

## Harvest status and fishery management perspectives for the striped marlin (*Kajikia audax*) in the Mexican Pacific Ocean

## Estado de explotación y perspectivas de manejo pesquero del marlin rayado (*Kajikia audax*) en el océano Pacífico mexicano

J Gabriel Díaz-Urbe<sup>1</sup>, Alexander Klett-Traulsen<sup>1</sup>, Enrique Morales-Bojórquez<sup>2\*</sup>, Hugo Aguirre-Villaseñor<sup>3</sup>, Michel Dreyfus-León<sup>4</sup>, Heriberto Santana-Hernández<sup>5</sup>, Marcela S Zúñiga-Flores<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura, Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera, 23020 La Paz, Baja California Sur, Mexico.

<sup>2</sup> Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, 23096 La Paz, Baja California Sur, Mexico.

<sup>3</sup> Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura, Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera, 82010 Mazatlán, Sinaloa, Mexico.

<sup>4</sup> Fideicomiso de Investigación para el desarrollo del Programa Nacional de Aprovechamiento del Atún y Protección de Delfines y otros en torno a especies Acuáticas Protegidas (FIDEMAR), Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, 22860 Ensenada, Baja California, Mexico.

<sup>5</sup> Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura, Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera, 28200 Colima, Colima, Mexico.

\* Corresponding author. E-mail: emorales@cibnor.mx

**ABSTRACT.** Stock assessment of the striped marlin from the Mexican Pacific coast was done with historical (1963–2014) catch and effort data provided by commercial and recreational fleets, including bycatch data. Eight fishery-independent indices of relative abundance were used to fit a biomass dynamic model by maximum likelihood. For the most recent period (2015–2019), stock status was evaluated through simulations with the fitted model and available catch-per-unit-effort data of the recreational fleets as reference framework. Results indicated that up until 2014, striped marlin abundance showed 3 different trends. The first one was a decreasing trend from 1964 to 1977, where the catch and effort of commercial fleets exceeded the maximum sustainable yield (MSY) and the level of effort to reach MSY, respectively. The second one occurred from 1977 to 1990, and it was a stable trend with low abundance, less than the abundance when MSY is reached; this change was related to the reduction of commercial effort, although catches greater than the MSY were observed. The third one occurred from 1990 to 2014, and it showed increasing abundance due to the cessation of commercial fleets. This increase, however, has become slower because of the development of the recreational fishery and the increased bycatch. After 2014, the indicator estimated with the data from the recreational fleets suggested a shift in abundance; according to simulations, the fishing mortality was insufficient to explain this change. It is hypothesized that the natural mortality of striped marlin has been high since the mid-2010s. Conditions that could influence this situation and their implications on fishery management are discussed.

**Key words:** striped marlin, *Kajikia audax*, dynamic biomass model, multiple indicators.

**RESUMEN.** Se evaluó el estado de explotación del marlin rayado en el Pacífico mexicano con datos históricos (1963-2014) de captura y esfuerzo de flotas comerciales y deportivas, incluso datos de captura incidental. Se estimaron 8 indicadores de abundancia relativa independientes para ajustar un modelo dinámico de biomasa por máxima verosimilitud. Para el periodo más reciente (2015-2019), se evaluó el estado de explotación a través de simulaciones hechas con el modelo ajustado, y se tomó como referencia los datos disponibles de captura por unidad de esfuerzo de las flotas deportivas. Los resultados indicaron que hasta 2014, la abundancia del marlin rayado ha pasado por 3 etapas diferentes. La primera fue una tendencia decreciente de 1964 a 1977, donde las capturas y el esfuerzo de las flotas comerciales excedieron, respectivamente, el máximo rendimiento sostenible (MRS) y el esfuerzo para alcanzar el MRS. La segunda ocurrió de 1977 a 1990, y fue una tendencia estable de baja abundancia, inferior a la abundancia cuando se alcanza el MRS; este cambio se relacionó con la reducción del esfuerzo de las flotas comerciales, aunque con capturas superiores al MRS. La tercera ocurrió de 1990 a 2014, y mostró una tendencia al incremento de la abundancia, debido al cese de operaciones de las flotas comerciales. Este incremento ha sido lento debido al desarrollo de la pesca deportiva y al incremento de las capturas incidentales. Después de 2014, el indicador para las flotas deportivas sugirió un cambio en la abundancia; de acuerdo con las simulaciones, la mortalidad por pesca fue insuficiente para explicar dicho cambio. Se plantea como hipótesis que la mortalidad natural del marlin rayado ha sido alta desde la década de 2010. Se discuten las condiciones que pudieron influir en esta situación y sus implicaciones en el manejo pesquero.

**Palabras clave:** marlin rayado, *Kajikia audax*, modelo dinámico de biomasa, múltiples indicadores.



©J Gabriel Díaz-Urbe, Alexander Klett-Traulsen, Enrique Morales-Bojórquez, Hugo Aguirre-Villaseñor, Michel Dreyfus-León, Heriberto Santana-Hernández, Marcela S Zúñiga-Flores.

This is an Open Access article distributed under the terms of the [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), which allows you to share and adapt the work, as long as you give appropriate credit to the original author(s) and the source, provide a link to the Creative Commons license, and indicate if changes were made. Figures, tables, and other elements in the article are included in the article's CC BY 4.0 license, unless otherwise indicated. You must seek permission from the copyright holder for use of material not covered by this license. The journal title is protected by copyrights owned by Universidad Autónoma de Baja California, and the journal title and logo are not subject to this license.

## INTRODUCTION

Among billfish species (family Istiophoridae), the striped marlin, *Kajikia audax* (Philippi, 1887), has the widest latitudinal distribution (between 45° N and 45° S) in subtropical and temperate regions (20 to 25° C) from the Indian and Pacific oceans (Howard and Ueyanagi 1965, Squire and Suzuki 1990, Domeier et al. 2003, McDowell and Graves 2008). In the Pacific Ocean, the distribution areas of the striped marlin are configured in the shape of a horseshoe with 2 transoceanic regions in each hemisphere (northern and southern) joined at their eastern end along the coast of the American continent (Squire and Suzuki 1990). The striped marlin is particularly abundant off the coast of the Baja California Peninsula and at the mouth of the Gulf of California, a relevant area that is considered a center of population concentration for striped marlin, both for its exploitation and for its fishery management (Squire 1987). In this region, this species has been exploited for more than 50 years, by commercial fleets and recreational fleets.

Recreational fishing had its origins around 1930, when recreational fishermen from the United States traveled in their own boats to the south of the Baja California Peninsula, between Cabo San Lucas and La Paz. In the 1960s, Cabo San Lucas was still reported as a place with good fishing spots, and the development of hotel services for recreational fishermen began (Talbot and Wares 1975). Currently, the main recreational fleets concentrate at the mouth of the Gulf of California, near the center of highest availability of striped marlin in the eastern Pacific (Ortiz et al. 2003, Domeier 2006), and they depend on the abundance of this species in the region. Despite its long history, recreational fishing in Mexico had its biggest growth in the early 1990s, and, to date, the effect of this fishery on striped marlin abundance has not been evaluated.

Commercial exploitation began in the late 1950s, when tuna fleets from Japan expanded their fishing areas to the eastern Pacific. In 1963 they reached the region off the Baja California Peninsula, where catches of striped marlin were large and equal to those of tuna (Talbot and Wares 1975). In the 1970s, with the declaration of the exclusive economic zone (EEZ) of Mexico, there was a transition to Mexican fleets focused on tuna, shark, and finfish fishing, where striped marlin formed an important part of the bycatch. In 1984, the first specific commercial fishing permits were issued for several billfish species, with striped marlin making up the majority of these catches. In 1991, permits were no longer granted for striped marlin fishing, and the fleets shifted to swordfish fishing. Eventually, many of these vessels turned to shark fishing; therefore, since the 1990s, these fleets have caught striped marlin incidentally. The status of striped marlin in the Pacific coast of Mexico was analyzed by Klett-Traulsen and Aguilar-Ibarra (2001) using the historical series of commercial catches available at that time, that is, from 1963 to 1990, which represents a period of intense fishing by both

## INTRODUCCIÓN

Entre las especies de picudos (familia Istiophoridae), el marlin rayado, *Kajikia audax* (Philippi, 1887), tiene la más amplia distribución latitudinal (entre 45° N y 45° S) en las regiones subtropicales y templadas (de 20 a 25 °C) de los océanos Índico y Pacífico (Howard y Ueyanagi 1965, Squire y Suzuki 1990, Domeier et al. 2003, McDowell y Graves 2008). En el océano Pacífico, las áreas de distribución del marlin rayado se configuran en forma de herradura, con 2 regiones transoceánicas en cada hemisferio (norte y sur) unidas en su extremo oriental a lo largo de la costa del continente americano (Squire y Suzuki 1990). El marlin rayado es particularmente abundante frente a las costas de la península de Baja California y en la boca del golfo de California, zona relevante que se considera centro de concentración poblacional de marlin rayado, tanto para su explotación como para su manejo pesquero (Squire 1987). En esta región, esta especie ha sido explotada por más de 50 años, tanto por flotas comerciales como por flotas deportivas.

