

## Development of a stochastic bioeconomic model for the red octopus fishery on the Yucatan Peninsula: Implications for management

## Desarrollo de un modelo bioeconómico estocástico para la pesquería del pulpo rojo en la península de Yucatán: Implicaciones para el manejo

Jesús Jurado-Molina<sup>1\*</sup>, Jessica Johana García-Meléndez<sup>2</sup>, Miriam Cortes-Salgado<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Global Grupo de Gestión e Investigación en Ciencias y Tecnologías Marinas, Ambiente, Desarrollo Social y Alimentación A. C., Flamings 510 Int. 8, entre Río Pánuco y Ferrocarrilera, Col. Ferrocarrilera, Mazatlán 82128, Sinaloa, Mexico.

<sup>2</sup> Instituto de Ciencias del Mar y Limnología-Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, Coyoacán 04510, Mexico City, Mexico.

\* Corresponding author. E-mail: jjurado@uw.edu

**ABSTRACT.** Although much effort has been dedicated to the management of the red octopus fishery on the Yucatan Peninsula (Mexico), managers have yet to incorporate economic aspects to ensure sustainable and profitable exploitation of this fishery resource. We developed a bioeconomic model that incorporated the uncertainty for the  $r$  and  $K$  parameters. We fit 3 models (Schaefer, Fox, and Pella–Tomlinson) to abundance index survey data and used the Akaike information criterion for model selection. The best fit corresponded to the Schaefer model. We built deterministic and stochastic versions of the Gordon–Schaefer model. Economic data (costs and prices) were determined from interviews with fishermen. To estimate the posterior distributions of parameters and indicators, we used Bayesian methods with Markov chain Monte Carlo (MCMC) simulations. The deterministic results suggested that the maximum sustainable income was Mex\$851.70 million, with a fishing effort of 3,650 fishing boats, while the maximum sustainable profit was \$390.8 million, with a fishing effort of 2,472 fishing boats. The equilibrium point corresponded to an effort of 4,945 fishing boats. Regarding the stochastic model, the MCMC simulation results suggest that the maximum sustainable income distribution was not normal; its average was \$856.1 million (SE 1.8) and the most likely value was \$849.50 million. The most likely fishing effort at equilibrium was 4,970 fishing boats. Our results suggest the fishery could be operating close to the economic equilibrium point; if this is the case, fishing effort must decrease in order for annual profit to increase. Our approach will help make periodical re-evaluations of the fishery and establish management strategies to ensure the profitable and sustainable exploitation of the red octopus on the Yucatan Peninsula.

*Key words:* red octopus, bioeconomic model, uncertainty, Markov chain Monte Carlo, Gordon-Schaefer.

**RESUMEN.** A pesar del gran esfuerzo dedicado al manejo de la pesquería de pulpo rojo en la península de Yucatán (México), las autoridades pesqueras aún necesitan incorporar aspectos económicos para asegurar la explotación sostenible y rentable de este recurso. Desarrollamos un modelo bioeconómico que incorporó la incertidumbre de los parámetros  $r$  y  $K$ . Ajustamos 3 modelos (Schaefer, Fox y Pella-Tomlinson) a los datos de índice de abundancia de campañas de muestreo y utilizamos el criterio de Akaike para la selección del modelo. El mejor ajuste correspondió al modelo de Schaefer. Construimos versiones deterministas y estocásticas del modelo de Gordon-Schaefer. Los datos económicos (costos y precios) se determinaron a partir de entrevistas con pescadores. Para estimar las distribuciones posteriores de los parámetros y los indicadores, utilizamos métodos bayesianos con simulaciones de cadenas de Markov Monte Carlo (CMMC). Los resultados deterministas sugirieron que el ingreso máximo sostenible fue Mex\$851.70 millones, con un esfuerzo de pesca de 3,650 embarcaciones pesqueras, mientras que el beneficio máximo sostenible fue de \$390.80 millones, con un esfuerzo de pesca de 2,472 embarcaciones pesqueras. El punto de equilibrio correspondió a un esfuerzo de 4,945 embarcaciones pesqueras. Respecto al modelo estocástico, los resultados de la simulación de CMMC sugieren que la distribución del ingreso máximo sostenible no fue normal; su promedio fue de \$856.1 millones (error estándar de 1.8) y el valor más probable fue de \$849.50 millones. El esfuerzo de pesca de equilibrio más probable fue de 4,970 embarcaciones pesqueras. Nuestros resultados sugieren que la pesquería podría estar operando cerca del punto de equilibrio económico; si este es el caso, el esfuerzo pesquero debería disminuir para incrementar la ganancia anual. Nuestro enfoque permitirá reevaluar la pesquería periódicamente y establecer estrategias de manejo para asegurar una explotación rentable y sustentable del pulpo rojo en la península de Yucatán.

*Palabras clave:* pulpo rojo, modelo bioeconómico, incertidumbre, cadenas de Markov Monte Carlo, Gordon-Shaefer.

## INTRODUCTION

The red octopus (*Octopus maya*) is an endemic benthic species caught along the coasts of the states of Campeche, Yucatan, and Quintana Roo (DOF 2014) as part of the octopus fishery in Mexico. This fishery targets red octopus and common octopus (*Octopus vulgaris*). It generates around 15,000 direct jobs and an annual economic profit of Mex\$360 million, considering the export of more than 80% of total octopus catch to the European and Japanese markets (Juárez et al. 2010). The octopus fishery has become one of the main economic activities in Campeche and Yucatan. Regarding catch magnitude, this fishery occupies 12th place at the national level. In the Gulf of Mexico, it is the 4th most important fishery, and from the economic point of view, it is the 3rd most important in the country, only behind the tuna and shrimp fisheries (SEMARNAP 2001).

The Mexican octopus fishery is made up of 3 fleets. Two of these fleets, one in Campeche and the other in Yucatan, are artisanal fleets (small boats measuring 5.5–9.0 m long) that operate in shallow waters, and the third is a fleet of mid-sized ships (12.0–22.0 m long) that operates in deep waters and targets both red octopus and common octopus. In the artisanal fleet, small boats function as mother ships carrying 1 or 2 smaller boats (3.0 m long) called “*alijos*.” The mid-sized ships in the fleet operating in deep waters carry on board between 7 and 9 *alijos* and between 10 and 12 people, including a crew of 3 sailors and 1 fisherman per *alijo* (SEMARNAP 2001). Fishing effort in the octopus fishery is not systematically reported, but sporadic data are available. According to the Octopus Fishery Management Plan, in 2006 there were 3,676 small boats in Yucatan; in 2007 the number increased to 5,610 fishing boats (DOF 2014). In Campeche there were 1,591 small fishing boats in 2008 (DOF 2014). The Mexican National Fisheries Chart (Carta Nacional Pesquera) reported 5,290 small fishing boats in 2004 (3 states) (DOF 2004) and 5,444 small fishing boats in 2014 (DOF 2018).

All 3 fishing fleets operate during the day, adrift, with a fishing gear locally known as “*jimba*,” which consists of a 5-m rod with 6 lines, with live crab as bait (Arreguín-Sánchez et al. 2000). The 2 artisanal fleets catch about 80% of total red octopus annual landings. In the case of the fleet of mid-sized boats, red octopus makes up 70% to 80% of its landings. Regarding catch records, according to the Mexican Official Standard NOM-008-SAG/PESC-2015 (DOF 2016), fishermen must register catches in fishing logbooks that must be delivered monthly to the regional fishing offices (fishing subdelegation and fishing offices), where the data is processed and reported.

The Mexican Official Standards NOM-008-SAG/PESC-2015 (DOF 2016) and NOM-009-PESC-1993 (DOF 1993) regulate the octopus fishery. The former establishes minimum mantle size (110 mm) and the latter defines season closure (16 December to 31 July). Since 2002, managers have established an annual quota based on annual biomass

## INTRODUCCIÓN

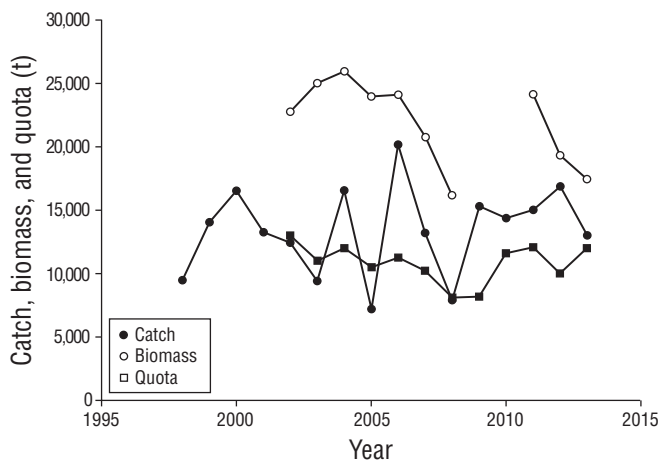
El pulpo rojo (*Octopus maya*) es una especie endémica bentónica que es capturada en las costas de los estados de Campeche, Yucatán y Quintana Roo (DOF 2014) como parte de la pesquería de pulpo en México. Esta pesquería tiene como especies objetivo al pulpo rojo y al pulpo común (*Octopus vulgaris*). Genera cerca de 15,000 empleos directos y una ganancia económica anual de Mex\$360 millones, basada en la exportación del 80% de la captura de pulpo al mercado europeo y al mercado japonés (Juárez et al. 2010). La pesca del pulpo se ha vuelto una de las principales actividades económicas en Campeche y Yucatán. En cuanto a la magnitud de la captura, esta pesquería ocupa el duodécimo lugar a nivel nacional. En el golfo de México, es la cuarta pesquería más importante, y desde el punto de vista económico, es la tercera más importante del país, solo por detrás de las pesquerías de atún y camarón (SEMARNAP 2001).

