

UN MODELO NUMÉRICO PARA LA ADMINISTRACIÓN SUSTENTABLE DE LAS PESQUERÍAS

Chávez Ortiz, E. A.

Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. Av. IPN s/n, Col. Sta Rita, Playa El Conchalito; La Paz, B.C.S., 23096 México. email: echavez@ipn.mx

RESUMEN. La evaluación de las pesquerías es a menudo problemática debido a que los parámetros de las poblaciones explotadas son poco conocidos o desconocidos. La mayoría de las evaluaciones se limitan al aspecto biológico, ignorando en la mayoría de los casos los aspectos económicos y sociales de la pesca. Los resultados de las evaluaciones tienen en cuenta los datos facilitados por el usuario, lo que debería ser una imagen precisa del aspecto socio-económico del caso de estudio. Así, en la actualidad se utiliza esta información para producir resultados que describen las consecuencias más probables después de cualquier cambio en la estrategia de manejo que se proponga. La evaluación de las poblaciones mediante el modelo FISMO (Fisheries Simulation MOdel) se basa en los principios generales de la evaluación de recursos pesqueros y se realiza con datos históricos de la captura en toneladas de peso fresco. Así, con el propósito de formular mejores opciones de administración, se realizó un meta-análisis de datos para evaluar el desempeño de las pesquerías con base en este modelo de simulación. En cada una de dichas opciones se utilizan datos históricos de la captura y los valores de los parámetros de población. Los costos asociados y los beneficios económicos de cada pesquería son tomados como referencia para el análisis bio-económico. El modelo propuesto permite la prueba de tantas posibilidades de explotación como la pesca y los datos lo permitan, en un ejercicio de programación dinámica que puede proporcionar respuestas a preguntas lógicas como ¿Qué pasará con la biomasa del stock y del rendimiento económico si la talla de primera captura se incrementa? ¿Cuáles serán las consecuencias biológicas y económicas si se duplica el esfuerzo de pesca? ¿Cuál es el esfuerzo máximo que puede soportar la pesquería y dejar de ofrecer beneficios de por lo menos el 10 por ciento por encima de los costos? y ¿Cuáles son las expectativas económicas de la próxima temporada si aumenta el costo de los combustibles en una proporción determinada?

Palabras clave: Simulación de pesquerías, estrategias óptimas de pesca, dinámica de poblaciones, pesquerías sustentables

A numeric model for the sustainable management of fisheries

ABSTRACT. Usual management targets of many fisheries worldwide are addressed to maintain exploitation at fishing intensities required for the maximum sustainable yield (F_{MSY}). However, variability induced by climate variability and economic forces, often lead to over exploitation. Traditional assessment procedures are limited to the assessment of the biological aspect of fisheries and the socio-economic and social aspects of fishing activities are generally ignored; however, this is an economic activity and in contrast, stakeholders ignore the stock dynamics pursuing economic benefits only. This imposes a gap in the knowledge required for a complete management process. The FISMO is an assessment and management tool that allows forecasting the most likely outcome after the application of any feasible management decision by changing F and the age of first catch (tc). It uses as input historic records of catch data, parameters of the von Bertalanffy growth model, and of the length-weight. Also, socio-economic variables of the last fishing season, such as the number of boats, length (days) of the fishing season, and number of fishers per boat. The model outputs of any target are catch, stock biomass, fishing effort, economic returns, benefit/cost ratio, number of boats, number of fishers and number of fishing days. F_{MSY} , F_{MEY} , and B/C at the economic equilibrium level are found combining F and tc and many management options, useful for planning and co-management, with very reasonable accuracy, can be chosen without compromising the sustainability of the fishery. The software is user-friendly and can be adapted to practically any fishery.

Keywords: Fisheries simulation, optimum harvesting strategies, population dynamics, sustainable fisheries

Chávez Ortiz, E. A. 2014. Un modelo numérico para la administración sustentable de las pesquerías. *CICIMAR Oceánides*, 29(2): 45-56.

INTRODUCCIÓN

Las pesquerías están sujetas a prácticas de explotación heterogéneas con recurrentes crisis socioeconómicas en muchas de ellas. La evaluación de las pesquerías es a menudo problemática, debido al hecho de que los parámetros de las poblaciones naturales son poco conocidos o desconocidos. La mayoría de las evaluaciones se limitan al aspecto biológico, ignorando en la mayoría de los casos los aspectos económicos y sociales de la pesca. En cuanto a la escasez

de los datos socio-económicos, este limitante se irá corrigiendo a través del tiempo; así, este vacío se llenará y la tendencia histórica que se utiliza actualmente para el diagnóstico de la pesquería será más precisa.

Las evaluaciones tienen en cuenta los datos suministrados por el usuario, lo que debería ser una imagen precisa del aspecto socio-económico del caso de estudio; por esta razón, en la actualidad se utiliza esta información para producir resultados que describen las consecuencias más probables después de cualquier

cambio en la estrategia de manejo que se proponga, es decir cambios en el esfuerzo de pesca, que se mide como la mortalidad por pesca (F) que es, en cierto sentido, equivalente a las mediciones directas de esa variable, y la edad de primera captura (t_c), misma que está ligada directamente a la luz de la malla o al tamaño de los anzuelos que se utilizan, lo que en las regulaciones de la actividad se expresa como talla mínima legal.

Por lo tanto, con el propósito de formular mejores opciones de administración, se realizó un meta-análisis de datos para así evaluar el desempeño de las pesquerías basado en el uso de un modelo de simulación (Chávez, 2005). En cada una de dichas opciones se utilizan datos históricos de la captura y los valores de los parámetros de población. Los costos asociados y los beneficios económicos de cada pesquería son tomados como referencia para el análisis bio-económico.

MÉTODO

El modelo FISMO (Fisheries Simulation Model) se basa en los principios generales de la evaluación de recursos pesqueros y en las ecuaciones tradicionales que usualmente se aplican en este procedimiento (Beverton & Holt, 1957; Cushing, 1968; Gulland, 1972; Hilborn & Walters, 1992; Sparre & Venema, 1997; Queen II & Deriso, 1999), con la diferencia de que en la simulación las ecuaciones y los resultados intermedios del proceso se encuentran vinculados entre sí. La evaluación de las poblaciones con el método que se propone se realiza con datos de captura en toneladas de peso fresco de los últimos quince años o, mejor aún, si se remontan hasta 1950, cuando se inician los registros estadísticos de la FAO. Los valores de los parámetros de la población pueden ser propios o tomados de FishBase (Froese & Pauly, 2011). El análisis permite examinar las tendencias en la mortalidad por pesca (F) a través del tiempo y las estimaciones de la biomasa de la población total. Los criterios utilizados para la evaluación de escenarios de pesca se basan en la F y en la edad de primera captura (t_c) en el nivel de rendimiento máximo sostenible (RMS), un punto de referencia extremo. Otro punto de referencia examinado es el de rendimiento económico máximo (MEY). Estos puntos de referencia se pueden determinar para cada uno de los valores de t_c examinados. Para calibrar el modelo, se hace una aproximación sucesiva de los valores de F aplicados a la captura estimada hasta que el valor de cada año coincida con el de la captura real.

