundancia) se utilizó el método de Modelos Aditivos Generalizados (GAM, por sus siglas en inglés) como herramienta estadística (Wood, 2006). La forma general de un GAM está dada de acuerdo con la *Ec. 4*:

$$g(\mu_i) = \mu + \sum_{j=1}^p f_j(X_i) \quad \text{Ec. 4}$$

donde g es la función monótonica de enlace, μ_i es valor ajustado, X_i son las variables predictoras, y f_j es una función de suavizado (Hastie y Tibshiriani, 1984). En este caso, se utilizaron los datos de CPUE de las especies de interés comercial como variable respuesta y las variables ambientales y la temporada del año como variables predictivas. Las variables ambientales se consideraron como variables continuas, mientras que, la temporada del año como variable categórica. La construcción de los GAMs se realizó con la ayuda del lenguaje de programación *R v3.1.0*. (R Development Core Team, 2018) y la librería *mgcv* (Wood, 2001; 2004; 2006).

Como tratamiento estadístico previo a la determinación de los GAMs, se realizaron pruebas de correlación entre las variables ambientales para evitar un “efecto

acumulativo” en la devianza explicada debido al uso de variables ambientales con correlación significativa. Cuando la correlación entre estas variables ambientales resultó significativa, la estrategia a seguir fue no combinar en un mismo GAM dichas variables ambientales. Se hicieron pruebas a los datos de CPUE con distintas distribuciones de probabilidad eligiendo aquella que ofrecía el mejor ajuste de acuerdo con los resultados estadísticos. En este trabajo se empleó la familia gamma para definir la distribución de las series de tiempo de CPUE y como enlace se usó a la función logaritmos neperianos (Wood 2006). Los criterios de selección utilizados para elegir el mejor GAM fueron los siguientes: pruebas del estadístico F y χ^2 , porcentaje de devianza explicada, así como los valores del Criterio de Información de Akaike y el Criterio de Validación Cruzada Generalizada (GCV) como indicadores del mejor balance entre la bondad de ajuste y la complejidad del modelo (Wood, 2004; 2006).

Una vez definidas las variables ambientales que resultaron estadísticamente significativas con respecto a la CPUE de las especies de interés comercial, cada una de estas series de tiempo, tanto los datos de CPUE como los de las variables ambientales, se obtuvo la anomalía estandarizada con media =1 como sigue:

$$d_{isd} = 1 + \frac{(d_i - \bar{d})}{d_{sd}} \quad \text{Ec. 5}$$

Donde:

d_{isd} = dato estandarizado

d_i = cada uno de los datos que conforman la serie de tiempo

\bar{d} = promedio de los datos de la serie de tiempo

d_{sd} = desviación estándar muestral de los datos de la serie de tiempo

Posteriormente fueron utilizadas, como funciones forzantes para calibrar el modelo trófico *Ecopath* (Christensen et al., 2005) y proceder con las simulaciones.

5.2 Modelo bioeconómico para pesca deportiva de totoaba

5.2.1 Parámetros biológicos, pesqueros y puntos de referencia

Determinación de parámetros poblacionales de la totoaba (K y r)

El comportamiento de una población es descrito por una curva sigmoide, donde la biomasa no explotada se incrementará, de acuerdo con su tasa de crecimiento, r , hasta un nivel máximo equivalente a la población virgen determinado por la capacidad de carga del ambiente, K (Pitcher y Hart, 1982). La población se mantendrá en equilibrio en la medida que los factores que hacen decrecer la biomasa tales como la depredación, enfermedades, etc., sean balanceados por aquellos que la aumentan, es decir el crecimiento individual y el reclutamiento. Bajo condiciones de explotación, Schaefer (1954) introduce el término de captura $C(t)$, considerando una población explotada, y los cambios en biomasa se representarán de acuerdo con la siguiente expresión:

$$\frac{dB}{dt} = rB \left(1 - \frac{B}{K}\right) - C \quad \text{Ec. 6}$$

donde:

dB/dt = tasa de cambio poblacional (/año)

r = tasa intrínseca de crecimiento de la población (/año)

B = biomasa de la población (ton)

K = capacidad de carga del ecosistema (ton)

C = capturas (ton)

La producción excedente puede utilizarse en la representación de la dinámica de poblaciones, de ahí que Hilborn y Walters (1992) presentan el modelo de Schaefer, en forma de ecuación discreta, para representar la biomasa dinámica de una población:

$$B_{t+1} = B_t + rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K}\right) - C_t \quad \text{Ec. 7}$$

donde:

t = tiempo (años)

B_t = biomasa de la población al tiempo t (ton)

B_{t+1} = biomasa de la población en el periodo siguiente al tiempo t (ton)

r = tasa intrínseca de crecimiento (/año)

K = capacidad de carga del ecosistema (ton)

C_t = es la captura al tiempo t (ton)

Una vez estimada la serie de tiempo de biomasa para la población de totoaba (por medio de simulaciones, mediante *EwE*), se utilizó la ecuación de biomasa dinámica de una población (*Ec. 7*) para estimar tanto la tasa intrínseca de crecimiento (r) como la capacidad de carga del ecosistema (K). En este caso se optó por una solución numérica a través de una reducción de las diferencias cuadráticas entre los datos de biomasa que se disponen (obtenidos mediante simulaciones). Se utilizaron valores semilla para r y K . Se siguieron dos procedimientos para estimar estos parámetros.

Procedimientos:

1. Utilizando los datos de biomasa desde el año de 1942-2014, argumento: en este periodo el ecosistema ya presentaba reducción de la descarga del río Colorado, situación similar a la actual, además en este caso se consideraron los datos de captura (Arvizu y Chávez, 1972).
2. Utilizando los datos de biomasa desde el año de 1980-2014, esta serie de biomasa corresponde al resultado de las simulaciones obtenidas mediante *EwE*, en este caso se consideró una captura $C=0$.

Estimación del peso promedio de reclutas para pesca deportiva de totoaba

La sobrepesca en relación con el crecimiento se refiere al exceso de captura de juveniles de tamaño inferior a una talla media de madurez. Si las capturas de un recurso están sostenidas por juveniles de tamaño inferior a la talla considerada como el Punto de Referencia Biológico Límite (PRBL) la población tenderá hacia la sobrepesca (Pauly, 1983). Considerando esto se establece una talla mínima de pesca para la población de totoaba. Para estimar la relación talla/peso para la edad de primera madurez de la población en general, así como la talla y peso promedio de los organismos a la edad adulta, se utilizaron los datos y ecuaciones sugeridas por De Anda-Montañez et al. (2013).

De Anda-Montañez et al., (2013) reporta que la talla mínima de madurez individual que se registró en una hembra fue de 1.16 m y en un macho de 0.755 m LT. Además,

señalan que la talla mínima de madurez poblacional ($L_{50\%}$) para las hembras fue de 1.311 m LT y para machos fue de 1.18 m LT. Considerando todos los organismos maduros fue de 1.24 m LT, por lo que se toma como talla mínima de captura $LT=1.30$ m, para garantizar que alcancen su edad de primera madurez. De Anda-Montañez et al. (2013) reportan también como longitud asintótica (L_{∞}) 1.566 m LT y un peso asintótico de $W_{\infty}=30.636$ kg. Con estos datos podemos definir el rango en talla y peso de los reclutas para la pesca deportiva mediante la relación Longitud-Edad (Ec. 8) y Peso-Longitud (Ec. 9) propuestas por De Anda-Montañez et al. (2013):

$$LT = 415.33 \cdot \ln(t) + 442.09 \quad \text{Ec. 8}$$

$$W = 0.000005 \cdot LT^{3.0635} \quad \text{Ec. 9}$$

Donde:

Lt= Longitud total (mm)

t= edad (años)

W= peso (g)

Coeficiente de capturabilidad (q)

Arreguín-Sánchez (1996) y Quinn y Deriso (1999) señalaron que entre la CPUE y la biomasa existe una relación como la siguiente:

$$CPUE_t = q_t B_t \quad \text{Ec. 10}$$

donde: $CPUE$ es la captura por unidad de esfuerzo (ton/lance), q es el coeficiente de capturabilidad (lance^{-1}), B es la biomasa (ton), t es el período de tiempo (semana, mes, año, etc.). El coeficiente de capturabilidad (q) corresponde a la eficiencia del arte de pesca (Neis et al., 1999) y se define como la capacidad para capturar peces o la fracción de peces capturados por unidad de esfuerzo (Arreguín-Sánchez, 1996; Cadima, 2003; Marchal et al., 2003; Wilberg et al., 2010). La eficiencia del arte de pesca está en función de cambios en la tecnología de pesca (poder de pesca), comportamiento del pescador (Chávez, 2000), factores ambientales y agregación reproductiva del recurso objetivo (Arreguín-Sánchez, 1996). Con esta ecuación (Ec. 10)

lo que se pretende es determinar el valor del coeficiente de capturabilidad (q), por lo que despejamos la variable y la adecuamos a los parámetros de la pesca recreativa, como se muestra en la Ec. 11:

$$q = \frac{CPUE_t}{B_t} \quad \text{Ec. 11}$$

donde:

q_t = capturabilidad (/embarcación)

$CPUE_t$ = número de ejemplares que se capturan con 1 caña por jornada por panga
(org/caña /embarcación)

B_t = Biomasa vulnerable a la captura (Ton)

5.2.2 Análisis de optimización de beneficios

Frente a la extracción de un recurso (*i.e.* la pesca de determinada especie) si se pretende conocer cuál es la trayectoria temporal de la variable de control (la explotación del recurso pesquero) y de la variable de estado (stock del recurso pesquero) que optimizan la utilidad de consumo del bien, se está frente a una situación de control óptimo. McConnell y Sutinen (1979) proponen una estrategia para estimar dicha utilidad, basada en el concepto de que los pescadores recreativos pescan por motivos de esparcimiento, a diferencia de los pescadores comerciales, cuyos fines son netamente pecuniarios, se asume que la captura del pescador deportivo individual deriva utilidad tanto por la cantidad como por la calidad de los viajes de pesca. La cantidad de salidas (viajes) de pesca está representado por ' x ', y la calidad de la captura por salida se cuantifica con ' $h(w)$ '. Las capturas por salida se incrementan a medida que el stock de peces con un peso ' w ' es mayor, esto es, $dh(w)/dt > 0$.

Considerando que el beneficio marginal cuantifica la satisfacción o beneficio que obtiene un individuo por el consumo de cada unidad de un bien o servicio que adquiere, dicho de otra manera: el beneficio marginal, es el cambio en el beneficio total cuando se consume una unidad adicional del bien o servicio. La tendencia en el beneficio marginal es decreciente, esto se puede explicar de la siguiente manera: al adquirir la primera unidad de un bien o servicio se genera una gran satisfacción en quien lo

adquiere. Al adquirir una segunda unidad la satisfacción por esta es menor que la observada al adquirir la primera unidad; al adquirir una tercera unidad esta es menor que al adquirir la unidad anterior y esto se repite sucesivamente hasta que deja de producir una satisfacción.

Aplicando este concepto de beneficio marginal a la actividad de pesca deportivo-recreativa, es posible definir la relación entre el número de pescadores aficionados participantes y el beneficio económico de la actividad. El primer participante en la actividad obtiene una gran satisfacción ya que es el único pescador y puede disponer de todo el espacio y el stock, por lo que está dispuesto a pagar un precio elevado por la actividad, siendo este el caso donde se obtiene el mayor beneficio económico por viaje de pesca. Conforme se van incorporando otros pescadores aficionados (compartiendo el área y stock), la satisfacción por la actividad se ve reducida y por tanto el beneficio económico por viaje de pesca también va reduciéndose gradualmente por cada pescador que se va incorporando. De esta manera tenemos que la función de beneficio marginal o función inversa de demanda para las salidas de pesca está definida por $p[x, h(\omega)]$, $\frac{\partial p}{\partial x} < 0$, y $\frac{\partial p}{\partial h} > 0$. Donde asumimos que existen n prestadores de servicio de pesca recreativa con preferencias idénticas y que los beneficios se acumulan solo para aquellos cuyos clientes pescaron. p representa el precio que se paga por el servicio de salida de pesca recreativa. Por lo tanto, los beneficios totales de la pesca recreativa están dados de acuerdo con la *Ec. 12* :

$$\int_0^{x^*} np[x, h(\omega)] dx = \tag{Ec. 12}$$

donde x^* es el número óptimo de salidas por pescador en el período establecido. Considerando que la pesca recreativa es una actividad de bajo costo para los prestadores de servicio (solo se requiere del tiempo del prestador del servicio y el equipo apropiado) asumimos un costo constante por salida, c , idéntico para cada prestador de servicio. La expresión de los beneficios netos por período se puede escribir de acuerdo con la *Ec. 13*:

$$\int_0^{x^*} n\{p[x, h(\omega)] - c\} dx = \tag{Ec. 13}$$

El objetivo de aplicar este método de optimización es porque se requiere conocer el número de salidas de viaje de pesca que optimizan los beneficios económicos, tomando en cuenta la biología del recurso, de tal forma que el aprovechamiento se desarrolle de manera sostenible y además genere beneficios económicos. Mediante este análisis estático es posible determinar los parámetros bioeconómicos del modelo pesquero que optimizan los beneficios, para posteriormente utilizarlos como datos de entrada en un modelo dinámico de biomasa para tener una estimación del efecto de la captura a través del tiempo, así como de los beneficios que se obtendrían de la actividad.

Este concepto se representa gráficamente mediante la ecuación *Ec. 13*, en la figura 4, donde se observa la curva de ingresos totales (*IT*, línea verde) que corresponde al primer término en la *Ec. 13*, en función del número de viajes de pesca. El segundo término de la ecuación representa los costos totales (*CT*, línea azul), también como función de viajes de pesca. Si bien, para todos los viajes de pesca (x) dentro de este intervalo (sección amarilla de la figura 4) existe un beneficio, se busca conocer el número de viajes (x^*) que maximiza el beneficio (π^*). Para determinar, analíticamente, este valor de salidas (x^*) se utilizó el método matemático del “criterio de la primera derivada” mediante el cual se estiman los valores mínimos y máximos de una función. Por lo que por medio de una regresión polinómica de segundo grado se determinó la ecuación de la función dada por: $IT(x) - CT(x) = \pi(x)$. Para los escenarios en los que no se limita el nivel de captura, sino se estima en función del número de viajes que optimiza la actividad, este número de viajes se obtiene mediante la determinación del punto máximo de la parábola que se define por los datos del beneficio económico (π). Otro método para determinar este valor que maximiza el beneficio, es el método convencional mediante el cual se determina el máximo rendimiento económico o el sostenible, que consiste en determinar la diferencia entre los ingresos totales y los costos totales y donde esta diferencia es la máxima, es el nivel de esfuerzo, en este

caso, que maximiza los beneficios. En este caso se utilizó el método de la primera derivada.

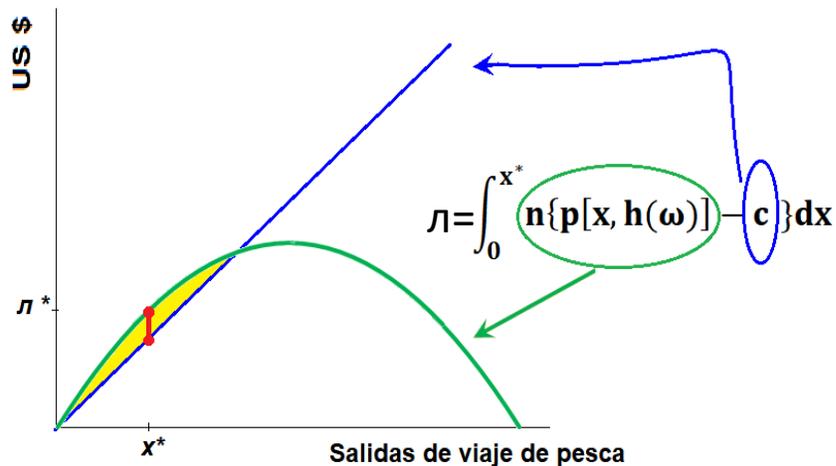


Figura 4. Representación gráfica de la función mediante la cual se maximiza el beneficio económico (π) de la pesca deportivo-recreativa en función del número de viajes óptimos. la curva de ingresos totales (IT, curva verde) que corresponde al primer término de la ecuación, está en función del número de viajes de pesca. El segundo término de la ecuación representa los costos totales (CT, línea recta azul), también como función de viajes de pesca. Si bien, para todos los viajes de pesca (x) dentro de este intervalo delimitado por los IT y CT (sección sombreada en amarillo) existe un beneficio, se busca conocer el número de salidas que maximiza dicho beneficio.

La construcción del modelo bioeconómico de pesca deportivo-recreativa se realizó en 2 etapas, se inició con un modelo de pesca estático, para posteriormente continuar con el modelo en su versión dinámica. El modelo estático se construye con el fin de determinar el número de viajes de pesca que optimizan la actividad desde el punto de vista económico con niveles de captura sostenibles, para esto se utilizaron parámetros biológicos, económicos y pesqueros (tabla 2). Una vez estimado dicho el número de viajes de pesca, se construye el modelo estático para lo cual es requerida información como: volumen de captura, tasa de captura, costos, ingresos, beneficios, etc.; como se muestra más adelante. Estos parámetros generados mediante el modelo estático son utilizados como datos de entrada en el modelo dinámico con la finalidad de evaluar la actividad de la pesca deportiva para un periodo de aproximadamente 15 años, dicho

periodo tomado del acuerdo por el que se establece la antigüedad que deben tener las embarcaciones que pretendan obtener matrícula y bandera mexicana (DOF, 2008) en la fracción V-1.1, menciona que el ciclo de vida útil, de "principio a fin" o de "construcción a desguace", dura de 20 a 25 años. No obstante, algunos pescadores mencionan que a partir de los 14-15 años de vida de las embarcaciones para pesca deportiva presentan deterioro debido al uso cotidiano, por lo que es necesario invertir en su mejora para aumentar el periodo de vida útil y además poder dar el servicio en excelentes condiciones de la embarcación (Comentario personal de prestadores del servicio de salidas recreativas en el malecón de La Paz, BCS. Fecha: 17 de octubre de 2019). Lo anterior no implica el final de la actividad económica, sino únicamente una nueva inversión en reparaciones y mejoras del capital disponible para incrementar de 5 a 10 años más la vida útil, pero este último aspecto no se consideró dentro del análisis bioeconómico.

Escenarios de manejo

Puntos de referencia

Los puntos de referencia comienzan como un criterio conceptual que, de una manera general, recogen los objetivos de la ordenación de la pesquería. Para implementar la ordenación pesquera debe ser posible convertir el Punto de Referencia conceptual en un punto de Referencia Técnico, que pueda ser calculado o cuantificado considerando las características biológicas y económicas de la pesquería (Seijo et al., 1997).

Punto de Referencia Límite

El comportamiento de una población es descrito por una curva sigmoide, donde la biomasa no explotada se incrementará hasta un nivel máximo equivalente a la población virgen B_{∞} , determinado por la capacidad de carga K (Pitcher y Hart, 1982).

Tabla 2. Parámetros recopilados para el análisis bioeconómico de la pesca recreativa de totoaba.

Símbolo	Parámetro	Magnitud	Unidad de medida	Fuente
r	Tasa intrínseca de crecimiento poblacional	0.23	1/año	Estimada en este trabajo
K_1	Capacidad de carga del ecosistema	37,700	Ton	Estimada en este trabajo
K_2	Capacidad de carga del ecosistema	50,000	Ton	Cisneros -Mata (2018)
B	Biomasa inicial	29,617	Ton	Estimada en este trabajo
q	Coefficiente de capturabilidad	0.000077	1/barco	Estimada en este trabajo
p	Precio por jornada	180-350	dólar/barco/temporada	Páginas tours (internet) Apéndice III
c	Costo por día de jornada	180	dólar/barco/temporada	Von Boster-Juárez et al., (2019; en proceso de publicación)
t	Periodo de captura	120	días	Cisneros -Mata (2018)
\hat{W}	Peso promedio de reclutas	0.024	Ton	Estimado en este trabajo

De acuerdo al modelo de Schaefer (1954) y el concepto de producción excedente, $K/2$ representa el punto en el que la población crece lo más rápidamente posible de un tiempo a otro (o número de individuos que se pueden agregar a la población de un tiempo a otro, en función del tamaño de la población), así el máximo de individuos que se pueden agregar a la población (aprovechamiento óptimo) corresponde a una magnitud de $rK/4$ (donde r es la tasa intrínseca de crecimiento poblacional) y tiene lugar en $K/2$ (del Monte et al., 2007). De acuerdo con lo anterior, es posible un aprovechamiento óptimo del recurso manteniendo el tamaño de la población de la totoaba en $K/2$, para permitir su recuperación. Sin embargo, si se tiene en cuenta la

historia de vida de la totoaba, que es una especie longeva con una edad de primera madurez tardía, además de ser una especie endémica en *status* de protección, un enfoque precautorio sería más adecuado, por lo que se propone definir el Punto de Referencia Límite (PRL) incrementando el tamaño de la población que no debe ser capturada en un 20% de tal forma que el PRL será $K/2 + 20$ (ton), de esta manera se tiene un margen de amortiguamiento considerando la incertidumbre por gestión asociada a la población de totoaba (i.e. pesca ilegal) así como la incertidumbre científica (i.e. cambio climático, pesca incidental, etc.), en el apéndice IV se muestra un diagrama del estimado del PRL. De esta manera podemos garantizar un análisis de bajo riesgo para la pesca deportiva de totoaba (Cisneros-Mata, 2018). Este PRL se estimó de la siguiente manera:

$$PRL_{PDR} = K/2 + 20\% \quad \text{Ec. 14}$$

donde:

PRL_{PDR} = Punto de referencia límite para la pesca deportivo-recreativa (ton)
K = Capacidad de carga del ecosistema (ton)

El punto de referencia objetivo (PRO)

El punto de referencia objetivo (PRO) es diferente en cada escenario, en la sección “5.3.1 Identificación de escenarios” se describe como se estiman o en su caso se establecen los PRO para cada caso.

Temporada de pesca deportivo-recreativa de totoaba

La población de totoaba presenta un tipo de migración ontogénica, Cisneros-Mata (2018) registra una mayor incidencia de totoaba en el AGC entre los meses de febrero a mayo como se muestra en la tabla 3, con base en esta información estimamos los días de actividad de pesca recreativa, lo cual da un aproximado de 120 días /temporada anual.

Tabla 3 . Captura estimada de totoaba en la temporada de reproducción 2017.

Mes	Captura (ton)
Ene	1
Feb	86
Mar	677
Abr	451
May	184
Jun	4

Fuente: Cisneros-Mata (2018).

5.2.3 Descripción del modelo bioeconómico de pesca deportivo-recreativa

La primera etapa consiste en elaborar un modelo bioeconómico estático, el propósito es estimar tanto el número de viajes de pesca que maximiza el beneficio económico como los parámetros asociados a este.

Biomasa en equilibrio

Se definió el PRL= $K/2 + 20\%$ (diagrama en apéndice IV) y se construyó una hoja de cálculo con diferentes niveles de biomasa (B). El nivel máximo de biomasa se determinó en función del estimado de la capacidad de carga del ecosistema, y el PRL como el nivel mínimo de biomasa dentro del análisis de optimización (en el apéndice IV se muestra un diagrama explicativo del PRB). Considerando que, para un nivel dado de esfuerzo pesquero, la población en equilibrio (Be) alcanzará un nivel donde la tasa de captura es igual a la de crecimiento, entonces para cada nivel de esfuerzo pesquero existirá un nivel de población en equilibrio (Anderson, 1986). La biomasa de la población en equilibrio (Be) en función del esfuerzo de pesca se define como:

$$Be = \left(1 - \frac{qE}{r}\right) K \quad \text{Ec. 15}$$

donde:

Be = biomasa en equilibrio
 q = coeficiente de capturabilidad
 E = esfuerzo de pesca
 r = tasa intrínseca de crecimiento
 K = capacidad de carga del ecosistema

Cada nivel de biomasa en equilibrio es determinado por un nivel de esfuerzo pesquero, por lo que representa un posible escenario para pesca recreativa (Hilborn y Walters, 1992).

Biomasa en equilibrio (Be) y Esfuerzo (E)

Se asignan niveles de biomasa (tabla 4, columna1: Be) para tener un estimado del esfuerzo pesquero de una pesquería recreativa hipotética. Como no se dispone de antecedente del nivel de esfuerzo pesquero ya que no hay una pesquería recreativa activa de totoaba, este se estimó mediante la herramienta de la *función objetivo de Excel*, determinado la magnitud de este a cada nivel diferente de biomasa (Ec 15).

Tabla 4. Variables del modelo bioeconómico de la pesca deportiva (versión estática) para totoaba.

	Be (Ton)	E (Botes)	x (Viajes)	C (Ton)	TC (%)	Precio (USD)	IT (USD)	CT (USD)	π (USD)
K →	37,700								
	36,200								
	34,700								
	33,200								
	31,700								
	30,200								
	28,700								
	27,200								
	25,700								
	24,200								
PRL →	22,700								

Número de viajes (x)

Para estimar el número de salidas de viaje (x, tabla 4, columna 3) se multiplicó el esfuerzo pesquero por el número de días de la temporada.

Captura (C)

Para determinar la captura sostenible (tabla 4, columna 4) en función de cada nivel de biomasa utilizamos la ecuación que relaciona la captura con el esfuerzo pesquero bajo condiciones de equilibrio (Seijo et al., 1997):

$$C = qEK\left(1 - \frac{qE}{r}\right) \quad \text{Ec. 16}$$

donde:

- C = Captura (ton)
- q = coeficiente de capturabilidad
- E = Esfuerzo pesquero (número de botes)
- K = capacidad de carga (ton)
- r = tasa intrínseca de crecimiento

Tasa de captura

Para determinar la tasa de captura (TC, tabla 4, columna 5) se utilizó la ecuación siguiente (Cochrane, 2005):

$$TC = C/E/t/\bar{W} \quad \text{Ec. 17}$$

donde:

- TC = Tasa de captura
- C = Captura (ton)
- E = Esfuerzo (número de botes)
- t = Temporada (días)
- \bar{W} = Peso promedio

Precio por viaje de pesca (USD)

La función de demanda (D) puede representarse mediante una ecuación que explica cómo se determina la cantidad demandada de un bien o servicio en función del precio, siendo el precio la variable que más influye en la decisión de los consumidores para

adquirir un determinado bien, esta se representa: $D = f(p)$ manteniéndose las demás variables constantes (renta del consumidor, gustos, preferencias, etc.). Cuando el precio de un bien o servicio está en función de la demanda, estamos hablando de una función de demanda inversa $p = f(D)$. Esta función inversa indica cual tendría que ser el precio del bien o servicio para que el consumidor elija determinado nivel de consumo (Guerrieny Jallais, 2009).

Si consideramos que los pescadores aficionados practicando la actividad de pesca deportiva en una misma área al mismo tiempo representan una competencia entre sí, ya que están compitiendo por los ejemplares de mayor talla y peso, entonces entre menor sea el número de estos la probabilidad de capturar dichos ejemplares “trofeo” (de mayor talla y peso) se verá incrementada, otro aspecto a considerar son los factores que motivan a los pescadores, la mayoría de ellos buscan pasar tiempo con la familia y/o amigos en lugares naturales, alejados del bullicio y aglomeraciones de gente en las ciudades. Entonces considerando estos factores que motivan a los pescadores aficionados, se identifica el tipo de función de la demanda del servicio como una función de demanda inversa donde el precio del servicio está en función de la demanda que observa.

Aplicando este concepto de función de la demanda inversa al análisis bioeconómico de la pesca deportivo-recreativa, si se asigna un precio bastante elevado al servicio de viaje de pesca (definido por el número de embarcaciones que dan el servicio) se conseguirá un nivel de demanda bajo creando las condiciones que motivan a los pescadores aficionados (Guerrieny Jallais, 2009). Esta relación precio-esfuerzo se presenta en la figura 5 como: (P_{max}, E_{min}) , siguiendo este concepto, el estimado del precio para cada nivel de demanda se define mediante la construcción de una ecuación matemática estableciendo que al precio más bajo le corresponde al máximo nivel de la demanda del servicio, representado en la figura 5 como: (P_{min}, E_{max}) .

Se investigó acerca de los precios de viajes de pesca, solicitando cotizaciones vía telefónica, correo electrónico y en páginas de internet (se muestran en apéndice III) de agencias de viajes que ofrecen el servicio de pesca deportiva de Los Cabos, B.C.S., San Felipe, B.C., y Puerto Peñasco, Son., para la renta de embarcación de entre 24 a

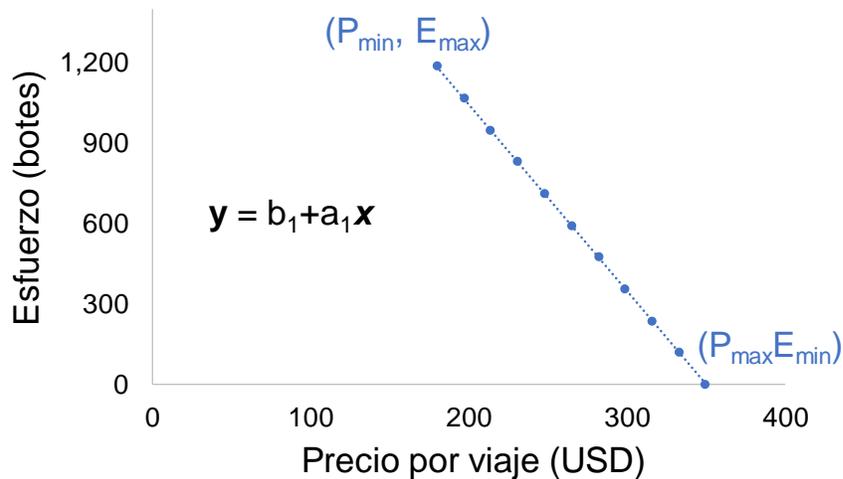


Figura 5. Función de demanda inversa de Esfuerzo-Precio, donde el valor de la pendiente $a_1 < 0$.

30 pies de eslora, con capacidad de 4 personas para un día de pesca. Los precios fluctuaron entre USD 350 y USD 165/ viaje. En promedio, los precios más altos fluctúan alrededor de USD 350 /viaje (P_{\max} en fig.5), dicho precio máximo corresponde al mínimo de embarcaciones (E_{\min}). Aunque no se considera un precio bastante elevado para un viaje de pesca recreativa en un lugar como Los Cabos, B.C.S, si es considerablemente elevado dadas las diferencias de condiciones de infraestructura hotelera, complejos turísticos, accesibilidad de transporte y servicios que caracterizan la zona del AGC.

Por otro lado, para la demanda más alta (máximo de embarcaciones: E_{\max}) corresponde el precio mínimo por viaje que es de USD 180 (P_{\min} ; fig.5),

El costo por viaje reportado por Von Borstel et al. (2019; en proceso) asciende a USD 180 /viaje, por esta razón es que el precio mínimo aceptable para el viaje de pesca es de USD 180, evitando así la posibilidad de pérdidas en lugar de beneficios.

La ecuación $y = b_1 + a_1 x$ (figura 5, donde la pendiente a_1 solo adopta valores negativos) representa entonces la relación entre precio-demanda de la función de demanda inversa del servicio de viajes de pesca deportiva.

Una vez definida esta función, los valores estimados de la pendiente (a_1) y ordenada al origen (b_1) se utilizan en el modelo bioeconómico en su versión dinámica como parámetros con el propósito de mantener la relación Precio-Esfuerzo definida en el modelo bioeconómico en su versión estática.

Posteriormente se definió la relación hipotética Precio-Tasa de captura. McConnell y Sutinen (1979) identifican la tasa de captura de pesca deportiva como una variable relevante en relación con el precio que se está dispuesto a pagar por un viaje de pesca, esto es, si la tasa de captura es alta, los pescadores estarán dispuestos a pagar un precio más alto considerando que existe una mayor probabilidad de capturar “el ejemplar trofeo”, por el contrario, cuando la tasa de captura es baja (menor probabilidad de captura) solo estarían dispuestos a pagar un precio bajo por el servicio. Con base en esta premisa se construye la relación de Precio-tasa de captura ilustrada en la figura 6.