La pesquería mexicana de pulpo se compone de 3 flotas. Dos de estas flotas, una en Campeche y otra Yucatán, son flotas artesanales (embarcaciones menores que miden 5.5–9.0 m de eslora) que operan en aguas someras, y la tercera es una flota de barcos de tamaño mediano (12.0–22.0 m de eslora) que opera en aguas más profundas y captura tanto pulpo rojo como pulpo común. En la flota artesanal, las embarcaciones menores funcionan como buques nodriza que transportan 1 o 2 botes más pequeños (3.0 m de largo) llamados “*alijos*”. Los barcos medianos de la flota que opera en aguas profundas llevan a bordo entre 7 y 9 *alijos* y entre 10 y 12 personas, incluidos 3 tripulantes y 1 pescador por *alijo* (SEMARNAP 2001). Para esta pesquería, no existe un reporte de esfuerzo pesquero sistemático, pero sí existen datos esporádicos disponibles. De acuerdo con el Plan de Manejo Pesquero de Pulpo, en 2006 había 3,676 embarcaciones menores en Yucatán; en 2007 el número aumentó a 5,610 embarcaciones pesqueras (DOF 2014). En Campeche había 1,591 embarcaciones menores en 2008 (DOF 2014). Por su parte, la Carta Nacional Pesquera reportó 5,290 embarcaciones pesqueras menores en 2004 (3 estados) (DOF 2004) y 5,444 embarcaciones menores en 2014 (DOF 2018).

Las 3 flotas pesqueras operan durante el día, a la deriva, con un arte de pesca denominado localmente “*jimba*”, que consiste en una caña de 5 m con 6 líneas, con cangrejo vivo como carnada (Arreguín-Sánchez et al. 2000). Las 2 flotas artesanales capturan alrededor del 80% del total de los desembarques anuales de pulpo rojo. Para la flota de barcos de tamaño mediano, el pulpo rojo representa entre el 70% y el 80% de sus desembarques. En cuanto a los registros de captura, de acuerdo con la NOM-008-SAG/PESC-2015 (DOF 2016), los pescadores deben registrar la captura en los bitácoras de pesca que deben entregar mensualmente a las oficinas regionales de pesca (subdelegación de pesca y oficinas de pesca), donde se procesan y se reportan los datos.

estimates; it is worth noting that this fishery is one of the few that are regulated by quotas in Mexico. To estimate octopus biomass, the Mexican National Institute for Fisheries and Aquaculture (INAPESCA, for its acronym in Spanish; formerly known as Instituto Nacional de la Pesca, INP) carries out sampling campaigns from May to July in a 5,200-km<sup>2</sup> area that is divided into 5 strata: Champotón-Seybaplaya, Campeche-Tenabo, isla Arenas-Celestún, Telchac-Dzilam, and Río Lagartos-El Cuyo (INP 2002). INAPESCA uses the biomass estimates, catch data, effort, Schaefer model, and maximum likelihood estimation (MLE) approach to estimate the maximum sustainable yield, which is used to determine the annual quota, maintain the same biomass levels, and ensure the sustainability of the fishing resource (Fig. 1) (INP 2002, 2004, 2007; INAPESCA 2008, 2013).

The Octopus Fishery Management Plan went into force on 28 February 2014, and it establishes sociopolitical, general management, economic, and product quality objectives (DOF 2014). It also establishes strategies and management measures (minimum size, fishing closures, and quota) and suggests indicators and reference points for management. Although fisheries management authorities dedicate a great deal of effort to the management of the octopus fishery, they do not incorporate economic aspects. The gray literature includes 2 publications on the economics of this fishery. In one of these two, Gómez (2016) compared the technical and economic aspects of the Chilean and the Mexican octopus fisheries and concluded that productivity was higher in Chile but production in Mexico exceeded Chilean catches



**Figure 1.** Temporal trend of estimated biomass, proposed annual quota, and annual catch (tons) for the red octopus on the Yucatan Peninsula. Catch and quota data taken from INP (2002–2007) and INAPESCA (2008, 2011–2014).

**Figura 1.** Tendencia temporal de la biomasa estimada, la cuota anual propuesta y la captura anual (toneladas) de pulpo rojo en la península de Yucatán. Los datos de captura y cuota fueron tomados de INP (2002–2007) e INAPESCA (2008, 2011–2014).

Las Normas Oficiales Mexicanas NOM-008-SAG/PESC-2015 (DOF 2016) y NOM-009-PESC-1993 (DOF 1993) regulan la pesquería de pulpo. La primera norma establece el tamaño mínimo del manto (110 mm) y la segunda define la veda (16 de diciembre a 31 de julio). Desde 2002, las autoridades pesqueras establecieron una cuota anual basada en estimaciones de biomasa anuales; cabe señalar que esta es una de las pocas pesquerías reguladas por cuotas en México. Para estimar la biomasa de pulpo, el Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INAPESCA; anteriormente conocido como Instituto Nacional de la Pesca, INP) de México realiza campañas de muestreo de mayo a julio en un área de 5,200 km<sup>2</sup> dividida en 5 estratos: Champotón-Seybaplaya, Campeche-Tenabo, isla Arenas-Celestún, Telchac-Dzilam y Río Lagartos-El Cuyo (INP 2002). INAPESCA utiliza las estimaciones de biomasa, los datos de captura, el esfuerzo, el modelo de Schaefer y la estimación de máxima verosimilitud (EMV) para estimar el rendimiento máximo sostenible, el cual se utiliza para determinar la cuota anual, mantener los mismos niveles de biomasa y asegurar la sostenibilidad del recurso pesquero (Fig. 1) (INP 2002, 2004, 2007; INAPESCA 2008, 2013).

El Plan de Manejo Pesquero de Pulpo entró en vigencia el 28 de febrero de 2014, y establece objetivos sociopolíticos, de manejo, económicos y de calidad del producto (DOF 2014). Además, establece estrategias y medidas de gestión (tamaño mínimo, vedas y cuotas de pesca) y sugiere indicadores y puntos de referencia para el manejo. Aunque las autoridades pesqueras dedican un gran esfuerzo al manejo de la pesquería de pulpo, no incorporan aspectos económicos. La literatura gris incluye 2 publicaciones sobre la economía de esta pesquería. En la primera de estas dos, Gómez (2016) comparó los aspectos técnicos y económicos de las pesquerías de pulpo de Chile y México y concluyó que la productividad es mayor en Chile, pero que la producción de este molusco en México supera en más del 80% las capturas chilenas, lo que implica que el valor actual neto y la tasa de retorno fueron mayores para México. En la segunda, Consultores en Ecosistemas (2009) desarrolló el “Programa maestro de pulpo en el estado de Yucatán”, que incluyó el análisis de varios aspectos económicos, como la presentación del producto, el precio, los costos, la capacidad de almacenamiento, la seguridad y las certificaciones de calidad. En el presente trabajo se desarrollaron 2 modelos bioeconómicos (determinista y estocástico) para estimar el máximo ingreso sostenible ( $\pi$ ), la máxima ganancia sostenible ( $\beta$ ) y el esfuerzo pesquero para el punto de equilibrio económico ( $\alpha$ ). En el modelo estocástico incluimos la incertidumbre de los parámetros  $r$  y  $K$  para realizar simulaciones mediante métodos Bayesianos para estimar la distribución posterior de  $r$ ,  $K$ ,  $\pi$ ,  $\beta$ ,  $\alpha$  y sus esfuerzos de pesca correspondientes. Este enfoque permite explorar algunas implicaciones económicas en la gestión de este recurso pesquero.

by more than 80%, implying that the net present value and return rate were higher for Mexico. In the other, Consultores en Ecosistemas (2009) developed the “Master program for octopus in the state of Yucatan,” which included an analysis of several economic aspects, such as product presentation, price, costs, storage capacity, safety, and quality certifications. In the present study, we develop 2 bioeconomic models (deterministic and stochastic) to estimate the maximum sustainable income ( $\pi$ ), the maximum sustainable profit ( $\beta$ ), and the fishing effort for the economic equilibrium point ( $\alpha$ ). In the stochastic model we include the uncertainty for the  $r$  and  $K$  parameters to make simulations with Bayesian methods in order to estimate the posterior distribution of  $r$ ,  $K$ ,  $\pi$ ,  $\beta$ ,  $\alpha$  and their corresponding fishing effort. This approach allows the exploration of some economic implications in the management of this fishery resource.