Al examinar las tendencias en la mortalidad por pesca (F) a través del tiempo se pueden

hacer estimaciones de la biomasa de la población. Los criterios utilizados para la evaluación de escenarios de pesca se basan en cambios que el usuario haga en la F y en t_c . Otro punto de referencia que permite examinar es el F-económico para determinar el rendimiento económico máximo (F_{MEY}), es decir, el valor de la mortalidad por pesca o esfuerzo de pesca que genera las utilidades más altas.

Los valores de los parámetros de la población deben ser conocidos *a priori* y generalmente se toman de la literatura, o bien se determinan mediante la realización de muestreos dirigidos a ese propósito. Los datos de captura se obtienen de la FAO o bien de los registros estadísticos regionales mediante la aplicación de las ecuaciones derivadas de la relación peso-longitud y del modelo de crecimiento de von Bertalanffy, los datos de la captura, expresados en toneladas, son transformados a número de individuos por clase de edad en años, y a la biomasa por grupo de edad. La edad de primera captura se mantiene constante en el proceso de ajuste del modelo pero, para la evaluación de escenarios de explotación, se recurre a todos los valores de F y t_c factibles de aplicar y así, de la multitud de opciones que el modelo genera, se pueden definir las políticas de pesca más adecuadas. Para poder vincular la evolución de la población a través del tiempo es indispensable definir la cantidad de reclutas que habrá un año después, como resultado de la reproducción de los adultos en el año previo. Para estimar esa relación se aplica el modelo de reclutamiento de Beverton y Holt (1957) que define el número de reclutas de un año de edad en el tiempo $t+1$ a partir del número de adultos en el tiempo t . El número de adultos que contribuyen a la población se determina como la suma de todos los individuos de ambos sexos contados a partir de los animales maduros que no han sido reclutados a la pesquería; por esta circunstancia, los valores de la captura que genera el modelo, además de ser una función de la F , depende de t_c y ambas variables pueden ser modificadas durante el proceso de evaluación de las estrategias de explotación. De esta manera, durante el proceso de optimización y después de encontrar la combinación adecuada de F y de t_c , el valor de la captura simulada resultante puede llegar a ser mucho mayor que la de los datos reales. Lo mismo puede decirse de las utilidades, cuyos valores no son directamente proporcionales a los volúmenes de la captura.

El valor social máximo se determina de dos maneras, la primera es el nivel máximo de empleo o número máximo de pescadores. La segunda forma del enfoque consiste en evaluar

el beneficio máximo por pescador. Los valores económicos y sociales que se requieren para calibrar el modelo son el valor por kilo desembarcado, el número de pescadores por embarcación, el número de barcos y el número de días de pesca, todos de la última temporada de pesca; y aunque también son estimados para cada año durante el proceso de planificación, los valores económicos de la reconstrucción histórica son poco confiables porque no son reales; la importancia de esta variable reside en las estimaciones de los valores actuales y los de la simulación a futuro. Los costos se obtienen sumando el número de barcos/día, multiplicado por el número total de los días de pesca de la flota durante una temporada de pesca. Las utilidades se obtienen restando los costos totales del valor total de las capturas. Los costos y el valor están vinculados a la captura en el modelo de simulación, lo que permite poner a prueba todos los posibles escenarios de explotación que afectan la economía de la actividad en el llamado efecto de la población (Hannesson, 2007).

Para conocer el número de individuos de cada grupo de edad, el modelo parte del de reclutas a partir de cada valor inicial, pues es uno distinto para cada año; así, se aplica la ecuación de decaimiento exponencial en la que el número de sobrevivientes un año después depende del número existente en el año anterior multiplicado por e^{-Zt} , en donde e es la base de los logaritmos naturales y Z es el coeficiente de mortalidad total; es decir,

$$N_{t+1} = N_t e^{-Zt} \tag{1}$$

donde N_{t+1} es el número de peces de edad $t+1$ y N_t es el número de peces de edad t en cada uno de los grupos de edad reconstruidos. Con el uso de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy se determinan las longitudes promedio por cada grupo de edad. Estas longitudes se transforman a sus respectivos pesos mediante el uso de la ecuación que establece la relación peso-longitud:

$$W = aL^b,$$

donde, W = Peso total (g) y L = Longitud total (cm).

La estructura de edades de cada año se determina presuponiendo que el valor de la mortalidad natural (M) es constante (Fig. 1).

Para el ajuste de las variables del estado inicial, se define la abundancia por clase de edad ($N_{a,y}$) y, la abundancia específica de esa edad $N_a/\sum N_a$ se obtiene de la ecuación (1). En los años siguientes, la estructura por edades se define después de la estimación del número de reclutas de un año de edad. Estos valores

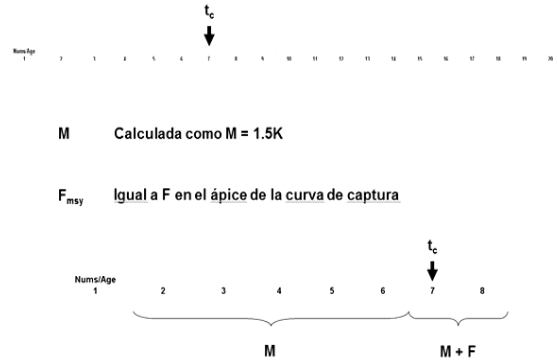


Figura 1. Etapas iniciales del cálculo según el modelo de simulación FISMO. Reconstrucción del vector inicial del número de individuos por grupo de edad.

se utilizan para calcular la captura por grupo de edad (Beverton & Holt, 1957) y se integran en el modelo de simulación FISMO.

$$Y_{a,y} = N_{a,y} \cdot W_{a,y} \frac{F_t}{F_t + M} (1 - e^{-(F_t + M)})$$

donde, $Y_{a,y}$ es la captura por edad de cada año y $N_{a,y}$ es el número de individuos a la edad a en el año y , $W_{a,y}$ es el peso equivalente a N_a , F es la mortalidad por pesca y M la mortalidad natural. Dadas las condiciones iniciales establecidas, los valores de $Y_{a,y}$ se ajustan mediante la variación del número inicial de reclutas y son vinculados a las ecuaciones descritas anteriormente hasta que la condición de la ecuación siguiente se cumple,

$$\sum_a^{\lambda} Y_{a,y} = Y_{y(REC)}$$

donde $Y_{a,y}$ es el rendimiento registrado durante el año y , y $Y_{y(REC)}$ es la captura en la población simulada, a es el primer año y λ es el último año que viven los individuos más viejos en la población explotada, determinada por la longevidad que se estima como $t\lambda = 3/K$, donde K es la constante de crecimiento de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy; su valor se encuentra suponiendo una esperanza de vida razonable (L_{∞}) que, al hacer algunas transformaciones de la ecuación de von Bertalanffy, se llega a la igualdad antes mencionada.