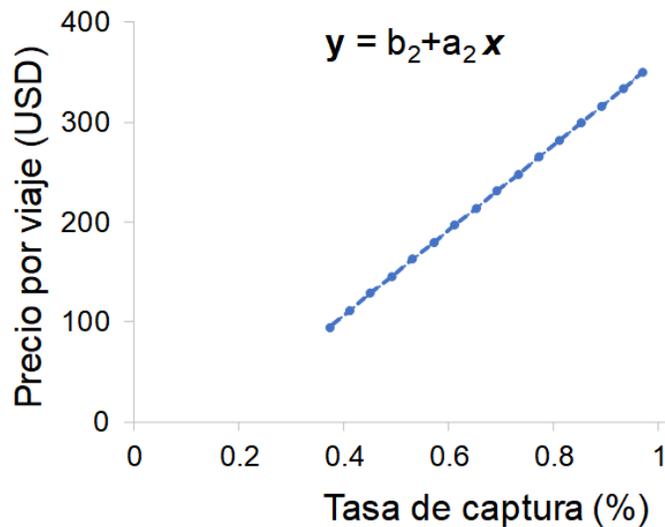


Figura 6. Relación hipotética entre el precio por viaje de pesca deportiva y la tasa de captura.

Dado que los valores de precio correspondientes a cada nivel de esfuerzo pesquero ya se tienen estimados mediante el procedimiento anterior (figura 5), y que los valores de la tasa de captura se estimaron mediante la Ec. 17 (columna 5 de la tabla 4), la ecuación que defina la relación entre Precio-Tasa de Captura (P-TC) se determina

mediante una regresión matemática considerando estas dos variables, la pendiente a_2 y la ordenada al origen b_2 de dicha ecuación son parámetros de entrada en el modelo bioeconómico en su versión dinámica, esto permitirá que la relación precio-tasa de captura sea consistente con el modelo bioeconómico en su versión estática.

Para estimar los Ingresos, costos y beneficios totales (tabla 4, columnas 7, 8 y 9) se utilizaron las siguientes ecuaciones:

$$IT = x \cdot P \quad \text{Ec. 18}$$

IT= Ingresos totales (USD)
x= Número de salidas (viajes/jornada)
P= Precio por viaje (USD)

$$CT = x \cdot c \quad \text{Ec. 19}$$

CT= Costos totales (USD)
x= Número de salidas (viajes/jornada)
c= costo por viaje (USD)

$$\pi = IT - CT \quad \text{Ec. 20}$$

π = Beneficios (USD)
IT= Ingresos totales (USD)
CT= Costos totales (USD)

Una vez determinadas las variables y los parámetros mediante los cuales se construye el modelo bioeconómico en la versión estática, el siguiente paso consistió en estimar el número de viajes de pesca que maximiza los beneficios. Debido a que, al graficar los beneficios económicos, estos datos quedan representados mediante una parábola cuyo término cuadrático es negativo, se utilizó el método matemático del "criterio de la primera derivada" para determinar el valor máximo de una función, obteniéndose como resultado el número de viajes que optimiza la actividad, así como el beneficio económico que se obtendría con dicho número de viajes.

Construcción del modelo bioeconómico de pesca deportivo-recreativa (versión dinámica)

Para la versión dinámica del modelo bioeconómico se aplican los parámetros estimados en el modelo estático (tabla 5). Dado que los parámetros requeridos para la construcción del modelo bioeconómico dinámico son el resultado del modelo estático, a continuación, solo se mencionan. En la sección de resultados se muestran los respectivos parámetros para cada escenario.

Tabla 5. Parámetros del modelo bioeconómico (versión dinámica) para pesca deportiva de totoaba.

Parámetro	Símbolo	Unidad de medida	Fuente
Esfuerzo vs. Precio	a_1	USD/bote.	Modelo estático
Esfuerzo vs Precio	b_1	USD	Modelo estático
Precio vs. Tasa de captura	a_2	USD/org. capt.	Modelo estático
Precio vs. Tasa de captura	b_2	USD	Modelo estático
Coef. de capturabilidad	q	1/bote	Tabla 2
Precio	P	USD/viaje	Modelo estático
Costo	c	USD/viaje	Tabla 2
Peso prom/org.	\bar{W}	Ton/org.	Tabla 2
Temporada	t	días	Tabla 2
Tasa intrínseca de crecimiento	r	1/año	Tabla 2
Capacidad de carga	K	Ton	Tabla 2
Tasa de captura	TC	1/año	Modelo estático

Mediante el modelo de biomasa dinámica de Gordon y Schaefer (*Ec. 7*; Hilborn y Walters, 1992), utilizando el valor de la biomasa de la población de totoaba para el año de 2014, $B= 27,617$ ton, estimada mediante simulaciones del modelo trófico-EwE, se inició la construcción del modelo dinámico (columna 2 de la tabla 6).

Tabla 6. Variables del modelo bioeconómico de pesca deportivo- recreativa para totoaba (versión dinámica)

Tiempo (años)	B_{t+1} (Ton)	dB/dt (Ton/año)	C (Ton)	E (botes)	x (viajes)	p (USD)	TC (%)	IT (USD)	CT (USD)	π (USD)
2014										
2015										
2016										
2017										
2018										
.										
.										
.										
2029										

Considerando una población explotada (tabla 6, col. 3), los cambios en biomasa se representarán de acuerdo a la siguiente expresión que permite estimar la tasa de crecimiento poblacional (dB/dt):

$$dB/dt = rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K}\right) - C_t \quad \text{Ec. 21}$$

donde:

dB/dt = Producción excedente de biomasa
 r = Tasa intrínseca de crecimiento poblacional
 B_t = Biomasa para el tiempo t
 K = Capacidad de carga del ecosistema
 C_t = Capturas para el tiempo t

El volumen de **captura** (tabla 6, col. 4) disponible para la pesca recreativa se estimó mediante:

$$C = q \cdot B_t \cdot x \quad \text{Ec. 22}$$

C_t = Captura por pesca recreativa
 q = Coef. de capturabilidad
 B_t = Biomasa en el tiempo t
 x = número de salidas por temporada

El **esfuerzo** (E: tabla 6, col. 5) se estimó mediante:

$$E = a_1 \cdot P + b_1 \quad \text{Ec. 23}$$

E = Esfuerzo por temporada

a_1 = Pendiente entre la relación E-P

P = Precio por viaje

b_1 = ordenada a la abscisa entre la relación E-P

El **número de salidas** (tabla 6, col.6) se estimó mediante la ecuación:

$$x = E \cdot t \quad \text{Ec. 24}$$

x = Número de salidas de viaje de pesca

E = Esfuerzo por temporada

t = Días de temporada

Para conservar la relación de **Precio-demanda** que optimiza la actividad (tabla 6, col.

7) utilizamos para determinar el precio:

$$P = a_2 \cdot TC + b_2 \quad \text{Ec. 25}$$

P = Precio por viaje

a_2 = Pendiente entre la relación P-TC

TC = Tasa de cosecha

b_2 = ordenada a la abscisa entre la relación P-TC

Los datos de la **tasa de cosecha** (tabla 6, col. 8) provienen del estimado en el modelo bioeconómico estático.

El modelo bioeconómico Gordon-Schaefer

El modelo establece que los ingresos netos Π derivados de la actividad pesquera están en función de los ingresos totales sostenibles (IT) y los costos totales (CT; Seijo et al., 1997). Los **ingresos totales, costos totales y los beneficios** (tabla 6, col. 9, 10 y 11 respectivamente) se determinaron mediante las ecuaciones siguientes: *Ec. 18, Ec. 19 y Ec. 20.*

Inversión inicial

En la tabla 7 se presentan los conceptos unitarios de la inversión que se requiere para la adquisición del equipo de trabajo y artes para la pesca deportivo-recreativa.

Tabla 7. Equipo de trabajo y artes de pesca que requiere ser cotizado para tener un estimado de la inversión inicial para la pesca recreativa de totoaba.

Concepto	Costo unitario (MX\$)	Costo unitario (USD)
Motor (fuera de borda 150hp)		
Panga (24-30" de eslora)		
Eq. Auxiliar (GPS)		
Artes de pesca (para 2 personas)		
Acondicionamiento		
Total		

Las características son: panga de 24-30 pies de eslora, con espacio para 4 pasajeros y 2 tripulantes, 1 motor fuera de borda de 150 hp de 4 tiempos. Los datos económicos de la inversión inicial se recopilaron de páginas de internet que se muestran en el apéndice III.

Con respecto a la inversión inicial, considerando la situación social por la que atraviesan actualmente los pescadores que desarrollan su actividad en la zona del AGC, debido a la prohibición del uso de redes (agalleras y de enmalle; DOF, 2015) situación por la cual dependen económicamente de manera continua de programas gubernamentales mediante los cuales se compensa a los pescadores por no salir de pesca, causando descontento en la comunidad ya que han denunciado que es común que los pagos se retrasaran, se desviarán o simplemente no cubren las necesidades de los pescadores (Cruz, 2019), se propone un programa gubernamental que financie el equipo necesario para que los pescadores ofrezcan el servicio de pesca deportivo recreativa, de esta manera se podría mitigar los conflictos sociales.

5.3 Valoración de escenarios

5.3.1 Identificación de escenarios

Se plantean cuatro posibles escenarios con la variante tanto de parámetros biológicos poblacionales, así como de los puntos de referencia objetivo (PRO). En los escenarios I y II se plantea como PRO la captura estimada resultante de la optimización de los viajes de pesca, manteniendo constantes los parámetros de: capturabilidad (q), costo por viaje y precio por viaje. En los escenarios III y IV se plantea como PRO una captura bajo un esquema precautorio que corresponde a 500 ton (Cisneros-Mata, 2018). Los escenarios que se plantean se describen a continuación:

Escenario I

El primer escenario se construyó a partir de los parámetros estimados en este estudio: una tasa intrínseca de crecimiento poblacional de $r \cong 0.23$ y una capacidad de carga del ecosistema de $K \cong 37,700 \text{ ton}$. El PRO o nivel de captura óptima se estimó mediante la optimización del número de viajes de pesca, los cuales maximizan los beneficios económicos.

Escenario II

Para el escenario II, también se utilizaron los parámetros estimados en este estudio $r \cong 0.23$ y $K \cong 37,700 \text{ ton}$, pero se aplicó una limitante en el nivel de captura, siendo esta de 500 ton/año, volumen de captura recomendable según Cisneros-Mata (2018) bajo un esquema precautorio debido a la vulnerabilidad de la especie.

Escenario III

Los parámetros utilizados fueron los siguientes: el valor de $r \cong 0.23$ (estimado en este estudio) cambiando el valor de $K \cong 50,000 \text{ ton}$, que es un estimado para la capacidad de carga del ecosistema de acuerdo con Cisneros-Mata (2018). El nivel de captura se estimó mediante la optimización del número de viajes de pesca, los cuales maximizan los beneficios económicos.

Escenario IV

Los parámetros utilizados fueron los siguientes: para $r \cong 0.23$ (estimado en este estudio) pero usando el valor de $K \cong 50,000 \text{ ton}$, estimado para la capacidad de carga del ecosistema que sugiere Cisneros-Mata (2018), con la limitante de utilizar un nivel de captura máximo de 500 ton/año, también sugerido como volumen de captura recomendable según Cisneros-Mata (2018), esto es, bajo un esquema precautorio debido a la vulnerabilidad de la especie.

La información anterior se resume en la tabla 8.

Tabla 8. Se plantean cuatro posibles escenarios con la variante de parámetros poblacionales y del nivel de captura de totoaba. Los parámetros económicos se mantienen constantes. Los PRO estimados se muestran en resultados

Escenario	Parámetros biológicos		PRO	PRL
	K	r	Nivel de captura (ton)	(ton)
I	37,700	0.23	Estimado	22,620
II	37,700	0.23	500	22,620
III	50,000	0.23	Estimado	30,000
IV	50,000	0.23	500	30,000

Simulaciones Monte Carlo

La incertidumbre, tal como se definió en la Consulta Técnica sobre el Enfoque Precautorio en Pesquerías (CTEP), es "la imperfección en el conocimiento sobre el estado o los procesos de la naturaleza" (FAO, 1995). Una manera de abordar dicha incertidumbre es especificando un intervalo de confianza, estableciendo como la probabilidad de ocurrencia de las estimaciones determinísticas que se hacen acerca de variables y parámetros en un análisis. Dado que la valoración económica realizada parte de información determinística de la biología de la población de totoaba, también

se estimaron las respectivas probabilidades de ocurrencia delimitadas mediante intervalos de confianza. Se utilizó la herramienta de Simulaciones de Monte Carlo.

Las simulaciones de Monte Carlo tienen el objetivo de duplicar características y comportamientos propios de un sistema real, es decir, imita el comportamiento de un sistema a través de la manipulación de un modelo que representa la realidad, reproduce los posibles valores de una variable a partir de su comportamiento, basado en la selección de números aleatorios (Rodríguez, 2011). El término proviene por su similitud al muestro aleatorio en los juegos de ruleta en los casinos de Monte Carlo.

Para poder aplicar la simulación Monte Carlo (SMC) es necesario contar con suficiente información histórica, que permita establecer cómo se comportan las variables y cómo éstas afectan o son afectadas por otras variables (Chase & Jacobs, 2014).

El proceso de simulación permite construir las distribuciones de probabilidad para indicadores en diferentes áreas de la ciencia, como por ejemplo biología, economía, ciencias sociales, etc., lo que hace posible realizar un análisis bajo riesgo de diferentes aspectos de la actividad que se estudia, esto es, será posible trasladar un análisis tradicional realizado en términos determinísticos a un ambiente de incertidumbre (Medina y Restrepo, 2013). Por lo anterior, muchos teóricos indican que la SMC es un gran apoyo para la gestión de los riesgos en el desarrollo de los análisis y estimaciones. Otra ventaja de la SMC es identificar a través de sus predicciones el grado de sensibilidad de las variables independientes o de entrada con la variable dependiente o de salida. En la medida en que se identifique la variable independiente más sensible a la variable dependiente, el investigador deberá poner mayor atención sobre esas variables sensibles para que los resultados finales sean similares a los esperados o deseables (Medina y Restrepo, 2013). La SMC es un método para análisis que considera la incertidumbre asociada a las variables, porque involucra procesos con variables estocásticas, esto son variables que toman valores numéricos realizados por los resultados contenidos en el espacio muestral generado por un experimento aleatorio (Newbold, Carlson, & Thorne, 2013).

5.3.2 Análisis económico de escenarios

Los beneficios son un indicador económico que cuantifica la capacidad que tiene la actividad de pesca deportivo-recreativa para generar suficiente utilidad o ganancia, cuando esto es así, se considera que, por ejemplo, la actividad pesquera es rentable si genera un beneficio positivo, esto es cuando los ingresos son mayores que los gastos, y la diferencia entre estos es considerada como aceptable. De manera general, la actividad socioeconómica es viable cuando generas más ingresos que costos y debe existir un margen de diferencia entre estos.

Conocer el beneficio económico de una inversión que aún no se ha realizado (rentabilidad ofrecida o esperada), permite saber si la actividad es rentable, y qué porcentaje del dinero o capital que se va a invertir se va a ganar o recuperar y, por tanto, qué tan atractiva es. Asimismo, en caso de contar con varias alternativas de inversión, conocer los beneficios de estas permite compararlas, y así saber cuál de todas genera el mayor beneficio económico y ofrece el mejor desempeño y, por tanto, es la más atractiva.

Para determinar los beneficios de los diferentes escenarios se consideraron los siguientes indicadores financieros:

- i)** el valor actual neto (VAN)
- ii)** la tasa interna de retorno (TIR)
- iii)** rentabilidad (%)
- iv)** relación costo beneficio
- v)** tiempo de recuperación de la inversión

Valor actual neto (VAN) y Tasa interna de retorno (TIR)

El VAN se define como, el valor monetario que resulta de restar la suma de los flujos netos de efectivo anuales descontados a la inversión inicial, o bien, como la diferencia entre todos los ingresos y egresos expresados en moneda actual. Este criterio plantea que la actividad económica genera ganancias cuando el VAN es igual o superior a cero (Mongiello, 2010).

$$VAN = -I + \sum_{t=1}^n \frac{F_t}{(1+i)^n} \quad \text{Ec. 26}$$

donde:

VAN= Valor Actual Neto (USD)

I = Inversión inicial (USD)

F_t = Flujos netos de efectivo anual (USD)

i = tasa de descuento (%)

t = tiempo (años)

n = número de periodo

Para estimar la tasa de descuento se consideró la tasa de rendimiento que ofrecen los Cetes a 364 días que corresponde a 7.1% (<http://www.anterior.banxico.org.mx/SieInternet/consultarDirectorioInternetAction.do?sector=22&accion=consultarCuadro&idCuadro=CF107&locale=es>; noviembre 2019) y la tasa de inflación acumulada en el año, que para noviembre 2019 se evaluó en 3.0% (<https://www.inegi.org.mx/app/indicesdeprecios/Estructura.aspx?idEstructura=112001300030&T=%C3%8Dndices%20de%20Precios%20al%20Consumidor&ST=Inflaci%C3%B3n%20Mensual>) se obtuvo la diferencia entre estas dos tasas y el resultado es una tasa de descuento estimada en 4.1%.

Tasa Interna de Retorno (TIR)

La Tasa Interna de Retorno (TIR) de un proyecto es definida como la tasa de descuento que hace el VAN sea igual a cero. Análogamente, *i* puede ser calculada llevando el valor descontado del flujo de beneficios netos igual al desembolso de capital inicial y resolviendo la ecuación resultante para el valor de la tasa de descuento. No existe un mecanismo simple para calcularla; sin embargo, una probable aproximación consiste en proponer una solución iterativa en base a la estimación de los valores presentes de costos y beneficios. Si el VAN de los beneficios excede al VAN de los costos, entonces la tasa escogida es demasiado pequeña y debe ser aumentada, y así sucesivamente. Un proyecto es aceptado cuando $i \geq b$, donde *b* es un valor predeterminado que, en general, es la tasa de interés bancaria. En caso de proyectos mutuamente excluyentes o en presencia de restricciones financieras, se seleccionará el proyecto con máximo valor de *i*. Estas pueden ser consideradas como reglas de decisión (Seijo et al., 1997).

$$TIR = -I + \sum_{t=1}^n \frac{F_t}{(1+i)^t} = 0 \quad \text{Ec. 27}$$

donde:

TIR = Tasa interna de retorno (%)
 I = Inversión inicial (USD)
 F_t = Flujos netos de efectivo (USD)
 i = tasa de retorno (%)
 t = tiempo (años)
 n = número de periodo

Rentabilidad

Otro indicador económico es que se estimó fue la rentabilidad la cual básicamente indica la proporción de los Ingresos Totales que se conservan como beneficio económico generados por la actividad socioeconómica (Bazzani y Cruz, 2008), en este caso la pesca deportivo-recreativa.

$$R = \pi / IT \quad \text{Ec. 28}$$

donde:

R = Rentabilidad
 π = Beneficios totales
 IT = Ingresos totales

Relación Beneficio Costo (B/C)

En la relación beneficio-costos (B/C) si el análisis de la relación es: B/C > 1 es rentable, pero si es B/C = 1 no hay ganancias, pues los beneficios son iguales a los costos y para el caso de que B/C < 1 no es rentable ya que los beneficios son menores a la inversión. Este también indica lo que se genera por cada unidad de inversión, y comparándolo con otras actividades económicas, aquella de mayor índice en la relación B/C es la actividad que ofrece mayores beneficios (Bazzani y Cruz, 2008).

$$B/C = \frac{\sum_{t=1}^n \frac{F IT_t}{(1+i)^t}}{\sum_{t=1}^n \frac{F CT_t}{(1+i)^t}} \quad \text{Ec. 29}$$

donde:

B/C = costo/ beneficio

FIT = Flujos actuales de los Ingresos totales

FCT = Flujos actuales de los Costos totales

i = tasa de descuento (%)

t = tiempo (años)

n = número de periodo

Periodo de recuperación

El periodo de recuperación de la inversión (PRI) es un criterio para valorar inversiones que queda definido como el periodo de tiempo que se requiere para recuperar el capital invertido en la fase inicial de una actividad económica. Gracias a este método es posible determinar el número de periodo (generalmente se mide en años) para recuperar el dinero invertido como capital inicial para poner en marcha una actividad económica (Morín-Maya y Alvarado Roldan, 2017). Una información que resulta vital a la hora de decidir realizar una inversión e involucrarse en una actividad económica, o no.

$$PRI = a + (I - c)/d \quad \text{Ec. 30}$$

donde:

a= Año anterior inmediato a que se recupera la inversión.

I= Inversión inicial.

c= Suma de los flujos netos de efectivo anteriores.

d= Flujo neto de efectivo del año en que se satisface la inversión.

Costo de oportunidad del capital

El costo de oportunidad son aquellos beneficios que dejamos de percibir o a los que renunciamos cuando tomamos una determinada decisión. El término costo de oportunidad también es denominado como “el valor de la mejor opción no seleccionada” (Seijo et al., 1997).

En este caso una pesquería comercial de totoaba podría ser la alternativa para estimar el costo de oportunidad, pero no sería una propuesta viable debido al acuerdo vigente

de la prohibición de uso de redes en el AGC (DOF, 2015), por esta razón como propuesta de costo de oportunidad se consideró la inversión en Cetes.

Los Certificados de la Tesorería (Cetes) son un instrumento de inversión denominado: “títulos de crédito al portador” emitidos por el Gobierno Federal en mercado de dinero, con diferentes plazos: 28 días, 91 días, 182 días y 364 días, para fines de control del circulante y financiamiento del gasto público. Adquirir un Cete equivale a prestarle dinero al Gobierno para que este pueda pagar sus compromisos, a cambio, en función del monto invertido y del tipo de plazo se recibe una ganancia o interés, según indica la Comisión Nacional Bancaria y de Valores (CNBV). Los Cetes tienen un rendimiento mayor que el de las cuentas de ahorro o cheques y que los depósitos a plazo o pagarés (Silva Haro, 2006).

De acuerdo con la página oficial de venta de Cetes que corresponde al Banco de México (<https://www.banxico.org.mx/apps/dao-web/4/58/programa-cetes-directo-venta.html>) la tasa de rendimiento que ofrecen los Cetes a 364 días es de 7.18% (noviembre de 2019). Se elige esta opción para estimar el costo de oportunidad, considerando que el monto de la inversión inicial estimada para cada escenario se utilizara para adquirir Cetes a 364 días durante 15 años. Esto permite estimar los beneficios que podrían obtenerse en la segunda mejor alternativa de inversión.

6. Resultados

6.1 Obtencion de la serie de tiempo de biomasa de totoaba

6.1.1 Modelo trófico *Ecopath* del AGC

El MT representativo del AGC está conformado por 49 grupo funcional (figura 7), dentro de los cuales se tiene un grupo de detritus, 4 grupo funcional representativos de los productores primarios, un grupo de zooplancton, 3 gf de elasmobranquios, 2 gf de aves, 4 de mamíferos marinos, 17 de peces, 13 de invertebrados, y un grupo de quelonios.

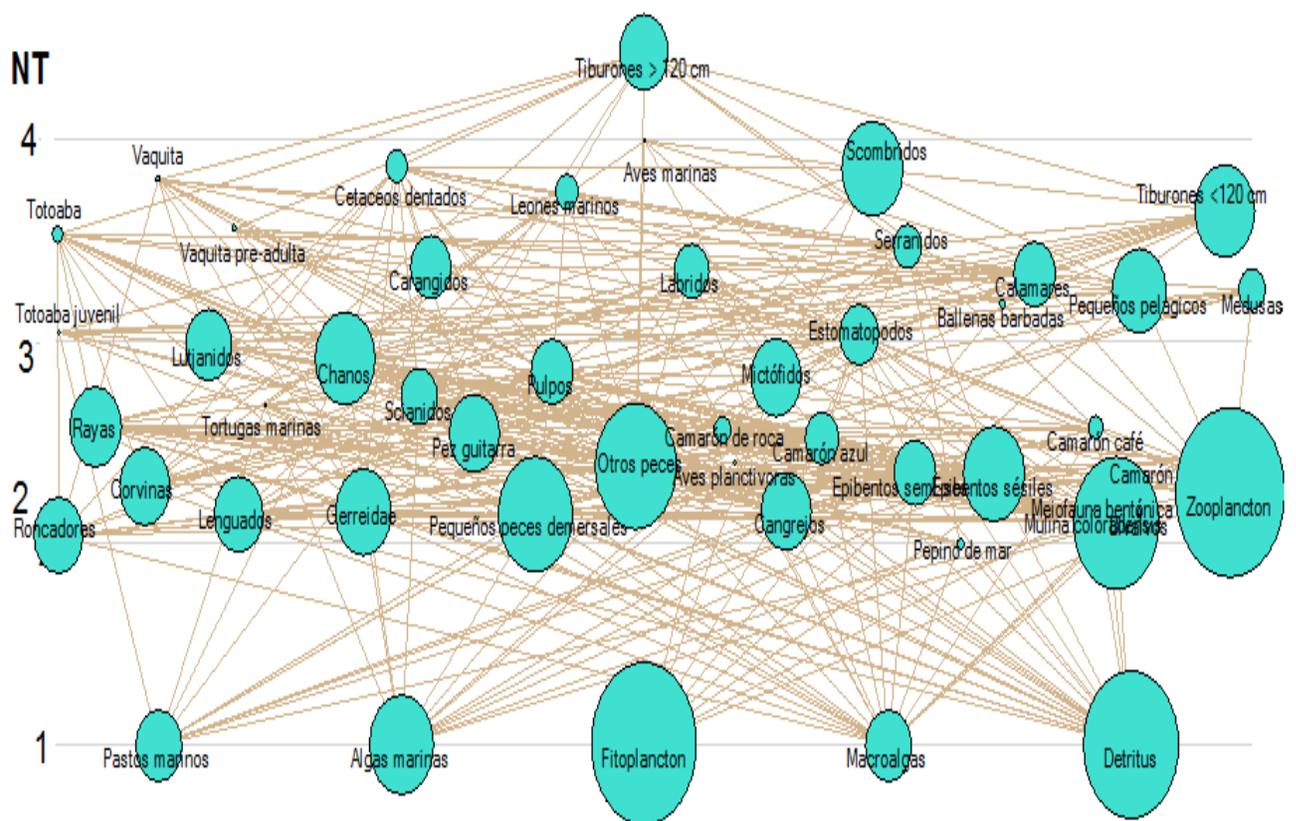


Figura 7. Diagrama del modelo trófico-EwE representativo del ecosistema del AGC para el periodo 1980.

Dentro de estos 49 grupo funcional hay 2 grupos que representan la población de totoaba, 2 para la vaquita marina y 2 para el camarón azul, en cada caso uno de estos grupos corresponde a la etapa de juveniles de cada población y otro a la etapa de adultos. Para el caso de la totoaba (*Totoaba juv.*) un grupo que representa tanto

organismos juveniles (<0.5 años) como pre-adultos (0.5 a 6.5 años), y el otro grupo *Totoaba A.* representa a los organismos adultos (7-27 años). Los organismos adultos de totoaba se ubicaron en un nivel trófico $NT \approx 3.6$ mientras que los juveniles en $NT \approx 2.5$. De acuerdo con el MT construido, la biomasa total estimada para la población de totoaba en 1980 fue de $B = 25,048$ ton [$IC_{90\%}$: 22,148 - 27,948]. En el apéndice V se presentan los parámetros de salida del modelo trófico balanceado.

Consistencia ecológica del modelo trófico ecopath

Con respecto a la consistencia ecológica, se aplicaron los criterios propuestos por Link (2010), donde sugiere el uso de las tasas de vitalidad para comprobar la consistencia del modelo, se espera que la tendencia de estas en función de los niveles tróficos sea decreciente, como se aprecia en la figura 8.

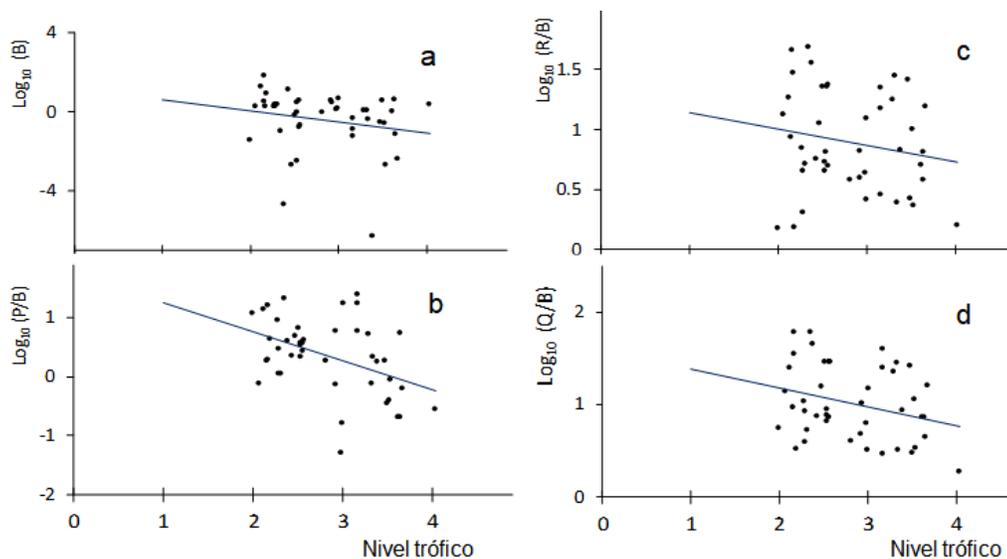


Figura 8. Tasas vitales vs. niveles tróficos del modelo trófico representativo del AGC. B=Biomasa, P/B=producción/biomasa, R/B= respiración/biomasa y Q/B=consumo/biomasa. Todas las proporciones se expresan en años⁻¹.

De acuerdo con Lindeman (1942), la relación de tendencia entre la biomasa (B, representada como $Log_{10}(B)$ en la figura 8a y el nivel trófico (eje x) de los grupos funcionales debe ser inversa. La relación producción/biomasa de los grupos funcionales (P/B, gráfico b de la figura 7), respiración/biomasa (R/B, gráfico c) y

consumo/biomasa (Q/B, gráfico d) mostraron una correlación negativa con el nivel trófico (correlación de Pearson, $p < 0.05$, $r = -0.44$, $r = -0.18$ y $r = -0.29$ respectivamente).

6.1.2 Tratamiento estadístico de las series de tiempo para la calibración del modelo trófico *Ecopath*

La siguiente etapa de investigación consistió en la calibración del modelo, esto mediante series de tiempo tanto de captura y esfuerzo (CPUE) como de variables ambientales estadísticamente significativas con respecto a la CPUE. La información disponible para las series de tiempo de CPUE es hasta 2014, ya que en abril del 2015 se estableció el acuerdo de prohibición del uso de redes en el AGC (DOF, 2015), por lo que no hay datos disponibles de CPUE para las especies de interés comercial a partir de este año.

Los modelos aditivos generalizados (GAMs) resultantes se presentan en la tabla 9. En casi todos los GAMs realizados, la temperatura superficial del mar resultó ser la principal variable ambiental que explica la variabilidad de la abundancia (CPUE) de las poblaciones analizadas, con excepción de la población de totoaba, ya que para esta especie fue la descarga del río Colorado. Otra variable ambiental estadísticamente significativa y con alta contribución en la devianza explicada de la mayoría de las especies analizadas fue el índice PDO. La demás información que respalda esta etapa de investigación se presenta en los apéndices VI-A, -B, -C y -D, así como en Ruiz-Barreiro et al. (2019).

6.1.3 Estimación de biomasa de totoaba mediante simulaciones EwE

Una vez definidas estas relaciones entre CPUE de las especies de interés comercial del AGC, las variables ambientales se utilizaron como funciones forzantes para calibrar el modelo *Ecosim* y generar las simulaciones para representar la historia reciente de los cambios en el ecosistema dado el efecto ambiental y la pesca. Se utilizó la rutina

Tabla 9 . Modelos aditivos generalizados resultantes en la evaluación del efecto de principales variables ambientales sobre cambios de abundancia relativa. Se presenta: el índice de validación cruzada generalizada (GVA), la devianza residual (Dev. res.), la devianza explicada (Dev. acum.) y el criterio de información de Akaike (AIC). El GAM para cada especie se muestra en negritas. ($p < 0.05$). Los estimadores y su significancia se muestran en el apéndice VI-D.