**MATERIALS AND METHODS**

We modeled the red octopus population dynamics with 3 different expressions. In the first we used the Schaefer model (Schaefer 1954):

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

where  $B_t$  is biomass in year  $t$ ,  $r$  is the intrinsic growth rate,  $K$  is the carrying capacity, and  $C_t$  is the annual catch. For the second, we used the modified Fox model (Fox 1970, Haddon 2001):

$$B_{t+1} = B_t + \ln(K)rB_t \left(1 - \frac{\ln(B_t)}{\ln(K)}\right) - C_t \quad (2)$$

The third model we used was the Pella–Tomlinson model (Pella and Tomlinson 1969):

$$B_{t+1} = B_t + rB_t \left[1 - \left(\frac{B_t}{K}\right)^p\right] - C_t \quad (3)$$

where  $p$  is an asymmetry term. We assumed that the 1998 initial population,  $B_0$ , was a percentage of  $K$ . Model fitting assumed observation error in log-normally distributed annual abundance index estimates,  $I_{obs,t}$  (Hilborn and Mangel 1997):

$$LL = \ln(\sigma) + \frac{\ln(2\pi)}{2} + \frac{[\ln(I_{est,t}) - \ln(I_{obs,t})]^2}{2\sigma^2} \quad (4)$$

where  $LL$  is the negative log likelihood,  $\sigma$  is the standard error associated with the estimation of the abundance index, and  $I_{est,t}$  is the estimated abundance index. The total negative log-likelihood is the sum of the  $n$  components.  $I_{obs,t}$  was sampled during the middle of the year; therefore, we estimated  $I_{est,t}$  as follows:

$$I_{est,t} = \hat{q} \frac{B_{t+1} + B_t}{2} \quad (5)$$

**MATERIALES Y MÉTODOS**

Modelamos la dinámica de la población de pulpo rojo con 3 expresiones diferentes. En la primera se usó el modelo de Schaefer (1954):

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

donde  $B_t$  es la biomasa en el año  $t$ ,  $r$  es la tasa intrínseca de crecimiento,  $K$  es la capacidad de carga y  $C_t$  la captura anual. Para la segunda, se usó el modelo Fox modificado (Fox 1970, Haddon 2001):

$$B_{t+1} = B_t + \ln(K)rB_t \left(1 - \frac{\ln(B_t)}{\ln(K)}\right) - C_t \quad (2)$$

El tercer modelo utilizado fue el modelo de Pella-Tomlinson (Pella y Tomlinson 1969):

$$B_{t+1} = B_t + rB_t \left[1 - \left(\frac{B_t}{K}\right)^p\right] - C_t \quad (3)$$

donde  $p$  es un término de asimetría. Se supuso que la población inicial,  $B_0$ , en 1998 era un porcentaje de  $K$ . En el ajuste del modelo se supuso un error de observación en estimaciones del índice de abundancia anual con distribución logarítmica normal,  $I_{obs,t}$  (Hilborn y Mangel 1997):

$$LL = \ln(\sigma) + \frac{\ln(2\pi)}{2} + \frac{[\ln(I_{est,t}) - \ln(I_{obs,t})]^2}{2\sigma^2} \quad (4)$$

donde  $LL$  es el logaritmo negativo de la verosimilitud,  $\sigma$  es el error estándar (ES) asociado a la estimación del índice de abundancia, e  $I_{est,t}$  es el índice de abundancia estimado. El logaritmo negativo total de la verosimilitud es la suma de los  $n$  componentes.  $I_{obs,t}$  se muestreó a mediados del año; por tanto,  $I_{est,t}$  se estimó de la siguiente manera:

$$I_{est,t} = \hat{q} \frac{B_{t+1} + B_t}{2} \quad (5)$$

Usamos datos de desembarques de 1998 a 2013 (INAPESCA 2013, 2014; DOF 2014). También se utilizó el índice de abundancia reportado por INP (2002–2007) e INAPESCA (2008, 2011–2013). Usamos la subrutina “optim” del paquete estadístico R para el ajuste del modelo. Los parámetros estimados fueron  $r$ ,  $K$ ,  $B_0$ ,  $p$ ,  $q$ ,  $\sigma$  y sus ES. Usamos el criterio de información de Akaike (AIC, por sus siglas en inglés) (Akaike 1973) para la selección del modelo:

$$AIC = -2\ln(L_{max}) + 2P \quad (6)$$

donde  $L_{max}$  es el valor de máxima verosimilitud y  $P$  es el número de parámetros en el modelo.

We used landings from 1998 to 2013 (INAPESCA 2013, 2014; DOF 2014). We also used the abundance index estimates reported by INP (2002–2007) and INAPESCA (2008, 2011–2013). We used the subroutine “optim” in the R statistical package to fit the model. Estimated parameters included  $r$ ,  $K$ ,  $B_0$ ,  $p$ ,  $q$ ,  $\sigma$ , and their standard errors. We used the Akaike information criterion (AIC) (Akaike 1973) for model selection:

$$AIC = -2\ln(L_{max}) + 2P \quad , \quad (6)$$

where  $L_{max}$  is the maximum likelihood value and  $P$  is the number of parameters in the model.

Once we determined the best model, we used the deterministic Gordon–Schaefer bioeconomic equilibrium model, which states that the net sustainable profit ( $\Pi$ ) depends on the difference between total sustainable income (TSI) and total cost (TC):

$$\Pi = TSI - TC \quad , \quad (7)$$

where the TSI depends on fishing effort ( $f$ ):

$$TSI = C_{eq}P^* = q^*fK\left(1 - \frac{qf}{r}\right)P^* \quad , \quad (8)$$

where  $C_{eq}$  is the equilibrium catch,  $P^*$  is the retail price per ton, and  $q^*$  is the fishery catchability. TC is a linear function of  $f$ :

$$TC = C_{ship}f \quad , \quad (9)$$

where  $C_{ship}$  is the cost per boat per season. We conducted a total of 10 surveys with fishermen from the artisanal fleet in the states of Yucatan (4 surveys) and Campeche (6 surveys) and used that data (ice, bait, oil, gasoline, *jimba*, boat maintenance, permits, collection center, and sale price) to estimate  $C_{ship}$  and  $P^*$ . It is worth noting that the low number of surveys is due to the difficulty fishermen have disclosing economic information they consider private. According to the interviewed fishermen, there is no difference in the sale price of red and common octopuses. This result agrees with the opinion of Consultores en Ecosistemas (2009).

We used 3 reference points:  $\pi$ ,  $\beta$ , and  $\alpha$ . The fishing effort for  $\alpha$  ( $f_\alpha$ ) is given by:

$$f_\alpha = \frac{r(q^* KP^* - C_{ship})}{q^2 KP^*} \quad . \quad (10)$$

The fishing effort for maximum sustainable income ( $f_\pi$ ) was estimated by maximizing Equation 8:

$$f_\pi = \frac{r}{2q^*} \quad . \quad (11)$$

Una vez que se determinó el mejor modelo, se usó el modelo bioeconómico determinista de equilibrio de Gordon-Schaefer, el cual establece que el ingreso neto sostenible ( $\Pi$ ) depende de la diferencia entre el ingreso total sostenible (ITS) y los costos totales (CT):

$$\Pi = ITS - CT \quad , \quad (7)$$

donde el ITS depende del esfuerzo pesquero ( $f$ ):

$$ITS = C_{eq}P^* = q^*fK\left(1 - \frac{qf}{r}\right)P^* \quad , \quad (8)$$

donde  $C_{eq}$  es la captura de equilibrio,  $P^*$  es el precio de venta por tonelada, y  $q^*$  es la capturabilidad de la pesquería. CT es una función lineal del  $f$ :

$$CT = C_{barco}f \quad , \quad (9)$$

donde  $C_{barco}$  es el costo por barco por temporada. Realizamos un total de 10 encuestas con pescadores de la flota artesanal en los estados de Yucatán (4 encuestas) y Campeche (6 encuestas), y utilizamos esos datos (hielo, cebo, aceite, gasolina, *jimba*, mantenimiento de embarcaciones, permisos, centro de acopio y precio de venta) para estimar el  $C_{barco}$  y  $P^*$ . Cabe señalar que el bajo número de encuestas se debe a la dificultad de los pescadores para divulgar información económica que consideran privada. Según los pescadores encuestados, no hay diferencia en el precio de venta del pulpo rojo y el pulpo común. Este resultado concuerda con la opinión de Consultores en Ecosistemas (2009).

Usamos 3 puntos de referencia:  $\pi$ ,  $\beta$  y  $\alpha$ . El esfuerzo pesquero para  $\alpha$  ( $f_\alpha$ ) está dado por:

$$f_\alpha = \frac{r(q^* KP^* - C_{barco})}{q^2 KP^*} \quad . \quad (10)$$

El esfuerzo pesquero para el máximo ingreso sostenible ( $f_\pi$ ) se estimó maximizando la Ecuación 8:

$$f_\pi = \frac{r}{2q^*} \quad . \quad (11)$$

El esfuerzo pesquero para la ganancia máxima sostenible ( $f_\beta$ ) requiere maximizar la Ecuación 7:

$$f_\beta = \frac{r}{2q^*} - \frac{rC_{barco}}{2q^{*2}KP^*} \quad . \quad (12)$$

Desarrollamos el modelo determinista de Gordon-Schaefer en Microsoft Excel utilizando las EMV de  $r$ ,  $K$ ,  $q^*$ , el valor de  $C_{barco}$  y el  $P^*$  de pulpo rojo.

No incluimos la incertidumbre de  $P^*$  y  $C_{barco}$ . En cambio, llevamos a cabo un análisis de sensibilidad para el modelo bioeconómico determinista, donde se perturbaron estos 2

The fishing effort for maximum sustainable profit ( $f_\beta$ ) requires maximizing Equation 7:

$$f_\beta = \frac{r}{2q^*} - \frac{rC_{\text{ship}}}{2q^{*2}KP^*} \quad (12)$$

We set up the deterministic Gordon–Schaefer model in Microsoft Excel using the MLEs for  $r$ ,  $K$ ,  $q^*$ , the value of  $C_{\text{ship}}$ , and the value of  $P^*$  for the red octopus.

We did not include the uncertainty for  $P^*$  and  $C_{\text{ship}}$ . Instead, we carried out a sensitivity analysis for the deterministic bioeconomic model, where we perturbed these 2 predictors by  $\pm 10\%$ . Following the methodology of the International Council for the Exploration of the Sea Multi-species Group (Report...c1991, Jurado-Molina et al. 2004), a response variable was considered not sensitive to a 10% perturbation if the produced effect was smaller than 3%. The scenarios are shown in Table 1. The relative percent changes of  $\pi$ ,  $\beta$ ,  $f_\alpha$ , and  $f_\beta$  were selected as response variables.