El uso de la ecuación de captura se aplica para cada año y grupo de edad en la serie temporal analizada (Fig. 2a, b). Para la estimación de la mortalidad natural (M) es adoptado el criterio propuesto por Jensen, ahora conocido como una de las invariantes de Beverton (Jensen 1996, 1997), en donde $M = 1.5 * K$. Las estimaciones de la biomasa de la población y

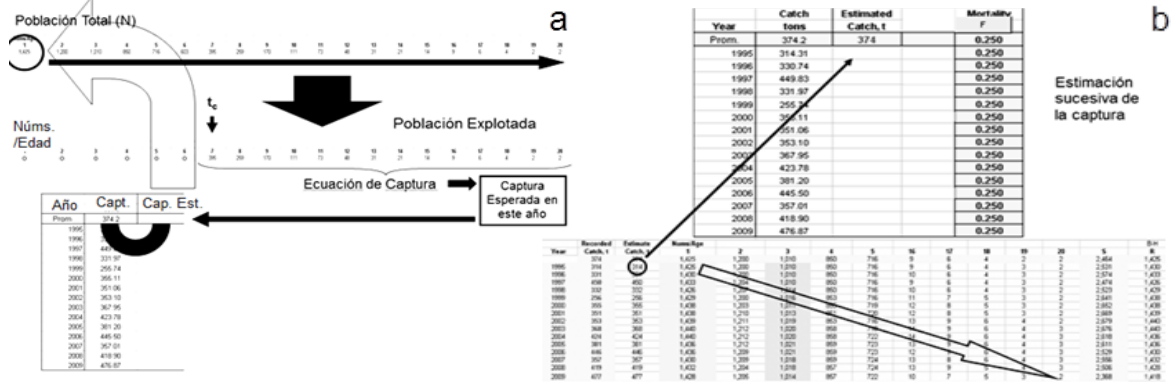


Figura 2. a) Determinación del número de individuos en los grupos de edad de donde se evalúa la porción de la población explotada, a partir de la edad de primera captura (t_c). Con la aplicación sucesiva de la ecuación de captura se reconstruyen los grupos de edad en el modelo, para determinar los valores de la F ; b) Calibración del modelo con base en la captura de cada año y cálculo de la captura estimada ajustándola mediante la aplicación sucesiva de valores de F , hasta igualar los valores de la captura registrada y la estimada por el modelo.

Figure 2. a) Determination of the number of individuals in age groups where the portion of the exploited population is evaluated, from the age of first capture (t_c). With the successive application of the equation, age groups are rebuilt in the model, to determine the values of F ; b) Calibration of the model based on each year capture and the calculation of the estimated capture adjusted with the successive application of the F values, until the values of the recorded and estimated capture are matched by the model.

la tasa de explotación $E = [F/(M+F)]$ se deben hacer para cada clase de edad en cada año analizado. Estos valores se comparan con el valor de E en el nivel de F_{RMS} , que corresponde a la tasa de explotación máxima de que una pesquería alcanza antes de que el recurso esté sobreexplotado. Entonces, se hace un diagnóstico de en cuales años la captura ha estado por debajo o por encima del nivel de RMS , proporcionando una manera fácil de recomendar ya sea un nuevo aumento o disminución de la F , o bien de un aumento (o reducción) de la luz de las mallas.

La abundancia anual de cohortes ($N_{a,y}$) debe provenir de edades mayores que la edad de madurez y se utiliza para estimar la abundancia anual de adultos (S_y) a lo largo de los años, mientras que la abundancia del grupo de edad inicial (N_1) se iguala con el número de reclutas (R_y). La relación parentela-progenie se evalúa mediante el uso de una versión ligeramente modificada del modelo de Beverton y Holt (1957) de la forma:

$$R_{y+1} = \frac{a S_o S_y}{S_y + b S_o} \quad (3)$$

donde R_{y+1} es el número de reclutas de un año de edad en el año $y+1$, S_y es el número de adultos en el año y , que también es el número máximo de adultos en la población; a' y b' son los parámetros modificados a partir del modelo original, donde a' es el número máximo de reclutas y b' es el valor de la pendiente inicial de la línea de reclutamiento que se mantiene constante a través de la simulación (Fig. 3). Al transformar los números de individuos por gru-

po de edad a sus pesos respectivos, se aplica la ecuación de captura para obtener los valores de la captura estimada.

Entre los resultados que se obtienen con el uso de este modelo, las evaluaciones realizadas indican que para una combinación de valores de t_c y de F el rendimiento estimado describe una superficie de respuesta en forma de cúpula; si se toma un solo valor de t_c y se observa la respuesta de la población, el rendimiento se muestra como una curva como en la Fig. 4a; la curva que describe el número de empleos en función de la F es una línea con la misma tendencia que la de la captura potencial; la razón beneficio/costo es una curva que declina conforme la F aumenta (Fig. 4b). En general, el nivel de RMS se alcanza con un valor de F más alto que en el caso del MEY . En las pesquerías de alto valor, como la langosta, este valor generalmente coincide con el de RMS en la misma F .

Para el análisis económico del recurso es necesario alimentar el modelo con datos como el número de días de pesca que dura cada temporada en promedio, el número de embarcaciones y el número de pescadores por embarcación. Los costos totales se obtienen multiplicando los costos/barco/día por el número total de barcos en operación. Idealmente, las estimaciones de los datos económicos son hechas después de examinar la bitácora de pesca de un viaje comercial 1997 (Mora, 1997).

El valor social máximo se puede determinar de dos maneras, la primera es el nivel de máximo empleo (el número máximo de pescadores). La segunda es el beneficio máximo por

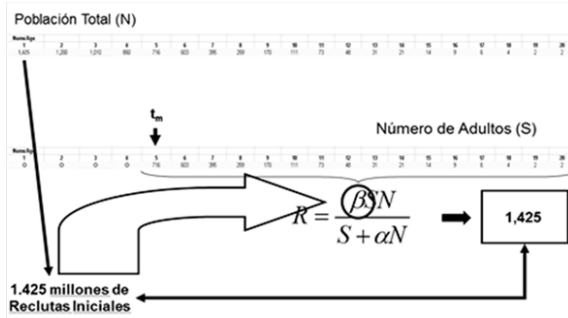


Figura 3. Con el número total de adultos, a partir de la edad de primera captura (t_c) de cada año se estima el de reclutas, con ayuda del modelo de reclutamiento de Beverton y Holt (1957).