	Modelo	GCV	Dev. Res	Dev. Acum. (%)	AIC
Tiburón	M ₀ Modelo nulo		111.7		523.1
	M ₁ CPUE ~ s(TSM)	1.40	85.2	23.69	507.4
	M₂ CPUE ~ s(TSM) + s(PDO)	1.38	64.7	42.05	495.2
Rayas	M ₀ Modelo nulo		116.7		858.2
	M ₁ CPUE ~ s(TSM)	0.60	55.9	52.1	780.7
	M₂ CPUE ~ s(TSM) + s(PDO)	0.55	49.9	57.20	772.3
Camarón azul	M ₀ Modelo nulo		59.0		752.3
	M ₁ CPUE ~ s(TSM)	0.30	19.3	32.7	724.7
	M₂ CPUE ~ s(TSM) + s(MEI)	0.27	17.4	45.10	719.3
Sierra del Pacífico	M ₀ Modelo nulo		66.8		808.9
	M ₁ CPUE ~ s(TSM)	0.32	22.0	67.10	721.7
	M₂ CPUE ~ s(TSM) + s(PNA)	0.28	16.8	74.80	710.4
Chano	M ₀ Modelo nulo		78.1		961.5
	M ₁ CPUE ~ s(TSM)	0.42	28.8	63.10	882.8
	M ₂ CPUE ~ s(TSM) + s(DRC)	0.32	18.5	76.30	859.0
	M₃ CPUE ~ s(TSM) + s(DRC) + s(PDO)	0.26	12.5	84.00	839.0
Corvina	M ₀ Modelo nulo		59.0		889.5
	M ₁ CPUE ~ s(TSM)	0.32	19.3	67.30	812.5
	M ₂ CPUE ~ s(TSM) + s(DRC)	0.22	11.1	81.20	787.3
	M₃ CPUE ~ s(TSM) + s(DRC) + s(PDO)	0.19	7.6	87.10	774.4
Totoaba	M ₀ Modelo nulo		121.2		421.1
	M ₁ CPUE ~ s(DRC)	2.07	70.3	42.00	398.5
	M₂ CPUE ~ s(DRC) + s(PDO)	1.52	51.9	57.20	382.7

de Monte Carlo con mil simulaciones para tener un intervalo de confianza de las biomásas estimadas. El ajuste de la estimación generada por *Ecosim* entre las series de tiempo de datos observados de CPUE como indicador de abundancia relativa y las

series simuladas se muestran en el apéndice VII. Las estimaciones obtenidas para la biomasa de totoaba, tanto para juveniles como para adultos se muestran en la figura 9 y 10 (en el apéndice VIII se presenta una tabla con los datos de la serie de tiempo de biomasa de totoaba, así como las capturas históricas).

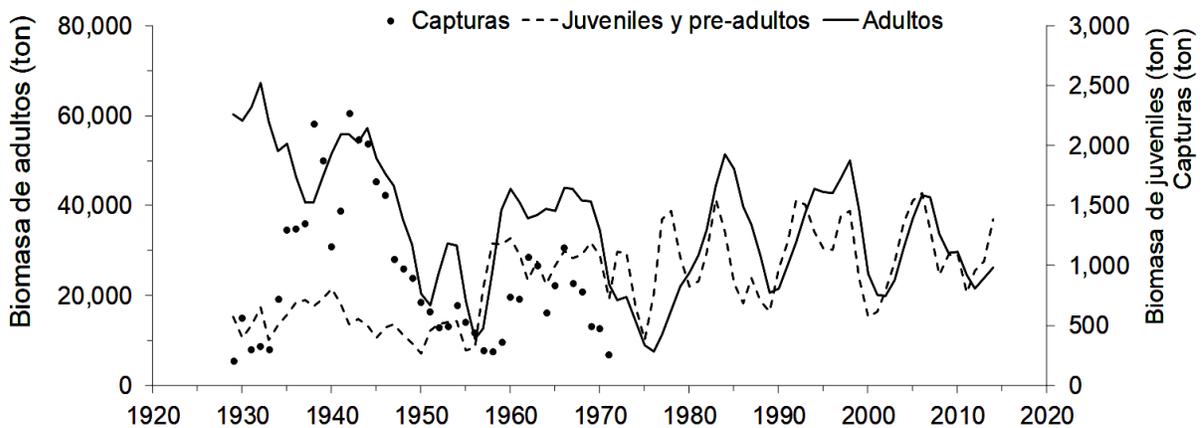


Figura 9. Aproximación de biomasa de totoaba. Los datos de la serie de 1929-1971 se obtuvieron de Chávez y Arvizu (1974). La serie de 1972-2014 son el resultado de las simulaciones mediante el modelo trófico-EwE. El grafico muestra el comparativo de biomasa de adultos (línea continua), y de juveniles y pre-adultos (línea discontinua). Los puntos en azul representan las capturas de totoaba por la pesca comercial.

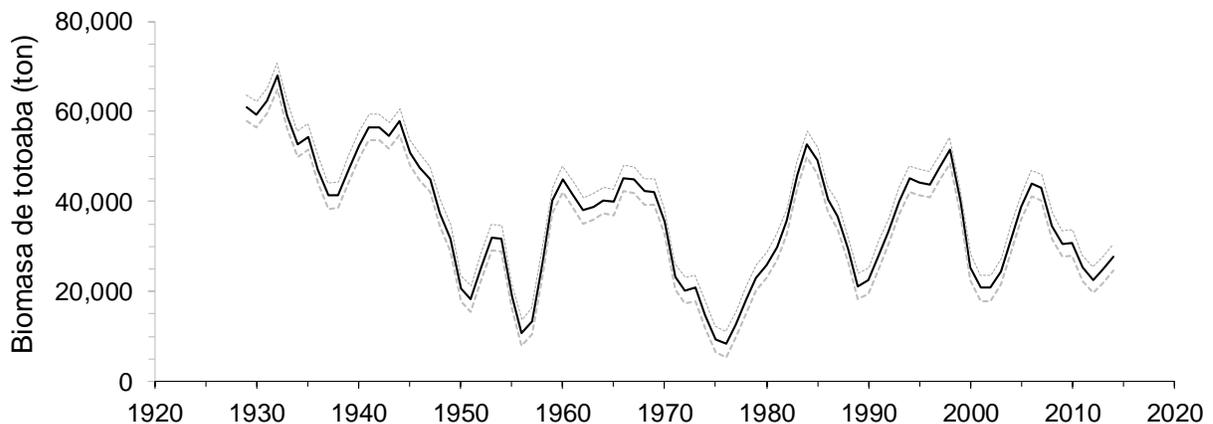


Figura 10. Estimación de biomasa de totoaba resultante de la simulación mediante EwE. La serie de biomasa de totoaba para el periodo 1929-1972 se obtuvo de Arvizu y Chávez (1972). De 1973-2014 corresponde a la biomasa simulada mediante EwE. La línea en azul (continua) corresponde al valor central de la biomasa de totoaba, mientras que las líneas discontinuas (gris) corresponden al intervalo de confianza al 90%.

Como se observa en estas gráficas, los valores máximos de biomasa estimados mediante las simulaciones, no son mayores a los valores máximos de abundancia registrados antes del colapso de la pesquería (1972). La biomasa que representa a los juveniles y pre-adultos está conformada con organismos de una edad ≤ 7 años (84 meses) ya que son organismos que aún no alcanzan la edad de primera madurez. Los organismos adultos son todos aquellos con una edad > 7 años.

6.2 Modelo bioeconómico para la pesca deportivo-recreativa de totoaba

6.2.1 Parámetros biológicos, pesqueros y puntos de referencia

Determinación de parámetros poblacionales de la totoaba (K y r)

Los resultados que se obtuvieron para los parámetros de r y K de la población de totoaba se muestran en la tabla 10, el ajuste se muestra en la figura 11.

Tabla 10. Parámetros biológicos estimados para la población de totoaba utilizando el modelo de Schaefer (1954; *Ec. 7*). Procedimiento 1: utilizando una serie de tiempo combinada con datos de abundancia observados y simulados, además de datos de captura. Procedimiento 2: utilizando únicamente datos simulados y captura nula.

Parámetro	Procedimientos	
	1	2
r	0.120	0.235
K	36,261	37,711

Para la estimación de los parámetros se utilizó el modelo de Schaefer (1954; *Ec. 7*) con la diferencia de que en procedimiento 1 (figura 11a), se realizó considerando los datos de biomasa de totoaba desde el año de 1942 hasta 2014, esto debido a que a partir de 1942, ya se observaba la reducción de la descarga del Río Colorado (DRC) (Lavín y Sanchez, 1999; Rowell et al., 2008; Cisneros-Mata, 2018), situación similar a la actual, además se consideró, también, la información de captura de acuerdo a lo publicado por Arvizu y Chavez (1974). Para la procedimiento 2 (tabla 10) se consideraron únicamente los datos obtenidos de la simulación EwE esto es, los datos comprendidos

para el periodo de 1980 y 2014, sin considerar datos de captura, debido a que no se tiene esta información disponible (figura 11b).

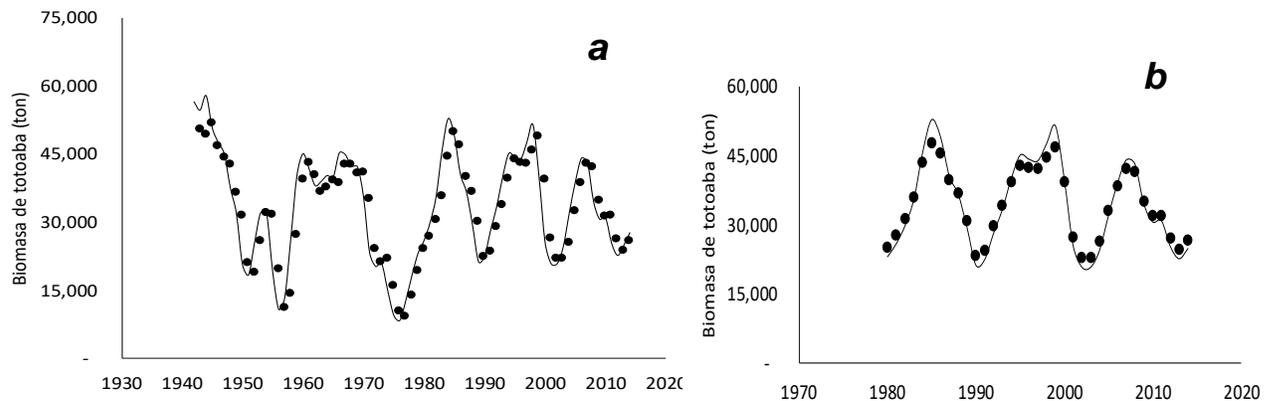


Figura 11. Estimación de los parámetros poblacionales r y K para la población de totoaba utilizando el modelo de Schaefer (1954; *Ec. 7*). Los puntos representan los valores resultantes de la simulación de biomasa de totoaba (EwE), la línea representa los valores estimados mediante los parámetros de la siguiente manera: en la figura 11a se utilizaron: $r=0.120$ y $K=36,261$ ton, en la figura 11b: $r=0.235$ y $K=37,711$ ton.

Estimación del peso promedio de reclutas para pesca deportiva de totoaba

Los resultados obtenidos para el rango de tallas y pesos son los siguientes: para la talla mínima de primera captura, que es de aproximadamente 1.30 m, le corresponde un peso aproximadamente de 17.32 Kg (utilizando la *Ec. 8* y *Ec. 9*). El peso máximo (asintótico) se estimó en 30.64 Kg (*Ec 9*; De Anda Montañez et al., 2013). Con estos datos se hicieron simulaciones de Monte Carlo y se determinó el peso promedio de los reclutas de totoaba $\dot{W}= 23.98$ Kg/org = 0.024 ton/org (distribución normal, $\sigma = 1.12$ Kg; $IC_{90\%}$ 22.12 – 25.83 Kg).

Punto de referencia limite (PRL)

Se plantean dos PRL, ya que como se indica en la tabla 8, para los escenarios I y II se consideró una capacidad de carga del ecosistema de $K_1=37,700$ ton (estimada en este estudio) utilizando la *Ec. 14* obtenemos el $PRL_1=$ es de 22,620 ton. Para los escenarios

III y IV se consideró una $K_2= 50,000$ ton determinada por Cisneros-Mata (2018) por lo que le corresponde un $PRL_2= 30,000$ ton.

Coefficiente de capturabilidad (q)

El coeficiente de capturabilidad (q), se determinó considerando lo siguiente: una panga de 7 a 10m de longitud la cual consta de 4-5 cañas de pesca. En una jornada de 8 h, se capturan 13 ejemplares de totoaba, lo que resulta en 3 ejemplares por caña/día/embarcación (Rodríguez García, O.U.; comunicación personal, 24 de agosto de 2018). Mediante la *Ec. 11* y considerando que toda la biomasa del ecosistema es vulnerable a ser capturada, el valor de la capacidad de carga del ecosistema estimada (37,700 ton) se utilizó como el valor de la biomasa en la *Ec. 11*. El valor promedio del coeficiente de capturabilidad resultó en $q= 0.000079$ [IC_{90%} 0.0000762-0.0000778].

6.2.2 Modelo bioeconómico para la pesca deportiva de totoaba (estático y dinámico)

Para estimar el número de viajes que optimizan los beneficios de la pesca deportivo-recreativa, se construyó el modelo bioeconómico en su versión estática, este modelo básicamente consiste en determinar el número de viajes de pesca, nivel de captura, tasa de captura, número de embarcaciones y otros parámetros los cuales servirán como datos de entrada en el modelo bioeconómico en su versión dinámica. Con el fin de dar mayor comprensión a los resultados, estos se presentan por escenarios, esto es, en cada escenario se presenta primero el modelo bioeconómico estático y a continuación la versión dinámica del mismo escenario.

El estimado para la biomasa dinámica se hizo de acuerdo con la *Ec. 7* (Hilborn y Walters, 1992). Una vez construido el modelo bioeconómico dinámico se estimaron los intervalos de confianza para los resultados obtenidos mediante la herramienta de Crystal ball en Excel utilizando las simulaciones de Monte Carlo. Los resultados se muestran nuevamente por cada escenario.

Los parámetros económicos utilizados no varían entre los escenarios, son los mismos para todos los casos analizados, siendo los siguientes: el costo por viaje: USD180 (Von Boster-Juarez et al., 2019; en proceso de publicación); para el precio por viaje se hizo una recopilación de los precios a los que algunas agencias ofrece el servicio de pesca deportiva tanto en la zona de Los Cabos, B.C.S. como en la zona del Norte del Golfo de California (vía email, por llamada telefónica y páginas de internet: apéndice III) para embarcaciones con eslora entre 24 a 30 pies para 4 pasajeros, los resultados indicaron que los precios varían dentro de un rango de: USD 180 a USD 350.

Escenario I

Para el E-I se consideraron los siguientes parámetros biológicos poblacionales: $r= 0.23$ y $K= 37,700$ ton. Dentro de este escenario se genera una gran cantidad de otros posibles sub-escenarios (tabla 11) en función de los diferentes niveles de la biomasa en equilibrio.

En la figura 12a se muestra los resultados de la función inversa de Esfuerzo-precio. Como se mencionó con anterioridad, la relación Esfuerzo-precio en la de pesca deportiva está caracterizada por la función de demanda inversa, esto es, el precio del servicio de viajes está en función de la demanda. De acuerdo con los resultados obtenidos (figura 12a), el incremento de la demanda (por cada embarcación que aumente) genera un decremento en precio de USD 6.98.

En la figura 12b se muestra la relación entre el precio y la tasa de captura, presenta una relación directa, lo que indica que por cada unidad que se incrementar la probabilidad de obtener un ejemplar por viaje de pesca deportiva, se incrementa el precio del viaje a una razón de USD 424. Para el escenario I se estima una biomasa en equilibrio en el sistema de aproximadamente. 30,200 ton, como PRO se obtuvo como resultado una captura sostenible que maximiza los beneficios económicos de aproximadamente 1,382 ton, con una tasa de captura de 0.81, participando en la actividad un aproximado de 594 embarcaciones durante 120 días, lo que deriva en 71,317 viajes/temporada con un precio/viaje de USD 265.00.

Tabla 11. Modelo bioeconómico para la pesca deportiva de totoaba E-I (versión estática). Se presentan los posibles sub-escenarios de pesca sostenible con los correspondientes beneficios económicos. Se estimó con base en los parámetros de $r=0.23$ y $K=37,700$ ton.

	Be (Ton)	E (Botes)	x (Viajes)	C (Ton)	TC (%)	Precio (USD)	IT (USD)	CT (USD)	π (USD)
	37,700	1	1	0.02	1.00	350	350	180	170
	36,200	119	14,250	331	0.97	333	4,747,195	2,564,971	2,182,224
	34,700	238	28,519	635	0.93	316	9,015,273	5,133,426	3,881,847
	33,200	356	42,763	911	0.89	299	12,791,263	7,697,387	5,093,876
	31,700	475	57,028	1,160	0.85	282	16,087,479	10,265,066	5,822,413
PRO	30,200	594	71,317	1,382	0.81	265	18,902,365	12,837,017	6,065,348
	28,700	713	85,579	1,576	0.77	248	21,226,116	15,404,136	5,821,980
	27,200	832	99,809	1,742	0.73	231	23,060,975	17,965,623	5,095,353
	25,700	951	114,063	1,881	0.69	214	24,414,434	20,531,406	3,883,028
	24,200	1,070	128,346	1,993	0.65	197	25,284,251	23,102,286	2,181,965
PRL	22,700	1,188	142,594	2,077	0.61	180	25,666,915	25,666,915	0

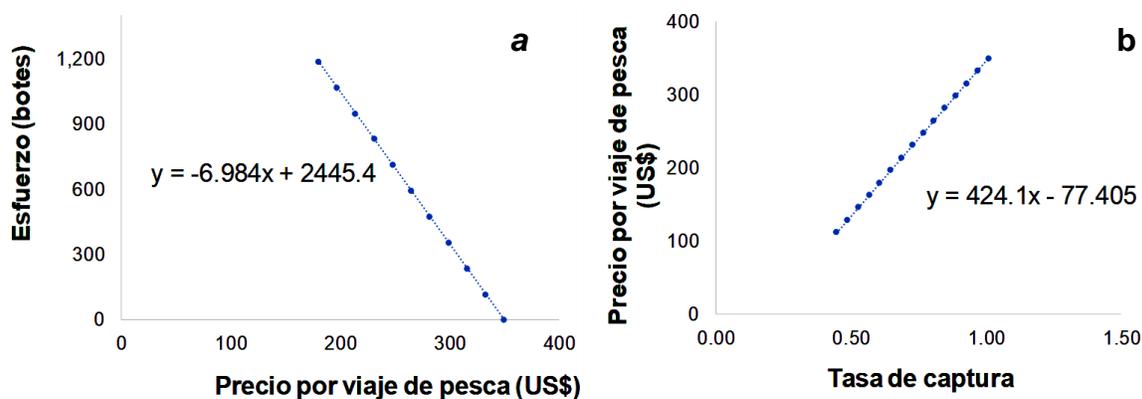


Figura 12. Función de demanda inversa de Esfuerzo-Precio (a) y relación entre el precio por viaje y la tasa de captura (b) para el Escenario-I. Los resultados de la pendiente y ordenada al origen de estas ecuaciones se utilizaron como parámetros de entrada en el modelo bioeconómico en su versión dinámica.

En la gráfica de la figura 13 se presenta los resultados obtenidos para el E-I de ingresos totales (IT), costos totales (CT) y los beneficios en función del número de salidas (x) de pesca deportiva. El ovalo amarillo señala donde la diferencia entre los IT y los CT es la máxima, por lo que indica en qué punto se obtiene el número óptimo de salidas de

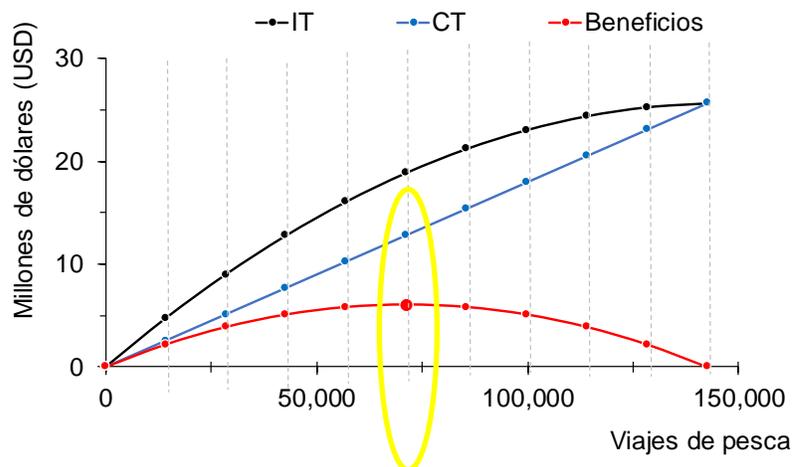


Figura 13. Optimización del número de salidas de pesca deportiva (x^*) cuando la diferencia entre los IT (ingresos totales) y los CT (costos totales) es la máxima. La magnitud de esta diferencia está representada con la línea roja. El valor máximo de esta curva se alcanza con $x^*=71,317$ salidas (ovalo amarillo) generando un beneficio máximo de USD 6'065,348.

pesca deportiva ($x^*=71,317$ viajes) las cuales generan el mayor beneficio económico de todos los posibles sub-escenarios contemplados en el E-I. Este número de viajes permite estimar el nivel de captura, que es de 1,382 ton, por lo que este volumen corresponde al PRO del E-I. En la tabla 12 se muestran los parámetros obtenidos mediante la construcción del modelo estático, el uso de estos parámetros se aplican en el modelo en versión dinámica. Los resultados del modelo bioeconómico en la versión dinámica se muestran en la tabla 13. Los intervalos de confianza se indican en la tabla 14.

Tabla 12. Resumen de parámetros resultantes del modelo bioeconómico de totoaba para pesca deportivo-recreativa en su versión estática (E-I).

Parámetro	Símbolo	Valor	Unidad de medida
Esfuerzo vs. Precio	a_1	-6.98	USD/org capt.
Esfuerzo vs Precio	b_1	2,445.41	USD
Precio vs. TC	a_2	421.44	USD/bote
Precio vs. TC	b_2	-75.24	USD
Capturabilidad	q	0.000077	1/bote

Cont. tabla 12. Resumen de parámetros resultantes del modelo bioeconómico de totoaba para pesca deportivo-recreativa en su versión estática (E-I).

Parámetro	Símbolo	Valor	Unidad de medida
Precio	P	265.00	USD
Costo	c	180.00	USD
Peso prom/org.	\bar{W}	0.02	Ton
Temporada	t	120.00	días
Tasa intrínseca de crecimiento	r	0.23	1/año
Capacidad de carga	K	37,700.00	Ton
Tasa de captura	TC	0.81	1/año

Tabla 13. Resultados del modelo bioeconómico de la actividad de pesca deportivo-recreativa de totoaba, versión dinámica (E-I).

Tiempo	B_{t+1}	dB/dt	C	E	x	p	TC	IT	CT	π
(años)	(Ton)	(Ton/año)	(Ton)	(botes)	(viajes)	(USD)	(%)	(USD)	(USD)	(USD)
2014	27,617	1,699								
2015	29,316	1,500	1,341	594	71,292	265	0.81	18,897,921	12,832,573	6,065,348
2016	29,474	1,479	1,348	594	71,292	265	0.81	18,897,921	12,832,573	6,065,348
2017	29,605	1,462	1,354	594	71,292	265	0.81	18,897,921	12,832,573	6,065,348
2018	29,713	1,448	1,359	594	71,292	265	0.81	18,897,921	12,832,573	6,065,348
2019	29,801	1,436	1,363	594	71,292	265	0.81	18,897,921	12,832,573	6,065,348
2020	29,874	1,426	1,367	594	71,292	265	0.81	18,897,921	12,832,573	6,065,348
2021	29,934	1,418	1,369	594	71,292	265	0.81	18,897,921	12,832,573	6,065,348
2022	29,983	1,412	1,372	594	71,292	265	0.81	18,897,921	12,832,573	6,065,348
2023	30,023	1,406	1,373	594	71,292	265	0.81	18,897,921	12,832,573	6,065,348
2024	30,056	1,402	1,375	594	71,292	265	0.81	18,897,921	12,832,573	6,065,348
2025	30,082	1,398	1,376	594	71,292	265	0.81	18,897,921	12,832,573	6,065,348
2026	30,104	1,395	1,377	594	71,292	265	0.81	18,897,921	12,832,573	6,065,348
2027	30,122	1,393	1,378	594	71,292	265	0.81	18,897,921	12,832,573	6,065,348
2028	30,137	1,391	1,379	594	71,292	265	0.81	18,897,921	12,832,573	6,065,348
2029	30,149	1,389	1,379	594	71,292	265	0.81	18,897,921	12,832,573	6,065,348

Tabla 14. Intervalos de confianza [90%] para los parámetros y variables estimados para el modelo bioeconómico (E-I), construidos mediante simulaciones de Monte Carlo.

Parámetro	Unidades	Distribución de probabilidad	Media	Mediana	Desviación estándar	Intervalos de confianza [90%]	
						IC. min	CI. max
K	(Ton)	Normal	37,700		2,214	34,423	41,391
r	(/año)	Normal	0.23		0.01	0.21	0.25
q	(/barco)	Normal	0.000077		0.0000077	0.0000762	0.0000778
W	(Ton)	Normal	0.024		0.003	0.019	0.029
t	(días)	Normal	120		6.9	110.000	130.000
TC	(%)	Normal	0.81		0.08	0.80	0.90
Biomasa	(Ton)	Normal	30,200		500	29,732	30,747
x	(Viajes)	Normal	71,292		500	70,817	71,825
E	(Botes)	Beta		594	20	562	630
C	(Ton)	Normal	1,384		174	1,087	1,661
c	(USD/viaje)	Triangular	180			162.00	198
p	(USD/viaje)	Beta		265	20	243	287
IT	(USD)	Beta		18,897,921	172,311	18,581,569	19,154,155
CT	(USD)	Beta		12,832,573	532,403	11,956,587	13,728,972
B	(USD)	Beta		6,065,348	415,359	5,349,090	6,699,850

Escenario II

Los parámetros utilizados en este escenario (E-II) son $r = 0.23$ y $K = 37,700$ ton, se aplicó una limitante en el nivel de captura, como lo sugiere Cisneros-Mata (2018) debido a la vulnerabilidad de la población de totoaba. Considerando que es una especie endémica, longeva, con una edad de primera madurez tardía, aunado a esto está el impacto humano: por el deterioro de su hábitat, así como por el impacto de las actividades pesqueras, ya que la población de totoaba se ve afectada por las externalidades incidentales de la pesquería de camarón y tiburón, quienes capturan, de manera incidental, juveniles y pre-adultos de totoaba respectivamente. Debido a esto Cisneros-Mata (2018) sugiere una captura de 500 ton/año, siendo este, entonces, el PRO para el escenario II. Se estimó una tasa de captura de 0.95, con una biomasa en equilibrio de aproximadamente 35,385 ton participando en la actividad un aproximado de 184

embarcaciones durante alrededor de 120 días lo que deriva en 22,021 viajes/temporada con un precio de USD 324.00 /viaje.

En la tabla 15 se indican los posibles escenarios, de los cuales, se eligió aquel sub-escenario donde la captura máxima corresponde a 500 ton por temporada (señalado como PRO). En la figura 14a se muestra los resultados de la función inversa de Esfuerzo-precio y la relación de Precio-Tasa de captura se muestra en la figura 14b.

Tabla 15. Modelo bioeconómico para la pesca deportiva de totoaba E-II (versión estática). Se presentan los posibles sub-escenarios de pesca sostenible. El PRO en este escenario corresponde a una captura de 500 ton. Se estimó con base en los parámetros de $r=0.23$ y $K=37,700$ ton.

	Be (Ton)	E (Botes)	X (Viajes)	C (Ton)	TC (%)	Precio (USD)	IT (USD)	CT (USD)	π (USD)
	37,700	1	1	0.02	1.00	350	350	180	170
	36,200	119	14,250	331	0.97	333	4,747,195	2,564,971	2,182,224
PRO	35,385	184	22,021	500	0.95	324	7,131,956	3,963,819	3,168,137
	34,700	238	28,519	635	0.93	316	9,015,273	5,133,426	3,881,847
	33,200	356	42,763	911	0.89	299	12,791,263	7,697,387	5,093,876
	31,700	475	57,028	1,160	0.85	282	16,087,479	10,265,066	5,822,413
	30,200	594	71,317	1,382	0.81	265	18,902,365	12,837,017	6,065,348
	28,700	713	85,579	1,576	0.77	248	21,226,116	15,404,136	5,821,980
	27,200	832	99,809	1,742	0.73	231	23,060,975	17,965,623	5,095,353
	25,700	951	114,063	1,881	0.69	214	24,414,434	20,531,406	3,883,028
	24,200	1,070	128,346	1,993	0.65	197	25,284,251	23,102,286	2,181,965
PRL	22,700	1,188	142,594	2,077	0.61	180	25,666,915	25,666,915	0

En la gráfica de la figura 15 se presenta los resultados obtenidos para el E-II de ingresos totales (IT), costos totales (CT) y los beneficios en función del número de salidas (x) de pesca deportiva. En la tabla 16 se muestran los parámetros correspondientes a este nivel de captura.

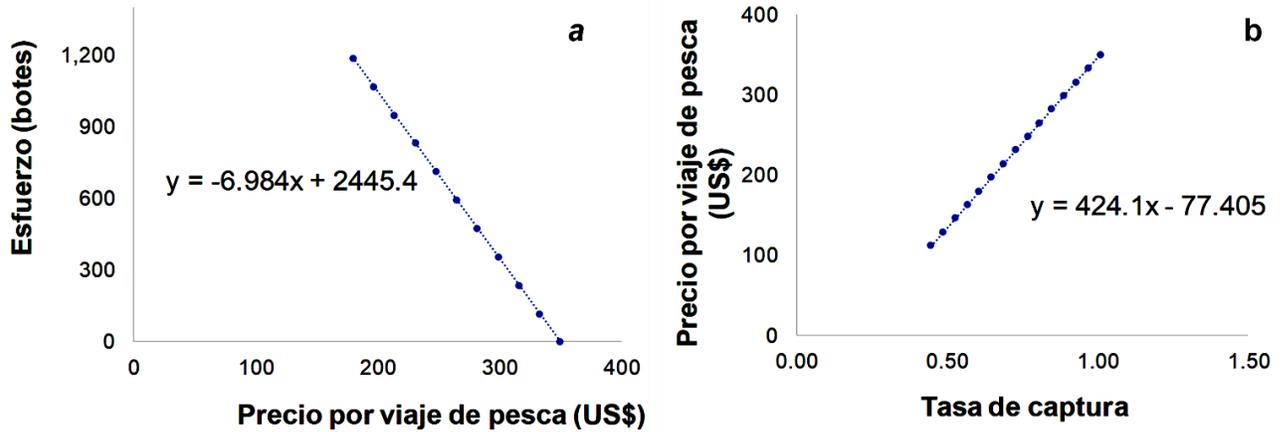


Figura 14. Función de demanda inversa de Esfuerzo-Precio (a) y relación Precio-Tasa de captura (b) para el Escenario-II.