We set up a stochastic model based on Equations 7–10. We used the Markov chain Monte Carlo approach assuming a normal distribution for the  $K$  and  $r$  parameters and using the MLE estimates and their standard errors. We estimated the posterior distribution,  $\text{Pr}\{H_i|\text{data}\}$ , for  $\beta$ ,  $\pi$  and their efforts following Hilborn and Mangel (1997):

$$\text{Pr}\{H_i|\text{data}\} = \frac{L\{\text{data}|H_i\}\text{Prior}\{H_i\}}{\sum_j L\{\text{data}|H_j\}\text{Prior}\{H_j\}} \quad (13)$$

where  $L$  is the data likelihood given the hypothesis and  $\text{Prior}$  is the prior probability distribution of each hypothesis (parameter values) summarizing previous knowledge. We assumed fixed values for  $q$ ,  $C_{\text{ship}}$ , and the retail price. Due to the lack of prior information on  $r$  and  $K$  for the red octopus,

predictores en  $\pm 10\%$ . Siguiendo la metodología del Grupo de Trabajo sobre la Evaluación Multiespecífica del Consejo Internacional para la Exploración del Mar (Report...c1991, Jurado-Molina et al. 2004), una variable de respuesta se consideró no sensible a una perturbación del 10% si el efecto producido era menor que el 3%. Los escenarios se muestran en la Tabla 1. El cambio porcentual relativo de  $\pi$ ,  $\beta$ ,  $f_\alpha$  y  $f_\beta$  se seleccionaron como variables de respuesta.

Desarrollamos un modelo estocástico basado en las Ecuaciones 7–10. Usamos el método de cadenas de Markov Monte Carlo suponiendo una distribución normal para los parámetros  $K$  y  $r$  y utilizando las EMV y sus ES. Estimamos la distribución posterior ( $\text{Pr}\{H_i|\text{datos}\}$ ) para  $\beta$ ,  $\pi$  y sus esfuerzos siguiendo a Hilborn y Mangel (1997):

$$\text{Pr}\{H_i|\text{datos}\} = \frac{L\{\text{datos}|H_i\}\text{Prior}\{H_i\}}{\sum_j L\{\text{datos}|H_j\}\text{Prior}\{H_j\}} \quad (13)$$

donde  $L$  es la verosimilitud de los datos dada la hipótesis y  $\text{Prior}$  es la distribución de probabilidad *a priori* de cada hipótesis (valores de los parámetros) que resume el conocimiento previo. Supusimos valores fijos para  $q$ ,  $C_{\text{barco}}$  y el precio de venta al público. Debido a la falta de información previa de  $r$  y  $K$  para el pulpo rojo, decidimos utilizar distribuciones uniformes no informativas para esos parámetros. Supusimos que  $r \sim U(0.8, 1.47)$  y  $K \sim U(35,000, 60,000)$ . Los valores aleatorios de las distribuciones uniformes  $K$  y  $r$  se insertaron en las Ecuaciones 7, 8 y 11–13 para estimar la distribución posterior de los parámetros  $r$  y  $K$  y los indicadores bioeconómicos  $\beta$ ,  $\pi$ ,  $f_\alpha$ ,  $f_\beta$  y  $f_\pi$ . Las distribuciones de probabilidad posteriores de los parámetros y los índices económicos se estimaron utilizando simulaciones de cadenas de Markov Monte Carlo. En total, realizamos 1 millón de corridas usando Excel-Visual Basic con un “quemado” de 2,000 vectores de parámetros.

**Table 1.** Scenarios for the sensitivity analysis with the Gordon–Schaefer deterministic model for the red octopus fishery on the Yucatan Peninsula.

**Tabla 1.** Escenarios para el análisis de sensibilidad del modelo determinista de Gordon-Schaefer para la pesquería de pulpo rojo en la península de Yucatán.

Disruption to the retail price per ton	Disruption in the cost per boat per season	Percentage change in $f_\alpha$	Percentage change in $f_\beta$	Percentage change in $\pi$	Percentage change in $\beta$
10%	0%	-4.3	-4.3	-10.0	-19.7
-10%	0%	5.3	5.3	10.0	19.3
0%	10%	4.8	4.8	0.0	9.3
0%	-10%	-4.8	-4.8	0.0	-9.8
10%	10%	0.0	0.0	-10.0	-10.0
10%	-10%	-8.7	-8.7	-10.0	-29.9
-10%	10%	10.6	10.6	10.0	28.0
-10%	-10%	0.0	0.0	10.0	10.0

we decided to use non-informative uniform distributions for those parameters. We assumed  $r \sim U(0.8, 1.47)$  and  $K \sim U(35,000, 60,000)$ . Random values from the  $K$  and  $r$  uniform distributions were plugged into Equations 7, 8, and 11–13 to estimate the posterior distribution for the  $r$  and  $K$  parameters and the bioeconomic indicators  $\beta$ ,  $\pi$ ,  $f_\alpha$ ,  $f_\beta$ , and  $f_\pi$ . Posterior probability distributions of parameters and economic indices were estimated using Markov chain Monte Carlo simulations. We did a total of 1 million runs using Excel-Visual Basic with a “burn-in” of 2,000 parameter vectors.

**RESULTS**

All models fit the INP/INAPESCA observed abundance index well (Fig. 2). The estimated parameters and their uncertainties are shown in Table 2. The estimated  $K$  had the same order of magnitude in all models. A similar scenario resulted for  $q$  and  $\sigma$ . The highest  $r$  corresponded to the Pella–Tomlinson model, while the smallest  $r$  corresponded to the Fox model. The results suggest that red octopus biomass in 1998 was above 50% of the carrying capacity (Table 2). We selected the Schaefer model considering the AIC (Table 2).

Regarding the bioeconomic model, the results from the interviews suggest that the average daily cost during the 2017 fishing season was Mex\$1,099.00, and the season cost (137 d) was \$150,562.67. The average value for a ton of octopus was \$63,333.33. The estimated  $q^*$  for the fleet was  $1.56 \times 10^{-4}$ . The deterministic Gordon–Schaefer model indicated that  $\pi$  was \$851.70 million ( $f = 3,650$  fishing boats),  $\beta$  was \$390.80 million ( $f = 2,472$  fishing boats), and  $f_\alpha$  was 4,945 fishing boats (Fig. 3).

With respect to the sensitivity analysis for the deterministic model,  $f_\alpha$  and  $f_\beta$  were sensitive to perturbations on  $C_{ship}$  and  $P^*$ . The maximum relative percent change for both response variables was 10.6% and the minimum was 0.0%; most of the values were greater than 3.0% (Table 1). The  $\pi$  variable depends directly on  $P^*$ , so any perturbation on the retail price affects the response variable. Furthermore,  $\beta$  was sensitive to perturbations; the minimum percent change was 9.3% and the maximum was 29.9% (Table 1).

Regarding the stochastic model, no coincidence between the priors and the posteriors of  $r$  and  $K$  could be observed (Fig. 4); their modes were 1.35 and 47,000 t, respectively. These values agree with previous MLEs. The  $\pi$  posterior distribution had an average of \$856.80 million (SE 2.10); its mode was \$850.90 million and the 95% probability interval ranged from \$831.70 to \$883.40 million. The probability that  $\pi$  was between \$840 and \$880 million was 0.81 (Fig. 5). The  $f_\pi$  distribution had a mean of 3,462.20 fishing boats (SE 12.30) and a mode of 3,428.50 fishing boats (Fig. 6).

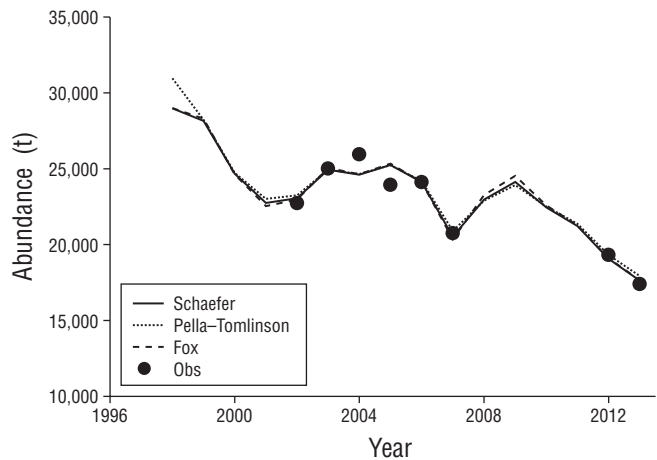
The  $\beta$  distribution had an average of \$389.80 million (SE 0.75) and a mode of \$389.90 million. The cumulative distribution (Fig. 7) suggests that the 95% probability interval ranged from \$378.60 to \$397.80 million). Furthermore, the

**RESULTADOS**

Todos los modelos se ajustaron bien al índice de abundancia observado de INP/INAPESCA (Fig. 2). Los parámetros estimados y sus incertidumbres se muestran en la Tabla 2. La estimación de  $K$  tuvo el mismo orden de magnitud en todos los modelos. Un escenario similar resultó para  $q$  y  $\sigma$ . La  $r$  más alta correspondió al modelo Pella–Tomlinson, mientras que la  $r$  más pequeña correspondió al modelo Fox. Los resultados sugieren que en 1998 la biomasa del pulpo rojo estaba por encima del 50% de la capacidad de carga (Tabla 2). Se seleccionó el modelo de Schaefer basado en los valores de AIC (Tabla 2).