Figure 3. With the total number of adults, from the age of first capture (t_c) for each year, the recruitment number is estimated aided with the recruitment model of Beverton and Holt (1957).

pescador. Los valores económicos y sociales como datos de entrada fueron el valor por kilo desembarcado y el número de pescadores durante la última temporada de captura. Es deseable utilizar una serie más larga de datos económicos, pero estas variables aún no se recopilan de manera sistemática como los de la captura y por lo pronto la estimación que se haga reconstruye aproximadamente la historia económica de la pesquería, con el riesgo de incurrir en errores importantes, los que dejan de serlo en el momento en el que se tiene un diagnóstico de la situación actual como base para la administración futura del recurso.

Los beneficios se determinan al restar los costos totales del valor total de la captura. Los costos y el valor se vinculan a la captura y a las demás variables del modelo. Las poblaciones se evalúan mediante la reconstrucción de la estructura de edades de cada una durante los 15 ó 50 años de los datos analizados, según la versión del modelo que se esté utilizando. La captura potencial, los beneficios, los empleos directos y las ganancias por pescador, se estiman bajo los escenarios que se busquen, cambiando la F y la t_c . De esta manera, es posible probar la respuesta de las variables socio-económicas de cada pesquería con referencia al RMS y al MEY .

En este contexto, los beneficios se obtienen al restar los costos totales del valor total de la captura; los costos y el valor se vinculan a la captura y a las demás variables del modelo. Las poblaciones se evalúan mediante la reconstrucción de la estructura de edades de cada uno de los años analizados. La captura potencial, los beneficios, los empleos directos y las ganancias por pescador, se pueden estimar en un sin número de escenarios cambiando la F y la t_c . De esta manera es posible probar la

respuesta de las variables socio-económicas de cada pesquería con referencia al RMS y al MEY .

Evaluación y diagnóstico del recurso. Al comparar los volúmenes de pesca bajo los escenarios RMS y MEY , el rendimiento en el primero de ellos es igual o mayor, pero nunca inferior al que se puede obtener con el MEY (Fig. 4a).

En los resultados que genera el modelo tiene una opción gráfica en forma de superficie de respuesta, en la que las variables biológicas y socioeconómicas que genera se pueden visualizar de modo tridimensional, no solo en la forma de bidimensional como las que se presentan en la Fig. 4 A, B, con la única restricción de ser menos fáciles de interpretar; a vía de ejemplo, en la Fig. 5 se presentan seis de ellas, donde al aplicarlas a casos particulares, con frecuencia se puede observar que las pesquerías se explotan en condiciones alejadas de las óptimas.

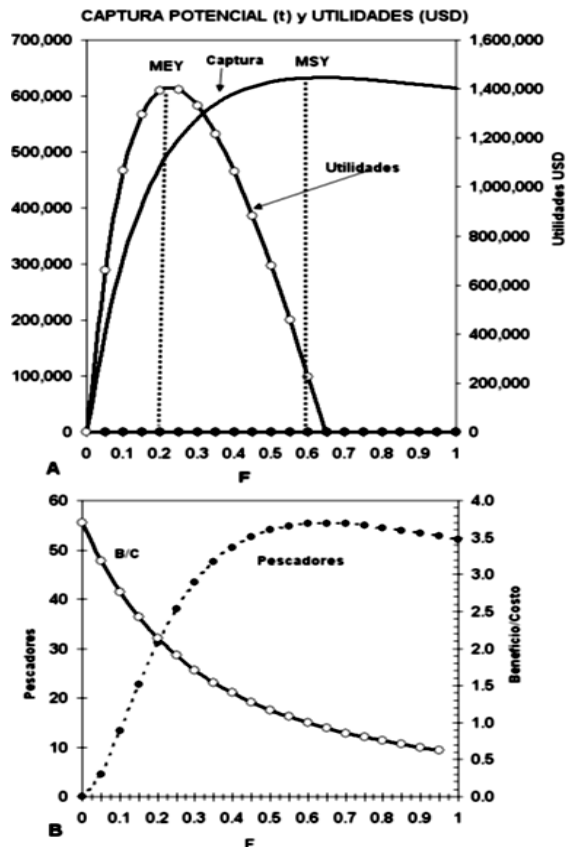


Figure 4. A. Captura y utilidades potenciales. B. Razón Beneficio/Costo y empleos directos (número de pescadores).

Figure 4 A. Capture and potential utilities. B. Benefits/cost ratio and direct employments (number of fishermen).