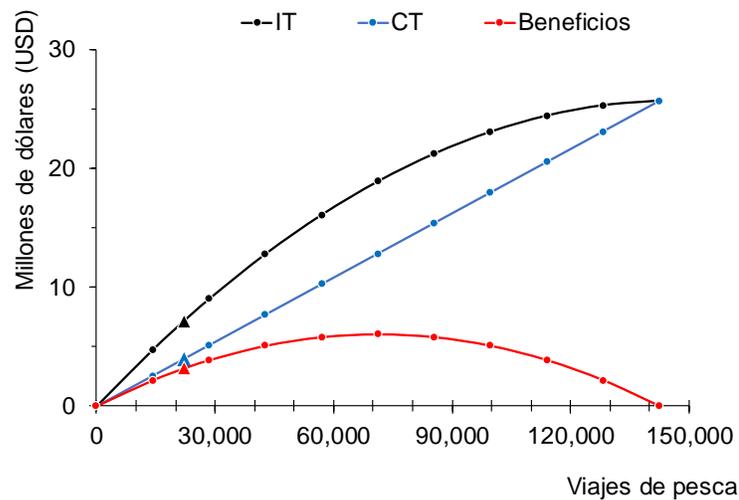


Figura 15 . Estimado del número de viajes de pesca deportiva en función de los beneficios económicos para el E-II. Considerando una captura de 500 ton por temporada, los marcadores en forma de triángulo indica los valores de IT (ingresos totales), CT (costos totales) para este nivel de captura. La línea en rojo muestra los beneficios, resultante de la diferencia entre IT y CT para cada número de salidas de pesca (x). A este nivel de captura se genera un beneficio de USD 3'168,137 con $\approx 22,021$ viajes/año

Tabla 16. Resumen de parámetros resultantes del modelo bioeconómico de totoaba para pesca deportivo-recreativa en su versión estática para el E-II.

Parámetro	Símbolo	Valor	Unidad de medida
Esfuerzo vs. Precio	a_1	-6.98	USD/org capt.
Esfuerzo vs Precio	b_1	2,445.41	USD

Cont. Tabla 16. Resumen de parámetros resultantes del modelo bioeconómico de totoaba para pesca deportivo-recreativa en su versión estática para el E-II.

Parámetro	Símbolo	Valor	Unidad de medida
Precio vs. TC	a_2	421.44	USD/bote
Precio vs. TC	b_2	-75.24	USD
Capturabilidad	q	0.000077	1/bote
Precio	P	324	USD
Costo	c	180	USD
Peso prom/org	\bar{W}	0.024	Ton
Temporada	t	120	días
Tasa intrínseca de crecimiento	r	0.23	1/año
Capacidad de carga	K	37,700	Ton
Tasa de captura	TC	0.95	1/año

Los resultados del modelo bioeconómico en la versión dinámica se muestran en la tabla 17. Los intervalos de confianza se indican en la tabla 18.

Tabla 17. Resultados del modelo bioeconómico de la actividad de pesca deportivo-recreativa de totoaba, versión dinámica (E-II).

Tiempo (años)	B_{t+1} (Ton)	dB/dt (Ton/año)	C (Ton)	E (botes)	x (viajes)	p (USD)	TC (%)	IT (USD)	CT (USD)	π (USD)
2014	27,617	1,699								
2015	29,316	1,000	500	184	22,021	324	0.95	7,153,920	3,974,400	3,179,520
2016	30,315	866	500	184	22,021	324	0.95	7,153,920	3,974,400	3,179,520
2017	31,181	740	500	184	22,021	324	0.95	7,153,920	3,974,400	3,179,520
2018	31,921	625	500	184	22,021	324	0.95	7,153,920	3,974,400	3,179,520
2019	32,547	523	500	184	22,021	324	0.95	7,153,920	3,974,400	3,179,520
2020	33,070	434	500	184	22,021	324	0.95	7,153,920	3,974,400	3,179,520
2021	33,504	358	500	184	22,021	324	0.95	7,153,920	3,974,400	3,179,520
2022	33,862	293	500	184	22,021	324	0.95	7,153,920	3,974,400	3,179,520
2023	34,155	239	500	184	22,021	324	0.95	7,153,920	3,974,400	3,179,520
2024	34,393	194	500	184	22,021	324	0.95	7,153,920	3,974,400	3,179,520
2025	34,587	157	500	184	22,021	324	0.95	7,153,920	3,974,400	3,179,520
2026	34,744	127	500	184	22,021	324	0.95	7,153,920	3,974,400	3,179,520
2027	34,871	102	500	184	22,021	324	0.95	7,153,920	3,974,400	3,179,520

Cont. tabla 17. Resultados del modelo bioeconómico de la actividad de pesca deportivo-recreativa de totoaba, versión dinámica (E-II).

Tiempo (años)	B_{t+1} (Ton)	dB/dt (Ton/año)	C (Ton)	E (botes)	x (viajes)	p (USD)	TC (%)	IT (USD)	CT (USD)	π (USD)
2028	34,973	82	500	184	22,021	324	0.95	7,153,920	3,974,400	3,179,520
2029	35,054	66	500	184	22,021	324	0.95	7,153,920	3,974,400	3,179,520

Tabla 18. Intervalos de confianza [90%] para los parámetros y variables estimados para el modelo bioeconómico (E-II), construidos mediante simulaciones de Monte Carlo.

Parámetro	Unidades	Distribución de probabilidad	Media	Mediana	Desviación estándar	Intervalos de confianza [90%]	
						IC. min	CI. max
K	(Ton)	Normal	37,700		2,214	34,423	41,391
r	(/año)	Normal	0.23		0.01	0.21	0.25
q	(/barco)	Normal	0.000077		0.0000077	0.0000762	0.0000778
W	(Ton)	Normal	0.024		0.003	0.019	0.029
t	(días)	Normal	120		6.9	110	130
TC	(/año)	Normal	0.95		0.10	0.90	1.05
Biomasa	(Ton)	Normal	35,385		1,982	33,379	37,401
x	(Viajes)	Normal	22,021		500	21,498	22,594
E	(Botes)	Log Normal		184	16	165	203
C	(Ton)	Normal	500		50	447	553
c	(USD/viaje)	Triangular	180			162	198
p	(USD/viaje)	Beta		324	20	302	345
IT	(USD)	Normal	7,153,920		163,833	6,850,570	7,392,373
CT	(USD)	Beta		3,974,400	245,392	3,577,260	4,355,900
B	(USD)	Beta		3,179,520	240,916	2,754,757	3,546,316

Escenario III

Para la construcción de este escenario se utilizaron los siguientes parámetros: el valor de $r= 0.23$ (estimado en este estudio) el valor de $K= 50,000$ ton, que es un estimado para la capacidad de carga del ecosistema de acuerdo con Cisneros-Mata (2018). La figura 16a muestra los resultados de la función inversa de Esfuerzo-precio y en la figura 16b la relación Precio-Tasa de captura.

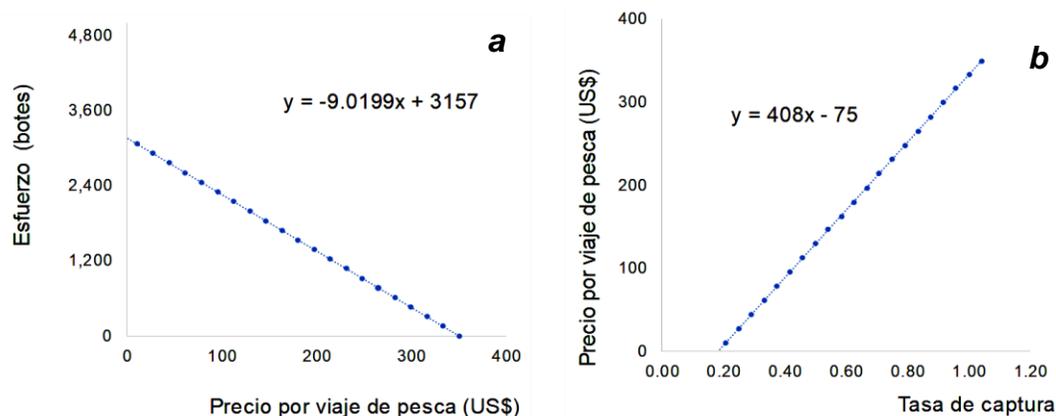


Figura 16. Función de demanda inversa de Esfuerzo-Precio (a) y relación Precio-Tasa de captura (b) para el Escenario-III.

En la tabla 19 se indican de manera resumida los posibles sub-escenarios de los cuales elegimos aquel sub-escenario donde se maximizan los beneficios (señalado como PRO). De este sub-escenario (PRO) utilizaremos los parámetros para la determinación del modelo en su versión dinámica. Para el escenario III se estimó una biomasa en equilibrio en el sistema de aproximadamente 40,000 ton, una captura sostenible de aproximadamente 1,840 ton la cual maximiza los beneficios económicos, con una tasa de captura de 0.83, participando en la actividad un aproximado de 767 embarcaciones durante 120 días, lo que deriva en 92,000 viajes/temporada con un precio/viaje de USD 265 /viaje.

Tabla 19. Modelo bioeconómico para la pesca deportiva de totoaba E-III (versión estática). Se presentan los posibles sub-escenarios de pesca sostenible con sus respectivos beneficios económicos. Se estimó con base en los parametros de $r=0.23$ y $K=50,000$ ton.

Be	E	x	C	TC	Precio	IT	CT	π
(Ton)	(Botes)	(Viajes)	(Ton)	(%)	(USD)	(USD)	(USD)	(USD)
50,000	1	1	0.02	1.00	350	350	180	170
48,000	153	18,417	442	1.00	333	6,132,750	3,315,000	2,817,750
46,000	307	36,783	846	0.96	316	11,623,304	6,620,870	5,002,435
44,000	460	55,182	1,214	0.92	299	16,499,364	9,932,727	6,566,636
42,000	613	73,619	1,546	0.88	282	20,760,571	13,251,429	7,509,143
PRO 40,000	767	92,000	1,840	0.83	265	24,380,000	16,560,000	7,820,000

Cont. tabla 19. En esta tabla se muestran todos los posibles sub-escenarios de pesca sostenible con diferentes beneficios económicos, considerando los parámetros de $r=0.23$ y $K=50,000$ ton (E-III)

	Be	E	x	C	TC	Precio	IT	CT	π
	(Ton)	(Botes)	(Viajes)	(Ton)	(%)	(USD)	(USD)	(USD)	(USD)
	38,000	920	110,421	2,098	0.79	248	27,384,421	19,875,789	7,508,632
	36,000	1,073	128,778	2,318	0.75	231	29,747,667	23,180,000	6,567,667
	34,000	1,226	147,176	2,502	0.71	214	31,495,765	26,491,765	5,004,000
	32,000	1,380	165,625	2,650	0.67	197	32,628,125	29,812,500	2,815,625
PRL	30,000	1,533	184,000	2,760	0.63	180	33,120,000	33,120,000	0

En la gráfica de la figura 17 se presenta los resultados obtenidos para el E-III de ingresos totales (IT), costos totales (CT) y los beneficios en función del número de salidas (x) de pesca deportiva. El ovalo amarillo señala donde la diferencia entre los IT y los CT es la máxima, por lo que indica en qué punto se obtiene el número óptimo de salidas de pesca deportiva ($x^*=92,000$ salidas) las cuales generan el mayor beneficio económico de todos los posibles sub-escenarios contemplados en el E-III. En la tabla 20 se muestran los parámetros correspondientes a este nivel de captura.

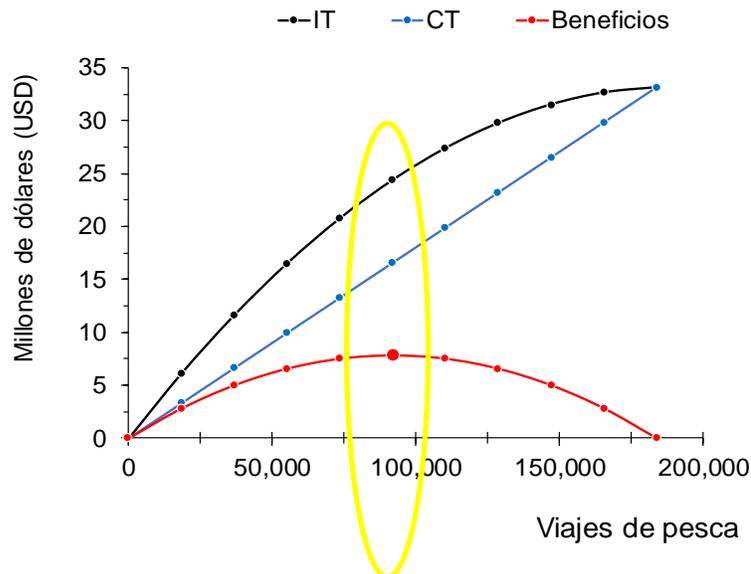


Figura 17. Optimización del número de salidas de pesca deportiva (x^*) cuando la diferencia entre los IT (ingresos totales) y los CT (costos totales) es la máxima. La magnitud de esta diferencia está representada con la línea roja. Podemos observar que

el valor máximo de esta curva se alcanza con un $x^* = 92,000$ viajes (ovalo amarillo) se genera un beneficio máximo de USD 7'820,000.

Tabla 20. Resumen de parámetros resultantes del modelo bioeconómico de totoaba para pesca deportivo-recreativa en su versión estática(EIII).

Parámetro	Símbolo	Valor	Unidad de medida
Esfuerzo vs. Precio	a_1	-9.01	USD/org capt.
Esfuerzo vs Precio	b_1	3,155.80	USD
Precio vs. TC	a_2	408.00	USD/bote
Precio vs. TC	b_2	-75.00	USD
Capturabilidad	q	0.000070	1/bote
Precio	P	265	USD
Costo	c	180	USD
Peso prom/org.	\bar{W}	0.024	Ton
Temporada	t	120	días
Tasa intrínseca de crecimiento	r	0.23	1/año
Capacidad de carga	K	50,000	Ton
Tasa de captura	TC	0.83	1/año

Los resultados del modelo bioeconómico en la versión dinámica se muestran en la tabla 21. Los intervalos de confianza se indican en la tabla 22.

Tabla 21. Resultados del modelo bioeconómico de la actividad de pesca deportivo-recreativa de totoaba, versión dinámica (E-III).

Tiempo (años)	B_{t+1} (Ton)	dB/dt (Ton/año)	C (Ton)	E (botes)	x (viajes)	p (USD)	TC (%)	IT (USD)	CT (USD)	π (USD)
2014	27,617	3,214								
2015	30,522	1,392	1,402	766	91,898	265	0.83	24,366,767	16,541,673	7,825,094
2016	31,914	1,246	1,466	766	91,898	265	0.83	24,366,767	16,541,673	7,825,094
2017	33,160	1,101	1,524	766	91,898	265	0.83	24,366,767	16,541,673	7,825,094
2018	34,261	960	1,574	766	91,898	265	0.83	24,366,767	16,541,673	7,825,094
2019	35,221	828	1,618	766	91,898	265	0.83	24,366,767	16,541,673	7,825,094
2020	36,049	707	1,656	766	91,898	265	0.83	24,366,767	16,541,673	7,825,094
2021	36,757	599	1,689	766	91,898	265	0.83	24,366,767	16,541,673	7,825,094

Cont. tabla 21 Resultados del modelo bioeconómico de la actividad de pesca deportivo-recreativa de totoaba, versión dinámica (E-III).

Tiempo	B_{t+1}	dB/dt	C	E	x	p	TC	IT	CT	π
(años)	(Ton)	(Ton/año)	(Ton)	(botes)	(viajes)	(USD)	(%)	(USD)	(USD)	(USD)
2022	37,356	504	1,716	766	91,898	265	0.83	24,366,767	16,541,673	7,825,094
2023	37,859	421	1,740	766	91,898	265	0.83	24,366,767	16,541,673	7,825,094
2024	38,280	350	1,759	766	91,898	265	0.83	24,366,767	16,541,673	7,825,094
2025	38,630	289	1,775	766	91,898	265	0.83	24,366,767	16,541,673	7,825,094
2026	38,919	239	1,788	766	91,898	265	0.83	24,366,767	16,541,673	7,825,094
2027	39,158	196	1,799	766	91,898	265	0.83	24,366,767	16,541,673	7,825,094
2028	39,354	161	1,808	766	91,898	265	0.83	24,366,767	16,541,673	7,825,094
2029	39,515	132	1,816	766	91,898	265	0.83	24,366,767	16,541,673	7,825,094

Tabla 22. Intervalos de confianza [90%] para los parámetros y variables estimados para el modelo bioeconómico (E-III), construidos mediante simulaciones de Monte Carlo.

Parámetro	Unidades	Distribución de probabilidad	Media	Mediana	Desviación estándar	Intervalos de confianza [90%]	
						IC. min	CI. max
K	(Ton)	Normal	50,000		2,315	48,627	52,364
r	(/año)	Normal	0.23		0.01	0.21	0.25
q	(/barco)	Normal	0.000077		0.0000077	0.0000762	0.0000778
W	(Ton)	Normal	0.024		0.003	0.019	0.029
t	(días)	Normal	120		6.9	110	130
TC	(/año)	Normal	0.83		0.08	0.75	0.92
Biomasa	(Ton)	Normal	40,000		250	39,726	40,381
x	(Viajes)	Log Normal		91,898	11877	74,050	112,938
E	(Botes)	Log Normal		766	80	658	918
C	(Ton)	Normal	1,840		239	1,439	2,228
c	(USD/viaje)	Triangular	180			162	198
p	(USD/viaje)	Beta		265	20	254	281
IT	(USD)	Log Normal		24,366,767	3,189,741	19,454,068	30,051,251
CT	(USD)	Log Normal		16,541,673	2,416,215	12,715,781	20,652,525
B	(USD)	Beta		7,825,094	3,128,365	3,607,643	11,070,658

Escenario IV

Los parámetros utilizados fueron los siguientes: para $r=0.23$ (estimado en este estudio) pero usando el valor de $K=50,000$ ton. Como se mencionó previamente, Cisneros-Mata (2018) sugiere una captura de 500 ton/año, siendo este, entonces, el PRO para el escenario IV. La tasa de captura estimada es de 0.99, con una biomasa en equilibrio de aproximadamente 47,722 ton participando en la actividad un aproximado de 175 embarcaciones durante alrededor de 120 días lo que deriva en 20,955 viajes/temporada con un precio de USD 316 /viaje (tabla 23).

Tabla 23. Modelo bioeconómico para la pesca deportiva de totoaba E-IV (versión estática). Se presentan los posibles sub-escenarios de pesca sostenible. El PRO en este escenario corresponde a una captura de 500 ton. Se estimó con base en los parámetros de $r=0.23$ y $K=50,000$ ton.

	Be (Ton)	E (Botes)	x (Viajes)	C (Ton)	TC (%)	Precio (USD)	IT (USD)	CT (USD)	π (USD)
	50,000	1	1	0.02	1.00	350	350	180	170
	48,000	153	18,417	442	1.00	333	51,106	27,625	23,481
PRO	47,722	175	20,955	500	0.99	316	55,180	31,432	23,748
	44,000	460	55,182	1,214	0.92	299	137,495	82,773	54,722
	42,000	613	73,619	1,546	0.88	282	173,005	110,429	62,576
	40,000	767	92,000	1,840	0.83	265	203,167	138,000	65,167
	38,000	920	110,421	2,098	0.79	248	228,204	165,632	62,572
	36,000	1,073	128,778	2,318	0.75	231	247,897	193,167	54,731
	34,000	1,226	147,176	2,502	0.71	214	262,465	220,765	41,700
	32,000	1,380	165,625	2,650	0.67	197	271,901	248,438	23,464
PRL	30,000	1,533	184,000	2,760	0.60	180	276,000	276,000	0

En la figura 18a se muestra los resultados de la función inversa de esfuerzo-precio y en la figura 18b la relación precio-tasa de captura. En la tabla 24 se muestran los parámetros resultantes del modelo estático.

En la figura 19 se presenta los resultados obtenidos para el E-IV con respecto a los ingresos totales (IT), costos totales (CT) y los beneficios en función del número de salidas (x) de pesca deportiva. Los resultados muestran un IT= USD 55,180, un CT= USD 31,432 generando un beneficio = USD 23,748.

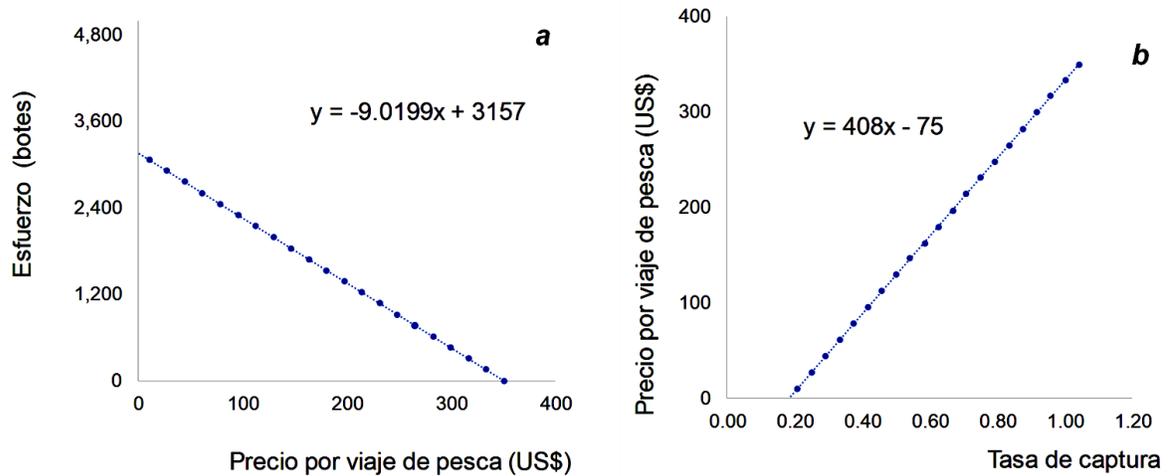


Figura 18. Función de demanda inversa de Esfuerzo-Precio (a) y relación Precio-Tasa de captura (b) para el Escenario-IV.

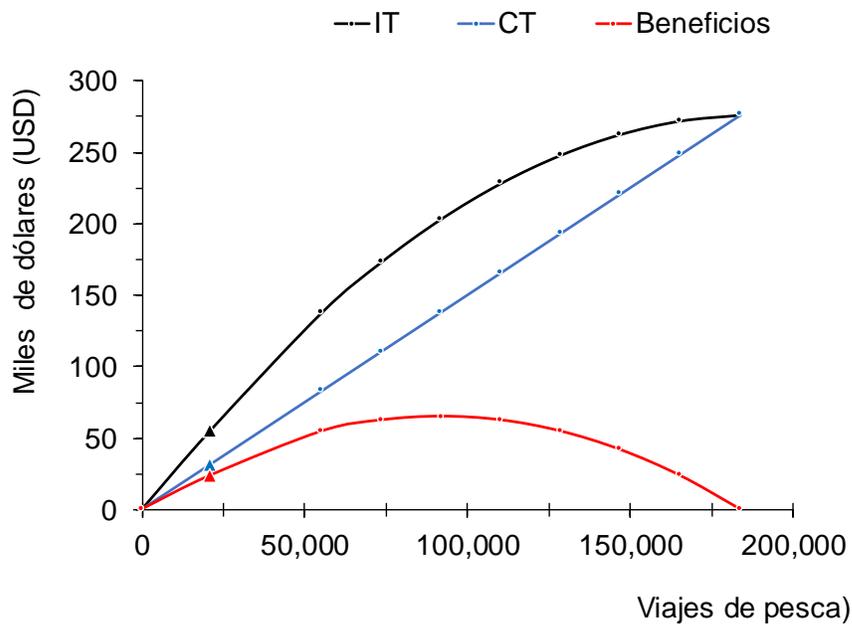


Figura 19. Estimado del número de viajes de pesca deportiva en función de los beneficios económicos para el E-IV. Considerando una captura de 500 ton por temporada, los marcadores en forma de triángulo indica los valores de IT (ingresos totales), CT (costos totales) para este nivel de captura. La línea en rojo muestra los Beneficios, resultante de la diferencia entre IT y CT para cada número de salidas de pesca (x). A este nivel de captura se genera un beneficio de USD 20,955, con $\approx 23,748$ viajes/año.

En la tabla 24 se muestran los parámetros correspondientes a este nivel de captura. Los resultados del modelo bioeconómico en la versión dinámica se muestran en la tabla 25. Los intervalos de confianza se indican en la tabla 26.

Tabla 24. Resumen de parámetros resultantes del modelo bioeconómico de totoaba para pesca deportivo-recreativa en su versión estática (E-IV).

Parámetro	Símbolo	Valor	Unidad de medida
Esfuerzo vs. Precio	a_1	-9.01	USD/org capt.
Esfuerzo vs Precio	b_1	3,155.80	USD
Precio vs. TC	a_2	408.00	USD/bote
Precio vs. TC	b_2	-75.00	USD
Capturabilidad	q	0.000070	1/bote
Precio	P	316	USD
Costo	c	180	USD
Peso prom/org.	\bar{W}	0.024	Ton
Temporada	t	120	días
Tasa intrínseca de crecimiento	r	0.23	1/año
Capacidad de carga	K	50,000	Ton
Tasa de captura	TC	0.99	1/año

Tabla 25. Resultados del modelo bioeconómico de la actividad de pesca deportivo-recreativa de totoaba, versión dinámica (E-IV).

Tiempo (años)	B_{t+1} (Ton)	dB/dt (Ton/año)	C (Ton)	E (botes)	x (viajes)	p (USD)	TC (%)	IT (USD)	CT (USD)	π (USD)
2014	27,617	3,214								
2015	30,522	2,294	500	175	20,955	316	0.99	6,621,638	3,771,819	2,849,819
2016	32,816	2,150	500	175	20,955	316	0.99	6,621,638	3,771,819	2,849,819
2017	34,967	1,971	500	175	20,955	316	0.99	6,621,638	3,771,819	2,849,819
2018	36,937	1,768	500	175	20,955	316	0.99	6,621,638	3,771,819	2,849,819
2019	38,705	1,555	500	175	20,955	316	0.99	6,621,638	3,771,819	2,849,819
2020	40,260	1,343	500	175	20,955	316	0.99	6,621,638	3,771,819	2,849,819
2021	41,603	1,142	500	175	20,955	316	0.99	6,621,638	3,771,819	2,849,819
2022	42,745	958	500	175	20,955	316	0.99	6,621,638	3,771,819	2,849,819

Cont. tabla 25. Resultados del modelo bioeconómico de la actividad de pesca deportivo-recreativa de totoaba, versión dinámica (E-IV).

Tiempo (años)	B_{t+1} (Ton)	dB/dt (Ton/año)	C (Ton)	E (botes)	x (viajes)	p (USD)	TC (%)	IT (USD)	CT (USD)	π (USD)
2023	43,702	794	500	175	20,955	316	0.99	6,621,638	3,771,819	2,849,819
2024	44,496	651	500	175	20,955	316	0.99	6,621,638	3,771,819	2,849,819
2025	45,147	530	500	175	20,955	316	0.99	6,621,638	3,771,819	2,849,819
2026	45,677	428	500	175	20,955	316	0.99	6,621,638	3,771,819	2,849,819
2027	46,105	344	500	175	20,955	316	0.99	6,621,638	3,771,819	2,849,819
2028	46,449	275	500	175	20,955	316	0.99	6,621,638	3,771,819	2,849,819
2029	46,724	219	500	175	20,955	316	0.99	6,621,638	3,771,819	2,849,819

Tabla 26. Intervalos de confianza [90%] para los parámetros y variables estimados para el modelo bioeconómico (E-IV), construidos mediante simulaciones de Monte Carlo.

Parámetro	Unidades	Distribución de probabilidad	Media	Mediana	Desviación estándar	Intervalos de confianza [90%]	
						IC. min	CI. max
K	(Ton)	Normal	50,000		2,315	48,627	52,364
r	(/año)	Normal	0.23		0.01	0.21	0.25
q	(/barco)	Normal	0.00007		0.0000077	0.0000762	0.0000778
TC	(/año)	Normal	0.99		0.09	0.89	1.08
W	(Ton)	Normal	0.024		0.003	0.019	0.029
t	(días)	Normal	120		6.9	110	130
Biomasa	(Ton)	Normal	47,722		250	47,430	48,017
x	(Viajes)	Log Normal		20,955	2668	16,840	25,653
E	(Botes)	Log Normal		175	18	150	209
C	(Ton)	Normal	500		56	437	561
c	(USD/viaje)	Triangular	180			162	198
p	(USD/viaje)	Normal	316		20	294	338
IT	(USD)	Beta		6,621,638	428,066	5,918,783	7,331,681
CT	(USD)	Beta		3,771,819	380,149	3,149,449	4,398,631
B	(USD)	Beta		2,849,819	451,215	2,111,496	3,614,484

6.3 Valoración de escenarios

6.3.1 Costo de inversión inicial

En la tabla 27 se presentan los costos unitarios de la inversión que se requiere para la adquisición del equipo de trabajo y las artes de la pesca recreativa. Las características son: panga de 24-30 pies de eslora, con espacio para 4 pasajeros y 2 tripulantes, 1 motor fuera de borda de 150 hp de fuerza de 4 tiempos (figura 20). Esta información se recopiló de páginas de internet (<http://www.imemsa.mx/catalogo.html#>).

Tabla 27. Costos unitarios para estimar la inversión inicial requerida para la de pesca recreativa de totoaba.

Concepto	Costo unitario (MX \$)	Costo unitario (US \$)
Motor (fuera de borda 150hp)	300,000	15,789
Panga (24-30" de eslora)	550,000	28,947
Eq. Auxiliar (GPS)	10,000	526
Artes de pesca (para 2 personas)	20,000	1,053
Acondicionamiento	80,000	4,211
Total	960,000	50,526

(Tipo de cambio de dólar: MX\$ 19.00 (28 de octubre 2019)



Figura 20. Panga para pesca recreativa de totoaba. Las características son: panga de 24-30 pies de eslora, con espacio para 4 pasajeros y 2 tripulantes, 1 motor fuera de borda de 150 hp de 4 tiempos.

6.3.2 Analisis económico de los escenarios de pesca deportiva

Una vez construido el modelo bioeconómico dinámico para la pesca recreativa de totoaba, el siguiente paso consistió en estimar indicadores para la evaluación económica, para ello se utilizó la información de los beneficios que se obtuvieron mediante los modelos bioeconómicos dinámicos. En la tabla 28 se indican los resultados obtenidos para los 4 escenarios analizados, tanto los flujos actuales netos, así como el estimado para el Valor Actual Neto (VAN). En la tabla 29 se muestran los resultados de la rentabilidad de la actividad, la tasa interna de retorno (en el apéndice IX se presenta la determinación de la TIR de manera gráfica), la relación beneficio-costos y el periodo de recuperación oportuna.

Tabla 28. Indicadores económicos y el estimado del valor actual neto (VAN) de los 4 escenarios analizados. Se resalta en negrilla los escenarios cuyos indicadores económicos indican mayor beneficio.

Esce- narios	Captura (ton)	E (botes)	Π anual ¹ (USD)	Inversión inicial (USD)	Suma de FNE anual ¹ (USD)	VAN (USD)
					<i>i</i> = 4.1% ²	<i>i</i> = 4.1% ²
I	1,382	594	6,065,348	-30,017,714	66,967,781	36,950,067
II	500	184	3,179,520	-9,296,842	35,105,224	25,808,382
III	1,840	766	7,825,094	-38,693,973	86,397,213	47,703,240
IV	500	175	2,849,819	-8,842,105	31,464,979	22,622,873

¹ El análisis se estimó para un periodo de actividad de 15 años.

² *i* = 7.1% - 3% (tasa de rendimiento de Cetes a 364 días y tasa de inflación anual acumulada, respectivamente)

Cabe resaltar que en el análisis económico no se incluye el valor de la vejiga natatoria (buche) de la totoaba ya que como lo indica la NOM-017-PESC-1994, instrumento mediante el cual se regula la Pesca deportivo-recreativa, queda prohibida la comercialización de los ejemplares retenidos mediante la pesca deportivo-recreativa, solo pueden ser destinados al consumo directo o la taxidermia, por esta razón no se contempla, dentro del análisis, la venta de la vejiga natatoria de la totoaba.

Tabla 29. Indicadores económicos de los 4 escenarios analizados. Se resalta en negrilla los escenarios cuyos indicadores económicos indican mayor beneficio.

Escenarios	Captura (ton)	E (botes)	Rentabilidad (%)	TIR (%)	B/C	Recup. (años)
I	1,382	594	32%	18.65	1.47	6
II	500	184	44%	32.36	1.80	4
III	1,840	766	32%	18.67	1.47	6
IV	500	175	43%	31.71	1.76	4

Como se observa en los indicadores económicos resultantes de la tabla 29, los beneficios económicos son mayores en los escenarios donde el nivel de captura es de 500 ton. de totoaba (escenarios II y IV), también estos escenarios son los que requieren de la menor inversión inicial en comparación con los otros escenarios analizados, si se compara la inversión inicial de los escenarios I y II la del E-II es casi una tercera parte que el E-I, y en el segundo caso, la inversión inicial de los escenarios III y IV, la del E-IV es casi una quinta parte de la del E-III.