La pesca deportiva tuvo su origen hacia 1930, cuando pescadores deportivos de Estados Unidos viajaban en sus propias embarcaciones al sur de la península de Baja California, entre cabo San Lucas y La Paz. En la década de 1960, cabo San Lucas seguía reportándose como un lugar con buenos sitios de pesca, e inició el desarrollo de servicios hoteleros para pescadores deportivos (Talbot y Wares 1975). Actualmente, las principales flotas deportivas se concentran en la boca del golfo de California, cerca del centro de mayor disponibilidad de marlin rayado en el Pacífico oriental (Ortiz et al. 2003, Domeier 2006), por lo que dependen de la abundancia de esta especie en la región. A pesar de su larga historia, la pesca deportiva en México tuvo su mayor crecimiento hasta principios de la década de 1990, sin que, hasta la fecha, se haya evaluado el efecto de esta pesquería en la abundancia del marlin rayado.

El aprovechamiento comercial empezó a finales de la década de 1950, cuando flotas atuneras de Japón expandieron sus áreas de pesca hacia el Pacífico oriental. En 1963 alcanzaron la región frente a la península de Baja California, donde las capturas de marlin rayado eran grandes e igualaban a las de atún (Talbot y Wares 1975). En la década de 1970, con la declaración de la zona económica exclusiva (ZEE) de México, se dio la transición a flotas mexicanas centradas en la pesca de atún, tiburón y escama, donde el marlin rayado formaba parte importante de las capturas incidentales. En 1984, se emitieron los primeros permisos de pesca comercial específicos para diversas especies de picudos, de las cuales el marlin rayado constituía la mayor parte de estas capturas. En 1991, se dejaron de otorgar permisos para la pesca de marlin rayado, y las flotas se orientaron a la pesca de pez espada. Eventualmente, gran parte de estas embarcaciones se dirigieron a la pesca de tiburón, por lo que, desde la década de 1990, estas flotas capturan marlin rayado de manera incidental. El estatus del marlin rayado en el Pacífico mexicano fue analizado por

Japanese and Mexican longline fleets. Klett-Traulsen and Aguilar-Ibarra (2001) did not include recreational fishing in their model, and for the time period covered by the study, bycatch was considered insignificant. Other assessments of striped marlin that have greater geographic coverage in the eastern Pacific Ocean are found in the works of Hinton and Bayliff (2002), Hinton and Maunder (2004), Hinton (2009), and Hinton and Maunder (2009) (Fig. 1a).

Currently, the management of striped marlin in Mexico focuses on recreational fishing and the bycatch produced by billfish and shark fisheries. Management guidelines are found in different legal documents (DOF 2007, 2012, 2013) and several current agreements dating back to the 1980s (DOF 1987, 1994, 2008). Given the importance of the species, this work evaluates the state of exploitation of the striped marlin that is distributed off the Pacific coast of Mexico with a historical series of more than 50 years, which includes commercial, recreational, and incidental catches.

## MATERIALS AND METHODS

### Catch and effort

The catch and effort data used in this study came from commercial and recreational fishing fleets that have operated in the EEZ of Mexico in the Pacific between 1963 and 2014 (Fig. 1b–d). All catches were expressed in number of individuals, whereas effort was quantified in different units, which are detailed in Table 1. The information on commercial fishing directed at striped marlin came from Japanese and Mexican longline fleets (1963–1990), which were considered as a single commercial fleet ( $f_1$ ) with an index of relative abundance, which was already standardized (Klett-Traulsen and Aguilar-Ibarra 2001). The information on recreational fishing came from 2 sources that covered different periods. The first source was taken from the work of Squire (1987); this contained information from 1969 to 1984, from which data from Baja California were selected: Guaymas, Kino Bay, and Puerto Peñasco (Sonora); Mazatlán (Sinaloa); and Acapulco, Zihuatanejo, and Ixtapa (Guerrero). We handled these data as coming from a single fleet ( $f_2$ ). The second source covered information from 1985 to 2014, which came from monthly samplings and daily catch reports provided by the recreational fishing fleets of 3 key ports at the mouth of the Gulf of California: Cabo San Lucas, Buenavista, and Mazatlán. This information came from the Programa de Monitoreo de Pesca Deportiva (Sport Fishing Monitoring Program) of the Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (National Institute of Fisheries and Aquaculture) (PMPD-INAPESCA, for its acronym in Spanish) and was assumed to be information from another fleet ( $f_3$ ). The catches of these fleets refer to the catch retained and landed, plus 26% of the individuals reported as released, under the assumption that these did not survive (Domeier et al. 2003); therefore, they were included as part of the mortality caused by this fleet. In addition, we

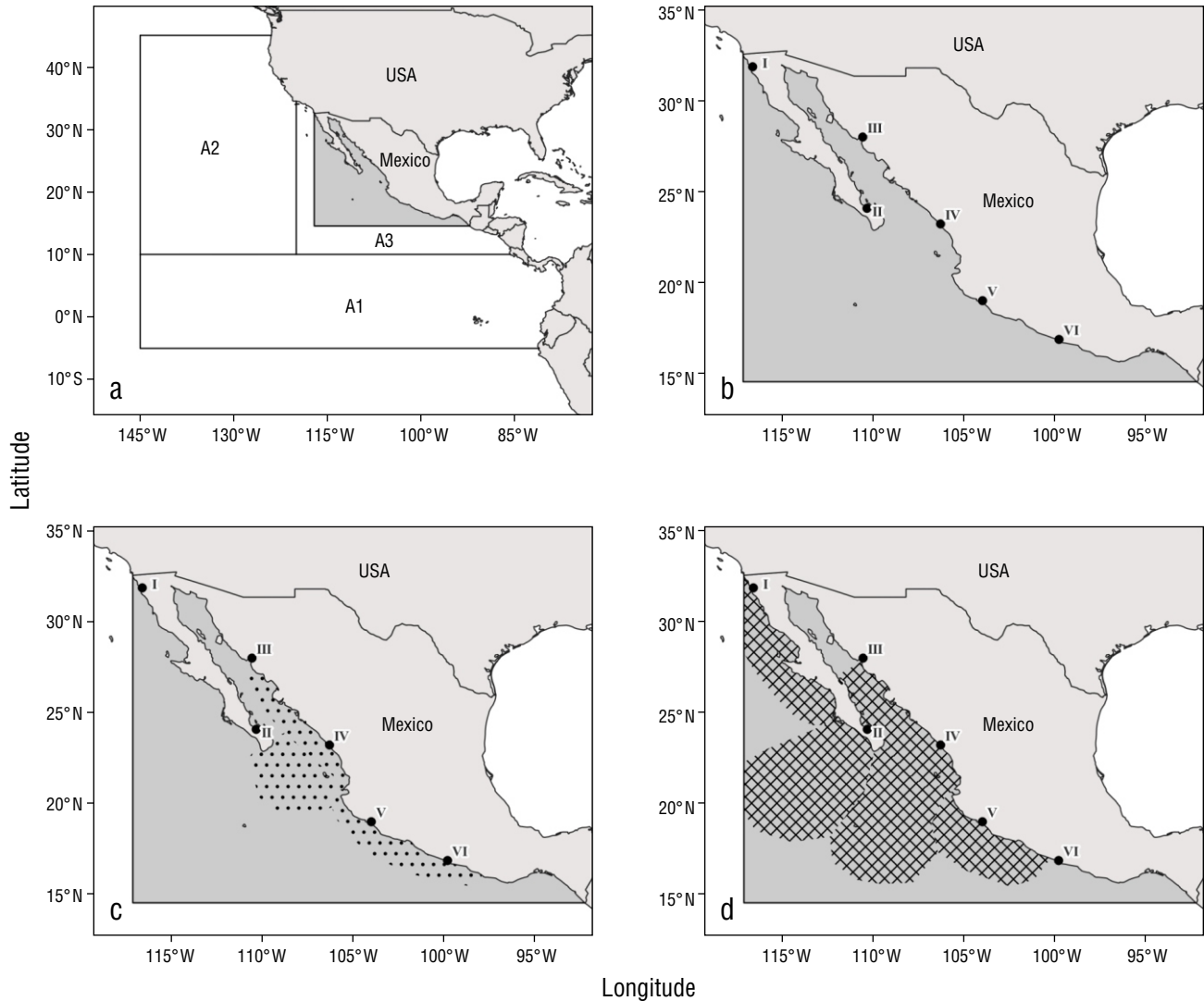
Klett-Traulsen y Aguilar-Ibarra (2001) con base en la serie histórica de capturas comerciales disponible en ese momento, es decir, de 1963 a 1990, que representa un periodo de intensa pesca por flotas palangreras tanto japonesas como mexicanas. Klett-Traulsen y Aguilar-Ibarra (2001) no incluyeron en su modelo la pesca deportiva, y para la época que abarcó el estudio, las capturas incidentales se consideraban insignificantes. Otras evaluaciones de marlin rayado que tienen una mayor cobertura geográfica en el océano Pacífico oriental se encuentran en los trabajos de Hinton y Bayliff (2002), Hinton y Maunder (2004), Hinton (2009) y Hinton y Maunder (2009) (Fig. 1a).