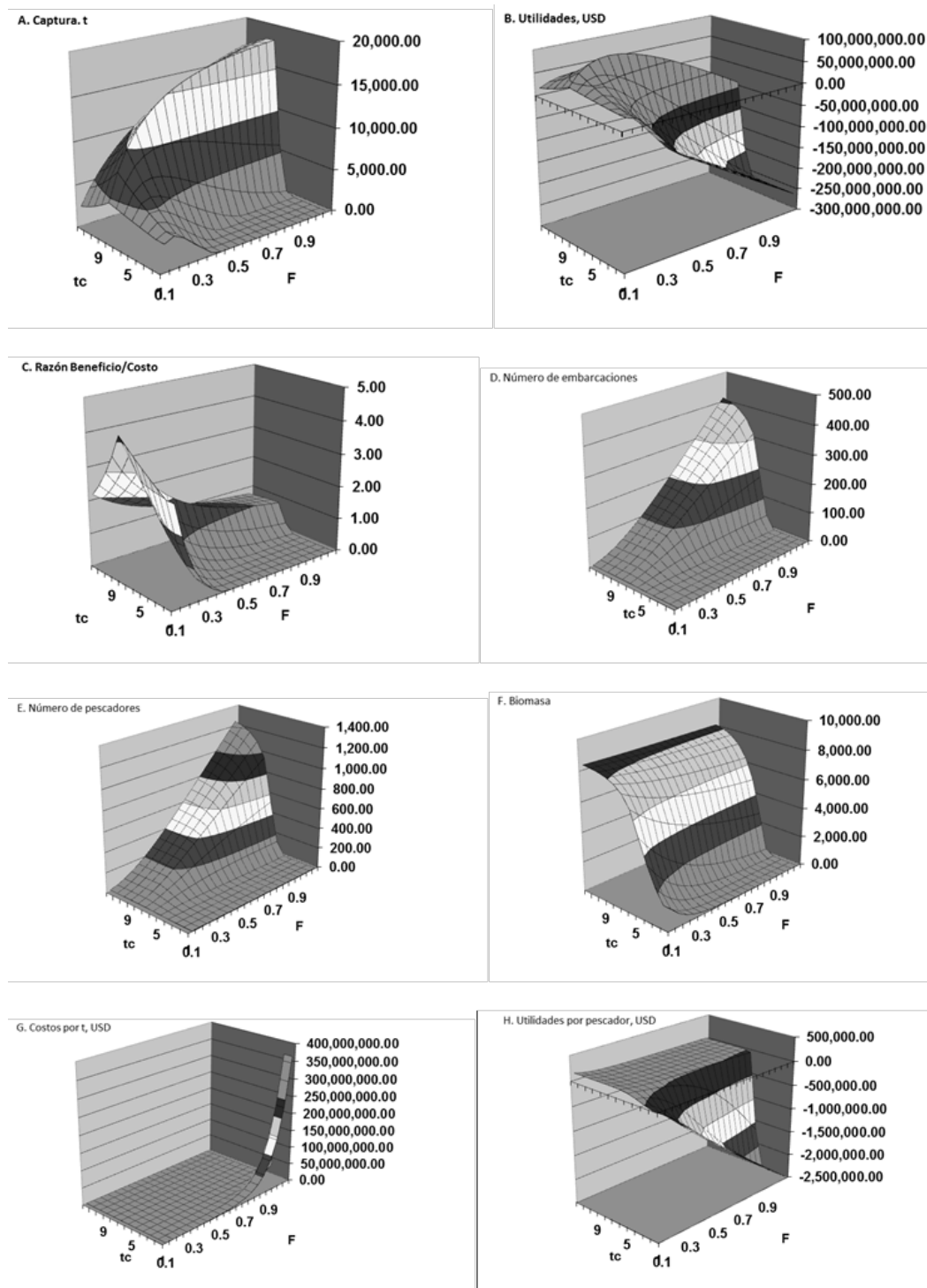


Figura 5. Superficies de respuesta de ocho variables socioeconómicas que proporciona el modelo FISMO en función de la edad de primera captura y de la mortalidad por pesca, como opciones múltiples para el manejo de las pesquerías. A, B, C: Camarón azul, Sinaloa. D, E, F, G, H: Abulón azul, Baja California.

Figure 5. Surface plot of response from eight social-economical variables that the FISMO model yields, in function of the age of first capture and of the mortality by fishing, as multiple options for the management of fisheries. A,B,C: Blue shrimp, Sinaloa. D, E, F, G, H: Blue abalone, Baja California.

Las utilidades. El rendimiento económico es una variable que depende de la disponibilidad del recurso, que determina una amplia variedad de situaciones directamente asociadas a las utilidades y con frecuencia se pone en evidencia la falta de utilidades cuando se evalúa el rendimiento en el escenario de *RMS*, lo cual hace notar la fragilidad de algunas pesquerías. Por ejemplo, en el caso de la sardina, los camarones azul y blanco del Golfo de California (Fig. 6), no hay utilidades cuando se encuentran bajo el escenario de *RMS*, pues aunque la captura sea elevada, los costos de la explotación imponen un límite a las faenas de pesca y las hacen incosteables. El escenario de *MEY* normalmente se encuentra en intensidades de pesca con valores de la *F* más bajos que en el escenario de *RMS*; esto es una clara ventaja desde el punto de vista de la conservación del recurso, pues si se adopta con objetivo de manejo, el riesgo de sobre explotar las pesquerías es aún menor.

En conclusión, los resultados sugieren que, con frecuencia el rendimiento máximo sostenible (*RMS*) se alcanza con niveles más altos de la mortalidad por pesca, con respecto al nivel de rendimiento económico máximo (*MEY*); este último permite obtener mejores utilidades que el beneficio económico a nivel de *RMS*. En consecuencia, elegir el nivel de *MEY* es más conveniente como estrategia de manejo, porque es frecuentemente más rentable y porque hace menos probable el riesgo de sobre explotar las pesquerías, pues se encuentra en niveles más bajos de la *F* que en el primer caso.

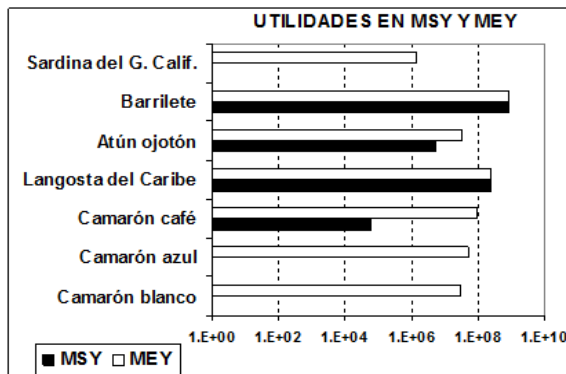


Figura 6. Utilidades (USD) de la explotación bajo los escenarios de *RMS* y de *MEY* de siete pesquerías elegidas del Pacífico mexicano. Es más probable obtener utilidades bajo el escenario *MEY* que en el de *RMS*. En este último caso, bajo ese nivel de *F* no hay utilidades, como se observa en el caso de la sardina y en dos especies de camarón.

Figure 6. Utilities (USD) of the exploitation under the *RMS* and *MEY* scenarios of seven fisheries chosen from the Mexican Pacific. Its more likely to obtain utilities under the *MEY* than the *RMS* scenario. In the latter case, this *F* value shows no utilities, as observed in the cases of sardine and two shrimps species.

DISCUSIÓN

Una vez que se ajustan los datos de entrada, deberá ser factible,

A. Desarrollar una tabla de escenarios de pesca y discutir sus pros y sus contras, donde la mayoría de las posibles consecuencias de los puntos de vista biológicos, económicos y sociales esperados después de la aplicación de una estrategia de pesca dado (*F*) y una cierta *t_c*, deberán en conjunto estar orientados a obtener la mayor captura, los beneficios máximos totales, o los beneficios máximos por pescador. El número máximo de pescadores depende del valor del *RMS* que se estime. Esta opción puede ser un procedimiento adecuado para planificar y aplicar las opciones de gestión dirigidas a la conservación y a la explotación sustentable de la pesca (Gulland & Boerema, 1973; Deriso, 1987; Sissenwine & Shepherd, 1987; Quinn et al., 1990; Hildden, 1993; Leaman, 1993; Mace & Sissenwine, 1993; Thompson, 1993; Mace, 1994; Chen, 1997; Griffiths, 1997; Grafton et al., 2007).

B. Evaluar las estrategias óptimas de pesca en función del *RMS*, *MEY*, u otros escenarios de explotación elegidos como posibles objetivos de la pesquería. Esto permitirá determinar,,

- Desde el punto de vista de la captura:
- El volumen máximo de captura que es factible obtener en una pesquería sostenible.
 - El volumen de la captura máxima.

- Desde el punto de vista social:
- El número máximo de pescadores que participen en una pesquería sustentable.
 - El número máximo de pescadores a autorizar en la siguiente temporada de pesca.
 - Las condiciones que permitan asegurar una actividad pesquera rentable y saludable.