Respecto al modelo bioeconómico, los resultados de las encuestas sugieren que, durante la temporada de pesca de 2017, el costo promedio diario fue de Mex\$1,099.00 y el costo de la temporada (137 d) fue de \$150,562.67. El valor promedio de la tonelada de pulpo fue \$63,333.33. La estimación de  $q^*$  para la flota fue  $1.56 \times 10^{-4}$ . Los resultados del modelo determinista de Gordon–Schaefer indicaron que  $\pi$  fue de \$851.70 millones ( $f = 3,650$  embarcaciones pesqueras),  $\beta$  fue de \$390.80 millones ( $f = 2,472$  embarcaciones pesqueras) y  $f_\alpha$  fue de 4,945 embarcaciones pesqueras (Fig. 3).

Con respecto al análisis de sensibilidad para el modelo determinista,  $f_\alpha$  y  $f_\beta$  fueron sensibles a las perturbaciones en  $C_{barco}$  y  $P^*$ . El cambio porcentual relativo máximo para ambas variables de respuesta fue del 10.6% y el valor mínimo fue del 0.0%; la mayoría de los valores fueron superiores al 3.0% (Tabla 1). La variable  $\pi$  depende directamente de  $P^*$ , por lo que cualquier perturbación en el precio de venta afecta



**Figure 2.** Model fitting to the INAPESCA observed abundance index for the red octopus on Yucatan, Mexico. Obs, observed biomass index data.

**Figura 2.** Modelo ajustado al índice de abundancia de pulpo rojo observado por el Instituto Nacional de Pesca y Acuacultura en Yucatán, México. Obs, datos del índice de biomasa observado.

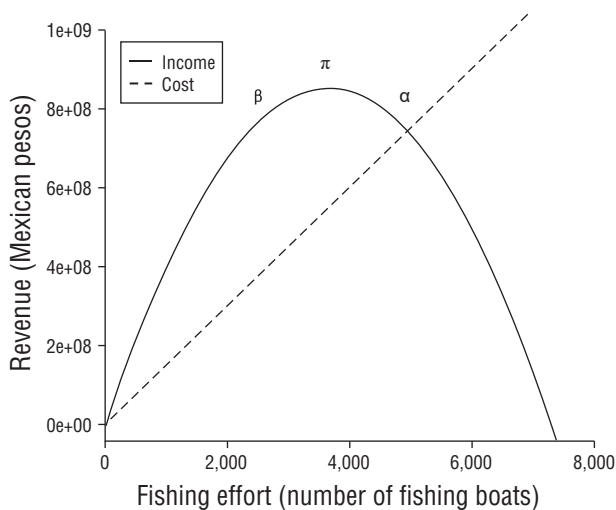
**Table 2.** Maximum likelihood estimates of the model parameters ( $\hat{\theta} \pm SE$ ) for the red octopus population dynamics on the Yucatan Peninsula, Mexico.  $K$ , carrying capacity;  $r$ , growth rate; % $K$ , initial biomass in the year 1998;  $q$ , catchability coefficient;  $\sigma$ , standard error;  $p$ , asymmetry term for the Pella–Tomlinson model; AIC, Akaike information criterion for model selection.

**Tabla 2.** Estimaciones de la máxima verosimilitud de los parámetros del modelo ( $\hat{\theta} \pm$  error estándar) para la dinámica poblacional del pulpo rojo en la península de Yucatán, México.  $K$ , capacidad de carga;  $r$ , tasa de crecimiento; % $K$ , biomasa inicial en el año 1998;  $q$ , coeficiente de capturabilidad;  $\sigma$ , error estándar;  $p$ , término de asimetría para el modelo Pella–Tomlinson; AIC, criterio de información de Akaike para la selección del modelo.

Parameter	Schaefer	Fox	Pella–Tomlinson
$K$	47,282 ± 6,228	49,595 ± 4,892	47,435 ± 7,538
$r$	1.14 ± 0.17	0.77 ± 0.09	1.61 ± 1.24
% $K$	0.71 ± 0.22	0.62 ± 0.16	0.88 ± 0.69
$q$	0.85 ± 0.11	0.92 ± 0.09	0.76 ± 0.13
$\sigma$	0.03 ± 0.01	0.03 ± 0.01	0.03 ± 0.01
$p$	–	–	2.51 ± 3.49
AIC	–24.44	–23.80	–21.72

probability that  $\beta$  was between \$380.00 and \$400.00 million was 0.94. The  $f_\beta$  distribution had a mean of 2,577.20 fishing boats (SE 3.50) and a mode of 2,571.40 fishing boats.

The  $f_\alpha$  distribution had a mean of 4,995.80 fishing boats (SE 1,760.50) and a mode of 4,935.00 fishing boats. The  $f_\alpha$  cumulative frequency suggests that the 95% probability interval ranged between 4,708.00 and 5,336.00 fishing boats. The probability of  $f_\alpha$  being between 4,700.00 and 5,200.00 fishing boats was 0.92, and the probability of it being between 4,800.00 and 5,100.00 fishing boats was 0.72.



**Figure 3.** Deterministic bioeconomic model (Gordon–Schaefer) for the red octopus fishery on the Yucatan Peninsula.

**Figura 3.** Modelo bioeconómico determinista (Gordon–Schaefer) para la pesquería de pulpo rojo en la península de Yucatán.

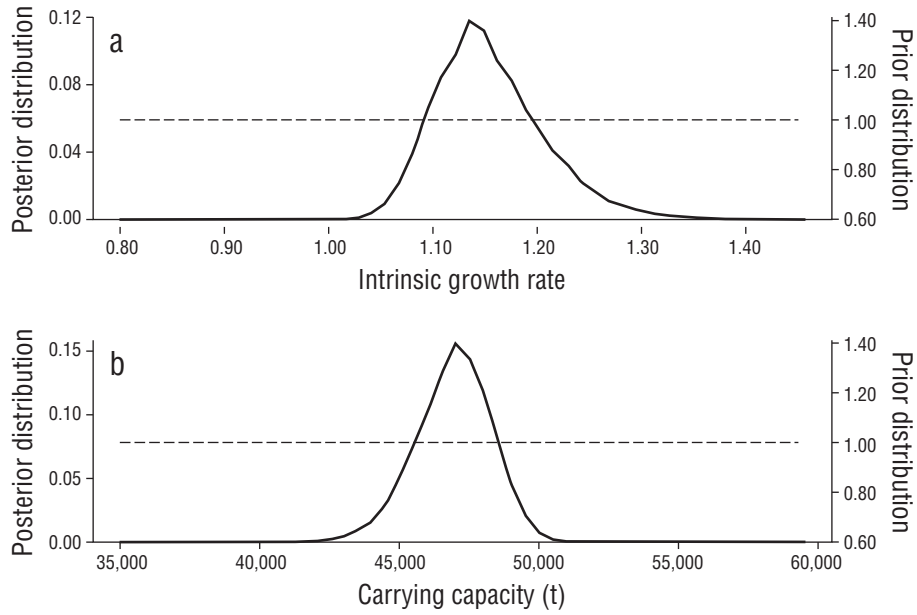
la variable de respuesta. Por otro lado,  $\beta$  fue sensible a las perturbaciones; el cambio porcentual mínimo fue del 9.3% y el máximo del 29.9% (Tabla 1).

Sobre el modelo estocástico, no se pudo observar ninguna coincidencia entre las distribuciones *a priori* y *a posteriori* de  $r$  y  $K$  (Fig. 4); sus modas fueron 1.35 y 47,000 t, respectivamente. Estos valores concuerdan con las EMV anteriores. La distribución *a posteriori* de  $\pi$  tuvo un promedio de \$856.80 millones (ES 2.10); su moda fue de \$850.90 millones y el intervalo de probabilidad del 95% fue de \$831.70 a \$883.40 millones. La probabilidad de que  $\pi$  estuviera entre \$840.00 y \$880.00 millones fue de 0.81 (Fig. 5). La distribución  $f_\pi$  tuvo una media de 3,462.20 embarcaciones pesqueras (ES 12.30) y una moda de 3,428.50 embarcaciones pesqueras (Fig. 6).

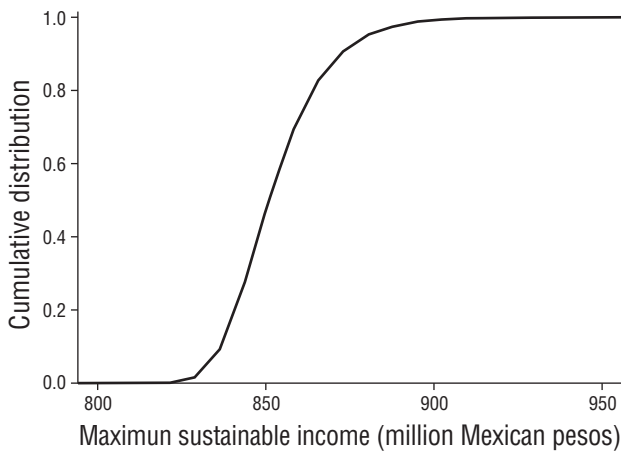
La distribución  $\beta$  tuvo un promedio de \$389.80 millones (ES 0.75) y una moda de \$389.90 millones. La distribución acumulada (Fig. 7) sugiere que el intervalo de probabilidad del 95% varió de \$378.60 a \$397.80 millones. Además, la probabilidad de que  $\beta$  estuviera entre \$380.00 y \$400.00 millones fue de 0.94. La distribución  $f_\beta$  tuvo una media de 2,577.20 embarcaciones pesqueras (ES 3.50) y una moda de 2,571.40 embarcaciones pesqueras.