Actualmente, el manejo de marlin rayado en México centra en la pesca deportiva y en las capturas incidentales que se generan en las pesquerías de pez espada y tiburón. Los lineamientos de manejo se encuentran en distintos documentos legales (DOF 2007, 2012, 2013) y varios acuerdos vigentes que datan desde la década de 1980 (DOF 1987, 1994, 2008). Dada la importancia de la especie, en este trabajo se presenta una evaluación del estado de explotación del marlin rayado que se distribuye frente a las costas del Pacífico mexicano con una serie histórica de más de 50 años, en la que se incluyen capturas comerciales, deportivas e incidentales.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Captura y esfuerzo

Los datos de captura y esfuerzo usados en este estudio provinieron de flotas comerciales y deportivas que han operado en la ZEE del Pacífico mexicano entre 1963 y 2014 (Fig. 1b–d). Todas las capturas se expresaron en número de individuos, mientras que el esfuerzo se cuantificó en distintas unidades desglosadas en la Tabla 1. La información de la pesca comercial dirigida al marlin rayado provino de flotas palangreras tanto japonesas como mexicanas (1963–1990), las cuales se consideraron como una sola flota comercial ( $f_1$ ) con un indicador de abundancia relativa, la cual ya estaba estandarizada (Klett-Traulsen y Aguilar-Ibarra 2001). La información de la pesca deportiva provino de 2 fuentes que abarcaron distintos periodos. La primera fuente se tomó del trabajo de Squire (1987), con información de 1969 a 1984, de la cual se seleccionaron datos de Baja California; Guaymas, bahía Kino y Puerto Peñasco, Sonora; Mazatlán, Sinaloa; y Acapulco, Zihuatanejo e Ixtapa, Guerrero; y estos datos se manejaron como provenientes de una sola flota ( $f_2$ ). La segunda fuente abarcó información de 1985 a 2014, la cual provino de muestreos mensuales y reportes diarios de captura proporcionados por las flotas deportivas de 3 puertos clave en la boca del golfo de California: cabo San Lucas, Buenavista y Mazatlán. Esta información provino del Programa de Monitoreo de Pesca Deportiva del Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (PMPD-INAPESCA), y se supuso como



**Figure 1.** Study area. (a) Study area (shaded area) in relation to assessment areas that are managed in other striped marlin assessments (A1–A3) (e.g., Hinton and Maunder 2009). (b) Area of influence (shaded area) of the commercial and tuna fleets. (c) Area of influence (dotted area) of recreational fleets. (d) Area of influence (area with diamond pattern) of billfish and shark fleets. I: Ensenada, Baja California; II: La Paz, Baja California Sur; III: Guaymas, Sonora; IV: Mazatlán, Sinaloa; V: Manzanillo, Colima; and VI: Acapulco, Guerrero.

**Figura 1.** Área de estudio. (a) Área de estudio (área sombreada) con relación a las áreas de evaluación que se manejan en otras evaluaciones de marlin rayado (A1-A3) (e.g., Hinton y Maunder 2009). (b) Área de influencia (área sombreada) de las flotas comerciales y atuneras. (c) Área de influencia (área punteada) de las flotas deportivas. (d) Área de influencia (área con patrón de diamantes) de las flotas espadera y tiburonerías. I: Ensenada, Baja California; II: La Paz, Baja California Sur; III: Guaymas, Sonora; IV: Mazatlán, Sinaloa; V: Manzanillo, Colima; y VI: Acapulco, Guerrero.

included other commercial fleets that incidentally catch striped marlin: a purse seine tuna fleet ( $f_4$ ) (1993–2014) whose information came from the Programa Nacional de Aprovechamiento del Atún y Protección del Delfín (National Tuna Harvest and Dolphin Protection Program) operated by the Fideicomiso de Investigación para el Desarrollo del Programa Nacional de Aprovechamiento del Atún y Protección de Delfines y otros en torno a Especies Acuáticas Protegidas (Research Trust for the Development of the National

información de otra flota ( $f_3$ ). Las capturas de estas flotas se refieren a la captura retenida y desembarcada más el 26% de los individuos reportados como liberados, bajo el supuesto de que no lograron sobrevivir (Domeier et al. 2003), por lo que se incluyeron como parte de la mortalidad causada por esta flota. También se incluyeron otras flotas comerciales que capturan incidentalmente marlin rayado: una flota atunera con red de cerco ( $f_4$ ) (1993-2014) cuya información provino del Programa Nacional de Aprovechamiento

Program for the Use of Tuna and Protection of Dolphins and others regarding Protected Aquatic Species [PNAAPD-FIDEMAR, for its acronym in Spanish]); a longline billfish fleet (*f5*) (1983–2002); and 3 longline shark fleets with different base ports (Manzanillo [*f6*, 2003–2014], Ensenada [*f7*, 2006–2014], and Mazatlán [*f8*, 2006–2014]). The information for fleets *f5* and *f6* came from the Programa de Pelágicos Mayores del Pacífico Central Mexicano (Large Pelagics of the Pacific coast of central Mexico Program) of INAPESCA (PPMPC-INAPESCA, for its acronym in Spanish), whereas the information for fleets *f7* and *f8* came from the Programa de Observadores a Bordo de Embarcaciones Mayores en la Pesca de Tiburón del Pacífico Mexicano (Observer Program Aboard Larger Vessels in the Shark Fishery of the Pacific off Mexico) operated by FIDEMAR (POBPT-FIDEMAR, for its acronym in Spanish). Given that standardized catch and effort data were not available for most of the fleets (Table 1), we used independent indices of relative abundance in terms of catch per unit of effort (CPUE), under the assumption that each fleet was sufficiently homogeneous with a specific catchability constant ( $q$ ), which allowed us to make the estimations described in the following subsection.

del Atún y Protección del Delfín que opera el Fideicomiso de Investigación para el Desarrollo del Programa Nacional de Aprovechamiento del Atún y Protección de Delfines y otros en torno a Especies Acuáticas Protegidas (PNAAPD-FIDEMAR); una flota espadera de palangre (*f5*) (1983-2002); y 3 flotas tiburonerías de palangre con diferentes puertos base (Manzanillo [*f6*, 2003-2014], Ensenada [*f7*, 2006-2014] y Mazatlán [*f8*, 2006-2014]). La información de las flotas *f5* y *f6* provino del Programa de Pelágicos Mayores del Pacífico Central Mexicano del INAPESCA (PPMPC-INAPESCA), mientras que la información de las flotas *f7* y *f8* provino del Programa de Observadores a Bordo de Embarcaciones Mayores en la Pesca de Tiburón del Pacífico Mexicano operado por FIDEMAR (POBPT-FIDEMAR). Dado que para la mayor parte de las flotas no se contaba con datos estandarizados de captura y esfuerzo (Tabla 1), se utilizaron indicadores independientes de abundancia relativa en términos de captura por unidad de esfuerzo (CPUE), bajo el supuesto de que cada flota era lo suficientemente homogénea con una constante de capturabilidad específica ( $q$ ), lo que permitió realizar las estimaciones que se describen en la siguiente subsección.