- Desde el punto de vista socioeconómico:
- La magnitud del esfuerzo pesquero requerido para maximizar las ganancias.
 - El número óptimo de pescadores a corto y largo plazo.
 - El esfuerzo pesquero máximo posible de lograr, antes de alcanzar el nivel de equilibrio económico (beneficio/costo = 1) y el de la crisis económica.

- Desde el punto de vista biológico y de la conservación del recurso:
- La magnitud del esfuerzo pesquero máximo a autorizar para asegurar la conservación de la pesquería.
 - La intensidad crítica de la pesca; o sea, el límite de la intensidad de pesca que no se debe sobrepasar.

- Los requisitos para proponer un plan de gestión basado en la identificación de objetivos de la pesca que generen las políticas de explotación más convenientes, en función de los máximos beneficios económicos y sociales.

Con el fin de ilustrar las tendencias de las capturas, la biomasa del stock, los beneficios, y el costo por tonelada, se preparó la Fig. 7. En el gráfico inferior de ella, se indican el número de pescadores, el de embarcaciones y la relación B/C. Para ilustrar el ejemplo teórico, se muestran tres opciones de gestión, que se indican con líneas verticales, identificadas en el gráfico superior con las letras A, B, y C. Aquí, cada variable muestra su valor en la intersección con la línea vertical; la letra C indica el “estado actual” de la pesquería, que en el ejemplo corresponde a una pesquería sobreexplotada (Grafton *et al.*, 2010, 2012); es evidente que el esfuerzo de pesca excesiva ha movido la acción más allá de su producción máxima (situada a nivel del ápice de la línea de captura) y ahora la captura se encuentra en un nivel más bajo.

La letra B indica el valor F y la producción en el nivel de RMS ; aquí, la biomasa de la población está en su nivel más alto y la pesquería produciría el rendimiento máximo; con el fin de mover la pesquería del nivel C al nivel de B, sería necesario reducir F de 0.36 a 0.25.

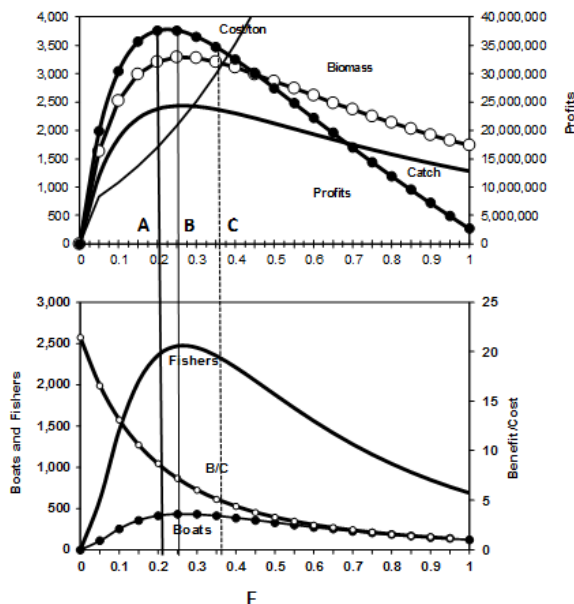


Figura 7. Ejemplo de programación dinámica que se produce con ayuda de un modelo de simulación, donde se muestran las variables bio-económicas útiles para la gestión de una pesquería.

Figure 7. Example of dynamic programming produced with the aid of a simulation model, where the useful bio-economical variables for the management of the fishery are shown.

La letra A corresponde al valor de F en el nivel de MEY , con una presión de pesca incluso inferior (de $F = 0.21$); bajo este escenario se podrían obtener las máximas ganancias con una captura algo menor, pero la condición de una pesquería sostenible sería garantizada. Un inconveniente relativo de esta opción es que el número de pescadores tendría que reducirse. Por las razones explicadas, la selección del MEY como un objetivo de la pesca parece ser la mejor opción para garantizar una actividad pesquera sustentable.

Consideraciones finales. El uso de la información bio-económica, junto con la evaluación tradicional de la biomasa de la población utilizando los registros de captura y datos de muestreo biológico, tiene el atractivo de que puede ser capaz de ofrecer una variedad mucho más amplia de opciones de manejo a los administradores pesqueros, útil para la evaluación de la pesquería con un buen sustento para la toma de decisiones, no sólo desde el punto de vista biológico, sino también para garantizar la posibilidad de interactuar con los pescadores y para explicarles las razones de sus decisiones en un proceso real de gestión conjunta.

El modelo propuesto aquí permite la prueba de tantas posibilidades de explotación como la pesca y los datos lo permitan, en un ejercicio de programación dinámica que puede proporcionar respuestas a preguntas lógicas como ¿Qué pasará con la biomasa del stock y del rendimiento económico si la talla de primera captura se incrementa? ¿Cuáles serán las consecuencias biológicas y económicas si se duplica el esfuerzo de pesca? ¿Cuál es el esfuerzo máximo que puede soportar la pesquería y dejar de ofrecer beneficios de por lo menos el 10 por ciento por encima de los costos? y ¿Cuáles son las expectativas económicas de la próxima temporada si aumenta el costo de los combustibles en una proporción determinada? Estas y muchas otras preguntas se pueden contestar por el modelo.

Al margen de la reciente tendencia que propone orientar el manejo de las pesquerías en el contexto del ecosistema (Pikitch *et al.*, 2004), el enfoque analítico aquí enfatizado debe ser más preciso y depurado. Se considera que los procedimientos tradicionales de evaluación de poblaciones están lejos de ser capaces de responder a todas las preguntas mencionadas en el párrafo anterior, con excepción de la primera. Por esta razón, se considera que el uso de la información económica como parte de la evaluación de la población deberá convertirse en la evaluación bio-económica de las pesquerías que, en un futuro próximo, se espera sea un procedimiento de uso cotidiano para apoyar

la toma de decisiones en la gestión de la pesca y garantizar que las pesquerías se vuelvan realmente sustentables. Un apropiado régimen de captura reducirá la mortalidad de juveniles (Froese *et al.*, 2008) permitirá que la biomasa del recurso llegue al máximo nivel aceptable y contribuirá a estabilizar los volúmenes de captura (Shin *et al.*, 2005); asimismo, propiciará un balance apropiado en la trama trófica de la que forme parte la población con relativos beneficios para el ecosistema (Pikitch *et al.*, 2004).

LITERATURA CITADA

Beverton, R. J. H. & S. J. Holt. 1957. *On the dynamics of exploited fish populations. Fishery Investigations*, London, Series 2, 19, 533 p.