Escenarios de valor actual neto con diferentes tasas de descuento

Con el propósito de evaluar el efecto que genera la variación de la tasa de descuento sobre el valor actual neto (VAN) se estimó el VAN a diferentes tasas de descuento, para ello se consideraron 3 escenarios posibles, el VAN a una tasa de descuento: baja ($i=2\%$), intermedia ($i=4.1\%$) y alta ($i=8.2\%$). En la tabla 30 se muestran los resultados.

Tabla 30. Escenarios del VAN a diferentes tasas de descuento (i): baja ($i=2\%$), intermedia ($i=4.1\%$) y alta ($i=8.2\%$).

Escenarios	VAN (USD)		
	$i = 2\%$	$i = 4.1\%$	$i = 8.2\%$
I	47,917,540	36,950,067	21,270,471
II	31,557,648	25,808,382	17,588,971
III	61,852,719	47,703,240	27,474,507
IV	27,775,968	22,622,873	15,255,776

6.3.3 Costo de oportunidad

El costo de oportunidad mide el costo de cualquier opción en términos de la siguiente mejor alternativa que no es elegida (Cejudo et al., 2010). En la tabla 31 y la figura 21 se muestran los resultados del análisis de costo de oportunidad. En el análisis se consideró para el costo de oportunidad la opción de invertir en Cetes, ya que actualmente no existe una pesquería activa en el AGC para compararla como la mejor segunda mejor alternativa de inversión.

Tabla 31. Costo de oportunidad comparando los beneficios económicos al invertir en la actividad de la pesca deportiva de totoaba comparada con la inversión en Cetes.

Escenario	Pesca deportiva	Inversión en Cetes	Costo de oportunidad
	VAN	VAN	
	(USD)	(USD)	
I	36,950,067	16,698,521	20,251,546
II	25,808,382	5,171,791	20,636,591
III	47,703,240	21,525,006	26,178,234
IV	22,622,873	4,918,821	17,704,052

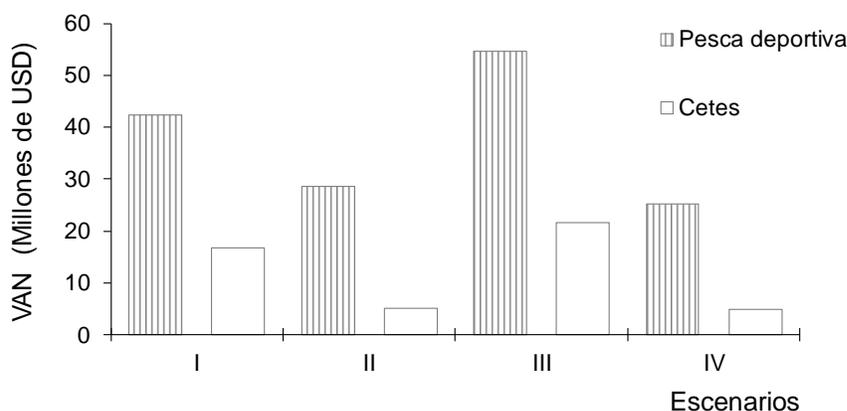


Figura 21. Comparativo del VAN estimado con una tasa de descuento del 4.1% para los diferentes escenarios evaluados y el VAN del costo de oportunidad estimado con una tasa de descuento de 4.1%. Las barras achuradas indican el VAN estimado para la actividad de la pesca deportiva. Las barras blancas indican el VAN del costo de oportunidad que corresponde a invertir en Cetes.

La tasa de rendimiento que ofrecen los Cetes a 364 días es de 7.18% (noviembre de 2019). El análisis consistió en estimar los beneficios que se obtienen al invertir el monto de la inversión inicial requerido en cada escenario, en Cetes durante un periodo de 15 años. Se utilizó la *Ec. 26* para conocer el valor del beneficio económico en tiempo actual que generaría esta inversión en Cetes y poder compararlo con los beneficios estimados mediante el análisis bioeconómico de la pesca deportiva. En los resultados se puede observar que la inversión en la pesca deportiva genera más beneficios económicos que en la segunda mejor alternativa, que es la inversión en Cetes.

7. Discusión

7.1 Obtención de serie de tiempo de biomasa de totoaba

El MT *Ecopath* del AGC demostró ser internamente consistente en términos ecológicos, así como comparativamente con otros modelos construidos previamente para el AGC (Morales-Zarate, 2004; Lercari Bernier, 2006; Diaz-Uribe et al., 2012; Tovar Cortés, 2013). Aun cuando la mayoría de estos modelos representan un ecosistema más amplio en términos del área cubierta, todos ellos incluyen el AGC, razón por la cual varios de sus parámetros pueden ser comparables. La excepción en estos casos corresponde a la biomasa, a algunas de las relaciones P/B, especialmente de las especies sujetas a explotación, así como volumen de capturas. Por otro lado, la certidumbre de la estimación de la biomasa depende, en gran medida, de la precisión de los parámetros de entrada sobre los grupos funcionales que conforman el ecosistema (Christensen et al., 2004) lo cual se aplicó de la manera más rigurosa posible.

Con respecto al modelo dinámico *Ecosim*, el objetivo de la calibración del MT fue para obtener un estimado de la biomasa de la población de totoaba lo más actualizado y robusto posible, por ello se realizaron análisis estadísticos mediante la construcción de modelos aditivos generalizados para identificar las variables ambientales forzantes estadísticamente significativas ver apéndice VI (Ruiz-Barreiro et al., 2019). El efecto neto de incorporar las variables forzantes y las series de tiempo de abundancia relativa permitió una aceptable calibración del modelo, de donde resulta la estimación de la serie de tiempo de biomasa de totoaba. Así mismo, para incorporar la incertidumbre en la estimación de biomasa de la totoaba y obtener una estimación de la serie de tiempo de biomasa se utilizó la rutina de Monte Carlo (figura 10), estimando los intervalos de confianza al 90% (nivel de confianza recomendado por algunos autores cuando se trata de simulaciones ya incorpora una incertidumbre mayor; Cerviño, 2004).

Con respecto a la estimación de la biomasa de totoaba, Cisneros-Mata (2018) utilizó diferentes métodos para hacer estimaciones de la biomasa: por ecointegración, censo larval y a través de un modelo matricial. Una de las bondades que ofrece el modelo

matricial es que, a diferencia de los modelos de biomasa dinámica (*i.e.* el modelo de Schaefer) el modelo matricial considera la estructura de la población, así como la vulnerabilidad por edad, la relación parentela-progenie y el forzamiento ambiental explícito. Este estimado de biomasa es una estimación puntual correspondiente al año de 2017, y es la única realizada en los últimos 40 años, la última estimación realizada con información observada fue la de Arvizu y Chávez (1972). El resultado fue que la biomasa media total para 2017 estimada es de 38,683 t (IC_{95%}: 36,126 t a 41,022 t).

En el presente estudio, las estimaciones realizadas corresponden a una serie de tiempo que va de 1973 a 2014 debido a que en abril de 2015 se publicó un acuerdo para suspender temporalmente la pesca comercial mediante el uso de redes de enmalle, cimbras o palangres operadas con embarcaciones menores en el Norte del Golfo de California (incluyendo el AGC). Esta medida se tomó con el fin de proteger a la vaquita marina (DOF, 2015). Por tal motivo los últimos datos obtenidos de CPUE de las especies de interés comercial requeridos para calibrar el modelo *Ecosim* corresponden al año de 2014. Para el año de 2014 la estimación de la biomasa total de la población de totoaba fue de 27,617 ton [IC_{90%}: 24,722 - 30,512 ton]. Como se observa, los niveles de biomasa para la población de totoaba obtenidos mediante el modelo trófico dinámico *Ecosim* corresponden en orden de magnitud de los resultados obtenidos por Cisneros-Mata (2018). En este contexto cabe mencionar que todos los métodos aplicados a la evaluación de biomasa disponible aplicados a cualquier recurso son de carácter probabilístico, y por tanto, la estimación contiene un cierto grado de incertidumbre. Los métodos de estimación totalmente independientes y diferentes conceptualmente entre sí, que emplean también fuentes de información diferentes arrojen, resultados similares hacen de estas estimaciones, en términos de aproximación se consideren confiables. Así mismo, la diferencia entre las estimaciones realizadas por Cisneros-Mata (2018) y las realizadas en este estudio es que las primeras corresponden a años puntuales, y en el segundo caso se está obteniendo una serie de tiempo, que en este caso va de 1973 a 2014.

7.2 Modelo bioeconómico para pesca deportiva de totoaba

7.2.1 Parámetros biológicos, pesqueros y puntos de referencia

Como ya se ha mencionado, la reducción drástica de la descarga de agua dulce del Río Colorado en la zona del AGC, área de reproducción, desove y crianza de la totoaba, generó un severo impacto negativo en la población. De tal forma que Cisneros-Mata (2018) identificó dos períodos: pre-presa Hoover y post-presa Hoover, observando que en el segundo período la capacidad de soporte (K) de la totoaba se redujo en 30% respecto al primer período. Rowell et al. (2008) señalan que esta reducción de la DRC generó cambios en los procesos metabólicos de la totoaba, mencionan que los juveniles crecían el doble de rápido y maduraban entre 1–5 años antes de lo que maduran actualmente. Bajo esta consideración se diseñaron 2 procedimientos para estimar la tasa r y la capacidad de carga K . En la primera estrategia se consideraron tanto los datos post-Hoover reportados por Arvizu y Chávez (1972) como datos de captura, así como los estimados mediante simulaciones (1940-2014) como datos de biomasa poblacional; en el segundo procedimiento se utilizaron únicamente los datos estimados mediante la simulación (1980-2014) sin considerar datos de captura. Se esperaba que, de acuerdo con lo que indican Rowell et al., (2008) y Cisneros-Mata (2018), los resultados para r y K mediante el procedimiento 1 arrojaran valores mayores que los resultados obtenidos mediante el procedimiento 2. Si consideramos que, de acuerdo con Rabinovich (1980), la tasa intrínseca de crecimiento es un carácter genético, que refleja la capacidad de multiplicación de la población en condiciones óptimas y que la tasa intrínseca de crecimiento depende del tiempo generacional (tiempo promedio que pasa desde que nace un individuo y nace su descendencia), la supervivencia y la fecundidad (Birch 1948), es evidente que los cambios sufridos reportados por Rowell et al., (2008) con respecto al crecimiento y edad de primera madurez han generado disminución en la magnitud de la tasa intrínseca de crecimiento poblacional de la totoaba, siendo seguramente mayor en el periodo pre-Hoover y menor en el periodo post-Hoover. Pero los resultados no se observa esto, si bien la diferencia de la capacidad de carga entre los 2 procedimientos es mínima, en lo que respecta a la tasa de crecimiento la diferencia es más evidente, para la época más cercana a pre-Hoover el valor de r es menor en casi un 50 % en comparación con el periodo 1980-

2014. Debido a esto, se recopiló información de parámetros poblacionales de peces con características similares a la totoaba, que habiten en zonas circundantes al AGC. Se encontró la especie a la que comúnmente se le llama pescada o lubina gigante (*Stereolepis gigas*), la cual se seleccionó por ser un pez bento-pelágico, que se alimenta de pequeños pelágicos, puede llegar a medir más de 2 m, especie longeva, con hábitos migratorios, con una edad de primera madurez tardía, que habita en la parte noroeste del Golfo de California, por lo que se compararon los parámetros poblacionales de esta especie con los resultados obtenidos. La población de la pescada tiene una tasa $r = 0.31$ /año (FishBase, 2006), esta tasa es más similar a los resultados obtenidos mediante el segundo procedimiento $r=0.23$ /año.

Con respecto a la capacidad de capacidad de carga del ecosistema en el segundo procedimiento, $K= 37,700$ ton, aunque es menor a lo que reporta Cisneros-Mata (2018) de $K=50,000$ ton. De acuerdo con esto, los parámetros obtenidos usando el segundo procedimiento se consideró como el más adecuado para ser empleado para los análisis subsiguientes.

7.2.2 Descripción del modelo bioeconómico de pesca deportivo-recreativa de totoaba

El desarrollo de la pesquería basado en un esquema de sustentabilidad debe considerar tres aspectos: el económico, la creación de riqueza en todos los sectores, el aspecto social, al tener en cuenta las consecuencias de la actividad económica en la sociedad en general, y el aspecto ambiental, la actividad económica debe ser compatible con la conservación de la biodiversidad y de los ecosistemas. Estos tres aspectos deben ser considerados con el mismo grado de importancia en la construcción de políticas pesqueras mediante las cuales se regula una pesquería ya que existe una interdependencia entre ellos (Seijo, et al., 1997; Mohammadian, 2000, 2005; FAO, 2018).

Se requiere de indicadores bioeconómicos tanto para el diseño y construcción de políticas pesqueras como para el proceso de la evaluación del funcionamiento de dichas políticas y de la ordenación pesquera a cualquier nivel, ya sea regional, nacional

y/o estatal. Estos proporcionan un instrumento de fácil comprensión para describir la situación de los recursos y la actividad pesquera y para evaluar las tendencias con relación a objetivos del desarrollo sostenible (FAO, 2018).

Producción excedente

El objetivo del indicador biológico es ajustar las capturas en función de las tasas de renovación de las especies objetivo, de tal forma que se dé tiempo a la recuperación de niveles saludables de las poblaciones sometidas a capturas, con el fin de garantizar su continua productividad (FAO, 2012).

Para garantizar una explotación racional y sostenible de los recursos, las capturas totales obtenidas durante un ciclo de pesca deberían ser menores o equivalentes a la producción biológica excedente de las poblaciones explotadas, evitando con ello tanto la sobreexplotación, la declinación de las poblaciones y los colapsos. Si la producción es mayor que la mortalidad natural, la población crecerá, si es menor que la mortalidad natural, la población disminuirá. El término de producción excedente es generalmente usado para representar la diferencia entre la producción y la mortalidad natural. La producción excedente representa, tanto el incremento de la biomasa de la población en ausencia de pesca o también la captura que puede obtenerse manteniendo la biomasa en un tamaño constante. La producción excedente de la población es la porción de biomasa susceptible de ser explotada sin afectar la viabilidad de la población, esta resulta del crecimiento innato de cada población en un ecosistema, como resultado de la dinámica biológica de la misma y de su interacción con el medio ambiente (Pauly, 1979, 1984).

Los criterios seleccionados en los 4 escenarios que se analizaron cumplen satisfactoriamente con este objetivo, ya que dos de ellos (E-I y E-III) se determinó la captura considerando la producción excedente. Del Monte (2007) señala que si una población virgen de peces comienza a ser explotada, ésta deberá ser reducida a alrededor de la mitad del tamaño inicial ($K/2$), y para mantenerla en un mismo tamaño, cada año se pescará el excedente máximo posible. En este caso, la población no se reducirá a la mitad, sino a la mitad más 20% más ($K/2 + 20\%$) considerando un enfoque precautorio, aprovechando el excedente a ese nivel de población. Para el caso de los

otros dos escenarios (E-II y E-IV) la captura sugerida no es la producción excedente, sino un volumen más conservador: 500 ton/año. Este escenario se explora con el propósito de tener una base comparativa con lo reportado por Cisneros-Mata (2018) quien analiza varios escenarios con diferentes niveles de captura, concluyendo que el escenario donde se simula una captura total anual de 500 ton de totoaba permite que la biomasa se recupere 35% por año, y por lo tanto, que el riesgo a una sobrepesca es mínimo. También menciona que 500 ton es la cifra estimada de captura ilegal que se presentó al inicio de la década de 2010, cuando la biomasa iba en ascenso antes del reciente período de pesca descontrolada por el precio actual del buche. Para años recientes (2017) Cisneros-Mata (2018) estimó una captura ilegal de 1,400 ton aproximadamente.

Lo que se espera observar, suponiendo que se da inicio a la actividad de la pesca deportiva en el AGC, es que las instituciones responsables de aplicar y vigilar que se cumpla con las regulaciones estipuladas para la ordenación de la pesca deportiva empleen estrategias que incentiven a los pescadores furtivos a desarrollar la pesca dentro de una cultura de la legalidad, de esta forma se reduciría el inconveniente de la incertidumbre administrativa.

7.3 Valoración de escenarios

Análisis económicos

En lo que respecta a los indicadores económicos, se observa que en los 4 escenarios analizados, los beneficios superan los costos. En este contexto es importante mencionar que los 4 escenarios no son totalmente comparable dados los parámetros poblacionales utilizados; esto es, son comparables para elegir la mejor opción desde el punto de vista bioeconómico: el E-I vs E-II; y por otro lado el E-III vs. E-IV.

Escenarios I y II

Si bien la inversión inicial para el E-I es poco más del triple en comparación con el E-II, los beneficios netos del E-I solo se duplican con respecto al E-II. El VAN y la TIR para

ambos escenarios resultaron ser positivos, lo que indica que ambas actividades económicas son rentables (tabla 28). El indicador de rentabilidad indica que porción de los ingresos totales deriva en el beneficio, en el E-I la rentabilidad fue del 32% y el E-II del 44% siendo este último el más atractivo. En la relación beneficio costo para el E-I indica que se espera recibir USD 1.47 de beneficio por cada USD 1.00 de costo. Para el E-II se espera USD 1.80 de beneficio por cada USD 1.00 de costo, lo que es más atractivo desde el punto de vista de una inversión. El periodo de recuperación de la inversión inicial es de 6 años para el E-I y de 4 años para el E-II. Considerando lo antes mencionado es evidente que el E-II ofrece un mayor rendimiento en comparación con el E-I.

Escenarios III y IV

Para el E-III la inversión inicial es poco más de lo cuádruple en relación con el E-IV, los beneficios netos del E-III solo se duplican con respecto al E-IV (tabla 28). El VAN y la TIR para ambos escenarios resultó es positivo, lo que indica que ambas actividades económicas son rentables. La rentabilidad indica que tanto de los ingresos totales deriva en el beneficio, en el E-III se obtiene una rentabilidad del 32% mientras que el E-IV del 43% siendo este último el más atractivo. En la relación beneficio costo para el E-III indica que se espera recibir USD 1.47 de beneficios por cada USD 1.00 de costo mientras que para el E-IV se espera USD 1.76 de beneficios, siendo más atractivo este último. El periodo de recuperación de la inversión inicial para el E-III es de 6 años mientras que para el E-IV de solo 3 años. Considerando lo antes mencionado es evidente que el E-IV ofrece un mayor rendimiento en comparación con el E-III.

Es importante establecer prioridades, si bien los escenarios con un nivel de captura bajo un enfoque precautorio (II y IV) ofrecen mayores beneficios en comparación con los escenarios donde la captura fue estimada mediante la optimización del número de viajes (I y III), también dichos escenarios (II y IV) generan un menor número de empleo en comparación con los otros escenarios (I y III) siendo todos los escenarios estudiados sostenibles, la selección del escenario que se quiera poner en práctica dependerá entonces de las prioridades: la económica o la social.

Escenarios de valor actual neto con diferentes tasas de descuento

La evaluación del efecto que genera la variación de la tasa de descuento sobre el valor actual neto (VAN) es relevante debido a que plantea situaciones hipotéticas que dan una idea de la tendencia con respecto a la intensidad de extracción a la que podría ser sometido el recurso pesquero en función del beneficio económico que se obtiene. Conforme incrementa la tasa de descuento, el beneficio económico, indicado por el VAN, disminuye, de tal forma que si para un periodo de 15 años el VAN del recurso es bajo ($i=8\%$) lo más probable que ocurra es que los pescadores preferirán extraer la mayor cantidad posible del recurso en el tiempo actual tendiendo a una sobreexplotación del este, a diferencia que si para el final del periodo de 15 años el beneficio económico es alto ($i=2\%$) los pescadores estarán dispuestos a mantener una tasa de captura baja sabiendo que el recurso generará mayores beneficios económicos al final del periodo. Una tasa de descuento intermedia permitirá la práctica de estrategias de generen un aprovechamiento óptimo.

Costo de oportunidad

Con relación al costo de oportunidad, en los cuatro escenarios analizados, al comparar los beneficios resultantes de la inversión en Cetes con los beneficios que ofrece la actividad de la pesca deportiva, los beneficios que arroja la inversión en Cetes resultan menor que los que se generarían en la inversión de la pesca deportiva, por lo que la opción de invertir en esta actividad, de acuerdo con este análisis, maximiza el beneficio económico. El costo de oportunidad mide el costo de cualquier opción en términos de la siguiente mejor alternativa que no elegida (Cejudo et al., 2010). La razón por la que se consideró como la segunda mejor alternativa de inversión fue considerando que actualmente no existe una pesquería activa en el AGC con la cual se pueda contrastar. Si bien invertir en Cetes no resulta una mejor opción en comparación con los beneficios obtenidos al invertir en la pesca deportiva, hay un punto a favor que tiene la inversión en Cetes, que esta alternativa de inversión es considerada de bajo riesgo y está respaldado por el gobierno de México, a diferencia que en la actividad de pesca deportiva de totoaba depende de varios factores sobre los cuales no siempre se puede

tener control, por ejemplo: personas interesadas en el servicio, que las condiciones climáticas sean óptimas para los viajes de pesca, la seguridad social, (afectada por los pescadores furtivos), falta de vigilancia, presión por Ings para no impactar la zona de la vaquita marina, etc.

Aspectos sociales

Por las características climáticas de la región del AGC, esencialmente es la única actividad primaria es la pesca, pero también hay una parte de la población económicamente activa que se dedica al turismo o comercio (Greenberg, 2005).

La actividad pesquera no solo se restringe a la captura de organismos marinos, sino que también es una generadora de empleos derivados de esta actividad: como empresas relacionadas con como embarcaderos, astilleros, plantas procesadoras y congeladoras, transportación para su distribución, etc. (Rodríguez-Quiroz, 2008). Los resultados de encuestas aplicadas a habitantes de esa zona indican que mayoría de ellos prefieren mantenerse trabajando en la pesca que en actividades relacionadas con turismo (Rodríguez-Quiroz, 2008). Considerando que actualmente existe un acuerdo para suspender temporalmente la pesca comercial mediante el uso de redes de enmalle, cimbras o palangres operadas con embarcaciones menores en la zona del AGC (DOF, 2015), con el propósito de proteger a la vaquita marina (especie en peligro de extinción), la activación de la pesca deportiva con anzuelo resultaría una actividad pesquera compatible con las regulaciones que actualmente aplican en dicha zona, ya que hasta la fecha no existe registro alguno de que captura incidental de vaquitas marinas con anzuelos.

En lo concerniente a los escenarios, aquel escenario que genere un mayor número de empleos resultaría ser el más atractivo, por lo que, en este aspecto, los escenarios I y III serían los más favorables, si el aspecto social tiene mayor relevancia que el económico.

Incertidumbre

La incertidumbre deriva de varias fuentes; en gran medida, la propia incertidumbre de la estimación asociada al carácter probabilístico de las observaciones y de los modelos a aplicar; la incertidumbre asociadas a las interacciones impredecibles y poco entendidas aun entre los organismos marinos y el ecosistema de soporte, la proveniente de los efectos combinados de la variación ambiental, así como de los aspectos sociales y económicos de las pesquerías; todo ello afectando la eficacia de las políticas de manejo (Peterman 2004, Caswell 1998, Matsuda 2002). Las incertidumbres pueden afectar todos los pasos en el proceso de gestión de la pesca, tales como definir metas y objetivos, identificar barreras para el logro de las metas, tomar decisiones efectivas para desarrollar acciones de gestión, observar las respuestas del sistema a las acciones de gestión y evaluar la eficacia de la acción a través del monitoreo (Cochrane 1999, Lane et al., 1999).

Aunque en este análisis se buscó reducir la incertidumbre científica mediante la recolección de la información de fuentes confiables, a través del uso de métodos que permiten generar intervalos de confianza (Monte Carlo), y la comparación con estimaciones independientes en cuanto a información base y métodos de análisis, aun así, la incertidumbre científica está presente debido a la propia imperfección de los métodos de observación y de procesos que respaldan los resultados. Probablemente los parámetros estimados en este estudio sean un estimado representativo de la dinámica poblacional de totoaba, pero son necesarios estudios donde se obtengan datos observados que permitan reducir la incertidumbre inherente a las condiciones en las cuales se desarrolló el trabajo actual.

En lo que respecta a la incertidumbre de gestión: este es un tema relevante al que hay que poner atención, ya que un aspecto que no se incluye en la modelación bioeconómica es lo concerniente al valor tan elevado que tiene el buche de totoaba en el mercado negro. Se reportan subastas con precios exorbitantes para piezas de buche de totoaba. De acuerdo con publicaciones en prensa, 1 kg de peso seco de buche de totoaba puede llegar a valer hasta USD 60,000. (<https://www.infobae.com/america/america-latina/2017/01/15/totoaba-un-pezo->

mexicano-mas-carro-que-la-cocaina-por-su-poder-afrodisiaco/). Un precio tan alto con el que se comercializa el buche en el mercado negro, aunado a la situación del reciente cierre de las actividades pesqueras en el AGC, parece actuar como incentivo a participar en la pesca furtiva de la totoaba. Por otro lado, con la activación de la pesca deportiva, si bien se atiende la necesidad de empleos en esta zona, también se corre el riesgo de que no se respeten las cuotas asignadas y se excedan en el nivel de captura. Es necesario proponer estrategias para atender esta situación antes de la activación de la pesca deportiva.

En política de comercio exterior se utilizan instrumentos regulatorios como los aranceles y las cuotas por el lado de las importaciones. En algunos casos se usa una combinación de cuotas y aranceles (conocidas como “cuotas arancelarias”), según la cual se aumentan los aranceles cuando las importaciones exceden una cantidad establecida. Una cuota de importación es un tipo de restricción al comercio que establece un límite físico sobre la cantidad de un bien que se puede importar a un país en un período de tiempo determinado. Este tipo de regulación podría adecuarse de manera inversa en caso de que el buche de totoaba llegara a comercializarse; esto es, asignar elevados aranceles por la exportación del buche de totoaba limitando la cantidad a exportar por temporada, esto con el propósito de desincentivar la elevada comercialización.

7.4 Discusion global

Para poder aplicar una asignación óptima de los recursos pesqueros en una economía específica, se deben especificar los derechos de propiedad no atenuados. Esos derechos deben ser (Randall, 1981, Schmid, 1978):

1. Completamente especificado en términos de los derechos que acompañan a la propiedad sobre el recurso, las restricciones sobre esos derechos y las sanciones correspondientes a su violación.

2. Exclusivo, de modo que la persona que tenga esos derechos también será responsable de cualquier recurso, y las sanciones correspondientes al uso del recurso natural.
3. Transferible, para tener esos derechos en manos de quienes tienen la capacidad de transmitirlos al máximo valor de uso.
4. Efectivamente aplicado, porque un derecho no vigilado se convierte en un derecho vacío.

Si bien pueden diseñarse instrumentos de regulación para la pesca deportiva que permitan ser rigurosos en la aplicación de los puntos del 1 al 3 mencionados, el punto 4 ha sido casi imposible de aplicar. Aun no se consigue tener la vigilancia de los recursos marinos, lo que genera una ineficiente asignación óptima de este recurso. De hecho, este ha sido, por décadas, la principal problemática que se tiene con la población de totoaba, ya que si bien se declaró veda permanente con el propósito de que la población se recuperara, la pesca furtiva fue en aumento por la década de los ochenta (Cisneros-Mata et al., 1995; Cisneros-Mata, 2018) debido al alto valor del buche en el mercado negro, retardando el proceso de recuperación de la población de totoaba. Esto muestra que las regulaciones aplicadas no están siendo efectivas, no porque estas no sean las adecuadas, sino debido a lo difícil que es mantener una rigurosa vigilancia en la zona del AGC.

Por otro lado, las externalidades se definen como todos los efectos externos causados por los pescadores, pero no incluidos en su sistema contable. Las externalidades de la pesca son comúnmente negativas y ocurren cuando los pescadores pueden ingresar y capturar un recurso libremente, y cuando no existe un acuerdo voluntario de cooperación; en estos casos, los usuarios de recursos no consideran los efectos externos que imponen a otros (Seijo et al., 1997). Esta situación se observa claramente en el AGC, debido al alto valor comercial que tiene el buche de totoaba, es complicado generar una actitud de cooperación entre los pescadores para que no participen en la pesca furtiva, y actúen de acuerdo a la cultura de la legalidad, de igual manera es complicado mantener una estricta vigilancia en la zona marina, por lo que se conjuntan diversos factores: lo complicado que es la vigilancia de la zona hace factible la pesca

ilegal, aunado a la problemática de falta de empleo por el acuerdo de la prohibición de redes de pesca (DOF, 2015) y el alto valor comercial del buche, todos estos factores incentivan a los pescadores a participar en la pesca ilegal generando externalidades negativas a los pescadores que se conducen bajo un esquema de legalidad.

Por otro lado, la FAO establece que el enfoque precautorio en la ordenación pesquera se puede adoptar aun cuando la información sea muy limitada. Las investigaciones efectuadas para aumentar la información sobre una pesquería normalmente permiten obtener mayores beneficios y, al mismo tiempo, reducir el peligro para los recursos. También establece que: dónde los impactos de la pesquería sobre los recursos o el ambiente son inciertos, los manejadores y los tomadores de decisión deben aplicar un enfoque conservador (o “precautorio”) de las pesquerías para evitar situaciones dónde la capacidad productiva del recurso, y la salud del ecosistema, sea disminuida. El enfoque precautorio se basa en la utilización de la experiencia anterior relativa a los efectos de la pesca en la pesquería examinada y en otras semejantes, a partir de lo cual se podrán extraer consecuencias de interés para orientar en el futuro la ordenación precautoria (FAO, 1996). Considerando los argumentos anteriores, así como la experiencia que se tiene de la pesquería comercial de totoaba para el periodo 1929-1972 así como la alteración del hábitat y la biología propia de la totoaba, un nivel de captura bajo un enfoque precautorio de 500 ton sería lo más recomendable para evitar situaciones dónde la capacidad productiva de la población de totoaba, así como la salud del ecosistema sean disminuidas.

Si bien los análisis indican que bajos niveles de captura son sostenibles y no generan riesgo para la población de totoaba, además de ser rentables, que el uso del arte de pesca de caña y anzuelo no parece representar un riesgo para la vaquita marina ya que de todos los reportes registrados de la pesca incidental de la vaquita marina, ninguno ha sido a causa del uso de anzuelos, que la pesca deportiva de totoaba podría ser una excelente opción para la generación de empleos en la zona, debe tenerse en cuenta la incertidumbre de gestión, debido al alto valor del buche que incentiva la

voracidad humana, por lo que es necesario contemplar los riesgos que la actividad de la pesca deportiva conlleva, así como diseñar estrategias para atender esta situación.

Implicaciones del alto valor de la vejiga natatoria de la totoaba en las motivaciones de la pesca deportiva

Se ha mencionado que la pesca deportiva se caracteriza por ser una actividad cuyo principal objetivo es el esparcimiento, que los factores que motivan a los pescadores a practicarla son: el disfrute del contacto con la naturaleza en busca de diversión y aventura, relajarse y salir de la rutina (Calvert, 2007), lo cual se observa en la mayoría de los centros turísticos donde se desarrolla la pesca deportiva, como lo es, por ejemplo, en Los Cabos B.C.S. (Cabrera-Gómez y Boncheva-Ivanova, 2013). Sin embargo, en el caso particular de la pesca de totoaba, los factores que motivarán a los pescadores a participar en la actividad no serán los característicos de la pesca deportiva, dado el valor tan alto que alcanza la vejiga natatoria (buche) de la totoaba en el mercado negro, y la situación de desempleo que se ha venido observando en los últimos años en la zona del AGC. La motivación de los pescadores a participar en la pesquería será, seguramente, la captura de totoaba con el propósito de comercializar el buche en el mercado negro. Si bien se plantea esta modalidad de pesca deportiva porque se busca la generación de beneficios económicos con la menor tasa de captura posible, y que los organismos capturados tenga la mayor talla y peso (ejemplares trofeo), evitando así la captura de organismos juveniles y pre-adultos; el hecho de que la vejiga natatoria tenga un precio tan elevado en el mercado negro, altera totalmente las motivaciones esperadas de la práctica de la pesca deportiva de totoaba. Por ello, como estrategia para atender esta situación, no sería pertinente establecer entonces, la pesquería en la modalidad de pesca deportiva, podría considerarse entonces una pesca comercial de totoaba utilizando como arte de pesca la caña. Aún bajo esta modificación, el análisis bioeconómico que aquí se presenta aporta elementos para establecer medidas de manejo, a pesar del giro de la actividad, el nivel de captura recomendable bajo el enfoque precautorio es de 500 ton/temporada, evidentemente los beneficios económicos derivados de la actividad se verían notoriamente

incrementados si se incluye en el análisis económico el valor del buche de la totoaba. Si la actividad se desarrolla bajo la modalidad de pesca comercial, una posible estrategia podría ser la asignación de cuotas de captura, vigilando su cumplimiento y aplicando sanciones severas en caso de no ser así, permitiendo la venta de buche y como medida regulatoria de esta venta, establecer permisos de exportación para la vejiga natatoria.