**Table 1.** Fleets that capture striped marlin (*f1–f8*) in the exclusive economic zone in the Pacific off Mexico and that were included in the analysis of this work. PMPD-INAPESCA, Programa de Monitoreo de Pesca Deportiva of the Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura; PNAAPD-FIDEMAR, Programa Nacional de Aprovechamiento del Atún y Protección del Delfín operated by the Fideicomiso de Investigación para el Desarrollo del Programa Nacional de Aprovechamiento del Atún y Protección de Delfines y otros en torno a Especies Acuáticas Protegidas; PPMPC-INAPESCA, Programa de Pelágicos Mayores del Pacífico Central Mexicano of INAPESCA; POBPT-FIDEMAR, Programa de Observadores a Bordo de Embarcaciones Mayores en la Pesca de Tiburón del Pacífico mexicano operated by FIDEMAR.

**Tabla 1.** Flotas que capturan marlin rayado (*f1–f8*) en la zona económica exclusiva del Pacífico mexicano y que fueron incluidas en el análisis de este trabajo. PMPD-INAPESCA, Programa de Monitoreo de Pesca Deportiva del Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura; PNAAPD-FIDEMAR, Programa Nacional de Aprovechamiento del Atún y Protección del Delfín que opera el Fideicomiso de Investigación para el Desarrollo del Programa Nacional de Aprovechamiento del Atún y Protección de Delfines y otros en torno a Especies Acuáticas Protegidas; PPMPC-INAPESCA, Programa de Pelágicos Mayores del Pacífico Central Mexicano del INAPESCA; POBPT-FIDEMAR, Programa de Observadores a Bordo de Embarcaciones Mayores en la Pesca de Tiburón del Pacífico Mexicano operado por FIDEMAR.

Fleet	Period	Type of catch	Fishing gear	Effort unit	Standardized data	Source <sup>1</sup>
<i>f1</i> Commercial (Japan-Mexico)	1963–1990	Objective	Longline	Hooks × 10 <sup>3</sup>	Yes	Klett and Aguilar (2001)
<i>f2</i> Sportfishing	1969–1984	Objective	Hook and line	Angler-days	No	Squire (1987)
<i>f3</i> Sportfishing	1985–2014	Objective	Hook and line	Trips	No	PMPD-INAPESCA
<i>f4</i> Tuna	1993–2013	Incidental	Purse seine	Sets	No	PNAAPD-FIDEMAR
<i>f5</i> Deep-sea billfish	1983–2002	Incidental	Longline	Hooks × 10 <sup>3</sup>	No	PPMPC-INAPESCA
<i>f6</i> Billfish-shark	2003–2014	Incidental	Longline	Hooks × 10 <sup>3</sup>	No	PPMPC-INAPESCA
<i>f7</i> Shark (Ensenada)	2006–2014	Incidental	Longline	Trips	No	POBPT-FIDEMAR
<i>f8</i> Shark (Mazatlán)	2006–2014	Incidental	Longline	Trips	No	POBPT-FIDEMAR

<sup>1</sup> See *Materials and methods* section for more on the source.



### Quantitative analysis

Catch data (commercial, recreational, and bycatch) were incorporated into a dynamic abundance model (Haddon 2011):

$$N_t = N_{t-1} + rN_{t-1}\left(1 - \frac{N_{t-1}}{K}\right) - \sum C_{t-1,f} \quad (1)$$

where  $N_t$  is the abundance of striped marlin in year  $t$ ,  $N_{t-1}$  is the abundance in the previous year ( $t - 1$ ),  $\sum C_{t-1,f}$  is the sum of the catches of the different fleets ( $f1, f2, \dots, f8$ ) in year  $t - 1$ ,  $r$  is the maximum population growth rate when  $N \rightarrow 0$ , and  $K$  is the carrying capacity in the study area.

With the  $N_t$  values obtained from equation 1, the annual CPUE of each fleet was estimated from the following:

$$\hat{I}_{t,f} = q_f N_t e^\varepsilon \quad (2)$$

where  $\hat{I}_{t,f}$  is the estimated CPUE of fleet  $f$  in year  $t$ ,  $q_f$  is the specific catchability of fleet  $f$ , and  $e^\varepsilon$  is the observation error with  $\varepsilon \sim N(0, \sigma^2)$ . Different values of  $K$  and  $r$  in equation 1 were tested to approximate the estimated CPUE values ( $\hat{I}_{t,f}$ , equation 2) to the observed CPUE values of each fleet ( $I_{t,f} = C_{t,f}/E_{t,f}$ , where  $C_{t,f}$  and  $E_{t,f}$  are the recorded catch and effort of fleet  $f$  in year  $t$ ). For this purpose, the likelihood function was used (Haddon 2011):

$$L_f(I_{t,f} | r, K, q_f) = \frac{1}{\hat{\sigma} \sqrt{2\pi}} \prod e^{-\frac{(\ln I_{t,f} - \ln \hat{I}_{t,f})^2}{2\hat{\sigma}^2}} \quad (3)$$

where  $L_f(I_{t,f} | r, K, q_f)$  is the likelihood of  $I_{t,f}$  given the parameters  $r$ ,  $K$ , and  $q_f$ ;  $\hat{\sigma} = \Sigma[(\ln I_{t,f} - \ln \hat{I}_{t,f})^2/n]$ ;  $n$  is the number of observed data; and  $\Pi$  is the product, which was calculated for all years ( $t$ ) for which CPUE data were available. The fit of the parameters  $r$ ,  $K$ , and  $q_f$  was carried out by maximizing the joint likelihood according to the following expression:

$$L_T\{I_{t,1}, I_{t,2}, \dots, I_{t,7}, I_{t,8}\} = \prod \Omega_f L_f = \Omega_1 L_1 \times \Omega_2 L_2 \times \dots \times \Omega_7 L_7 \times \Omega_8 L_8 \quad (4)$$

where  $L_T\{I_{t,1}, I_{t,2}, \dots, I_{t,7}, I_{t,8}\}$  is the joint likelihood of the 8 independent indices of abundance weighted by factor  $\Omega_f$ , which expresses the weight of the index of each fleet and was estimated as  $\Omega_f = \lambda^2 / \Sigma[\lambda_f^2]$ , where  $\lambda^2$  is the value of the explained variance of each index (Deriso et al. 1985, Methot 1989, Punt and Hilborn 1996). The maximization procedure was performed using the Excel *Solver* routine with the nonlinear generalized reduced gradient solving method. In order to avoid possible convergence to a local maximum, different seed values of  $r$  and  $K$  were tested, which made it possible to have a wide range of likelihood values and to create the response surface that guaranteed obtaining maximum likelihood. The confidence intervals of  $K$ ,  $r$ , and each  $q_f$  were estimated based

### Análisis cuantitativo

Los datos de captura (comercial, deportiva e incidental) fueron incorporados a un modelo dinámico de abundancia (Haddon 2011):

$$N_t = N_{t-1} + rN_{t-1}\left(1 - \frac{N_{t-1}}{K}\right) - \sum C_{t-1,f} \quad (1)$$

donde  $N_t$  es la abundancia del marlin rayado en el año  $t$ ,  $N_{t-1}$  es la abundancia en el año anterior ( $t - 1$ ),  $\sum C_{t-1,f}$  es la suma de las capturas de las distintas flotas ( $f1, f2, \dots, f8$ ) en el año  $t - 1$ ,  $r$  es la tasa máxima de crecimiento poblacional cuando  $N \rightarrow 0$ , y  $K$  es la capacidad de carga en la zona de estudio.

Con los valores de  $N_t$  obtenidos de la ecuación 1, se estimó la CPUE anual de cada flota a partir de:

$$\hat{I}_{t,f} = q_f N_t e^\varepsilon \quad (2)$$

donde  $\hat{I}_{t,f}$  es la CPUE estimada de la flota  $f$  en el año  $t$ ,  $q_f$  es la capturabilidad específica de la flota  $f$ , y  $e^\varepsilon$  es el error de observación con  $\varepsilon \sim N(0, \sigma^2)$ . Se probaron distintos valores de  $K$  y  $r$  en la ecuación 1 para aproximar los valores de CPUE estimados ( $\hat{I}_{t,f}$ , ecuación 2) a los valores de CPUE observados de cada flota ( $I_{t,f} = C_{t,f}/E_{t,f}$ , donde  $C_{t,f}$  y  $E_{t,f}$  son la captura y el esfuerzo registrados de la flota  $f$  en el año  $t$ ). Para tal propósito, se utilizó la función de verosimilitud (Haddon 2011):

$$L_f(I_{t,f} | r, K, q_f) = \frac{1}{\hat{\sigma} \sqrt{2\pi}} \prod e^{-\frac{(\ln I_{t,f} - \ln \hat{I}_{t,f})^2}{2\hat{\sigma}^2}} \quad (3)$$