La distribución de  $f_\alpha$  tuvo una media de 4,995.80 embarcaciones pesqueras (ES 1,760.50) y una moda de 4,935.00 embarcaciones pesqueras. La frecuencia acumulada de  $f_\alpha$  sugiere que el intervalo de probabilidad del 95% varió de 4,708.00 a 5,336.00 embarcaciones de pesqueras. La probabilidad de que  $f_\alpha$  estuviera entre 4,700 y 5,200 embarcaciones pesqueras fue de 0.92 y la probabilidad de que estuviera entre 4,800.00 y 5,100.00 embarcaciones pesqueras fue de 0.72.



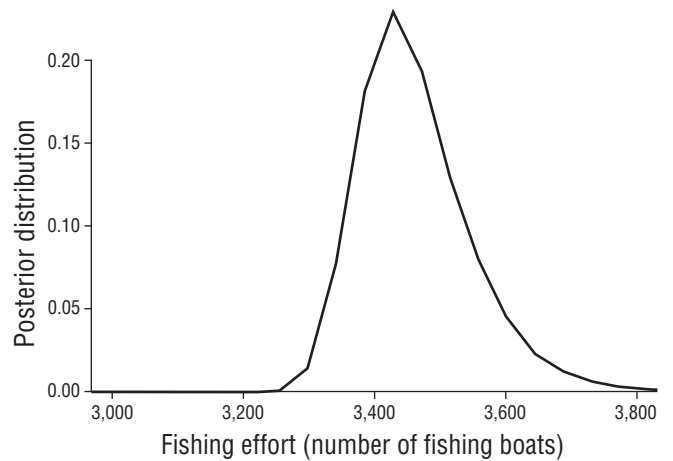


**Figure 4.** Posterior distribution of the intrinsic growth rate **(a)** and the carrying capacity **(b)** with the Schaefer model.  
**Figura 4.** Distribución *a posteriori* de la tasa intrínseca de crecimiento **(a)** y la capacidad de carga **(b)** para el modelo de Schaefer.



**Figure 5.** Posterior cumulative distribution of the maximum sustainable income for the red octopus fishery on the Yucatan Peninsula.

**Figura 5.** Distribución acumulada *a posteriori* del máximo ingreso sostenible para la pesquería de pulpo rojo en la península de Yucatán.



**Figure 6.** Posterior distribution of the fishing effort corresponding to the maximum sustainable income for the red octopus fishery on the Yucatan Peninsula.

**Figura 6.** Distribución *a posteriori* del esfuerzo pesquero correspondiente al máximo ingreso sostenible de la pesquería de pulpo rojo en la península de Yucatán.

## DISCUSSION

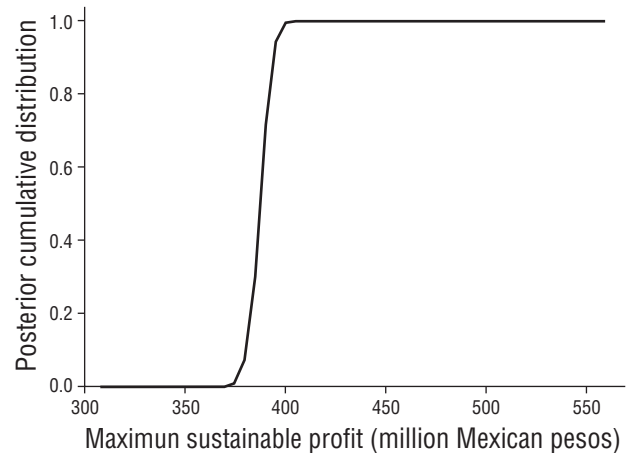
Fisheries management traditionally uses single-species models. However, a fishery is an economic activity, so managers must incorporate economic factors and objectives into their fishery resource regulations. For example, Timmermann et al. (2014) developed a bioeconomic model to explore the consequences of nutrient load reductions for a mussel fishery and evaluate potential management options that would make the fishery economically and ecologically sustainable. Larkin et al. (2011) proposed and discussed the use of bioeconomic models in fisheries management to develop rebuilding strategies for fisheries and stocks. In the present study, we explored some economic aspects of the red octopus fishery.

The estimated red octopus biomass showed a decreasing trend. In 2013 biomass was 49.9% of the carrying capacity. This decreasing trend might be the result of high catches. For several years catches were greater than 50.0% of the estimated biomass; for example, 63.7% of the stock was taken in 2004 and 83.5% of the stock, in 2006. Our results suggest that additional measures should be implemented to decrease  $f$  and stop the current decreasing biomass trend.

When analyzing the economic aspects, our estimates of daily cost agree with information reported by Consultores en Ecosistemas (2009). On the other hand, the price of red octopus per ton varies greatly within the season and between seasons (Consultores en Ecosistemas 2009). Our sensitivity analysis indicated that  $\pi$  and  $\beta$  were sensitive; therefore, improvements to the present study should take this aspect into account. Furthermore, red octopus catches vary significantly, so it is necessary to analyze how catch variation affects price given low offer and high demand and to incorporate this information into the bioeconomic model.

The results from the bioeconomic models suggest that  $\hat{\pi}$  is in the same order of magnitude as the values reported by the Mexican National Commission on Aquaculture and Fisheries (CONAPESCA, for its acronym in Spanish) (CONAPESCA 2015). Likewise,  $\hat{\beta}$  is in the same order of magnitude as the values reported for the annual income (Juárez et al. 2010). It is important to mention that  $f_{\beta}$  and  $f_{\pi}$  are smaller than the number of boats currently operating in the fishery. Furthermore, since 2012 permits have been available for 5,444 artisanal boats operating in the fishery (INAPESCA 2012; DOF 2014, 2018), a number that surpasses the estimated mode for  $f_{\alpha}$ , suggesting that the fishery might be operating at a loss. However, the actual  $f$  value for each season is unknown. Management improvement in the red octopus fishery would require estimating  $f$  in terms of fishing trip per *alijo* or the number of *jimbas* used.

Although we cannot project our results as a true scenario because of the equilibrium assumption, we can identify general trends suggesting  $f$  should be decreased in order for the annual profit to increase and the stock status to improve. Implementing this approach would be difficult, because



**Figure 7.** Posterior cumulative distribution of the maximum sustainable profit for the red octopus fishery on the Yucatan Peninsula.

**Figura 7.** Distribución acumulada *a posteriori* del máximo beneficio sostenible para la pesquería del pulpo rojo en la península de Yucatán.

## DISCUSIÓN

El manejo pesquero tradicionalmente utiliza modelos monoespecíficos. Sin embargo, una pesquería es una actividad económica, por lo que las autoridades pesqueras deben incorporar factores y objetivos económicos en su evaluación de los recursos pesqueros. Por ejemplo, Timmermann et al. (2014) desarrollaron un modelo bioeconómico para explorar las consecuencias de las reducciones de la carga de nutrientes para una pesquería de mejillón y las posibles opciones de manejo para obtener una pesquería económicamente y ecológicamente sostenible. Larkin et al. (2011) propusieron y discutieron el uso de modelos bioeconómicos como parte del manejo pesquero para desarrollar estrategias de reconstrucción de pesquerías y poblaciones. En este trabajo, exploramos algunos aspectos económicos de la pesquería de pulpo rojo.

La biomasa de pulpo rojo estimada presentó una tendencia decreciente. En 2013, la biomasa fue el 49.9% de la capacidad de carga. Esta tendencia a la baja podría ser el resultado de capturas elevadas. Durante varios años, las capturas superaron el 50.0% de la biomasa estimada; por ejemplo, se capturó el 63.7% de la población pesquera en 2004 y el 83.5% de la población pesquera en 2006. Nuestros resultados sugieren que se deben implementar medidas adicionales para disminuir  $f$  y detener la tendencia actual a la disminución de la biomasa.

Cuando se analizaron los aspectos económicos, nuestras estimaciones de costo diario concuerdan con la información reportada por Consultores en Ecosistemas (2009). Por otro lado, el precio de la tonelada del pulpo rojo varía mucho dentro de la temporada y entre temporadas (Consultores en Ecosistemas 2009). Nuestro análisis de sensibilidad indicó que  $\pi$  y  $\beta$  eran sensibles; por tanto, una mejora del

according to Berkes et al. (2001), fishery objectives fall into 3 groups: resource sustainability, efficiency, and equity. In this regard, the normativity for the red octopus fishery (NOM-008-SAG/PESC-2015, DOF 2016) does not include economic objectives (efficiency or equity) and nor does the National Fisheries Chart (DOF 2018).

The Octopus Fishery Management Plan (DOF 2014) focuses on the sustainability of octopus fishing in the Gulf of Mexico and the Caribbean Sea. It also targets 2 points that could be considered general equity objectives: the profitability and economic benefits for society and the good quality of fishery products. Establishing efficiency objectives such as maximizing profit will probably face resistance from some fishermen and managers and will require wide consensus among stakeholders.