8. Conclusiones

- ✓ Cualquiera de los escenarios que aquí se analizaron son viables y sostenibles, ya que ninguno de ellos rebasa los PRL establecidos previamente. Los PRO son congruentes con las tasas de renovación de la población de totoaba.
- ✓ Cualquiera de los escenarios que aquí se analizaron son viables y sostenibles, ya que ninguno de ellos rebasa los PRL establecidos previamente; sin embargo, los que brindaron la mayor rentabilidad económica fueron los escenarios E-II y E-IV. Los PRO son congruentes con las tasas de renovación de la población de totoaba, ya que el volumen de captura propuesto está por debajo de la producción excedente de la población, permitiendo la renovación de la población.
- ✓ Los resultados obtenidos muestran la posibilidad de la generación de empleo mediante la actividad de la pesca, aunque representa un cambiando de giro, de la pesca ribereña a la pesca deportiva, pero considerando el reciente cierre de las actividades pesqueras en el AGC y la prohibición del uso de redes, se presenta como una potencial alternativa de generación de empleo.
- ✓ Esta investigación presenta elementos para la evaluación económica y el impacto social que la pesca deportiva de totoaba podría generar en la zona del AGC, los resultados pueden ser utilizados para apoyar el proceso de la reactivación de la pesca deportiva, así como de toma de decisiones para la asignación de los recursos pesqueros y propiciar el desarrollo sostenible de la zona.
- ✓ Los modelos bioeconómicos construidos para pesca deportiva de totoaba que aquí se presentan, son una herramienta practica que ofrece la posibilidad de ser actualizados cada que se disponga de nueva información generada por las

evaluaciones continuas del stock, lo que pueden ser de utilidad para ajustar los instrumentos de regulación y manejo.

10. Literatura citada

- Álvarez-Borrogo, S. 1983. The Gulf of California. In: B. H. Ketchum, editor. *Estuaries & Enclosed Seas*, Elsevier Scientific, New Cork pp. 427-449.
- Álvarez-Borrogo, S., Flores-Báez, B.P., Galindo-Bect, L.A., 1975. Hidrología del Alto Golfo de California II. Condiciones durante invierno, primavera y verano. *Ciencias Marinas*, v. 2, p.21-36.
- Arias, P.E. 2005. Plan de acción para el uso eficiente de agua dulce en el Golfo de California. Reporte técnico final. World Wildlife Fund-México (WWFM) (Eds), México.
- Arreguín-Sánchez, F. 1996. Catchability: A key parameter for fish stock assessment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6: 221-242.
- Arvizu, J., Chávez, H., 1972. Sinopsis sobre la biología de la totoaba *Cynoscion macdonaldi* Gilbert, 1890. *FAO Fish. Synop.* 108, 21 pp.
- Barrera-Guevara, J.C. & Campoy, J. 1992. Ecología y conservación del Alto Golfo de California. In: J.L. Moreno (comp.). *Ecología, recursos naturales y medio ambiente en Sonora*. Coed. Colegio de Sonora y Gob. Edo. Sonora.
- Barrera-Guevara, J.C. 1990. The conservation of *Totoaba macdonaldi* (Gilbert), (Pisces: Scianidae), in the Gulf of California, México. *Journal of Fish Biology* 37 (Suppl. A): 201-202.
- Bazzani, C., y Cruz, E. 2008. Análisis de Riesgo en Proyectos de Inversión un Caso de Estudio. *Scientia et Technica*(38), 309-314
- Bezaury-Creel, J. & Gutiérrez Carbonel, D. 2009, "Áreas naturales protegidas y desarrollo social en México", en *Capital natural de México*, México, Conabio, pp. 385-431.(Academia 1956)
- Billfish Foundation. 2008. Contribución económica de la pesca deportiva a la economía de Los Cabos, 43 p.
- Birch, L. C. 1948. The intrinsic rate of natural increase of an insect population. *Journal of Animal Ecology* 17: 15-26.
- Brey, T., Clarke, A., 1993. Population dynamics of marine benthic invertebrates in Antarctic and subantarctic environments: are there unique adaptations? *Antarctic Sci.* 5, 253–266.
- Brose, U., Jonsson, T., Berlow, E.L., Warren, P., Banasek-Richter, C., Bersier, L.-F., Blancard, J.L., Brey, T., Carpenter, S.R., Blandenier, M-F.C., Cushing, L., Dawah, H.A., Dell, T., Edwards, F., Harper-Smith, S., Jacob, U., Ledger, M.E., Martinez, N.D., Memmot, J., Mintenbeck, K., Pinnegar, J.K., Rall, B.C., Rayner, T.S., Reuman, D.C., Ruess, L., Ulrich, W., Williams, R.J., Woodward, G., Cohen, J.E., 2006. Consumer-resource body-size relationships in natural food webs. *Ecology* 87, 2411–2417.
- Brownell, R. Jr. 1986. Distribution of the Vaquita, *Phocoena sinus*, in Mexican waters. *Marine Mammal Science*, 2(4): 299-305.
- Brusca, R.C., J., Campoy Fabela, C., Castillo Sánchez, R., Cudney-Bueno, L.T., Findley, J., García-Hernández, E., Glenn, I., Granillo, M. E., Hendrickx, J., Murrieta, C., Nagel, M. Román and Turk-Boyer P. – 2001. A case study of two Mexican biosphere reserves. The Upper Gulf of California/Colorado River Delta

- and Pinacate/Gran Desierto de Altar Biosphere reserves. 2000 UNESCO Conference on Biodiversity and Society Columbia University Earthscape (an electronic journal), www.earthscape.org/rr1/cbs01.html
- Cabello-Pasini A., Muñiz-Salazar R., Ward D.H. 2003. Annual variations of biomass and photosynthesis in *Zostera marina* at its southern end of distribution in the North Pacific. *Aq. Bot.* 76: 31-47. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(03\)00012-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(03)00012-3).
- Cabrera-Gómez, I., A. Boncheva-Ivanova. 2013. Valor Económico de la pesca deportiva como fuente principal de atracción turística en Los Cabos, Baja California Sur, México. *RIDL*. 6(15):1-25.
- Cadima, E. 2003. Fish Stock Assessment Manual. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy, 181 pp.
- Calderón-Aguilera, L. E., Marinone, S. G., & Aragón-Noriega, E. A. 2003. Influence of oceanographic processes on the early life stages of the blue shrimp (*Litopenaeus stylirostris*) in the Upper Gulf of California. *Journal of Marine Systems*, 39(1-2), 117-128.
- Calvert, Barbara. 2007. The Importance of Angler Motivations in Sport Fishery Management. 120 - 129. [10.1002/9780470995402.ch9](https://doi.org/10.1002/9780470995402.ch9). Introduction the sport fishing experience motivations angler sectors Catch-and-release Low-consumptive sport fishing.
- Carriguiry, J.D. and Sánchez, A., 1999. Sedimentation in the Colorado River delta and Upper Gulf of California after nearly a century of discharge loss. *Marine Geology*, 158(1-4), pp.125-145.
- Castillo, E. 2014. La pesca deportiva se ha convertido en una alternativa turística estatal. Milenio. Hidalgo, Mexico. 01 de febrero de 2014. Recuperado en: <https://www.inforural.com.mx/la-pesca-deportiva-se-ha-convertido-en-una-alternativa-turistica-estatal/>
- Caswell, H., Brault, S., Read, A.J., and Smith, T.D. 1998. Harbor porpoise and fisheries: An uncertainty analysis of incidental mortality. *Ecological Applications*, 8(4): 1226-1238.
- Cejudo GM., Merino M., Arellano D., Bracho T., Casar M., Gil-García JR. Maldonado C., Mariscal J., Santibañez L. y Sour L. 2010. Problemas, decisiones y soluciones. Enfoques de política pública. Fondo de Cultura Económica-CIDE. ISBN: 9786077843047.
- Cerviño, Santiago. 2004. Estudio de la incertidumbre asociada a los métodos de evaluación de las poblaciones de peces. Recuperado en: https://www.researchgate.net/publication/39389246_Estudio_de_la_incertidumbre_asociada_a_los_metodos_de_evaluacion_de_las_poblaciones_de_peces
- Chase, R., y Jacobs, R. (2014). Administración de operaciones: producción y cadena de suministros. México: McGraw-Hill.
- Christensen, V, C.J. Walters and D. Pauly. 2005. Ecopath with Ecosim: a User's Guide. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver. November 2005 edition, 154 p. (available online at www.ecopath.org).
- Christensen, V., & Pauly, D. 1992. Ecopath II—a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling*, 61(3), 169-185.

- Christensen, V., C. J. Walters and D. Pauly. 2000. Ecopath with Ecosim Version 4. Help system. University, of British Columbia, Fisheries Centre, Vancouver, Canada and I C L A R M, Penang, Manila. 105 p.
- CIRVA. 2016. Reunión del Comité Internacional para la Recuperación de la Vaquita (CIRVA). Ensenada, mayo de 2016.
- Cisneros, M. A., G. Montemayor & Román, N. 1995. Life history and conservation of *Totoaba macdonaldi*. *Conservation Biology* 9: 806-814.
- Cisneros-Mata M. 2018. Evaluación de la población de totoaba en el Golfo de California. Informe Final. INAPESCA. Disponible en: <https://cites.org/sites/default/files/fra/com/sc/70/F-SC70-62-02.pdf>
- Cisneros-Mata, M. A., Botsford, L. W., & Quinn, J. F. 1997. Projecting viability of *Totoaba macdonaldi*, a population with unknown age-dependent variability. *Ecological Applications*, 7(3), 968-980.
- Cisneros-Mata, M. A., Montemayor-López, G., Román-Rodríguez M. J. 2002. Life history and conservation of *Totoaba macdonaldi*. *Conserv. Biol.* 9(4): 806-814.
- Cisneros-Mata, M.A. 2001. Pesca y manejo pesquero en el Golfo de California. *Estudios Sociales* 11: 57-69.
- CITES. 2010. Review of CITES Appendixes Based on Resolution Conf. 9.24 (Rev.) *Totoaba macdonaldi* (Mexican seabass). Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres. México. 10 pp.
- Cochrane, K.L. 2005. Guía del administrador pesquero. Medidas de ordenación y su aplicación. FAO Documento Técnico de Pesca. No. 424. Roma, FAO. 2005.
- CONANP. 2007. Programa de Manejo del Área Natural Protegida Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado. México: conanp/semarnat. ISBN 978-968-817-847-8 e 968-817-847-0. 323pp.
- CONAPESCA, 2010. Políticas de Ordenamiento para la Pesca y Acuicultura Sustentables, en el marco de Programa Rector de Pesca y Acuicultura. Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. México, 56 p.
- CONAPESCA. 2009. Será en Mazatlán, México, el XVIII campeonato mundial de pesca deportiva Big Game, En Boletín pesquero y acuícola, hacia una pesca y acuicultura sustentables. Publicación Quincenal, Año 3 No. 41. SAGARPA. http://www.financierarural.gob.mx/informacionsectorrural/Documents/Boletin_FEBRERO%2009.pdf
- Cox, S. and Walters, C., 2002. Maintaining quality in recreational fisheries: how success breeds failure in management of open-access sport fisheries. *Recreational fisheries: ecological, economic and social evaluation*, pp.107-119.
- Cruz, A.J. 2019. El conflicto en San Felipe, colofón a problemas sociales, económicos y criminales que gobiernos federales no han querido resolver. 4Vientos, Periodismo en red. Publicado el 28 de marzo de 2019. Recuperado de:
- Cudney-Bueno R. and Turk-Boyer R. 1998. Pescando entre mareas del Alto Golfo de California: una guía sobre la pesca artesanal, su gente, y sus propuestas de manejo. CEDO, Pto. Peñasco, Sonora, México, 166 pp.
- De Anda-Montañez, J. A., García de León, F. J., Zenteno-Savín, T., Balart-Paez, E., Méndez-Rodríguez, L. C., Bocanegra-Castillo, N., Martínez-Aguilar, S., Campos-Dávila, L., Román Rodríguez, M. J., Valenzuela-Quiñonez, F., Rodríguez-

- Jaramillo, M. E., Meza-Chávez, M. E., Ramírez-Rosas, J. J., Saldaña-Hernández, I. J., Olguín-Monroy, N. O. y 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.
- del Monte-Luna P, Lluch-Belda D, y Arreguín-Sánchez, F. 2007. Examen de la conservación y el aprovechamiento de los recursos vivos Interciencia, vol. 32, núm. 1, pp. 61-65.
- den Held, D. 2019. Un kilo de vejiga de totoaba vale hasta 80 mil dólares. Por eso le atrae a criminales: InSight Crime. SinEmbargo, 11 de abril de 2019. México. Recuperado desde: <https://www.sinembargo.mx/11-04-2019/3565041>.
- Denney, N.H., Jennings, S., Reynolds, J.D., 2002. Life-history correlates of maximum population growth rates in marine fishes. Proc. R. Soc. Lond. B 269, 2229– 2237.
- Díaz-Uribe, J. G., Arreguín-Sánchez, F., Lercari-Bernier, D., Cruz-Escalona, V. H., Zetina-Rejón, M. J., del-Monte-Luna, P., & Martínez-Aguilar, S. 2012. An integrated ecosystem trophic model for the North and Central Gulf of California: An alternative view for endemic species conservation. Ecological modelling, 230, 73-91.
- Ditton, R.B., S.R. Grimes, L.D. Finkelstein. 1996. A social and economic study of the recreational billfish fishery in the Southern Baja area of Mexico. Prepared for the Billfish Foundation, in cooperation with the Los Cabos Sportfishing Association through a research contract with the Texas A&M University. 50 p.
- DOF. 1975. Acuerdo que establece veda para la especie Totoaba, *Totoaba 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 California, en la costa occidental. DOF: 01/08/1975 en http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4786520&fecha=01/08/1975July 2014.
- DOF. 2007. Ley General de Pesca y Acuacultura Sustentables. 24 de julio de 2007.
- DOF. 2008. Acuerdo por el que se establece la antigüedad que deben tener las embarcaciones que pretendan obtener la matrícula y bandera mexicanas. Jueves 12 de junio de 2008. En:
- 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. Publicada: del 6 de septiembre al 5 de noviembre de 2010. https://dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5173091
- DOF. 2015. 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. 10 de abril de 2015.
- EAL. 2018. Operation Fake Gold. The totoaba supply chain, from Mexico's totoaba cartels to China's totoaba maw wholesalers. An illegal trade killing the vaquita. Elephant Action League. Recuperado desde: <https://earthleagueinternational.org/wp-content/uploads/2018/07/EAL-Operation-Fake-Gold-Final.pdf>
- Elton, C.S., 1927. Animal Ecology. Sedgewick and Jackson, New York.

- FAO. 1995. Informe administrativo de la consulta técnica sobre el enfoque precautorio para la pesca de captura (incluidas las introducciones de especies). Informe de Pesca de la FAO. Suecia. 527: 26p.
- FAO. 2000. Indicadores para el desarrollo sostenible de la pesca de captura marina. Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable. Nº. 8. Roma, FAO. 68 páginas.
- FAO. 2012. El Estado Mundial de La Pesca y La Acuicultura 2012. ISBN 978-92-5-307225-5
- Findley L. 2010. Totoaba macdonaldi. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T22003A9346099.
- FishBase. 2006. A global System Information on Fishes, www.fishbase.org. Recuperado: https://www.fishbase.in/popdyn/KeyfactsSummary_3.php?ID=3310&GenusName=Stereolepis&SpeciesName=gigas&vStockCode=3506&fc=513&var_tm=12
- Flanagan, C A. and J.R. Hendrickson. 1976. Observations on the commercial fishery and reproductive biology of totoaba (*Cynoscion macdonaldi*) in the northern Gulf of California. Fishery Bulletin, 74: 531-544.
- Galindo, B.M., Glenn, E.P. Page, H.M., Fitzsimmons, K., Galindo, L.A. Hernández, J.M. Petty, R.L. García, J. & Moore, D. 2000. Panaeid shrimp landings in the Upper Gulf of California in relation to Colorado River freshwater discharge. Fishery Bulletin 98(1): 222-225.
- Gatica, Claudio, y Cubillos, Luis. 2002. Análisis de las tasas de captura de jurel (*Trachurus symmetricus*) en la zona centro-sur de Chile (1987-1999). Investigaciones marinas, 30(2), 45-56. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-71782002000200004>
- Gaxiola-Castro, G., Alvarez-Borrego, S., Lavín, M. F., Zirino, A., & Nájera-Martínez, S. 1999. Spatial variability of the photosynthetic parameters and biomass of the Gulf of California phytoplankton. Journal of Plankton Research, 21(2).
- Gillanders, B.M., Kingsford, M.J., 2002. Impact of changes in flow of freshwater on estuarine and open coastal habitats and the associated organisms. Oceanography and Marine Biology Annual Review 40, 233–309.
- Glenn, E.P., Zamora-Arroyo, F., Nagler, P.L., Briggs, M., Shaw, W. and Flessa, K. 2001. Ecology and conservation biology of the Colorado River delta, Mexico. Journal of arid Environments, 49(1), pp.5-15.
- Guerrien, B. y Jallais, S. 2009. Microeconomía. Una presentación crítica. Maia. Madrid. 94pp.
- Hastie, T. & R. Tibshiriani 1986. Generalized Additive Models. Stat. Sci., Vol. 1, No. 3, 297 – 318 p.
- Hastie, TJ, & Tibshirani, RJ. 1984. Generalized additive models. Technical Report No. 98, Standford, CA, Division of Biostatistics, Stanford University.
- Herrera-Cervantes, H., Lluch-Cota, D. B., Lluch-Cota, S. E., & Gutiérrez-de-Velasco, S. 2007. The ENSO signature in sea-surface temperature in the Gulf of California. Journal of Marine Research, 65(5), 589-605.
- Hilborn, R. & C. Walters. 1992. Quantitative fisheries stock assessment. Chapman and Hall, New York, ISBN.0-412-02271-0. 570 pp.
- Hinojosa Huerta O. y Carrillo Guerrero Y. 2010. La cuenca binacional del Río Colorado. Las cuencas hidrográficas de México, 180-187pp.

- http://dof.gob.mx/nota_to_doc.php?codnota=5044667
- INEGI, 2000. Dirección general de Estadística. Encuesta Nacional de Población y Vivienda 2000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México.
- IUCN. 2010. Red List of Threatened Species reveals ongoing decline of the status of plants and animals. <http://www.iucn.org/themes/ssc/redlist2006/redlist2006.htm>.
- Jaramillo-Legorreta, A., Cárdenas-Hinojosa, G. Nieto-García, E, Rojas-Bracho, L. Ver Hoef, J. Moore, J. Tregenza, N. Barlow, J. Gerrodette, T. Thomas, L. Taylor, B. 2016. Passive acoustic monitoring of the decline of Mexico's critically endangered vaquita. *Conservation Biology* 31(1):183-191. Doi: 10.1111/cobi.12789.
- Jaramillo-Legorreta, A., L. Rojas-Bracho and T. Gerrodette. 1999. A new abundance estimate for vaquitas: first step for recovery. *Marine Mammal Science* 15:957-973.
- Jennings, S., Mackinson, S., 2003. Abundance-body mass relationships in sizestructured food webs. *Ecol. Lett.* 6, 971–974.
- Jennings, S., Pinnegar, J.K., Polunin, N.V.C., Boon, T.W., 2001. Weak cross–species relationships between body size and trophic level belie powerful size-based trophic structuring in fish communities. *J. Anim. Ecol.* 70, 934–944.
- Kitchell, J.F., Stewart, D.J., Weininger, D., 1977. Applications of a bioenergetics model to yellow perch (*Perca flavescens*) and walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*). *J. Fish. Res. Board Can.* 34, 1922–1935.
- Klett-Traulsen, A, G. Ponce-Díaz, S. Ortega-García. 1996. Pesquería deportivo-recreativa. En: Casas-Valdez M, Ponce-Díaz G (Eds.). 1996. Estudio del potencial pesquero y acuícola de Baja California Sur, México. pp 389-418.
- Lavín, M. F., V. M. Godínez y L. Álvarez. 1998. Inverse-Estuarine features of the upper Gulf of California. *Estuarine Coastal & Shelf Science* 47: 769-795.
- Lavín, M.F. and S. Sanchez. 1999. On how the Colorado River affected the hydrography of the upper Gulf of California. *Continental Shelf Research*, 19: 1545-1560.
- Lercari Bernier, Diego. 2006. Manejo de los recursos del ecosistema del Norte del Golfo de California: integrando explotación y conservación. Tesis Doctorado. CICIMAR-IPN. México. 198pp
- Lercari, D. & Arreguín-Sánchez, F. 2009. An ecosystem modelling approach to deriving viable harvest strategies for multispecies management of the Northern Gulf of California. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 19: 384–397
- Lercari, D., & Chávez, E. A. 2007. Possible causes related to historic stock depletion of the totoaba, *Totoaba macdonaldi* (Perciformes: Sciaenidae), endemic to the Gulf of California. *Fisheries Research*, 86(2-3), 136-142.
- Lercari, D., Arreguín-Sánchez, F. and Le Quesne, W. 2007. An ecosystem simulation model of the northern Gulf of California, p. 100–113. *In: Le Quesne, W.J.F., Arreguín-Sánchez, F. and Heymans, S.J.J. (eds.) INCOFISH ecosystem models: transiting from Ecopath to Ecospace. Fisheries Centre Research Reports* 15(6). Fisheries Centre, University of British Columbia [ISSN 1198-6727].
- Lindeman, R. L. 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology* 23, 399-418.
- Link, J.S., 2010. Adding rigor to ecological network models by evaluating a set of pre-balance diagnostic: a plea for PREBAL. *Ecol. Model.* 221, 1580–1591.

- Lluch-Cota S.E., Aragón-Noriega E.A., Arreguín-Sánchez F., et al. 2007. The Gulf of California: review of ecosystem status and sustainability challenges. *Prog. Oceanogr.* 73: 1-26. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2007.01.013>.
- Lozano-Montes, H. 2006. Historical modeling of the Upper Gulf of California, Mexico: following a century of change. Research Proposal submitted to the PhD Program in Zoology, University of British Columbia, Canadá (manuscript). 33pp.
- Lozano-Montes, H.M., Pitcher, T.J. and Haggan, N., 2008. Shifting environmental and cognitive baselines in the upper Gulf of California. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(2), pp.75-80.
- Marchal, P.; Ulrich, C.; Korsbrekke, K.; Pastoors, M. & Rackham, B. 2003. Annual trends in catchability and fish stock assessments. *Scientia Marina* 67: 63-73.
- Matsuda, H. and Katsukawa, T. 2002. Fisheries management based on ecosystem dynamics and feedback control. *Fisheries Oceanography*, 11:6, 366-370.
- McConnell, K & G. Sutinen, Jon. 1979. Bioeconomic Models of Marine Recreational Fishing. *Journal of Environmental Economics and Management*. 6. 127-139. 10.1016/0095-0696(79)90025-1.
- Medina, S., y Restrepo, J. (Enero - junio de 2013). Estimación de la utilidad en riesgo de una empresa de transmisión de energía eléctrica considerando variables económicas. *Cuadernos de Economía*, 32(59), 103-137.
- Mendez, E. 2017. Pez Totoaba ya no es una especie en peligro de extinción: Inapesca. Publicado por periodico en linea: Excelsior. 20/09/2019. Recuperado en <https://www.excelsior.com.mx/nacional/pez-totoaba-ya-no-es-una-especie-en-peligro-de-extincion-inapesca/1337377>.
- Mohammadian, M. 2005. La bioeconomía: Un nuevo paradigma socioeconómico para el siglo XXI. *Encuentros multidisciplinares*.
- Mohammadian; M. 2000. Bioeconomics: Biological Economics. *Interdisciplinary Study of Biology, Economics and Education*. Entrelíneas Editores. Madrid
- Morales-Zarate, M. V., et al. 2004. Ecosystem trophic structure and energy flux in the Northern Gulf of California, México. *Ecological Modelling*, vol. 174, no 4, p. 331-345.
- Morales-Zarate, M.V. 2001. Modelo ecológico de flujos de biomasa en la región norte del Golfo de California. Tesis de Maestría. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, México). 76 p.
- Morales-Zarate, M.V., F. Arreguín-Sánchez, J. López-Martínez and S.E. Lluch-Cota. 2004. Ecosystem trophic structure and energy flux in the Northern Gulf of California, Mexico. *Ecological Modelling*, 174: 331-345.
- Morín-Maya E. y Alvarado Roldan MA. 2017. Elementos a considerar para la preparación y elaboración de la evaluación de proyectos de inversión. Centro de Estudios para la Preparación y Evaluación Socioeconómica de Proyectos. México. 10pp
- Neis, B.; Schneider, D.; Felt, L.; Haedrich, R.; Fischer, J. & Hutchings, J. 1999. Fisheries assessment: what can be learned from interviewing resource users?. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 1949–1963.
- Odum, E.P., Barrett, G.W., & Ortega, M.T.A. 2006. *Fundamentos de ecología*. México. 598 p.
- Odum, H.T., 1956. Efficiencies, size of organisms, and community structure. *Ecology* 37, 592–597.

- Ortega-García, S. 2010. Efecto de El Niño en los peces pelágicos mayores de importancia para la pesca deportiva en B.C.S. México. FONMAR- Gobierno del Estado de B.C.S., 32 p.
- Pauly, D. , 1992. Algunos conceptos clave en la investigación y gestión pesquera, con énfasis en Mozambique. *Rev. Inves. Pesq.* (21): 106-128.
- Pauly, D. 1979. Gill size and temperature as governing factors in fish growth: a generalization of von Bertalanffy's growth formula. *Ber. Inst. f. Meereskunde Univ. Kiel.* No 63, xv + 156 p.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationship between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 39: 175-192.
- Pauly, D. 1984. *Fish Population Dynamics in Tropical Waters: a manual for use with programmable calculators.* ICLARM Studies and Reviews 8. 325 p
- Pauly, D. 1986. A simple method for estimating the food consumption offish population from growth data of food conversion experiments. *U.S. Fish. Bull.* 84(4): 827-840.
- Pauly, D., 1983. Algunos métodos simples para la evaluación de recursos pesqueros tropicales. *FAO. Doc. Téc. Pesca*, (234):49 p
- Pauly, D., 1989. Food consumption by tropical and temperate fish populations: some generalizations. *J. Fish. Biol.* 35 (Suppl. A), 11–20.
- Pauly, D., V . Christensen and C. Walters. 2000. Ecopath, Ecosim and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impacts of fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 57:697-706.
- Pedrín-Osuna, O., Córdova-Murueta J. H y Delgado-Marchena M. 2001. Crecimiento y mortalidad de la totoaba, *Totoaba macdonaldi*, del alto golfo de California. *INP. SAGARPA. México. Ciencia Pesquera* No. 15.
- Peresbarbosa, E. and E. Mellink. 1994. More records of breeding birds from Montague Island, northern Gulf of California. *Western Birds*, 25: 201-203.
- Pérez-Arvizu E., Aragón-Noriega E., Carreon L. 2009. Response of the shrimp population in the Upper Gulf of California to fluctuations in discharges of the Colorado River. *Crustaceana* 82: 615-625.
- Pérez-Arvizu, E. M., Aragón-Noriega, E. A., & Espinosa-Carreón, T. L. 2013. Variabilidad estacional de la clorofila ay su respuesta a condiciones El Niño y La Niña en el Norte del Golfo de California. *Revista de biología marina y oceanografía*, 48(1), 131-141.
- Perez-Mellado, J. 1980. Analisis de la fauna de acompanamiento del camaron capturado en las costas de Sonora y Sinaloa, Mexico. Master thesis. Instituto Tecnológico de Estudios Superiores de Monterrey, Sonora, Mexico. 86 p.
- Pérez-Valencia, S.A., M. Gorostieta-Monjaraz, V. Castañeda-Fernández de Lara, E.I. Polanco-Mizquez, A. Rodríguez-Uceda, Onan-Quintero, Loaiza-Villanueva R.D., P. Turk-Boyer y C.A. Downton-Hoffmann. 2017. MIAR para la Pesca Ribereña Responsable en la Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado: Costa Este. Centro Intercultural de Estudios de Desiertos y Océanos, A.C. Puerto Peñasco, Sonora, México. 264 pp.
- Peterman, R. 2004. Possible solutions to some challenges facing fisheries scientists and managers. *ICES Journal of Marine Science*, 61: 1331-1343.

- Pitcher, T., & P.J.B. Hart 1982. Fisheries Ecology. Avi Publishing Company, Connecticut.
- Ponce-Díaz, G., S. Ortega García, S. Hernández Vázquez. 2003. Lunar phase and catch success of the striped marlin (*Tetrapturus audax*) in sport fishing at Los Cabos, Baja California Sur, México. *Biología Tropical* 51(2):555-559.
- Quinn, T. & Deriso, R. 1999. Quantitative Fish Dynamics. Oxford University Press. New York, 542 p.
- Rabinovich, J. E. 1980. Introducción a la ecología de poblaciones animales. México. Ed. Continental. 313 p.
- Rodríguez Quiroz, G. & Bracamonte Sierra, Á. 2008. Pertinencia 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. vol.16, n.32, pp. 141-176.
- Rodriguez, C.A., Flessa, K.W., and Dettman, D.L., 2001a. Effects of upstream diversion of Colorado River water on the estuarine bivalve mollusc *Mulinia coloradoensis*. *Conservation Biology*, v. 15, p. 249-258.
- Rodriguez, C.A., Flessa, K.W., Tellez-Duarte, M.A., Dettman, D.L. and Avila-Serrano, G.A., 2001b. Macrofaunal and isotopic estimates of the former extent of the Colorado River estuary, upper Gulf of California, Mexico. *Journal of Arid Environments*, v. 49, p. 183-193.
- Rodriguez, L. 2011. Métodos Cuantitativos de Organización Industrial. Obtenido de Simulación, Método Monte Carlo: https://www.uclm.es/profesorado/licesio/Docencia/mcoi/Tema4_guion.
- Rodríguez-Quiroz, G. 2008. Sociedad, pesca y conservación en la reserva de la biosfera del Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado. Tesis Doctorado en ciencias. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. 145 pp
- Rojas-Bracho, L. & Taylor, B.L. 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>.
- Roman-Rodriguez, M. and G. Hamman. 1997. Age and Growth of totoaba, *Totoaba macdonaldi*, (Sciaenidae) in the upper Gulf of California. *Fishery Bulletin*, 95: 620-628.
- Rowell K, True C, Flessa KW, Dettman DL. 2008. Fish without water: Validation and Application of $\delta^{18}\text{O}$ in *Totoaba macdonaldi* otoliths. *Cienc. Mar.* 34: 55-68.
- Rowell, K., Flessa, K. W., Dettman, D. L., Román, M. J., Gerber, L. R., & Findley, L. T. 2008. Diverting the Colorado River leads to a dramatic life history shift in an endangered marine fish. *Biological Conservation*, 141(4), 1138-1148.
- Ruiz-Barreiro, T.M., Arreguín-Sánchez, F., González-Baheza, A. and Hernández-Padilla, J.C., 2019. Effects of environmental variability on abundance of commercial marine species in the northern Gulf of California. *Scientia Marina*, 83(3), pp.195-205.
- Schaefer, M. B. 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Ocean. *IATTC Bull.* 2, pp.245-285.
- Schreiber, J.F. Jr. 1969. Geographical and geological features. In: Environmental impact of brine effluents on the Gulf of California. U.S. Dept. Int. Res. and Dev. Prog. Rep. No. 387.