donde  $L_f(I_{t,f} | r, K, q_f)$  es la verosimilitud de  $I_{t,f}$  dados los parámetros  $r$ ,  $K$  y  $q_f$ ;  $\hat{\sigma} = \Sigma[(\ln I_{t,f} - \ln \hat{I}_{t,f})^2/n]$ ;  $n$  es el número de datos observados; y  $\Pi$  es el producto, el cual se calculó para todos los años ( $t$ ) para los cuales hubo datos de CPUE disponibles. El ajuste de los parámetros  $r$ ,  $K$  y  $q_f$  se realizó maximizando la verosimilitud conjunta según la siguiente expresión:

$$L_T\{I_{t,1}, I_{t,2}, \dots, I_{t,7}, I_{t,8}\} = \prod \Omega_f L_f = \Omega_1 L_1 \times \Omega_2 L_2 \times \dots \times \Omega_7 L_7 \times \Omega_8 L_8 \quad (4)$$

donde  $L_T\{I_{t,1}, I_{t,2}, \dots, I_{t,7}, I_{t,8}\}$  es la verosimilitud conjunta de los 8 indicadores independientes de abundancia ponderados por el factor  $\Omega_f$ , que expresa el peso del indicador de cada flota y que se estimó como  $\Omega_f = \lambda^2 / \Sigma[\lambda_f^2]$ , donde  $\lambda^2$  es el valor de varianza explicada de cada indicador (Deriso et al. 1985, Methot 1989, Punt y Hilborn 1996). El procedimiento de maximización se realizó mediante la rutina *Solver* de Excel con el método de resolución gradiente reducido generalizado no lineal. Con el fin de evitar la posible convergencia en un máximo local, se probaron distintos valores semilla de  $r$  y  $K$ , lo que permitió tener un intervalo amplio de valores de verosimilitud y construir la superficie de respuesta que garantizara la obtención de la máxima verosimilitud. Los intervalos

on the likelihood profiles assuming that  $L(\theta)_{\max}/L(\theta) \sim \chi^2$  and selecting those values of  $r$ ,  $K$ , and  $q_f$  that met the condition  $2 \times [L(\theta)_{\max} - L(\theta)] \leq \chi^2_{2,\alpha}$ , for which we considered covariant parameters with a critical value of  $\chi^2_{2,0.05=5.99}$  (Venzon and Moolgavkar 1988, Haddon 2011). Finally, we estimated the main reference points: maximum sustainable yield (MSY =  $rK/4$ ), the abundance when the MSY is reached ( $N_{\text{MSY}} = K/2$ ) and the effort to reach the MSY ( $E_{\text{MSY}} = r/2q_f$ ) (Haddon 2011).

## Simulations

After 2014, the only data available were those from recreational fishing fleets ( $f_3$ ). Assuming that the CPUE of  $f_3$  continued to be an abundance index, simulations were done with the abundance model (equation 1) under 2 different scenarios to evaluate the level of mortality that should have occurred to fit  $\hat{I}_{t,3}$  to the data observed in the most recent years (2015–2019). For scenario 1, we hypothesized that the fit would be achieved just by adding a mortality equivalent to the expected bycatch. Expected bycatch was estimated as the average proportion of bycatch for recreational fishing during the 2010–2014 period. For scenario 2, we hypothesized that, to achieve the fit, it is necessary to add greater mortality than would be expected from bycatch alone. In this case, we increased mortality until it reached maximum likelihood (equation 3) in the fit of  $\hat{I}_{t,3}$  to the observed data. The values of  $K$ ,  $r$ , and  $q_f$  were kept fixed according to the original fit, so the likelihood was maximized by assigning different values of total catch ( $\Sigma C_{t-1,f}$ ).

## RESULTS

### Catch and effort

Commercial fishing for striped marlin in the Pacific off Mexico developed rapidly, and the highest average catches were recorded between 1964 and 1971 with 117,000 ind·y<sup>-1</sup>, with the maximum historical catch of 212,000 individuals recorded in 1968 (Fig. 2a). Between 1972 and 1978, a negative trend in catches was observed, with an average of 50,000 ind·y<sup>-1</sup>. Between 1979 and 1990, the greatest interannual variability was recorded with the lowest average catches (37,000 ind·y<sup>-1</sup>). After 1990, catches only came from recreational fishing (67.5%) or bycatch (32.5%).

Recreational fishing catches were less than 2,000 ind·y<sup>-1</sup>, on average, until 1985. Afterwards, a period of increasing catches began up to 2007, when the maximum catch of 22,000 individuals was reached. Subsequently, recreational fishing catches showed wide variation, from 6,600 individuals in 2011 to 18,600 individuals in 2013. After 2013, catches decreased to an average of 5,300 ind·y<sup>-1</sup> between 2017 and 2019, which outlines a downward trend that seems to have begun a few years before 2010. On the other hand, bycatch showed wide fluctuations. The first occurred in the period 1986–1987 and in 1997, with catch peaks of 3,200 and 12,600 individuals,

de confianza de  $K$ , de  $r$  y de cada  $q_f$  se estimaron con base en los perfiles de verosimilitud suponiendo que  $L(\theta)_{\max}/L(\theta) \sim \chi^2$  y seleccionando aquellos valores de  $r$ ,  $K$  y  $q_f$  que cumplieran la condición  $2 \times [L(\theta)_{\max} - L(\theta)] \leq \chi^2_{2,\alpha}$  para la cual se consideraron parámetros covariantes con valor crítico de  $\chi^2_{2,0.05=5.99}$  (Venzon y Moolgavkar 1988, Haddon 2011). Finalmente, se estimaron los principales puntos de referencia: máximo rendimiento sostenible (MRS =  $rK/4$ ), la abundancia cuando se alcanza el MRS ( $N_{\text{MRS}} = K/2$ ) y el esfuerzo para alcanzar el MRS ( $E_{\text{MRS}} = r/2q_f$ ) (Haddon 2011).

## Simulaciones

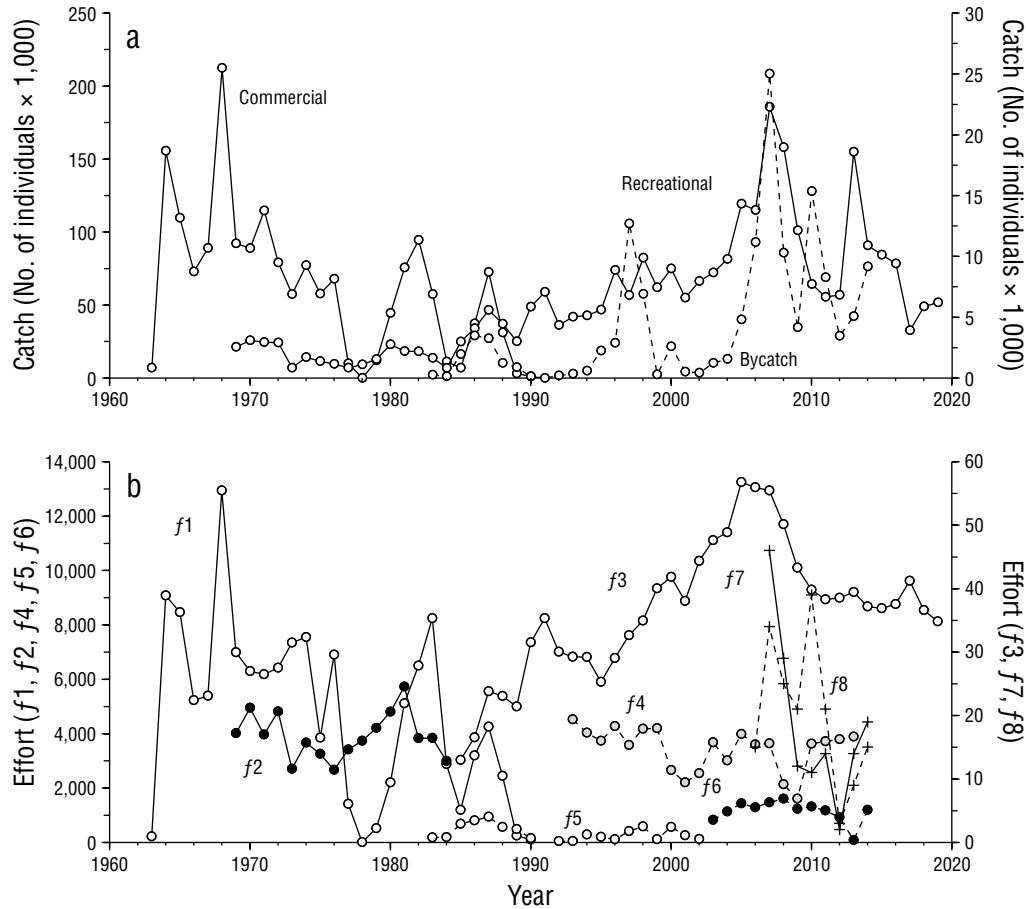
Después de 2014, los únicos datos disponibles eran aquellos de las flotas deportivas ( $f_3$ ). Suponiendo que la CPUE de  $f_3$  continuaba siendo un indicador de abundancia, se realizaron simulaciones con el modelo de abundancia (ecuación 1) bajo 2 escenarios diferentes para evaluar el nivel de mortalidad que debió ocurrir para ajustar  $\hat{I}_{t,3}$  a los datos observados en los años más recientes (2015–2019). Para el escenario 1, se planteó la hipótesis de que solo con agregar una mortalidad equivalente a las capturas incidentales esperadas se logra el ajuste. Las capturas incidentales esperadas se estimaron como la proporción promedio de las capturas incidentales con respecto a la pesca deportiva durante el periodo 2010–2014. Para el escenario 2, se planteó la hipótesis de que para lograr el ajuste, es necesario agregar una mayor mortalidad que la esperada con solo las capturas incidentales. En este caso, la mortalidad se incrementó hasta alcanzar la máxima verosimilitud (ecuación 3) en el ajuste de  $\hat{I}_{t,3}$  a los datos observados. Los valores de  $K$ ,  $r$  y  $q_f$  se mantuvieron fijos según el ajuste original, por lo cual la verosimilitud se maximizó asignando distintos valores de captura total ( $\Sigma C_{t-1,f}$ ).