Under an open-access regime, there is no restriction on the entry to or exit from a fishery, and  $f$  can thus expand to the point where natural resource rents could be reduced to zero. On the other hand, with optimal management, fishery economic returns could be maximized. In between, there are various mixed regimes, such as regulated open access (Homans and Wilen 1997). Currently, some regulations have been set on the octopus fishery to protect species reproduction (minimum size and closing seasons) and control effort (fishing permits). Although there is a quota, the annual catch exceeds it most of the time because  $f$  and catches increase until the season is over (Jurado-Molina 2010). To our knowledge, there is no harvest control rule triggering fishing season closure when the fishery reaches the quota or limit reference point. This is a central aspect in the potential certification process for this fishery, and the lack of a harvest control rule could mean an impediment to certification approval. Developing a monitoring program that provides catch data in real time and allows the closure of the fishing season once the annual quota is reached could improve the management of the fishery. That real-time catch data could also be useful in establishing a harvest control rule. In Mexico this type of monitoring program has been implemented for the croaker fishery in the northern Gulf of California (IAES 2014), so managers could adopt this approach for the octopus fishery. Management of the fishery could also improve by assigning individual quotas that would help achieve optimal allocation of the resource (Schmid 1978). Under this scenario, the rights would be completely specified and effectively monitored. This approach has been successful in the loco fishery in Chile (Hilborn and Hilborn 2012) and would help establish efficiency objectives such as maximizing profit.

Regarding model improvements, management should take into account 5 sources of uncertainty (Francis and Shotton 1997), namely process uncertainty, observation uncertainty, model uncertainty, error structure uncertainty, and implementation uncertainty. According to Nøstbakken and Conrad (2007), most bioeconomic studies focus on the first 2 types of uncertainty. In our work, we added model uncertainty. The main flaw in our analysis is the equilibrium assumption.

presente estudio debería considerar este aspecto. Además, las capturas de pulpo rojo varían significativamente, por lo que es necesario analizar cómo la variación de las capturas afecta el precio por la baja oferta y la alta demanda e incorporar la información al modelo bioeconómico.

Los resultados de los modelos bioeconómicos sugieren que  $\hat{\pi}$  está en el mismo orden de magnitud que los valores reportados por la Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca (CONAPESCA) (CONAPESCA 2015). Asimismo,  $\hat{\beta}$  está en el mismo orden de magnitud que los valores reportados para el ingreso anual (Juárez et al. 2010). Es importante mencionar que  $f_{\beta}$  y  $f_{\pi}$  son menores que el número de barcos que operan actualmente en la pesquería. Además, desde 2012, existen permisos para 5,444 embarcaciones artesanales que operan en la pesquería (INAPESCA 2012; DOF 2014, 2018), valor que sobrepasa la moda estimada para  $f_{\alpha}$ , lo que sugiere que la pesquería podría estar operando con pérdidas. Sin embargo, se desconoce el valor de  $f$  real para cada temporada. Mejorar la gestión en la pesquería de pulpo rojo requeriría estimar  $f$  en términos de viajes de pesca/alijos o el número de jimbas utilizadas.

Aunque no podemos tomar nuestros resultados como un escenario real debido al supuesto de equilibrio, podemos identificar tendencias generales que sugieren disminuir el  $f$  para incrementar la ganancia anual y mejorar el estado de la población pesquera. Implementar este enfoque sería difícil, ya que de acuerdo con Berkes et al. (2001), los objetivos de la pesca se dividen en 3 grupos: sostenibilidad de los recursos, eficiencia y equidad. En este aspecto, ni la normatividad para la pesquería del pulpo rojo (NOM-008-SAG/PESC-2015, DOF 2016) ni la Carta Nacional Pesquera (DOF 2018) incluyen objetivos económicos (eficiencia o equidad).

El Plan de Manejo Pesquero de Pulpo (DOF 2014) se centra en la sustentabilidad de la pesca de pulpo en el golfo de México y el mar Caribe. También incluye 2 puntos que podrían considerarse objetivos generales de equidad: la rentabilidad y los beneficios económicos para la sociedad y la buena calidad de los productos pesqueros. Establecer objetivos de eficiencia, como maximizar las ganancias, probablemente enfrentará la resistencia de algunos pescadores y autoridades pesqueras y requerirá un amplio consenso entre las partes interesadas.

Bajo un régimen de acceso abierto, no hay restricciones para la entrada y salida de la pesquería y  $f$  podría expandirse hasta el punto en que las rentas de los recursos naturales podrían reducirse a cero. Por otro lado, con una ordenación óptima, se podrían maximizar los beneficios económicos de la pesca. Entre estos, hay varios regímenes mixtos, como el acceso abierto regulado (Homans y Wilen 1997). Actualmente, en la pesquería de pulpo existen algunas normativas para proteger la reproducción de la especie (talla mínima y épocas de veda) y controlar el esfuerzo (permisos de pesca). Aunque hay una cuota, la mayoría de las veces la captura anual la supera porque el  $f$  y las capturas aumentan hasta que finaliza la temporada (Jurado-Molina 2010). Hasta

Although this assumption facilitates calculation and analysis, populations are not at equilibrium. According to Haddon (2001), fisheries assessments should avoid equilibrium methods. When using surplus-production models, if a fish stock is declining, equilibrium methods persistently overestimate sustainable yield. The bioeconomic models developed in our work could have a similar effect. The approach taken in our work can be used to establish some key reference points and it is a first step in developing a more complex dynamic bioeconomic model that does not assume equilibrium. Such a model could include observation error, model error, implementation error, and use of state-of-the-art technology, as well as including stock assessment and decision analysis within a Bayesian framework, as proposed by Jurado-Molina (2010). Moreover, since the equilibrium assumption will be discarded, the new approach will need to explore and adopt new reference points. This approach will allow managers to re-evaluate the fishery periodically and establish management strategies. Achieving this task will require improved economic data quality. Currently, it is difficult to gather this information; we need to work collaboratively with fishermen and institutions. We must present the results from the stock assessment and the bioeconomic models so that fishermen and managers understand the advantage of providing more accurate data to develop bioeconomic models that could help ensure the sustainable exploitation of the stock and the economic viability of the fishing fleet.

## REFERENCES

- Akaike M. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: Petrov B, Csaki F (eds.), Proceedings 2nd International Symposium of Information Theory. Budapest (Hungary): Akademiai Kiado. p. 267–281.
- Arreguín-Sánchez F, Solís-Rámirez MJ, González ME. 2000. Population dynamics and stock assessment for *Octopus maya* (Cephalopoda: Octopodidae) fishery in the Campeche Bank, Gulf of Mexico [Dinámica de la población y evaluación del stock para la pesquería de *Octopus maya* (Cephalopoda: Octopodidae) en el Banco de Campeche, Golfo de México]. *Rev Biol Trop*. 48(2–3):323–331.
- Berkes F, Mahon R, McConney P, Pollnac R, Pomeroy R. 2001. Managing small-scale fisheries, alternative directions and methods. Ottawa (ON): International Development Research Centre. 321 p.
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL. 1993. Distance sampling: Estimating abundance of biological population. New York (NY): Chapman and Hall. 446 p.
- [CONAPESCA] Commission on Aquaculture and Fisheries. 2015 Mar 16. Producción record de pulpo en Yucatán; 24 mil 527 toneladas con valor aproximado de mil millones de pesos: Carrillo Galaz. Mazatlán (Sinaloa, Mexico): Gobierno de México; accessed 2020 Apr 14. <https://www.gob.mx/conapesca/prensa/34567>.
- Consultores en Ecosistemas. 2009. Programa Maestro de Pulpo en el Estado de Yucatán. Programa de vinculación productiva 2008. Mérida (Yucatan, Mexico): SAGARPA-CONAPESCA. 263 p.
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 1993 Dec 21. Norma Oficial Mexicana 008-pesc-1993, para ordenar el aprovechamiento de las
- donde sabemos, no existe una regla de control de captura que active el cierre de la temporada de pesca cuando la pesquería alcanza la cuota o un punto de referencia límite. Este aspecto es central en el proceso de la potencial certificación de esta pesquería; la falta de una regla de control de la captura podría ser un impedimento para obtener la certificación. El desarrollo de un programa de seguimiento para proporcionar información de captura en tiempo real y permitir el cierre de la temporada de pesca cuando se alcance la cuota anual podría mejorar el manejo de la pesquería. Esta información también podría ser útil para establecer una regla de control de captura. En México, este tipo de programa de monitoreo fue implementado para la pesquería de curvina en el norte del golfo de California (IAES 2014), por lo que las autoridades pesqueras podrían adoptar este enfoque para la pesquería de pulpo. El manejo de la pesquería también podría mejorar con la asignación de cuotas individuales que ayudaran a lograr la asignación óptima de este recurso (Schmid 1978). Bajo este escenario, los derechos estarían completamente especificados y efectivamente vigilados. Este enfoque ha sido exitoso para la pesquería de loco en Chile (Hilborn y Hilborn 2012) y ayudaría a establecer objetivos de eficiencia como maximizar las ganancias.
- Con respecto a las mejoras del modelo, las autoridades pesqueras deben tener en cuenta 5 fuentes de incertidumbre (Francis y Shotton 1997), esto es, incertidumbre del proceso, incertidumbre de la observación, incertidumbre del modelo, incertidumbre de la estructura del error e incertidumbre de la implementación. Según Nøstbakken y Conrad (2007), la mayoría de los estudios bioeconómicos se centran en los 2 primeros tipos de incertidumbre. En nuestro trabajo, agregamos incertidumbre del modelo. El principal defecto de nuestro análisis es el supuesto de equilibrio. Aunque este supuesto facilita el cálculo y el análisis, las poblaciones no están en equilibrio. Según Haddon (2001), las evaluaciones de la pesca deberían evitar los métodos de equilibrio. Cuando se utilizan modelos de producción excedente, si una población de peces está en declive, los métodos de equilibrio sobrestiman persistentemente el rendimiento sostenible. Los modelos bioeconómicos desarrollados en nuestro trabajo podrían tener un efecto similar. El enfoque adoptado en este trabajo es útil para establecer algunos puntos de referencia clave y es un primer paso para desarrollar un modelo bioeconómico dinámico más complejo que no suponga el equilibrio. Dicho modelo podría incluir el error de observación, error de modelo, error de implementación y el uso de tecnología de punta, además de incluir la evaluación de la población pesquera y el análisis de decisiones dentro de un marco bayesiano, como el propuesto por Jurado-Molina (2010). Además, dado que se descartará el supuesto de equilibrio, el nuevo enfoque requerirá explorar y adoptar nuevos puntos de referencia. Este enfoque permitirá a las autoridades pesqueras reevaluar la pesquería periódicamente y establecer estrategias de ordenación. Lograr esta tarea requerirá la mejora de la calidad de los datos económicos.