Chávez E. A. 2005. FISMO: A Generalized Fisheries Simulation Model. 659-681. *In*: Kruse, G.H., V.F. Gallucci, D.E. Hay, R.I. Perry, R.M. Peterman, T.C. Shirley, P.D. Spencer, B. Wilson & D. Woodby (eds.). *Fisheries assessment and management in data-limited situations*. Alaska Sea Grant College Program, University of Alaska Fairbanks.

Cushing DH. 1968. *Fisheries Biology, a Study in Population Dynamics*. The University of Wisconsin Press. 200 p.

Froese, R., A. Stern-Pirlot, H. Winker & D. Gascuel. 2008. Size matters: How single-species management can contribute to ecosystem-based fisheries management. *Fisheries Research*, 92: 231-241.

Froese, R. & D. Pauly (Ed.). 2011. FishBase. World Wide Web electronic publication.
<http://www.fishbase.org>, version (08/2011).

Grafton, R.Q., T. Kompas & R. Hilborn. 2007. Economics of Overexploitation Revisited. *Science*, 7(318):1601-1635.

Grafton, R., T. Kompas, L. Chu & N. Che. 2010. Maximum economic yield. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 54: 273-280.

Grafton Q.R., T. Kompas, T.N. Che, L. Chu & R. Hilborn. 2012. B_{MEY} as a fisheries management target. *Fish and Fisheries*, 13: 303-312.

Gulland, J.A. 1972. The analysis of Data and Development of Models. 67-95. *In*: J.A. Gulland (Ed.) *Fish Population Dynamics*. Wiley-Interscience. 372 pp.

Hannesson, R. 2007. A Note on the “Stock Effect”. *Marine Resource Economics*, 22: 69-75.

Hilborn, R.J. & C.J. Walters. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment*. Chapman & Hall.

Jensen, A.L. 1996. Beverton and Holt life history invariants result from optimal trade off of reproduction and survival. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 820-822.

Jensen, A.L. 1997. Origin of the relation between K and Linf and synthesis of relations among life history parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 987-989.

Pikitch, E.K., C. Santora, E.A. Babcock, A. Bakun, R. Bonfil, D.O. Conover, P. Dayton, P. Doukaskis, D. Fluharty, B. Heneman, E.D. Houde, J. Link, P.A. Livingston, M. Mangel, M.K. McAllister, J. Pope & K.J. Sainsbury. 2004. Ecosystem-based fishery management. *Science*, 305: 346-347.

Queen, T.J. & R.B. Deriso. 1999. *Quantitative Fish Dynamics*. Oxford University Press. 542 p.

Shin, Y.J., M.J. Rochet, S. Jennings, J.G. Field & H. Gislason. 2005. Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 384-396.

Sparre, P. & S.C. Venema. 1992. *Introduction to tropical fish stock assessment*. Part 1. Manual FAO Fisheries Technical paper, 306 (1): 1-376.

APÉNDICE

Recursos evaluados con el modelo FISMO.

Como resultado de los estudios realizados se han publicado artículos científicos (copias de los mismos se pueden proporcionar a quien lo solicite) de las pesquerías mencionadas a continuación:

Especie	Región	Referencia*
Abulón azul (<i>Haliotis fulgens</i>)	Baja California	27
Atún patudo (<i>Tunnus obesus</i>)	Océano Pacífico	14
Barrilete (<i>Katsuwonus pelamis</i>)	Océano Pacífico	8
Calamar gigante (<i>Dosidicus gigas</i>)	Golfo de California	31
Camarón blanco (<i>Penaeus vannamei</i>)	Golfo de Nicoya, C. R.	29
Camarón blanco (<i>Penaeus vannamei</i>)	Sinaloa	11
Camarón café (<i>Penaeus californiensis</i>)	Bahía Magdalena, BCS	15, 20
Camarón de roca (<i>Sicyonia penicillata</i>)	Sonora	24
Caracol rosado (<i>Strombus gigas</i>)	Caribe	2, 3, 17
Huachinango del Pacífico (<i>Lutjanus peru</i>)	Pacífico	19
Langosta del Caribe (<i>Panulirus argus</i>)	Caribe	5, 10, 23
Langosta roja (<i>Panulirus inflatus</i>)	Baja California	16
Mero (<i>Epinephelus morio</i>)	Sonda de Campeche	12
Pepino de mar (<i>Isostichopus fuscus</i>)	Golfo de California	21
Pepino de mar (<i>Parastichopus parvimensis</i>)	Baja California N-O	18, 28
Peto (<i>Scomberomorus cavalla</i>)	Veracruz	1, 7
Pulpo (<i>Octopus maya</i>)	Sonda de Campeche	6
Rabirrubia (<i>Lutjanus synagris</i>)	Sonda de Campeche	31
Sardina (<i>Sardinops caeruleus</i>)	Golfo de California	13, 26
Sierra (<i>Scomberomorus maculatus</i>)	Veracruz	1, 4
Totoaba (<i>Totoaba macdonaldi</i>)	Alto Golfo de California	22

REFERENCIAS

*Las referencias indicadas a continuación corresponden únicamente a este apéndice. Se incluye también la referencia correspondiente a la descripción del modelo de simulación (Chávez, 2005).

- Chávez, E. A. 1981 Toward a rational management of western Gulf of Mexico shore fisheries. 2018 – 2023, In: G. E. Lasker (Ed.) *Applied Systems and Cybernetics*, Pergamon Press, IV..
- Chávez, E. A. 1990. *An assessment of the queen conch (**Strombus gigas**) of Chinchorro Bank, México*. Gulf Caribb. Fish. Inst. 43th Ann. Meeting, Miami FL.
- Chávez, E. A. 1994. An assessment of the queen conch (*Strombus gigas*) stock of Chinchorro Bank, Mexico. 487-497, In: Goodwin, M.H. & G.T. Waugh (Eds.), Proc. 43 Ann. Sess. Gulf Caribbean Fisheries Institute.4.
- Chávez, E. A., 1994. Simulación de la pesquería de sierra (*Scomberomorus maculatus*) del Golfo de México. *Revista de Investigaciones Marinas*, 15(3): 209-217.
- Chávez, E. A. 2001. Policy design for the spiny lobster (*Panulirus argus*) management of the Meso American Barrier Reef System. *Crustaceana*, 74(10): 1119-1137.
- Chávez, E. A. 1998. Estrategias óptimas de explotación del pulpo de la Sonda de Campeche, México. *Hidrobiológica*, 8(2): 97-105.
- Chávez, E. A. & F. Arreguín-Sánchez, 1995. Optimizing yields of the king macker-