## RESULTADOS

### Captura y esfuerzo

La pesca comercial de marlin rayado en el Pacífico mexicano se desarrolló rápidamente, y entre 1964 y 1971, se registraron las mayores capturas promedio, con 117,000 ind·año<sup>-1</sup>, y la máxima captura histórica de 212,000 individuos en 1968 (Fig. 2a). Entre 1972 y 1978, se observó una tendencia negativa en las capturas, con un promedio de 50,000 ind·año<sup>-1</sup>. Entre 1979 y 1990, se registró la mayor variabilidad interanual con el menor promedio de capturas (37,000 ind·año<sup>-1</sup>). Después de 1990, las capturas solo provinieron de la pesca deportiva (67.5%) o de la captura incidental (32.5%).

Las capturas de la pesca deportiva fueron menores que 2,000 ind·año<sup>-1</sup>, en promedio, hasta 1985. Después, inició un periodo de capturas ascendentes hasta 2007, cuando se alcanzó la máxima captura de 22,000 individuos. Posteriormente, las capturas de la pesca deportiva mostraron una amplia variación, desde 6,600 individuos en 2011 hasta 18,600 individuos en 2013. Después de 2013, las capturas



**Figure 2.** Catches and effort in the striped marlin fishery in the Pacific off Mexico during the period from 1963 to 2014. (a) Commercial catches (left axis) and recreational catches and bycatch (right axis). (b) Effort per fleet ( $f1$ – $f8$ ). There are records up to 2019 only for the recreational fleet  $f3$ .

**Figura 2.** Captura y esfuerzo en la pesca de marlin rayado en el Pacífico mexicano durante el periodo de 1963 a 2014. (a) Capturas comerciales (eje izquierdo) y capturas deportivas e incidentales (eje derecho). (b) Esfuerzo por flota ( $f1$ – $f8$ ). Solo para la flota deportiva  $f3$ , se tienen registros hasta 2019.

respectively. As with recreational fishing, the maximum catch occurred in 2007 with 25,000 individuals. Subsequently, fluctuations were recorded, with bycatch peaks of 15,300 and 9,000 individuals in 2010 and 2014, respectively, which outlines a decreasing trend.

The effort applied to striped marlin fishing showed a similar behavior to that observed in the catches (Fig. 2b). The effort of the commercial fleets ( $f1$ ) progressed rapidly until reaching the maximum effort of  $12.9 \times 10^6$  hooks in 1968. In the following 10 years, the trend was to reduce the effort until it almost disappeared in 1979. In the 1980s, the fishery was resumed until reaching  $8.2 \times 10^6$  hooks in 1983 and then ending with 109,000 hooks in 1990, the last year in which commercial fishing permits for striped marlin were granted. Although the recreational fishing effort came from different time periods and different units of effort, we observed a pattern that coincided with the progression of recreational fishing catches. Between 1969 and 1984,  $f2$  effort ranged from 2,600 to 5,700 angler-days with no apparent trend. Starting in 1985,

disminuyeron hasta alcanzar un promedio de 5,300 ind·año<sup>-1</sup> entre 2017 y 2019, lo que delinea una tendencia descendente que parece iniciarse unos años antes de 2010. Las capturas incidentales, por su parte, presentaron amplias oscilaciones. Las primeras ocurrieron en el periodo 1986–1987 y en 1997, con picos de captura de 3,200 y 12,600 individuos, respectivamente. Igual que con la pesca deportiva, en 2007 se dio la máxima captura con 25,000 individuos. Posteriormente, se registraron oscilaciones, con picos de captura incidental de 15,300 y 9,000 individuos en 2010 y 2014, respectivamente, lo que delinea una tendencia a disminuir.

El esfuerzo aplicado a la pesca de marlin rayado presentó un comportamiento similar al que mostraron las capturas (Fig. 2b). El esfuerzo de las flotas comerciales ( $f1$ ) se desarrolló rápidamente hasta alcanzar, en 1968, el máximo esfuerzo de  $12.9 \times 10^6$  anzuelos. En los siguientes 10 años, la tendencia fue a disminuir el esfuerzo hasta casi desaparecer en 1979. En la década de 1980, se retomó la pesquería hasta alcanzar  $8.2 \times 10^6$  anzuelos en 1983 y luego concluir



$f_3$  effort began with 12,900 trips and progressively increased until 2005, when the highest effort was reached with 56,700 trips. In the following 6 years, the effort showed a downward trend, and as of 2012, the effort stabilized at an average of 37,800 trips· $y^{-1}$ . The effort associated with bycatch from  $f_4$  to  $f_8$  came from different fleets that fished under different circumstances (target species, distance from the coast, fishing gear, among others), so it was not possible to make a direct comparison between fleets or identify a trend in their behavior.

### Quantitative analysis

Despite the complexity of working with multiple indices of abundance ( $\hat{I}_{i,j}$ ), the model fit managed to converge on the values of  $r$ ,  $K$ , and  $q_f$  whose likelihoods allowed us to estimate their confidence intervals (Fig. 3) and corresponding reference points (Table 2). Given the variability of the observed CPUEs, the fit showed significance ( $\alpha < 0.05$ ) with the commercial fleet  $f_1$  and the recreational fleets  $f_2$  and  $f_3$ , whose  $r^2$  ranged between 0.33 and 0.44 (Table 3), and it was possible to identify some similar patterns in the indices of these fleets (Fig. 4). Fleets  $f_1$  and  $f_2$  showed a decreasing trend from the beginning of their records until 1977–1978. In the following 6 or 7 years, the indices of both fleets showed fluctuations with their peaks between 1980 and 1982. The index of  $f_1$  showed a second fluctuation with a peak in 1987 and cessation of operations in 1990, which coincides with a fluctuation of the index of  $f_3$ , between 1985 and 1989 (Fig. 4). The abundance reconstructed from these indices (Fig. 5) suggests that, since the beginning of commercial fishing, the population of striped marlin declined continuously until 1977, at an average rate of 6.7% per year. In this period, the catches and effort of commercial fleets ( $f_1$ ) practically doubled the MSY and the  $E_{MSY}$ . Between 1978 and 1990, according to the estimations, abundance reached its lowest level, below the  $N_{MSY}$  (40%  $K$ ). Starting in 1990, abundance tended to increase due to the cessation of commercial operations ( $f_1$ ), and the effort and catches of recreational fleets were lower than the  $E_{MSY}$  and MSY. However, the increase was not constant: between 1990 and 1997, the estimated annual increase rate was 5.3%; between 1998 and 2007, it decreased to 2.9%; and from 2008 to 2014, to 1.0%. In part, this reduction is associated with the growth of recreational fishing, with which the maximum effort reached close to 66% of the  $E_{MSY}$ , and with the total catches, including bycatch, which exceeded the MSY in 2007 with 47,000 individuals. However, after 2007, the effort of recreational fleets ( $f_3$ ) decreased to 49% of the  $E_{MSY}$  and total catches fluctuated around 50% of the MSY; therefore, apparently, fishing is not the only factor that influenced the reduction in the increasing population trend after 2007.