- especies de pulpo en las aguas de jurisdicción federal del Golfo de México y mar Caribe. Mexico: Secretaría de Gobernación.
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2004 Mar 15. 2004. ACUERDO mediante el cual se aprueba la actualización de la Carta Nacional Pesquera y su anexo. Mexico: Secretaría de Gobernación. 3 p.
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2014 Mar 28. ACUERDO por el que se da a conocer el Plan de Manejo Pesquero de Pulpo (*O. maya* y *O. vulgaris*) del Golfo de México y Mar Caribe. Mexico: Secretaría de Gobernación. 40 p.
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2016 Apr 13. NORMA Oficial Mexicana NOM-008-SAG/PESC-2015, para el aprovechamiento de las especies de pulpo en las aguas de jurisdicción federal del Golfo de México y Mar Caribe. Mexico: Secretaría de Gobernación. 6 p.
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2018 Nov 06. ACUERDO por el que se da a conocer la Actualización de la Carta Nacional Pesquera. Mexico: Secretaría de Gobernación. 106 p.
- Fox WWJr. 1970. An exponential surplus-yield model for optimizing exploited fish populations. *Trans Am Fish Soc.* 99(1):80–88.  
[https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1970\)99<80:AESMFO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1970)99<80:AESMFO>2.0.CO;2)
- Francis RICC, Shotton R. 1997. “Risk” in fisheries management: a review. *Can J Fish Aquat Sci.* 54(8):1699–1715.  
<https://doi.org/10.1139/f97-100>
- Gómez MC. 2016. Análisis técnico y económico entre capturas de pulpo *Enteroctopus megalocyathus* (Chile) y pulpo *Octopus maya* (México) [BSc thesis]. [Valdivia (Chile)]: Universidad Austral de Chile. 100 p.
- Haddon M. 2001. *Modelling and Quantitative Methods in Fisheries*. Boca Raton (FL): Chapman & Hall/CRC Press. 406 p.
- Hilborn R, Hilborn U. 2012. *Overfishing what everyone needs to know*. New York (NY): Oxford University Press. 141 p.
- Hilborn R, Mangel M. 1997. *The Ecological Detective: Confronting Models with Data*. Princeton (NJ): Princeton University Press.
- Homans FR, Wilen JE. 1997. A model of regulated open access resource use. *Journal of Environmental Economics and Management.* 32(1):1–21.  
<https://doi.org/10.1006/jeem.1996.0947>
- [IAES] Instituto de Acuicultura del Estado de Sonora. 2014. Implementación del Programa de Monitoreo Administrativo para la cuota total de captura en el Golfo de Santa Clara, Temporada 2014. Hermosillo (Sonora, Mexico): IAES. 42 p.
- [INAPESCA] Instituto Nacional de Pesca. 2008. Evaluación de la población de pulpo (*Octopus maya*) en la Península de Yucatán 2008. Documento interno: Mexico: INAPESCA.
- [INAPESCA] Instituto Nacional de Pesca. 2011. Evaluación de la población de pulpo (*Octopus maya*) en la Península de Yucatán 2011. Mexico: INAPESCA.
- [INAPESCA] Instituto Nacional de Pesca. 2012. Evaluación de la población de pulpo (*Octopus maya*) en la Península de Yucatán 2012. Documento interno: Mexico: INAPESCA.
- [INAPESCA] Instituto Nacional de Pesca. 2013. Evaluación de la población de pulpo (*Octopus maya*) en la Península de Yucatán 2013. Documento interno: Mexico: INAPESCA.
- [INAPESCA] Instituto Nacional de Pesca. 2014. Dictamen Técnico de Establecimiento de cuota de captura de pulpo (*Octopus maya*) para la temporada de pesca 2014. Documento interno [Internal document]. Mexico: INAPESCA.
- [INP] Instituto Nacional de la Pesca. 2002. Evaluación de la población de pulpo (*Octopus maya*) en la Península de Yucatán. Mexico: INAPESCA.
- Actualmente, es difícil recopilar esta información; necesitamos trabajar en colaboración con los pescadores y las instituciones. Debemos presentar los resultados de la evaluación de la población pesquera y los modelos bioeconómicos para que los pescadores y las autoridades pesqueras comprendan la ventaja de brindar información más precisa para el desarrollo de modelos bioeconómicos que puedan producir información que asegure la explotación sostenible de la población y la viabilidad económica de la flota pesquera.
- [INP] Instituto Nacional de la Pesca. 2003. Evaluación de la población de pulpo (*Octopus maya*) en la Península de Yucatán. Mexico: INAPESCA.
- [INP] Instituto Nacional de la Pesca. 2004. Evaluación de la población de pulpo (*Octopus maya*) en la Península de Yucatán 2004. Mexico: INAPESCA.
- [INP] Instituto Nacional de la Pesca. 2005. Evaluación de la población de pulpo (*Octopus maya*) en la Península de Yucatán 2005. Mexico: INAPESCA.
- [INP] Instituto Nacional de la Pesca. 2006. Evaluación de la población de pulpo (*Octopus maya*) en la Península de Yucatán 2006. Mexico: INAPESCA.
- [INP] Instituto Nacional de la Pesca. 2007. Evaluación de la población de pulpo (*Octopus maya*) en la Península de Yucatán 2007. Mexico: INAPESCA.
- Juárez OE, Rosas C, Arena L. 2010. La historia del pulpo maya leída en su ADN. *Ciencias.* 97:42–44.
- Jurado-Molina J. 2010. A Bayesian framework with implementation error to improve the management of the red octopus (*Octopus maya*) fishery off the Yucatán Peninsula = Enfoque bayesiano con error de implementación para mejorar el manejo de la pesquería de pulpo rojo (*Octopus maya*) en la Península de Yucatán. *Cienc Mar.* 36(1):1–14.  
<https://doi.org/10.7773/cm.v36i1.1627>
- Jurado-Molina J, Livingston P, Gallucci VF. 2004. Sensitivity analysis of the multispecies virtual population analysis model parameterized for a system of trophically-linked species from the eastern Bering Sea = Análisis de sensibilidad del modelo de análisis poblacional virtual multiespecífico aplicado a un sistema de especies relacionadas tróficamente del Mar de Bering Oriental. *Cienc Mar.* 30(2):285–296.  
<https://doi.org/10.7773/cm.v30i2.245>
- Larkin S, Alvarez S, Gil S, Harte M. 2011. Practical considerations in using bioeconomic modelling for rebuilding fisheries. *OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers*, No. 38. Paris (France): OECD Publishing.  
<https://dx.doi.org/10.1787/5kgk9qclw7mv-en>
- Nøstbakken L, Conrad JM. 2007. Uncertainty in Bioeconomic Modelling. In: Weintraub A, Romero C, Bjørndal T, Epstein R, Miranda J (eds.), *Handbook of Operations Research in Natural Resources*. International Series in Operations Research and Management, vol. 99. Boston, MA: Springer. p. 217–235.  
[https://doi.org/10.1007/978-0-387-71815-6\\_12](https://doi.org/10.1007/978-0-387-71815-6_12)
- Pella JJ, Tomlinson PK. 1969. A generalized stock-production model. *Bull Inter-Am Trop Tuna Comm.* 13(3):421–458.
- Report of Multispecies Assessment Working Group. c1991. Copenhagen, 7–16 June 1989. *ICES CM 1991/Assess:7*.

- Schaefer MB. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries. *Bulletins Inter-American Tropical Tuna Commission*. 1(2):23–56.
- Schmid AA. 1978. *Property, power and public choice: An inquiry into law and economics*. New York (NY): Praeger. 316 p.
- [SEMARNAP] Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. 2001. *Sustentabilidad y pesca responsable en México: evaluación y manejo 1999-2000*. Mexico: SEMARNAP. 1268 p.
- Solana-Sansores R, Wakida-Kusunoki AT, Solís-Ramírez M, Burgos R, De Anda D, Cervera K, Espinosa JC, Mena R, Mena JC, Ramírez F, et al. 2002. Evaluación de la población de pulpo (*Octopus maya*) en la Península de Yucatán, durante la temporada de veda 2002. Informe Técnico de investigación. Instituto Nacional de la Pesca. Yucatán (Mexico): Centro Regional de Investigación Pesquera en Yucalpeten. 12 p. Internal document.
- Timmermann K, Dinesen GE, Markager S, Ravn-Jonsen L, Bassompierre M, Roth E, Støttrup JG. 2014. Development and use of a bioeconomic model for management of mussel fisheries under different nutrient regimes in the temperate estuary of the Limfjord, Denmark. *Ecology and Society*. 19(1):14. <http://doi.org/10.5751/ES-06041-190114>

*Received 23 September 2020,  
accepted 23 March 2021.*