- el (*Scomberomorus cavalla*) fishery of the west and southern Gulf of Mexico. *Scientia Marina*. 59(3-4): 629-636.
8. Chávez, E. A. 2003. Assessing fishing capacity of the Eastern tropical Pacific fleet of skipjack tuna. 281-288. In: Pascoe and Gréboval (eds.), *Measuring Capacity in Fisheries*. FAO Technical Fisheries Paper No 445, 314 pp. FAO, Rome.
 9. Chávez, E. A. 2005. FISMO: A Generalized Fisheries Simulation Model. 659-681. In: Kruse, G.H., V.F. Gallucci, D.E. Hay, R.I. Perry, R.M. Peterman, T.C. Shirley, P.D. Spencer, B. Wilson, y D. Woodby (eds.), *Fisheries assessment and management in data-limited situations*. Alaska Sea Grant College Program, University of Alaska Fairbanks.
 10. Chávez, E. A. 2008. Socio-economic assessment for the management of the Caribbean spiny lobster. *Proc. 60th Gulf Caribbean Fisheries Institute*. 193-196.
 11. Chávez, E. A. & L. C. Almendárez-Hernández. 2008. Evaluación bioeconómica de la pesquería de camarón blanco en el sur de Sinaloa. 85-86, In: *IV Foro Científico de Pesca Ribereña*, Instituto Nacional de la Pesca. Acapulco, México. .
 12. Chávez, E.A. & A. Chávez-Hidalgo. 2008. Evaluación bioeconómica de la pesquería del mero del Caribe en la plataforma yucateca. 81-82, In: *IV Foro Científico de Pesca Ribereña*, pp.. INP, México.
 13. Chávez, E. A. & A. Chávez-Hidalgo. 2013. The sardine fishery of the Gulf of California. *Calcofi Reports*,54: 205-214.
 14. Chávez, E.A., F.D. Escobar-Toledo & S. Ortega-García. 2013. Optimum harvesting scenarios for the management of the big-eye tuna (*Thunnus obesus*) at the Eastern Pacific Ocean. *Rev. Mar. Biol.Oceanog.*, 48(2): 235-243.
 15. Chávez, E. A. & S. García-Martínez. 2006. Evaluación bioeconómica de la pesquería de camarón café de Bahía Magdalena, México. 97-98, In: *III Foro Científico de Pesca Ribereña*. Instituto Nacional de La Pesca, México.
 16. Chávez, E.A. & M. Gorostieta. 2010. Bio-economic assessment of the spiny lobster fisheries of Baja California, Mexico. *CALCOFI Rep.*, 51: 153-161.
 17. Chávez, E.A., & S.C. Mora. 2010. Conceptual Framework for Estimating Annual Quotas in Mexican Queen Conch (*Strombus gigas*) Fisheries. 376-382, In: *Proc. 62th Gulf Caribbean Fisheries Institute* Nov. 2009. .
 18. Chávez, E.A., M.L. Salgado-Rogel & J. Palheiro-Nayar. 2011. Stock assessment of the warty sea cucumber fishery (*Parastichopus parvimensis*) of NW Baja California. *CALCOFI Rep.*, Vol. 52: 136-147.
 19. Díaz-Urbe, J. G., E. A., Chávez & J. Elorduy-Garay. 2004. Evaluación de la pesquería del huachinango (*Lutjanus peru*) en el suroeste del Golfo de California. *Ciencias Marinas*, 30(4): 561-574.
 20. García-Martínez, S. & E. A. Chávez. 2007. La Pesquería de camarón en Puerto San Carlos, Bahía Magdalena; una perspectiva socioeconómica. 277-287. In: *Estudios Ecológicos en Bahía Magdalena*. CICIMAR La Paz, Baja California Sur.
 21. Herrero- Pérezrul, M. D. & E. A. Chávez. 2005. Optimum fishing strategies for *Isostichopus fuscus* (Echinodermata: Holothuroidea) in the Gulf of California, Mexico. *Rev. Biol. Trop.* (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744) 53 (Suppl. 3): 357-366.
 22. Lercari, D. & E. A. Chávez. 2007. Possible causes related to historic stock depletion of the totoaba: *Totoaba macdonaldi* (Perciformes: Sciaenidae) endemic to the Gulf of California. *Fisheries Research*, 86(2007): 136-142.
 23. Ley-Cooper, K. & E.A. Chávez, 2010. Bio-economic Modelling Applied to a Spiny Lobster Fishery of the Northwestern Caribbean. 148-159, In: *Proc. 62th Gulf Caribbean Fisheries Institute* Nov. 2009. .
 24. López Martínez, J., F. Arreguín-Sánchez, M. O. Nevárez-Martínez, R. Morales Aspitia, E. A. Chávez & E. Alcántara-Razo. 2002. Aspectos biológicos y pesqueros del camarón de roca *Sicyonia penicillata* (Lockington) del Golfo de California. Vol. 1: 1-11. In: M. E.Hendrickx (ed.) *Contribuciones al Estudio de los Crustáceos del Pacífico Este*. ICML, UNAM, 250 p.
 25. López-Martínez, E. A. Chávez, S. Hernández-Vázquez & E. Alcántara-Razo. 2000. Potential yield of a rock shrimp stock, *Sicyonia penicillata* of the northern Gulf of California. *Crustaceana*, 72(6): 581-590.

26. Nevárez-Martínez M., E. A. Chávez, M. A. Cisneros-Mata & D. Lluch-Belda. 1999. Modeling of the Pacific sardine *Sardinops caeruleus* fishery of the Gulf of California, Mexico. *Fisheries Research*, 41(1999): 276-286.
27. Ponce-Díaz G., E. A. Chávez & M. Ramade-Villanueva. 2000. Evaluación de la pesquería de abulón azul *Haliotis fulgens* en Bahía Asunción, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas*, 26(3): 393-412.
28. Salgado-Rogel, M.L., J.S. Palleiro-Nayar, E.A. Chávez, D. Aguilar-Montero, I. Ortega-Salgado & J. L. Rivera-Ulloa. 2013. La pesquería y el manejo del pepino de mar *Parastichopus parvimensis* en la costa occidental de Baja California. 33-55, In: J.S. Palleiro-Nayar (compilador). *Recursos bentónicos de Baja California: erizo y pepino de mar*. Instituto Nacional de la Pesca, México.
29. Tabash, F. & E. A. Chávez. 2006. Optimizing harvesting strategies of the white shrimp fishery of the Gulf of Nicoya, Costa Rica. *Crustaceana*, 79(3): 327-343.
30. Torres, R. y E. A. Chávez. 1987. Evaluación y diagnóstico de la pesquería de rubia (*Lutjanus synagris* (L)) en el Estado de Yucatán. *Ciencias Marinas*, 13(1): 7-29.
31. Velázquez-Abunader, J. I. & E. A. Chávez. 2008. Evaluación bioeconómica de la pesquería de calamar gigante (*Dosidicus gigas*) en el Golfo de California. 83-84, In: *IV Foro Científico de Pesca Ribereña, Instituto Nacional de la Pesca*. Acapulco, México.