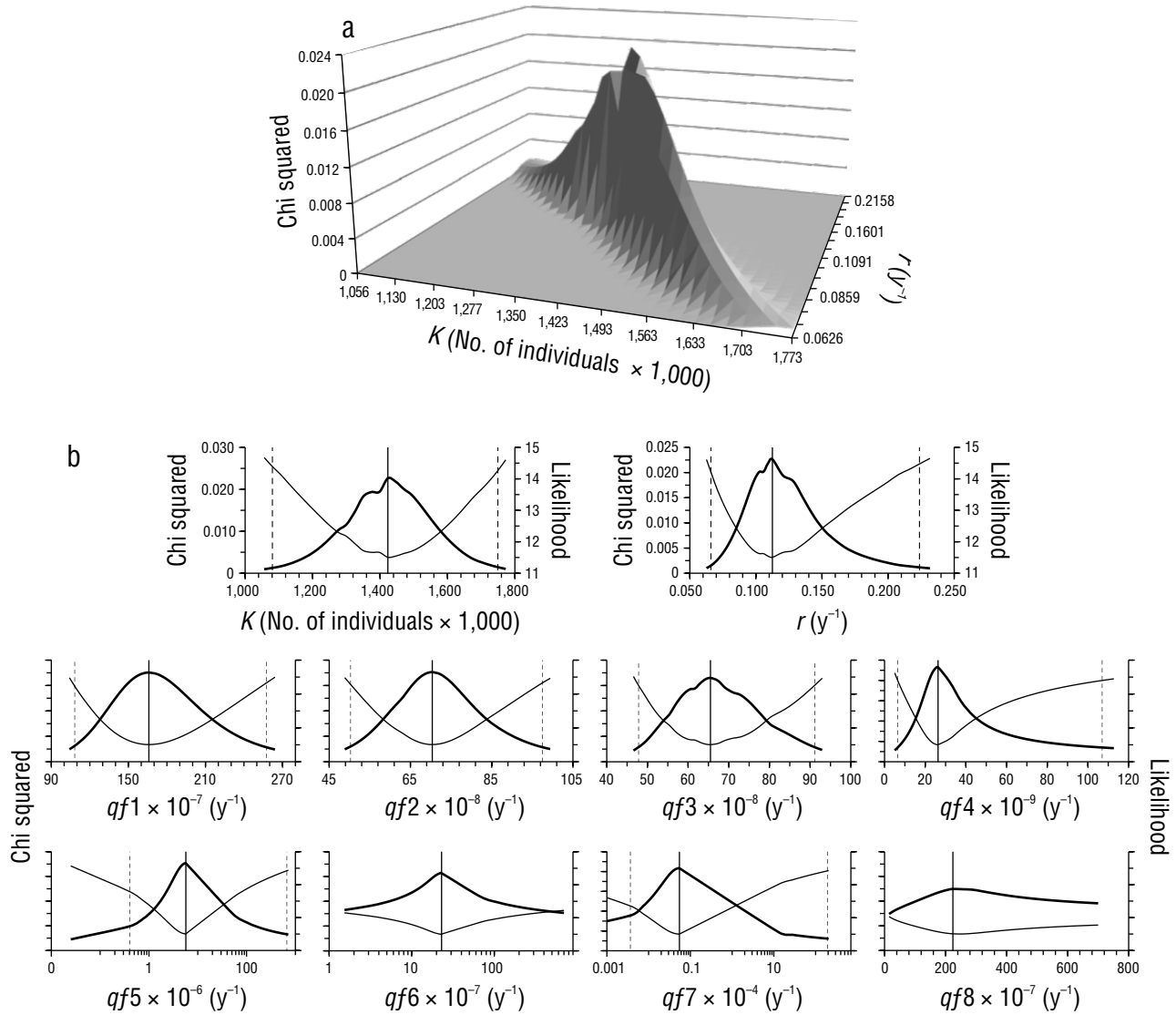
### Simulations

After 2014, recreational fleets ( $f_3$ ) showed the lowest CPUEs in the historical series and accentuated a negative

con 109,000 anzuelos en 1990, último año en que se otorgaron permisos de pesca comercial para marlin rayado. A pesar de que el esfuerzo de la pesca deportiva provino de diferentes periodos de tiempo y distintas unidades de esfuerzo, se observó un patrón acorde con el desarrollo de las capturas de pesca deportiva. Entre 1969 y 1984, el esfuerzo de  $f_2$  osciló de 2,600 a 5,700 días-pescador sin una tendencia aparente. A partir de 1985, el esfuerzo de  $f_3$  inició con 12,900 viajes y, progresivamente, fue incrementando hasta 2005, cuando se alcanzó el mayor esfuerzo con 56,700 viajes. En los siguientes 6 años, el esfuerzo presentó una tendencia descendente, y a partir de 2012, el esfuerzo se estabilizó en un promedio de 37,800 viajes·año $^{-1}$ . El esfuerzo relacionado a las capturas incidentales de  $f_4$  a  $f_8$  provino de distintas flotas que pescaban bajo distintas circunstancias (especies objetivo, distancia desde la costa, artes de pesca, entre otras), por lo que no fue posible hacer una comparación directa entre flotas y tampoco se pudo identificar una tendencia en su comportamiento.

### Análisis cuantitativo

A pesar de la complejidad que significa trabajar con múltiples indicadores de abundancia ( $\hat{I}_{i,j}$ ), el ajuste del modelo logró convergir en valores de  $r$ ,  $K$  y  $q_f$  cuyas verosimilitudes permitieron estimar sus intervalos de confianza (Fig. 3) y los correspondientes puntos de referencia (Tabla 2). Dada la variabilidad de las CPUE observadas, el ajuste mostró significación ( $\alpha < 0.05$ ) con la flota comercial  $f_1$  y con las flotas deportivas  $f_2$  y  $f_3$ , cuyas  $r^2$  oscilaron entre 0.33 y 0.44 (Tabla 3), y fue posible identificar algunos patrones similares en los indicadores de estas flotas (Fig. 4). Las flotas  $f_1$  y  $f_2$  mostraron una tendencia decreciente desde el inicio de sus registros hasta 1977-1978. En los siguientes 6 o 7 años, los indicadores de ambas flotas mostraron una oscilación con su punto máximo entre 1980 y 1982. El indicador de  $f_1$  mostró una segunda oscilación con pico en 1987 y cese de operaciones en 1990, lo que coincide con una oscilación del indicador de  $f_3$ , entre 1985 y 1989 (Fig. 4). La abundancia reconstruida a partir de estos indicadores (Fig. 5) sugiere que, desde el inicio de la pesca comercial, la población de marlin rayado disminuyó continuamente hasta 1977, a una tasa promedio de 6.7% anual. En este periodo, tanto las capturas como el esfuerzo de las flotas comerciales ( $f_1$ ) duplicaron prácticamente el MRS y el  $E_{MRS}$ . Entre 1978 y 1990, según las estimaciones, la abundancia alcanzó su nivel más bajo, menor que la  $N_{MRS}$  (40% de  $K$ ). A partir de 1990, la abundancia mostró una tendencia a incrementarse debido al cese de las operaciones comerciales ( $f_1$ ), y las flotas deportivas presentaron esfuerzo y capturas menores que el  $E_{MRS}$  y el MRS. Sin embargo, el incremento no fue constante: entre 1990 y 1997, la tasa de incremento anual estimada fue de 5.3%, pero entre 1998 y 2007 disminuyó a 2.9%, y de 2008 a 2014, a 1.0%. En parte, esta reducción está asociada al desarrollo de la pesca deportiva con el cual alcanzó el máximo esfuerzo cercano al 66% del  $E_{MRS}$  y a que las capturas totales, incluidas las incidentales, superaron



**Figure 3.** Goodness of the fit to the dynamic abundance model. (a) Likelihood response surface with combinations of carrying capacity ( $K$ ) and intrinsic growth rate ( $r$ ). (b) Likelihood profile (thin line) and chi-square (thick line) of  $K$ ,  $r$ , and fleet-specific catchability ( $qf1$ – $qf8$ ). The vertical lines represent the maximum likelihood (solid line) and the limits of its confidence interval ( $\alpha = 0.05$ , broken lines).