- SECTUR, 2007. Comportamiento de la pesca deportiva-recreativa en México, México, D.F. www.sectur.gob.mx/wb/sectur/sect_9287_comportamiento_y_ten.
- SECTUR, 2011. Comportamiento y tendencias de la pesca deportiva-recreativa en México, resumen ejecutivo, México.
- Seijo, J.C.; Defeo, O.; y Salas, S. 1997. Bioeconomía pesquera. Teoría, modelación y manejo FAO Documento Técnico de Pesca. No. 368. Rome, FAO. 176p.
- Shannon, R.E., & Bernal, F.A. 1988. Simulación de sistemas: Diseño, Desarrollo e implantación. Ed. Trillas.
- Silber, G. K. 1990. Occurrence and Distribution of the Vaquita *Phocoena sinus* in the Northern Gulf of California. *Fishery Bulletin* 88(2): 339-346.
- Silva Haro J.L. 2006. Propuesta de un modelo de optimización probabilístico para la inversión en Certificados de la Tesorería de la Federación. Tesis de maestría. UNAM. México. 58pp.
- Southwick, R., Holdsworth, J. C., Rea, T., Bragg, L., & Allen. T. 2018. Estimating marine recreational fishing's economic contributions in New Zealand. *Fisheries research*, 208, 116-123.
- Staunton-Smith, J., Robins, J. B., Mayer, D. G., Sellin, M. J., & Halliday, I. A. 2004. Does the quantity and timing of fresh water flowing into a dry tropical estuary affect year-class strength of barramundi (*Lates calcarifer*)?. *Marine and Freshwater Research*, 55(8), 787-797.
- Sykes, G., 1937, The Colorado Delta, Publication No. 460, Carnegie Institution, Washington, D.C.
- TBF, 2008. Contribución económica de la pesca deportiva a la economía de Los Cabos. Southwick Associates, Inc., Fernandina Beach, FL, Nelson Resources Consulting, Inc., Oakland Park, FL, y FIRMUS Consulting, Ciudad de México. <http://s3.amazonaws.com/rbassets/images/postattachments/3381/original/CaboSocioEconReportEnglish.pdf?1283435997>
- Thompson, R. W. 1968. Tidal flat sedimentation on the Colorado River, northwestern Gulf of California. *Bulletin Geological Society of American* 107.
- Tovar Cortés R.I. 2013. Efecto de la pesca de arrastre del camarón sobre el ecosistema del Alto Golfo de California. Tesis de maestría. CICESE. México.
- Turner, R. M. & M.M. Kapiscaak. 1980. Recent vegetation changes along the Colorado River between Glen Canyon Dam and Lake Mead Arizona. U. S. Geological Survey Professional paper. Raston, Virginia 125 p.
- Ulanowicz, R. E. 1980. An Hypothesis on the Development of Natural Communities. *Journal of Theoretical Biology* 85: 223-245.
- Ulanowicz, R. E. 1986. Growth and development: ecosystems phenomenology. Springer-Verlag New York.
- Ulanowicz, R., 1997. Ecology, the Ascendent Perspective. Complexity in the Ecological Systems Series. Columbia Univ. Press, New York, pp. 201.
- Ulanowicz, R.E., Goerner, S.J., Lietaer, B. & Gomez R. 2009. Quantifying sustainability: Resilience, efficiency and the return of information theory. *Ecological Complexity*. Volume 6, Issue 1, March 2009, Pages 27–36.
- Valdez-Muñoz C. 2010. Distribución y abundancia de juveniles de totoaba (*Totoaba macdonaldi*: Gilbert, 1891), en relación con las variables ambientales en el Alto Golfo de California y del Delta del Río Colorado. Tesis doctoral. CIBNOR. 75pp.

- Valenzuela Quiñonez Fausto. 2014. Genética y dinámica poblacional de la totoaba (Totoaba macdonaldi, Gilbert, 1891) en el Golfo de California. Tesis Doctorado. CIBNOR. México. 167pp.
- Walker, B.H. 1992. Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation Biology*, 6(1), 18-23.
- Walters C & Martell S. 2004. *Fisheries Ecology and Management*. Princeton University Press. ISBN-13: 978-0691115450. 448pp.
- Walters, C., D. Pauly y V. Christensen. 2000a. Ecospace: prediction of mesoscale spatial patterns in trophic relationships of exploited ecosystems, with emphasis on the impacts of marine protected areas. *Ecosystems* 2: 539-554.
- Walters, C., Pauly, D., Christensen, V., Kitchell, J.F., 2000b. Representing density dependent consequences of life history strategies in aquatic ecosystems: EcoSim II. *Ecosystems* 3: 70–83.
- Walters, C., V. Christensen y D. Pauly. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 7: 139-172.
- Wilberg, M.; Thorson, J.; Linton, B. & Berkson, J. 2010. Incorporating time-varying catchability into population dynamic stock assessment models. *Reviews in Fisheries Science* 18 (1):7–24.
- Winberg, G.G., 1956. Rate of metabolism and food requirements of fish. *Fish. Res. Board Can. Transl. Ser.*, 194.
- Wood S. 2001. MGCV: GAMs and generalized ridge regression for R. *R news*, 1(2): 20-25.
- Wood S. 2004. Stable and efficient multiple smoothing parameter estimation for generalized additive models. *Journal of the American Statistical Association*, 99(467): 673-686.
- Wood S. 2006. *Generalized Additive Models. An Introduction with R*. Chapman and Hall/CRC. 392 pp.

11. Apéndices

Apéndice I-A Agregación de especies a grupos funcionales

Num.	Nombre de Gf/sp	Especies
25	Pulpos	<i>Octopus digueti</i> , <i>Merluccius angustimanus</i> ,
26	Estomatópodos	<i>Squilla bigelowi</i>
27	Totoaba Juvenil	<i>Totoaba macdonaldi</i>
28	Mictófidos	mictófidos
29	Ballenas barbadas	<i>Balaenoptera physalus</i> ; <i>Balaenoptera edeni</i> , <i>Escgrictius robustus</i>
30	Jaiba	<i>Callinectes bellicosus</i> ,
31	Calamares	<i>Lolliguncula spp</i> , <i>Dosidicus gigas</i> ,
32	Pequeños pelágicos	<i>Cetengraulis mysticetus</i> ; <i>Opisthonema libertate</i> ; <i>Anchoa helleri</i> , <i>Merluccius productus</i> , <i>Mugil cephalus</i> ,
33	Medusas	<i>Stomolophus meleagris</i> <i>Pandion haeliaetus</i> , <i>elecanus erythrorhynchos</i> , <i>P. occidentalis</i> ,
34	Aves costeras	<i>Larus delawarensis</i> , <i>Sterna antillarum</i> , <i>Fulica americana</i> , <i>Rallus longirostris</i>
35	Camarón de roca	<i>Sicyonia spp</i>
36	Camarón azul	<i>Litopenaeus stylirostris</i>
37	Camarón café	<i>Farfantepenaeus californiensis</i>
38	Epibentos semi-sesiles	<i>Strombus spp</i>
39	Pepino de mar	<i>Brandtothuria impatiens</i> ,
40	Meiofauna bentónica	<i>Cnidaria</i> , <i>Mollusca</i> , <i>Aricidea</i> , <i>Spionidae</i> , <i>Arthropoda</i> y <i>Echinodermata</i>
41	Epibentos sésiles	
42	Bivalvos	<i>clams</i> , <i>Chione spp</i> , <i>Tivela styultorum</i> , <i>Mulina coloradensis</i>
43	Camarón azul juvenil	<i>P. stylirostris</i>
44	Zooplancton	copépodos (<i>Calanus pacificus</i>), cladóceros (<i>Penila spp</i>) y quetognatos (<i>Saggita enflata</i>),
45	Pastos marinos	<i>Distichlis palmeri</i> , <i>Spartina foliosa</i>
46	Algas marinas	<i>Ulva</i> , <i>Porphyra</i> , <i>Sargassum</i> , <i>Colpomenia</i>
47	Fitoplancton	<i>Thalassiosira</i> , <i>Gymnodinium</i>
48	Macroalgas	<i>Gracilariopsis lemaneiformis</i>
49	Detritus	

Cont. Apéndice I-A Agregación de especies a grupos funcionales

Num.	Nombre de Gf/sp	Especies
25	Pulpos	<i>Octopus digueti</i> , <i>Merluccius angustimanus</i> ,
26	Estomatópodos	<i>Squilla bigelowi</i>
27	Totoaba Juvenil	<i>Totoaba macdonaldi</i>
28	Mictófidos	mictófidos
29	Ballenas barbadas	<i>Balaenoptera physalus</i> ; <i>Balaenoptera edeni</i> , <i>Escgrictius robustus</i>
30	Jaiba	<i>Callinectes bellicosus</i> ,
31	Calamares	<i>Lolliguncula spp</i> , <i>Dosidicus gigas</i> ,
32	Pequeños pelágicos	<i>Cetengraulis mysticetus</i> ; <i>Opisthonema libertate</i> ; <i>Anchoa helleri</i> , <i>Merluccius productus</i> , <i>Mugil cephalus</i> ,
33	Medusas	<i>Stomolophus meleagris</i>
34	Aves costeras	<i>Pandion haeliaetus</i> , <i>elecanus erythrorhynchus</i> , <i>P. occidentalis</i> , <i>Larus delawarensis</i> , <i>Sterna antillarum</i> , <i>Fulica americana</i> , <i>Rallus longirostris</i>
35	Camarón de roca	<i>Sicyonia spp</i>
36	Camarón azul	<i>Litopenaeus stylirostris</i>
37	Camarón café	<i>Farfantepenaeus californiensis</i>
38	Epibentos semi-sesiles	<i>Strombus spp</i>
39	Pepino de mar	<i>Brandtothuria impatiens</i> ,
40	Meiofauna bentónica	<i>Cnidaria</i> , <i>Mollusca</i> , <i>Aricidea</i> , <i>Spionidae</i> , <i>Arthropoda</i> y <i>Echinodermata</i>
41	Epibentos sésiles	
42	Bivalvos	<i>clams</i> , <i>Chione spp</i> , <i>Tivela styultorum</i> , <i>Mulina coloradensis</i>
43	Camarón azul juvenil	<i>P. stylirostris</i>
44	Zooplancton	copépodos (<i>Calanus pacificus</i>), cladóceros (<i>Penila spp</i>) y quetognatos (<i>Saggita enflata</i>),
45	Pastos marinos	<i>Distichlis palmeri</i> , <i>Spartina foliosa</i>
46	Algas marinas	<i>Ulva</i> , <i>Porphyra</i> , <i>Sargassum</i> , <i>Colpomenia</i>
47	Fitoplancton	<i>Thalassiosira</i> , <i>Gymnodinium</i>
48	Macroalgas	<i>Gracilariopsis lemaneiformis</i>
49	Detritus	

Apéndice I-B: Parámetros de entrada de los grupos funcionales del Alto Golfo de California

No.	Nombre	Área (proporción)	Biomasa (t/km ²)	P/B (t/km ²)	Q/B (año ⁻¹)
1	Tiburones G	0.8	2.22	0.86	2.5
2	Tiburones P	1	3.41	0.78	3
3	Totoaba	0.9	0.09	0.37	4.8
4	Cetáceos dentados	1	0.25	0.2	27
5	Leones marinos	1	0.27	0.4	16
6	Vaquita	0.8	0	0.6	18
7	Hemúlidos	1	1.79	0.67	3.9
8	Carangidos	1	1.05	0.65	3.2
9	Corvinas	1	1.93	0.58	7.2
10	Lutjanidos	1	1.46	0.32	3.2
11	Scombridos	1	3.87	0.66	3.4
12	Serranidos	1	0.39	2.87	5.3
13	Aves marinas	0.3	0	5.4	40
14	Rayas	1	2.12	0.64	7.2
15	Lenguados	1	1.68	1.35	4.8
16	Labridos	0.7	0.97	0.48	7.6
17	Chanos	1	3.6	0.72	8.6
18	Tortugas marinas	0.2	0	0.21	4
19	Vaquita pre-adulta	0.9	0	8	40
20	Scianidos	0.9	0.88	1.37	16.5
21	Gerreidae	0.9	3.13	1.2	6.6
22	Pez guitarra	0.7	2.82	0.47	3.3
23	Pequeños peces demersales	1	8	0.85	7.5
24	Otros peces	1	12.23	0.99	6.2
25	Pulpos	0.9	1.24	3.94	8.8
26	Estomatópodos	1	0.88	4.4	15.5
27	Totoaba juvenil	1	0	2.8	14
28	Mictófidos	0.7	2.6	2.28	7.2
29	Ballenas barbadas	0.2	0.12	0.05	11
30	Cangrejos	1	1.83	2.87	10.7
31	Calamares	1	1.14	5.64	22.5
32	Pequeños pelágicos	0.9	2.67	2.59	10.3
33	Medusas	0.8	0.45	25	40
34	Aves planctívoras	0	0	9	45
35	Camarón de roca	0.7	0.21	4.95	28.7
36	Camarón azul	1	0.63	5.98	28.7
37	Camarón café	0.9	0.15	4	28.7
38	Epibentos semi-sésiles	0.7	1.64	2.2	8.5
39	Pepino de mar	1	0.04	4.1	5.6
40	Meiofauna bentónica	1	16.65	6.7	25
41	Epibentos sésiles	0.9	4.53	2.7	15
42	Bivalvos	0.2	0.06	1.15	25

Cont. Apéndice I-B: Parámetros de entrada de los grupos funcionales del Alto Golfo de California

<i>No.</i>	Nombre	Área (proporción)	Biomasa (t/km ²)	P/B (t/km ²)	Q/B (año ⁻¹)
43	Camarón azul juvenil	0.5	0.1	12	60
44	Zooplancton	1	65.71	18	60
45	Pastos marinos	0.1	0.17	15	-
46	Algas marinas	0.2	0.38	15.24	-
47	Fitoplancton	1	44.79	60	-
48	Macroalgas	0.7	1.23	60	-
49	Detritus	1	28.75	-	-

Apéndice I-C Datos de captura de las principales especies comerciales para el modelo del año 1980

GF/spp	Capturas 1980 (ton/km²)
Tiburones G	1.178
Totoaba	0.138
Vaquita	0.000
Hemúlidos	0.160
Corvinas	0.145
Serranidos	0.824
Lenguados	0.235
Gerreidae	0.105
Calamares	0.802
Camarón azul	1.500
Camarón café	1.200
Epibentos sésiles	0.022

Fuente: Anuario estadístico de Pesca 1980.

Apéndice I-D. Matriz de dieta de los grupos funcionales para el para el modelo del año 1980

Depredador / presa	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1 Tiburones > 120 cm	0.1										
2 Tiburones <120 cm	0.22										
3 Totoaba	0.2										
4 Cetaceos dentados	0.11										
5 Leones marinos	0.25										
6 Vaquita	0.4										
7 Roncadores			0.17	0.15							
8 Carangidos			0.8	0.8							
9 Corvinas	0.14	0.9	0.9	0.9	0.8						
10 Lutjanidos				0.55		0.14					
11 Scombridos	0.5	0.6		0.6							
12 Serranidos	0.45	0.3	0.3	0.5	0.44	0.8					
13 Aves marinas		0.3									
14 Rayas			0.8								
15 Lenguados			0.85		0.85						
16 Labridos		0.9							0.9		
17 Chanos		0.1	0.7	0.8	0.8	0.9					0.8
18 Tortugas marinas		0.12									
19 Vaquita pre-adulta	0.135										
20 Scianidos	0.2	0.8	0.2	0.2							
21 Gerreidae		0.4	0.8	0.3	0.17	0.7	0.8	0.15			
22 Pez guitarra		0.3	0.8	0.19							
23 Pequeños peces			0.3								
24 Otros peces	0.1	0.22	0.85	0.15	0.29	0.14	0.1	0.5	0.35		0.25
25 Pulpos				0.45	0.13	0.13	0.8		0.13		
26 Estomatopodos			0.75	0.5	0.31	0.36			0.85		
27 Totoaba juvenil					0.1						
28 Mictófidios								0.8	0.8		0.8
29 Ballenas barbadas	0.96			0.96							
30 Cangrejos		0.359			0.3	0.12	0.15				0.8
31 Calamares		0.3		0.29	0.139	0.15		0.3			0.6
32 Pequeños pelagicos											0.4
33 Medusas											0.3
34 Aves planctivoras											
35 Camarón de roca											0.1
36 Camarón azul							0.1				0.26
37 Camarón café											
38 Epibentos semi-sesiles							0.8				0.8
39 Pepino de mar											
40 Meiofauna bentónica											0.647
41 Epibentos sésiles											0.31
42 Mulina coloradensis											
43 Bivalvos											
44 Camarón azul juvenil											
45 Zooplancton											
46 Pastos marinos											
47 Algas marinas											
48 Fitoplancton											
49 Macroalgas							0.979		0.85	0.194	
50 Detritus											

Cont. Apéndice I-D Matriz de dieta de los grupos funcionales para el para el modelo del año 1980

	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
1														
2														
3														
4														
5														
6														
7					0.8									
8														
9														
10														
11														
12														
13							0.2							
14	0.19		0.8	0.11							0.2			
15	0.8		0.12											
16			0.8											
17					0.8									
18														
19														
20				0.6										
21			0.6											
22	0.9							0.7			0.26			
23			0.33		0.22		0.9	0.9						0.16
24	0.1	0.1	0.1	0.9	0.1		0.2		0.9		0.6			0.39
25			0.3	0.2	0.14			0.11	0.9		0.11	0.5		
26		0.1	0.31					0.15						0.4
27														
28		0.8						0.8						
29														
30			0.13	0.12	0.12	0.3	0.12	0.19	0.5		0.1	0.2	0.2	0.7
31								0.33						
32		0.14						0.8						
33						0.1	0.259				0.39	0.1	0.48	
34														
35	0.2													0.7
36	0.35		0.1	0.1	0.8	0.1			0.9			0.5	0.1	0.2
37	0.1		0.1											0.1
38			0.5	0.5	0.1	0.1			0.1			0.8	0.8	0.2
39	0.2		0.1						0.1				0.1	
40			0.53	0.34	0.8	0.771			0.467	0.139	0.277	0.67	0.193	0.289
41	0.8			0.2	0.52	0.22			0.65			0.31		0.158
42			0.2						0.2					
43			0.1						0.2					0.2
44					0.14	0.1			0.1			0.1		
45													0.32	
46						0.4	0.233		0.9			0.51	0.193	
47						0.4	0.311		0.28	0.156		0.175	0.193	
48														
49							0.148		0.33	0.15		0.32	0.3	
50			0.696	0.861		0.174			0.272	0.69	0.571	0.621	0.289	0.338

Cont. Apéndice I-D.- Matriz de dieta de los grupos funcionales para el modelo de 1980

	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39
1														
2														
3														
4														
5														
6														
7														
8														
9														
10														
11														
12														
13														
14														
15														
16														
17														
18														
19														
20														
21														
22														
23													0.9	
24			0.14											
25	0.24	0.13	0.64											
26		0.4												
27														
28						0.8								
29														
30	0.11	0.243			0.1									
31	0.1	0.188				0.2								
32		0.3					0.4							
33	0.12						0.17							
34														
35	0.12				0.6									0.11
36	0.1				0.11					0.7	0.1	0.1		
37	0.1				0.4									
38	0.1				0.1					0.1	0.1	0.1		
39														
40	0.668				0.72				0.139	0.89	0.124	0.166	0.239	
41	0.53				0.21					0.37			0.25	
42														
43	0.8													
44					0.1									0.1
45	0.9		0.562	0.947		0.743	0.995	1	0.195	0.38	0.287	0.289	0.21	
46	0.27	0.81			0.36								0.116	
47	0.2				0.41				0.26				0.119	0.61
48			0.374	0.53			0.5			0.6	0.8	0.8		
49	0.29				0.22				0.34	0.29	0.11	0.12	0.19	0.83
50	0.67	0.323			0.76				0.66	0.58	0.542	0.498	0.431	0.856

Cont. Apéndice I-D. Matriz de dieta de los grupos funcionales para el modelo de 1980

	40	41	42	43	44	45
1						
2						
3						
4						
5						
6						
7						
8						
9						
10						
11						
12						
13						
14						
15						
16						
17						
18						
19						
20						
21						
22						
23						
24						
25						
26						
27						
28						
29						
30						
31						
32						
33						
34						
35						
36						
37						
38						
39						
40						
41		0.19				
42						
43						
44						
45	0.83	0.16	0.13	0.118	0.329	0.2
46	0.1	0.13				
47	0.93	0.13				
48					0.88	0.8
49	0.99			0.882	0.584	
50	0.724	0.678	0.87			

Apéndice II. Criterio de selección y fuente de los datos de las variables ambientales

Criterio de selección

El criterio de selección de las variables ambientales se realizó con base en los siguientes estudios: Cla y PP (Gaxiola-Castro, et al., 1999; Pérez-Arvizu et al., 2013), TSM (Calderón-Aguilera et al., 2003), ENSO (Herrera-Cervantes et al. 2007), DRC (Flanagan and Hendrickson, 1976; Román-Rodríguez and Hammann, 1997; Cudney-Bueno y Turk-Boyer, 1998; Lavín y Sánchez, 1999; Gillanders y Kingsford, 2002; Staunton-Smith et al., 2004; Rowell et al., 2005; Lercari y Chávez, 2008; Pérez-Arvizu et al., 2009), P (Valdez-Muñoz et al., 2010) PDO y MEI (Lluch-Cota et al., 2007) y PNA (Pacific North American pattern, Cabello-Pasini et al., 2003).

Fuente de los datos

Los datos de PP, Cla y TSM fueron inferidos a través de composiciones mensuales descargados de la página: <http://coastwatch.pfel.noaa.gov/data.html> y procesadas mediante el programa Coast Watch Data Analysis Tool v3.3.0, para el polígono del área de estudio (figura 1).

Los datos correspondientes a un aproximado de la PP, se obtuvieron del satélite Geo Eye Orbview-2, de la NOAA, a partir de datos de clorofila y TSM mediante el sensor denominado Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor (SeaWiFS) con una resolución espacial de 0.1° de longitud por 0.1° de latitud, equivalente a 11.3 km por 11.3 km aproximadamente. El polígono se conformó por 176 pixeles, por lo que se utilizó una rutina de R Project para calcular un promedio mensual de toda la zona.

Los datos correspondientes a un aproximado de la Cla, se obtuvieron del satélite GeoEye Orbview-2, de la NOAA, mediante el sensor Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor (SeaWiFS) con una resolución espacial de 0.1° de longitud por 0.1° de latitud, equivalente a 11.3 km por 11.3 km aproximadamente.

Para recopilar la serie de tiempo de los datos de TSM mensual que abarca el periodo 1929- 2015 se descargaron archivos en formato Network Common Data Form

(NetCDF) de la página: <http://www.ncdc.noaa.gov/data-access/marineocean-data/extended-reconstructed-sea-surface-temperature-ersst-v3b>, estos corresponden a series reconstruidas para la TSM de todo el mundo (Smith y Reynolds, 2003; Smith y Reynolds, 2004; Xue *et. al.*, 2003; Smith *et. al.*, 2008). Mediante el software Global Mapper v15.0.7 se obtuvieron los datos de TSM correspondientes a un punto intermedio representativo del polígono que delimita el área de estudio (coordenadas: 30.78°latitud y -113.98° longitud).

Los valores mensuales del índice climático PDO se obtuvieron del siguiente sitio: <https://www.ncdc.noaa.gov/teleconnections/pdo/>.

Los valores mensuales del índice climático ENSO se obtuvieron del siguiente sitio: http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/enso_advisory/ensodisc.shtml

Los valores mensuales del índice climático MEI se obtuvieron del siguiente sitio: <http://www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei/>

Los valores mensuales del índice climático PNA se obtuvieron del siguiente sitio: ftp://ftp.cpc.ncep.noaa.gov/wd52dg/data/indices/pna_index.tim.

Los valores mensuales de la descarga de agua dulce del Río Colorado en los años 1929-1994 se obtuvieron de Lavín y Badan–Dangon (1997) y Lavín y Sánchez (1999), y se actualizó la serie (1995-2014) con los datos obtenidos en el sitio oficial: *US Geological Survey Water Resouces*, en el apartado de datos de la estación de muestreo:

USGS 09522000 Río Colorado, arriba de la presa Morelos
Condado de Yuma, Arizona
Código de la unidad hidrológica 15030108
Latitud 32 ° 43'07 " , Longitud 114 ° 43'05" NAD27

esto en el siguiente sitio:

https://waterdata.usgs.gov/nwis/monthly/?referred_module=sw&site_no=09522000&por_09522000_5815=2198919.00060,5815,1950-01,2019-02&start_dt=1950-01&end_dt=2019-02&format=html_table&date_format=YYYY-MM-DD&rdb_compression=value&submitted_form=parameter_selection_list

Los datos de precipitación se obtuvieron de los registros publicados en la página de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) <http://smn.cna.gob.mx/> de las respectivas estaciones meteorológicas (EM), así como de la página http://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/SIATL/#. Las EM están localizadas en la Región hidrológica RH07, conformada por un área de 9,954.38 km². En esta región existen 2 cuencas, la cuenca Vacanora-Mejorada (cuenca A) y la del Río Colorado (cuenca B). Los detalles de las estaciones se indican en el Apéndice II.

La temporada es una variable categórica que se refiere a las estaciones del año, definida considerando el periodo comprendido entre los meses:

Dic. – feb. → invierno	Jun – ago. → verano
Mar – may. → primavera	Sep – nov. → otoño

Información de las estaciones usadas para recabar datos de precipitación

Número de la estación: 2033
Nombre de la estación: MEXICALI (DGE) - OPERANDO
Estado : BAJA CALIFORNIA
Municipio : MEXICALI
Organismo : CONAGUA-DGE
Cuenca : RIO COLORADO

Número de la estación: 26087
Nombre de la estación: SAN LUIS RIO COLORADO (DGE) - OPERANDO
Estado : SONORA
Municipio : SAN LUIS RIO COLORADO
Organismo : CONAGUA-DGE
Cuenca : RIO COLORADO

Número de la estación: 2003
Nombre de la estación: BATAQUEZ - OPERANDO
Estado : BAJA CALIFORNIA
Municipio : MEXICALI
Organismo : CONAGUA-DGE
Cuenca : RIO COLORADO

Número de la estación: 26076
Nombre de la estación: RIITO - OPERANDO

Estado : SONORA
Municipio : SAN LUIS RIO COLORADO
Organismo : CONAGUA-DGE
Cuenca : RIO COLORADO

Número de la estación: 2011
Nombre de la estación: DELTA - OPERANDO
Estado : BAJA CALIFORNIA
Municipio : MEXICALI
Organismo : CONAGUA-DGE
Cuenca : RIO COLORADO

Número de la estación: 2020
Nombre de la estación: EL MAYOR - OPERANDO
Estado : BAJA CALIFORNIA
Municipio : MEXICALI
Organismo : CONAGUA-DGE
Cuenca : RIO COLORADO

Apéndice III . Paginas de internet consultadas con información económica de pesca recreativa

Páginas para cotizar el servicio de viajes de pesca recreativa en otras localidades:

<http://www.ranchotours.com/es/marlin-hunter-pesca-recreativa-en-cabo.html>

<https://www.yumping.com.mx/pesca/baja-california-sur/los-cabos>

<http://www.gaviotassportfishing.com/es/pagina-de-nuestra-flota/san-lucas/>

<http://www.dpesca.com/es/baja-california-sur/super-panga-i.html>

<http://www.seabest.com.mx/SERVICES.html>

<https://www.tripadvisor.com.mx/Attractions-g153981-Activities-c61-t217->

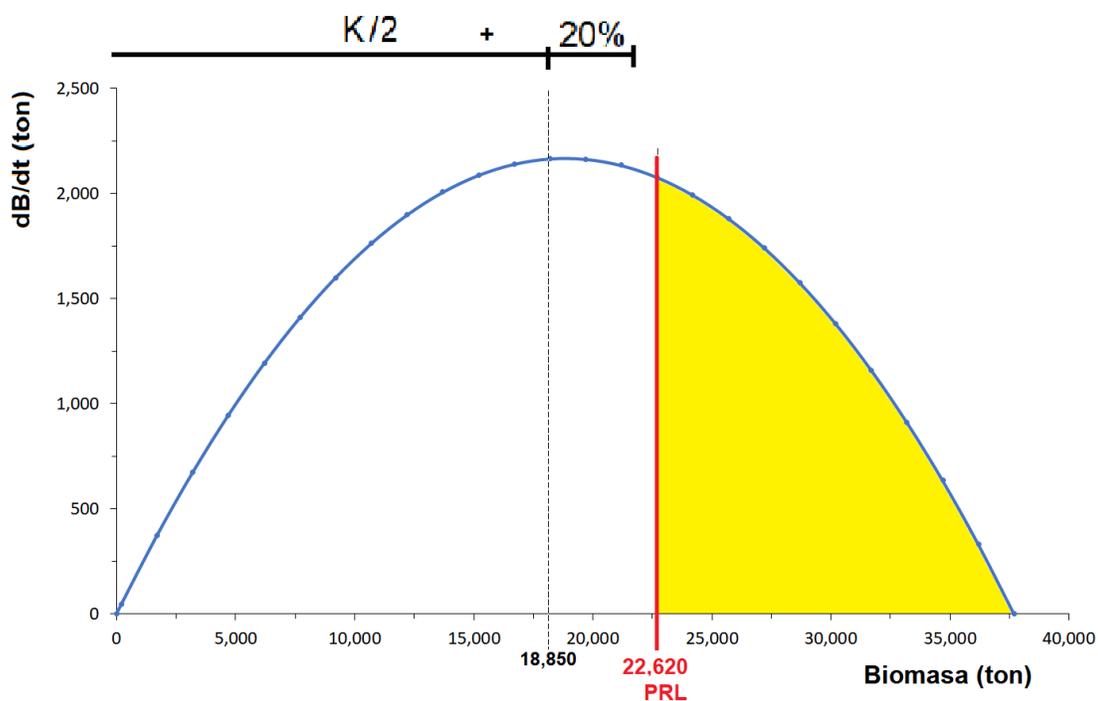
Puerto_Penasco_Northern_Mexico.html

Páginas para cotización de equipo de pesca:

<http://www.imemsa.mx/catalogo.html>

<https://www.vivanuncios.com.mx/a-nautica-aviacion/cancun/excelente-lancha-de-pesca-o-paseo-lista-para-disfrutar-en-familia-o-amigos/1003272460230910899585709>

Apéndice IV. Estimación del PRL para la pesca deportivo recreativa



Considerando la historia de vida de la totoaba, que es una especie longeva con una edad de primera madurez tardía, además de ser una especie endémica en *status* de protección, al PRL que corresponde teóricamente a $K/2$, se incrementó en un 20%. En la gráfica, la sección en amarillo corresponde a la biomasa disponible para ser capturada.

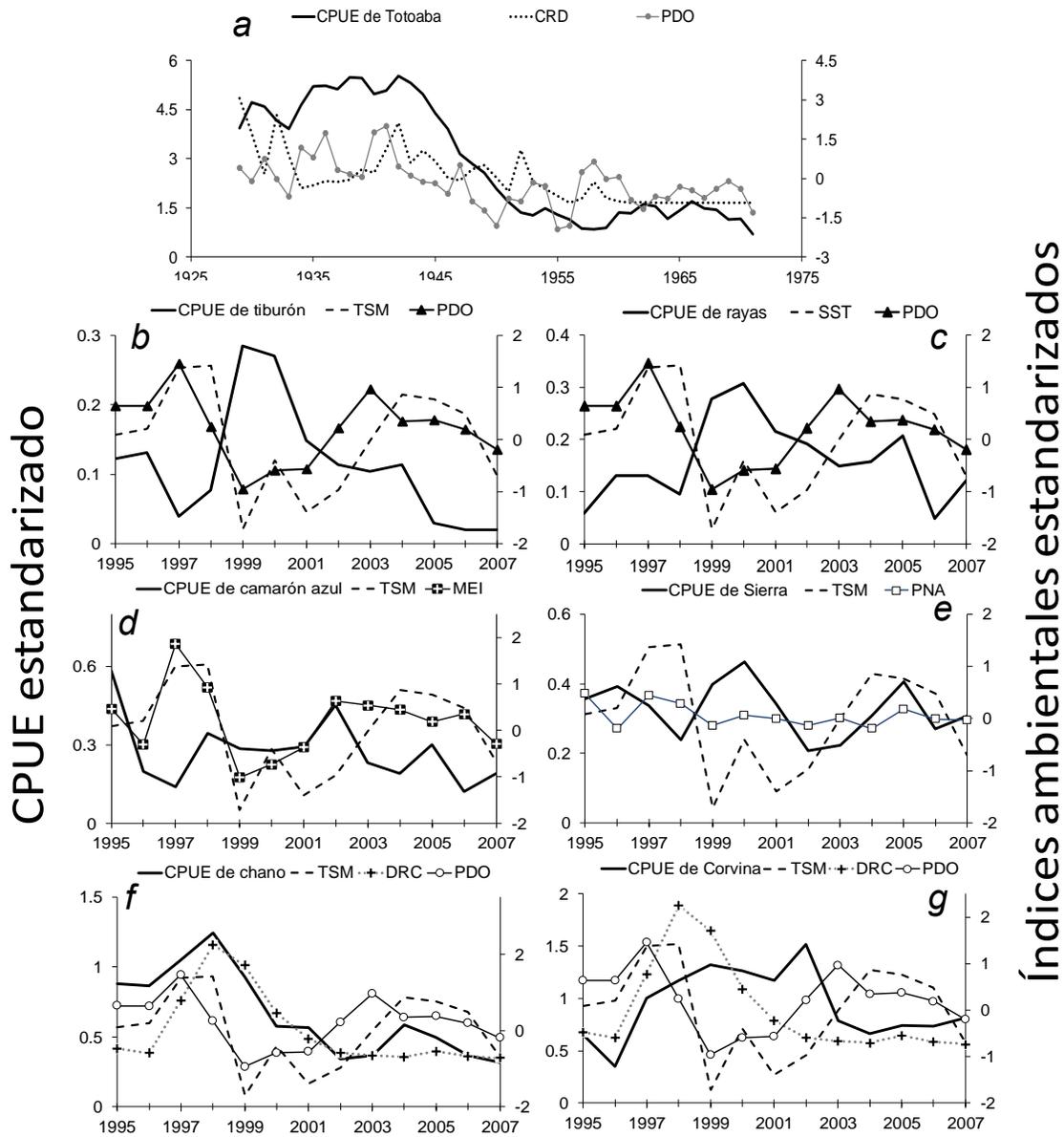
Apéndice V. Datos de salida del modelo EwE para el año 1980

Nombre	Nivel trófico	Eficiencia Ecotrófica	P/Q (año ⁻¹)
1 Tiburones >120 cm	4.0	0.86	0.15
2 Tiburones <120 cm	3.5	0.99	0.12
3 Totoaba A	3.6	0.89	0.09
4 Cetaceos dentados	3.5	0.99	0.01
5 Lobos marinos	3.5	0.73	0.03
6 Vaquita Ad	3.7	0.82	0.04
7 Hemúlidos	2.1	0.36	0.48
8 Carangidos	3.3	0.93	0.19
9 Corvinas	2.3	0.53	0.11
10 Lutjanidos	3.0	0.60	0.24
11 Scombridos	3.6	0.83	0.33
12 Serranidos	3.3	0.67	0.03
13 Aves marinas	3.5	0.73	0.15
14 Rayas	2.3	0.74	0.30
15 Lenguados	2.2	0.91	0.18
16 Labridos	3.6	0.61	0.14
17 Chanos	2.9	0.82	0.23
18 Tortugas marinas	2.5	0.67	0.05
19 Vaquita pre-adulta	3.4	0.75	0.00
20 Scianidos	2.8	0.79	0.08
21 Gerreidae	2.2	0.81	0.32
22 Pez guitarra	2.5	0.97	0.54
23 Pequeños peces demersales	2.2	0.71	0.24
24 Otros peces	2.4	0.99	0.30
25 Pulpos	3.0	0.89	0.39
26 Estomatopodos	2.5	0.84	0.28
27 Totoaba juvenil	2.5	0.58	0.11
28 Mictófidos	2.6	0.93	0.32
29 Ballenas barbadas	3.2	0.55	0.02
30 Cangrejos	2.3	0.95	0.35
31 Calamares	3.3	0.99	0.22
32 Pequeños pelagicos	2.9	0.91	0.37
33 Medusas	3.2	0.95	0.63
34 Aves costeras	2.4	0.90	0.20
35 Camarón de roca	2.6	0.93	0.18
36 Camarón azul	2.5	0.90	0.21
37 Camarón café	2.6	0.86	0.21
38 Epibentos semi-sesiles	2.3	1.00	0.47
39 Pepino de mar	2.0	0.89	0.73
40 Meiofauna bentónica	2.1	1.00	0.27

Cont. Apéndice V. Datos de salida del modelo EwE para el año 1980

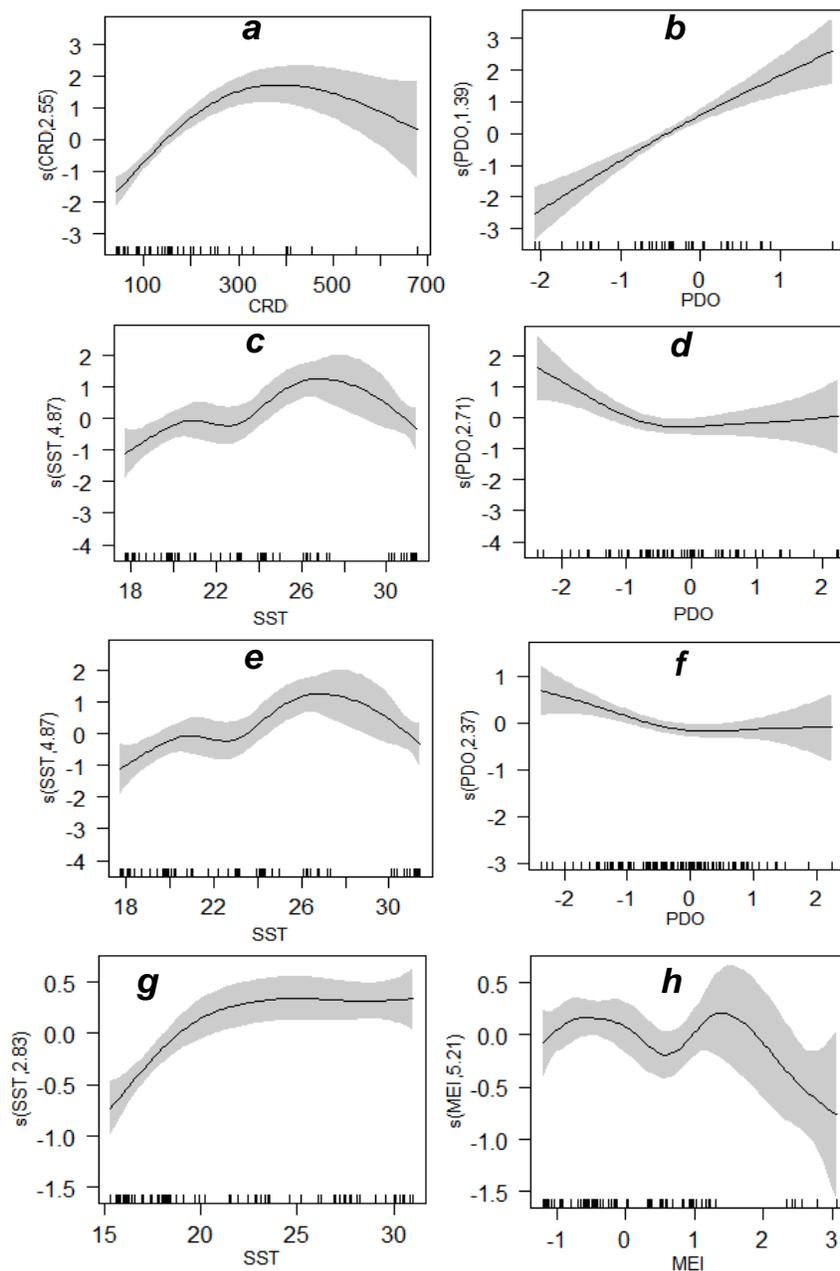
Nombre	Nivel trófico	Eficiencia Ecotrófica	P/Q (año⁻¹)
41 Epibentos sésiles	3.0	0.94	0.18
42 Bivalvos	3.2	0.99	0.12
43 Camarón azul juvenil	2.3	0.67	0.20
44 Zooplancton	2.2	0.94	0.23
45 Pastos marinos	1.0	0.90	
46 Algas marinas	1.0	0.67	
47 Fitoplancton	1.0	0.74	
48 Macroalgas	1.0	0.77	
49 Detritus	1.0	0.98	

Apéndice VI-A. Series de tiempo de CPUE y Variables ambientales para la calibración del modelo trófico Ecopath



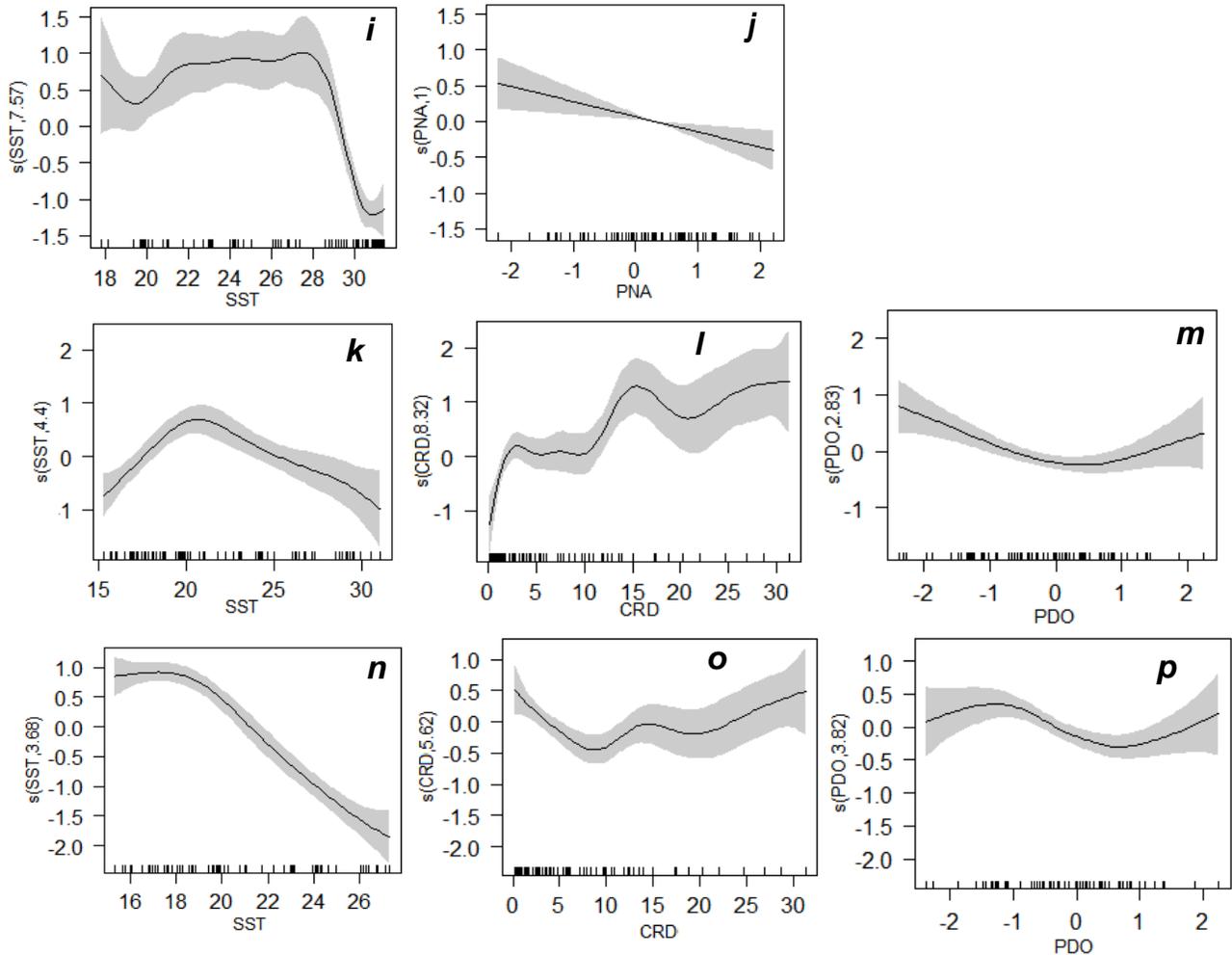
Series de tiempo estandarizadas de CPUE y Variables ambientales que resultaron estadísticamente significativas, como resultado de los GAMs, para: totoaba (a), tiburón (b), raya (c), camarón azul (d), sierra (e), chano (f) y corvina (g).

Apéndice VI-B. Gráficos del efecto de las variables ambientales en relacion a la abundancia de especies de interes comercial



Gráficos del efecto de las variables ambientales sobre la abundancia de las especies de interés comercial (CPUE) del AGC. Las gráficas a y b muestran el efecto de la DRC y el índice PDO sobre la abundancia de la población de totoaba. El par de gráficas c - d, y e - f muestran el efecto de la TSM (SST) y el índice PDO sobre la abundancia de la población de tiburón y raya, respectivamente. Las gráficas g y h indican el efecto de la TSM (SST) y el MEI sobre la abundancia de la población de camarón azul. El área sombreada denota los intervalos de confianza al 95 %, las marcas sobre el eje X denotan la densidad de los datos.

Cont. Apéndice VI-B. Gráficos del efecto de las variables ambientales



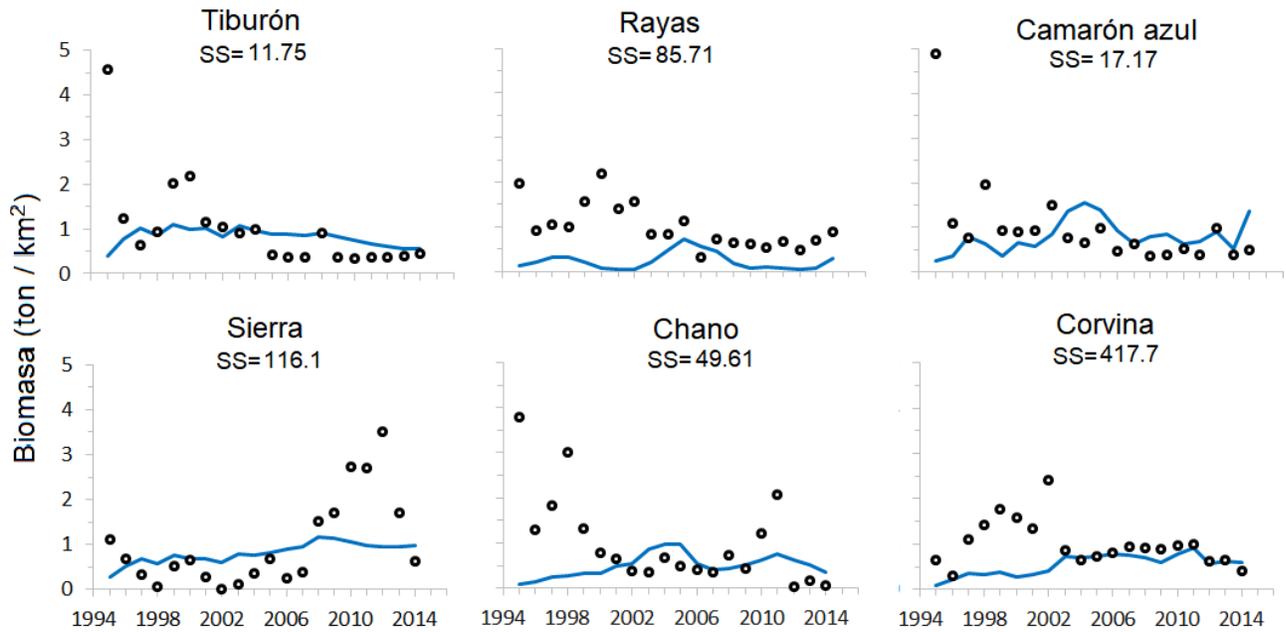
Continuación de gráficos del efecto de las variables ambientales sobre la abundancia de las especies de interés comercial (CPUE) del AGC. Las gráficas *i* y *j* muestran el efecto de la TSM (SST) y el índice PNA sobre la abundancia de la población de sierra. Las gráficas *k*, *l* y *n*, así como *n*, *o* y *p* muestran el efecto de la TSM (SST), la DRC y el índice PDO sobre la abundancia de la población de chano y corvina, respectivamente. El área sombreada denota los intervalos de confianza al 95%, las marcas sobre el eje X denotan la densidad de los datos.

Apéndice VI-C. Estimadores de los modelos GAM por especie.

Espece	Índice	coef. GAM	Error estandar
Tiburón	Intcpt	0.4826	0.6881
	SST	0.0827	0.0286 *
	PDO	-0.2144	0.1492 *
Rayas	Intcpt	8.1355	0.4003
	SST	-0.2703	0.0195 *
	PDO	-0.1234	0.1888 *
Camaron azul	Intcpt	0.0256	0.0045
	SST	-0.0005	0.0002 *
	MEI	0.0001	0.0000 *
Sierra del Pacífico	Intcpt	8.2875	0.3555
	SST	-0.1664	0.0132 *
	PNA	-0.1021	0.0602 *
Chano	Intcpt	5.6996	0.3391
	SST	-0.0630	0.0135 *
	DCR	0.0616	0.0095 *
	PDO	-0.1374	0.0667 *
Corvina	Intcpt	10.7501	0.3293
	SST	-0.2571	0.0146 *
	DCR	-0.0036	0.0081 *
	PDO	-0.2035	0.0624 *
Totoaba	Intcpt	0.1072	3.6563
	DCR	0.0990	0.0390 *
	PDO	11.6032	3.1467 *

* $p < 0.05$

Apéndice VII. Ajuste de la estimación generada por *Ecosim* entre los datos observados de CPUE como indicador de abundancia relativa.



Ajuste de la estimación generada por *Ecosim* a los datos observados de CPUE como indicador de abundancia relativa de las especies de interés comercial capturadas en la zona del AGC. En cada grafico se indica la Suma de Cuadrados (SS) resultante del ajuste.

Apéndice VIII. Serie de tiempo de biomasa de totoaba (1929-2014) y de capturas históricas.

La serie de 1929-1971 tomada de Arvizu y Chávez (1972). La serie 1972-1914 simulada en este trabajo.

Año	Biomasa total			Adultos			Juveniles			Capturas		
	Media	Lim inf	Lim sup	Media	Lim inf	Lim sup	Media	Lim inf	Lim sup	Media	Lim inf	Lim sup
1929	60,821	57,926	63,716	60,252	57,352	63,152	569	495	643	200	81	319
1930	59,230	56,335	62,125	58,836	55,936	61,736	393	319	467	554	435	673
1931	62,384	59,489	65,279	61,879	58,979	64,779	505	431	579	291	172	410
1932	67,919	65,024	70,814	67,266	64,366	70,166	654	580	728	319	200	438
1933	59,017	56,122	61,912	58,636	55,736	61,536	381	307	455	293	174	412
1934	52,691	49,796	55,586	52186	49,286	55,086	505	431	579	719	600	838
1935	54,338	51,443	57,233	53751	50,851	56,651	587	513	661	1,290	1,171	1,409
1936	47,014	44,119	49,909	46325	43,425	49,225	690	616	764	1,302	1,183	1,421
1937	41,265	38,370	44,160	40558	37,658	43,458	707	633	781	1,347	1,228	1,466
1938	41,379	38,484	44,274	40723	37,823	43,623	656	582	730	2,177	2,058	2,296
1939	47,038	44,143	49,933	46315	43,415	49,215	724	650	798	1,868	1,749	1,987
1940	52,549	49,654	55,444	51740	48,840	54,640	809	735	883	1,156	1,037	1,275
1941	56,453	53,558	59,348	55774	52,874	58,674	679	605	753	1,451	1,332	1,570
1942	56,415	53,520	59,310	55905	53,005	58,805	511	437	585	2,261	2,142	2,380
1943	54,623	51,728	57,518	54070	51,170	56,970	553	479	627	2,044	1,925	2,163
1944	57,796	54,901	60,691	57296	54,396	60,196	499	425	573	2,007	1,888	2,126
1945	50,764	47,869	53,659	50373	47,473	53,273	392	318	466	1,693	1,574	1,812
1946	47,486	44,591	50,381	47000	44,100	49,900	486	412	560	1,582	1,463	1,701
1947	44,936	42,041	47,831	44430	41,530	47,330	506	432	580	1,047	928	1,166
1948	37,469	34,574	40,364	37050	34,150	39,950	420	346	494	966	847	1,085
1949	31,781	28,886	34,676	31432	28,532	34,332	349	275	423	888	769	1,007
1950	20,578	17,683	23,473	20312	17,412	23,212	266	192	340	688	569	807
1951	18,257	15,362	21,152	17800	14,900	20,700	457	383	531	607	488	726
1952	25,403	22,508	28,298	24893	21,993	27,793	510	436	584	480	361	599
1953	31,997	29,102	34,892	31471	28,571	34,371	526	452	600	486	367	605
1954	31,674	28,779	34,569	31135	28,235	34,035	539	465	613	659	540	778
1955	18,974	16,079	21,869	18683	15,783	21,583	291	217	365	526	407	645
1956	10,689	7,794	13,584	10370	7,470	13,270	319	245	393	436	317	555
1957	13,388	10,493	16,283	12581	9,681	15,481	807	733	881	287	168	406
1958	26,479	23,584	29,374	25298	22,398	28,198	1,181	1,107	1,255	280	161	399
1959	40,181	37,286	43,076	39002	36,102	41,902	1,179	1,105	1,253	356	237	475
1960	45,003	42,108	47,898	43773	40,873	46,673	1,230	1,156	1,304	731	612	850
1961	41,682	38,787	44,577	40596	37,696	43,496	1,086	1,012	1,160	719	600	838
1962	37,985	35,090	40,880	37112	34,212	40,012	873	799	947	1,066	947	1,185
1963	38,889	35,994	41,784	37857	34,957	40,757	1,032	958	1,106	999	880	1,118
1964	40,208	37,313	43,103	39363	36,463	42,263	844	770	918	598	479	717
1965	39,868	36,973	42,763	38867	35,967	41,767	1,002	928	1,076	828	709	947
1966	45,171	42,276	48,066	44045	41,145	46,945	1,126	1,052	1,200	1,146	1,027	1,265
1967	44,785	41,890	47,680	43722	40,822	46,622	1,063	989	1,137	845	726	964

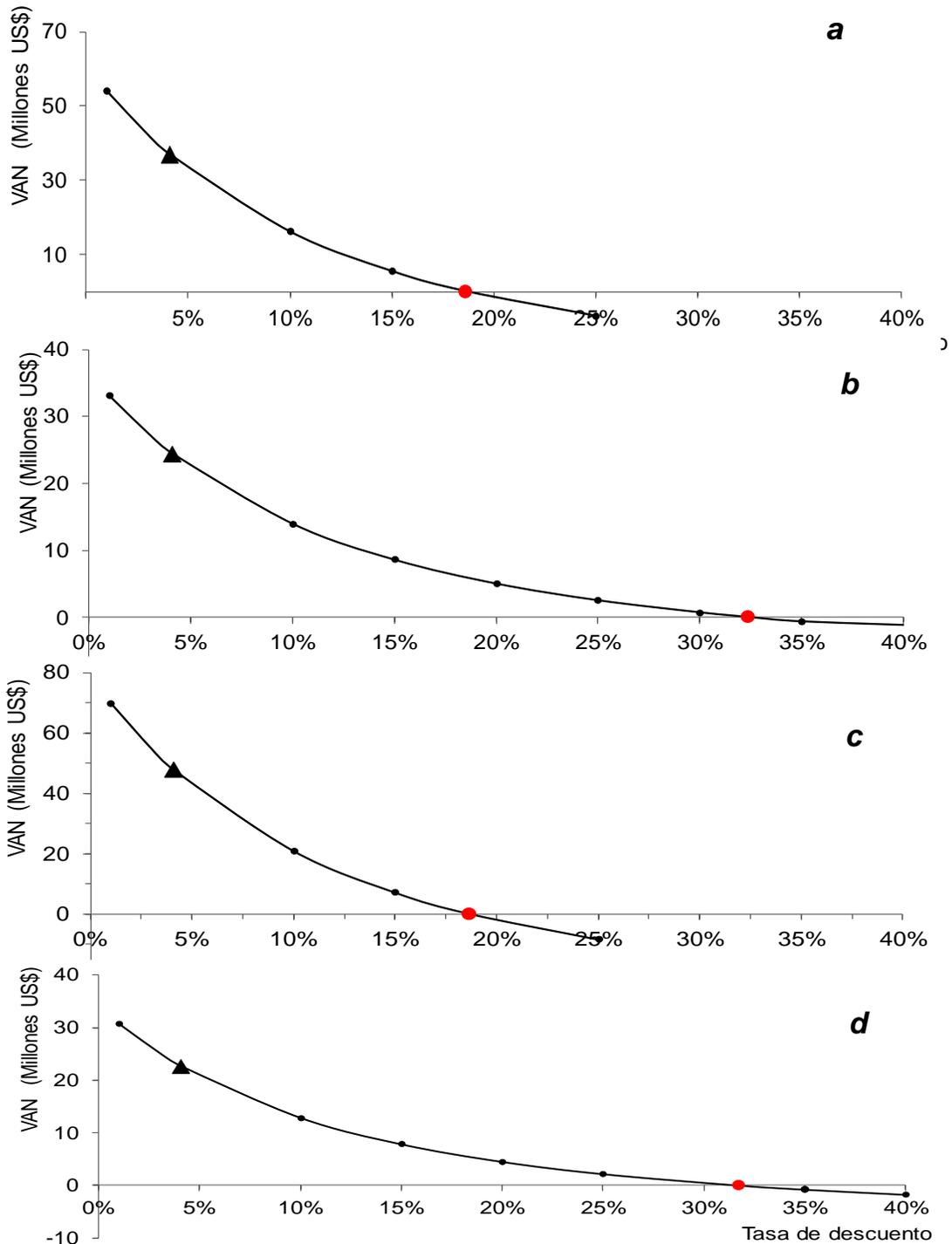
Cont. Apéndice VIII. Serie de tiempo de biomasa de totoaba (1929-2014) y de capturas históricas. La serie de 1929-1971 tomada de Arvizu y Chávez (1972). La serie 1972-1914 simulada en este trabajo.

Año	Biomasa total			Adultos			Juveniles			Capturas		
	Media	Lim inf	Lim sup	Media	Lim inf	Lim sup	Media	Lim inf	Lim sup	Media	Lim inf	Lim sup
1968	42,218	39,323	45,113	41129	38,229	44,029	1,089	1,015	1,163	775	656	894
1969	42,114	39,219	45,009	40922	38,022	43,822	1,192	1,118	1,266	485	366	604
1970	35,545	32,650	38,440	34467	31,567	37,367	1,078	1,004	1,152	471	352	590
1971	23,236	20,341	26,131	22513	19,613	25,413	724	650	798	250	131	369
1972	20,145	17,250	23,040	19029	16,129	21,929	1,116	1,042	1,190			
1973	20,778	17,883	23,673	19674	16,774	22,574	1,104	1,030	1,178			
1974	14,841	11,946	17,736	14183	11,283	17,083	658	584	732			
1975	9,392	6,497	12,287	9016	6,116	11,916	376	302	450			
1976	8,263	5,368	11,158	7501	4,601	10,401	763	689	837			
1977	12,716	9,821	15,611	11333	8,433	14,233	1,383	1,309	1,457			
1978	18,173	15,278	21,068	16718	13,818	19,618	1,455	1,381	1,529			
1979	23,015	20,120	25,910	21948	19,048	24,848	1,067	993	1,141			
1980	25,872	22,977	28,767	25048	22,148	27,948	824	750	898			
1981	29,843	26,948	32,738	28976	26,076	31,876	867	793	941			
1982	35,611	32,716	38,506	34510	31,610	37,410	1,101	1,027	1,175			
1983	45,854	42,959	48,749	44299	41,399	47,199	1,555	1,481	1,629			
1984	52,746	49,851	55,641	51469	48,569	54,369	1,277	1,203	1,351			
1985	49,030	46,135	51,925	48175	45,275	51,075	855	781	929			
1986	40,502	37,607	43,397	39815	36,915	42,715	688	614	762			
1987	36,608	33,713	39,503	35714	32,814	38,614	893	819	967			
1988	29,356	26,461	32,251	28651	25,751	31,551	705	631	779			
1989	21,205	18,310	24,100	20591	17,691	23,491	614	540	688			
1990	22,426	19,531	25,321	21456	18,556	24,356	970	896	1,044			
1991	28,114	25,219	31,009	26910	24,010	29,810	1,204	1,130	1,278			
1992	33,309	30,414	36,204	31770	28,870	34,670	1,539	1,465	1,613			
1993	39,953	37,058	42,848	38446	35,546	41,346	1,507	1,433	1,581			
1994	45,045	42,150	47,940	43768	40,868	46,668	1,277	1,203	1,351			
1995	44,186	41,291	47,081	43046	40,146	45,946	1,140	1,066	1,214			
1996	43,826	40,931	46,721	42696	39,796	45,596	1,130	1,056	1,204			
1997	47,556	44,661	50,451	46141	43,241	49,041	1,415	1,341	1,489			
1998	51,388	48,493	54,283	49930	47,030	52,830	1,458	1,384	1,532			
1999	39,862	36,967	42,757	38963	36,063	41,863	899	825	973			
2000	25,450	22,555	28,345	24876	21,976	27,776	574	500	648			
2001	20,747	17,852	23,642	20130	17,230	23,030	617	543	691			
2002	20,762	17,867	23,657	19971	17,071	22,871	791	717	865			
2003	24,496	21,601	27,391	23466	20,566	26,366	1,030	956	1,104			
2004	31,965	29,070	34,860	30602	27,702	33,502	1,363	1,289	1,437			

Cont. Apéndice VIII. Serie de tiempo de biomasa de totoaba (1929-2014) y de capturas históricas. La serie de 1929-1971 tomada de Arvizu y Chávez (1972). La serie 1972-1914 simulada en este trabajo.

Año	Biomasa total			Adultos			Juveniles			Capturas		
	Media	Lim inf	Lim sup	Media	Lim inf	Lim sup	Media	Lim inf	Lim sup	Media	Lim inf	Lim sup
2005	38,825	35,930	41,720	37281	34,381	40,181	1,544	1,470	1,618			
2006	44,005	41,110	46,900	42399	39,499	45,299	1,606	1,532	1,680			
2007	43,092	40,197	45,987	41792	38,892	44,692	1,301	1,227	1,375			
2008	34,508	31,613	37,403	33588	30,688	36,488	920	846	994			
2009	30,587	27,692	33,482	29503	26,603	32,403	1,085	1,011	1,159			
2010	30,803	27,908	33,698	29706	26,806	32,606	1,097	1,023	1,171			
2011	25,236	22,341	28,131	24464	21,564	27,364	772	698	846			
2012	22,587	19,692	25,482	21635	18,735	24,535	952	878	1026			
2013	24,815	21,920	27,710	23776	20,876	26,676	1039	965	1113			
2014	27,617	24,722	30,512	26233	23,333	29,133	1384	1310	1458			

Apéndice IX. Estimación de la TIR



Estimación del VAN a diferentes tasas de interés mostrando las posibles opciones que ofrecen un mejor rendimiento que cada uno de los escenarios analizados. El marcador de triángulo indica el valor del VAN considerando una tasa de descuento del 4.1%. La grafica **a** indica el TIR (punto rojo) para el E-I. La grafica **b** indica el TIR (punto rojo) para el E-II. La grafica **c** indica el TIR (punto rojo) para el E-III. La grafica **d** indica el TIR (punto rojo) para el E-IV.