**Figura 3.** Bondad de ajuste al modelo dinámico de abundancia. (a) Superficie de respuesta de la verosimilitud frente a combinaciones de capacidad de carga ( $K$ ) y tasa intrínseca de crecimiento ( $r$ ). (b) Perfil de verosimilitud (línea delgada) y chi cuadrada (línea gruesa) de  $K$ ,  $r$  y capturabilidad específica de cada flota ( $qf1$ – $qf8$ ). Las líneas verticales representan la máxima verosimilitud (línea continua) y los límites de su intervalo de confianza ( $\alpha = 0.05$ , líneas discontinuas).

trend that began with the fluctuation recorded from 2007 (Fig. 6a). Between 2010 and 2014, bycatch represented 81.5% of recreational catches; this proportion was taken to estimate the expected catches between 2015 and 2019 and run the first simulation scenario. Under this scenario, the estimated CPUE would continue its upward trend, which differs notably from the observed CPUE (Fig. 6a). The second scenario showed that the best fit of the CPUE was achieved when we added a catch 27 times the catches of recreational fishing, equivalent to  $189 \times 10^3 \text{ ind}\cdot\text{y}^{-1}$ , on average (Fig. 6b). This scenario implied that abundance would have been reduced to below the

el MRS con 47,000 individuos en 2007. Sin embargo, después de 2007, el esfuerzo de las flotas deportivas ( $f3$ ) disminuyó al 49% del  $E_{MRS}$ , y las capturas totales oscilaron alrededor del 50% del MRS, por lo que, aparentemente, la pesca no es el único factor que ha influido en la reducción de la tendencia de incremento poblacional después de 2007.

**Simulaciones**

Después de 2014, las flotas deportivas ( $f3$ ) mostraron las CPUE más bajas de la serie histórica y acentuaron una

$N_{MSY}$ , similar to the abundance reached with commercial fleet exploitation ( $f1$ ) between 1963 and 1990 (Fig. 6c).

## DISCUSSION

The dynamic model of abundance in this study represented an alternative because the information on the fishery

tendencia negativa que inició con las oscilaciones registradas a partir de 2007 (Fig. 6a). Entre 2010 y 2014, las capturas incidentales representaron el 81.5% de las capturas deportivas, proporción que se tomó para estimar las capturas esperadas entre 2015 y 2019 y correr el primer escenario de simulación. Bajo este escenario, la CPUE estimada continuaría con su tendencia ascendente, lo cual difiere notablemente con

**Table 2.** Parameters of the dynamic abundance model fitted to the observed data and reference points estimated from the model, with the limits of their confidence intervals with  $\alpha = 0.05$ . Specific catchability of each fleet,  $qf1$ – $qf8$ ; maximum sustainable yield, MSY; abundance when MSY is reached,  $N_{MSY}$ ; effort to achieve MSY,  $E_{MSY}$ ; and fleets that catch striped marlin,  $f1$ – $f8$ .

**Tabla 2.** Parámetros del modelo dinámico de abundancia ajustados a los datos observados y puntos de referencia estimados a partir del modelo, así como los límites de sus intervalos de confianza con  $\alpha = 0.05$ . Capturabilidad específica de cada flota,  $qf1$ – $qf8$ ; máximo rendimiento sostenible, MSY (por sus siglas en inglés); abundancia cuando se alcanza el MSY,  $N_{MSY}$ ; esfuerzo para alcanzar el MSY,  $E_{MSY}$ ; y flotas que capturan marlin rayado,  $f1$ – $f8$ .

Parameter	Mean	Confidence interval		Units
		Lower	Upper	
$K$	$1,423 \times 10^3$	$1,081 \times 10^3$	$1,750 \times 10^3$	Individuals
$r$	0.1125	0.0659	0.2237	$y^{-1}$
$qf1$	$1.660 \times 10^{-5}$	$1.082 \times 10^{-5}$	$2.576 \times 10^{-5}$	$(\text{Hooks} \times 1,000)^{-1}$
$qf2$	$7.037 \times 10^{-7}$	$5.026 \times 10^{-7}$	$9.748 \times 10^{-7}$	Angler-days
$qf3$	$6.550 \times 10^{-7}$	$4.783 \times 10^{-7}$	$9.113 \times 10^{-7}$	Trip $^{-1}$
$qf4$	$2.631 \times 10^{-8}$	$0.642 \times 10^{-8}$	$10.701 \times 10^{-8}$	$(\text{Set} \times 1,000)^{-1}$
$qf5$	$5.702 \times 10^{-6}$	$0.403 \times 10^{-6}$	$66.937 \times 10^{-5}$	$(\text{Hooks} \times 1,000)^{-1}$
$qf6$	$2.301 \times 10^{-6}$	No convergence	No convergence	$(\text{Hooks} \times 1,000)^{-1}$
$qf7$	$5.469 \times 10^{-6}$	$0.366 \times 10^{-6}$	$191.337 \times 10^{-4}$	Trip $^{-1}$
$qf8$	$2.240 \times 10^{-5}$	No convergence	No convergence	Trip $^{-1}$

Reference point	Mean	Confidence interval		Units
		Lower	Upper	
MSY	40,014	28,832	60,453	Ind $\times y^{-1}$
$N_{MSY}$	711,648	540,448	874,787	Individuals
$E_{MSY} - f1$	3,388	3,045	4,343	Hooks $\times 1,000$
$E_{MSY} - f2$	79,896	65,578	114,754	Angler-days
$E_{MSY} - f3$	85,848	68,913	122,747	Trips
$E_{MSY} - f4$	2,137	1,045	5,133	Sets $\times 1,000$
$E_{MSY} - f5$	9,860	167	81,684	Hooks $\times 1,000$
$E_{MSY} - f6$	24,440	Undefined	Undefined	Hooks $\times 1,000$
$E_{MSY} - f7$	10,280	6	90,159	Trips
$E_{MSY} - f8$	2,510	Undefined	Undefined	Trips

**Table 3.** Results of the variance analyses applied to evaluate the goodness of the fit of the dynamic abundance model in each data series by fleet ( $f_1, f_2, \dots, f_8$ ).

**Tabla 3.** Resultados de los análisis de varianza aplicados para evaluar la bondad de ajuste del modelo dinámico de abundancia en cada serie de datos por flota ( $f_1, f_2, \dots, f_8$ ).

Fleet	Sum of squares		d.f.		Mean square		$F$	$\alpha$		$r^2$
	Model	Residual	Model	Residual	Model	Residual				
$f_1$	653.7300	822.4100	1.0000	26	653.7300	31.6300	20.6675	0.0001	**	0.4429
$f_2$	0.0885	0.1687	1.0000	14	0.0885	0.0120	7.3448	0.0169	*	0.3441
$f_3$	0.4878	0.9849	1.0000	28	0.4878	0.0352	13.8672	0.0009	**	0.3312
$f_4$	0.0003	0.0025	1.0000	19	0.0003	0.0001	2.3417	0.1424	NS	0.1097
$f_5$	139.2900	1,237.9800	1.0000	17	139.2900	72.8200	1.9128	0.1846	NS	0.1011
$f_6$	0.4807	9.7066	1.0000	10	0.4807	0.9707	0.4952	0.4977	NS	0.0472
$f_7$	159.7800	635.7700	1.0000	6	159.7800	105.9600	1.5079	0.2654	NS	0.2008
$f_8$	165.4300	1,001.6300	1.0000	7	165.4300	143.0900	1.1561	0.3179	NS	0.1417

\*Significant with  $\alpha < 0.05$ ; \*\*highly significant with  $\alpha < 0.01$ ; NS: not significant.

of *K. audax* is limited and dispersed, given the wide area of distribution of the species and of operation of the fleets. One advantage of the information used in this study is that it came from the region recognized as the population center of this species in the eastern Pacific (Domeier 2006, McDowell and Graves 2008), which maximizes the probability of recording significant changes in the population. One assumption of the model refers to the fact that abundance, in number of individuals, results from the balance between recruitment and immigration versus deaths and emigration. In general, it is assumed that the effect of migration is negligible, either because the proportion of individuals who migrate is low or because immigration is equal to emigration (Hilborn and Walters 1992, Quinn and Deriso 1999, Haddon 2011). In the case of striped marlin, evidence based on mitochondrial DNA shows that there are at least 4 population groups in the Pacific Ocean (Australia, Ecuador, Mexico, and the North Pacific Ocean) between which there is little genetic exchange (McDowell and Graves 2008). This is consistent with satellite tag studies that demonstrate that the striped marlin shows fidelity to regions (Domeier 2006) and spawning sites, which include the waters near the Baja California Peninsula and the mouth of the Gulf of California (González-Armas et al. 2006); this emphasizes the lack of mixing between regions. There is evidence of a population group of striped marlin in the Pacific off Mexico for which migration is not an important factor, and we can assume that its abundance is mainly due to the balance between recruitment and mortality. For mortality, fishing is considered and, with it, the key assumption of constant catchability. Catchability is a parameter linked to the behavior of fishing fleets and is one of the most important sources of

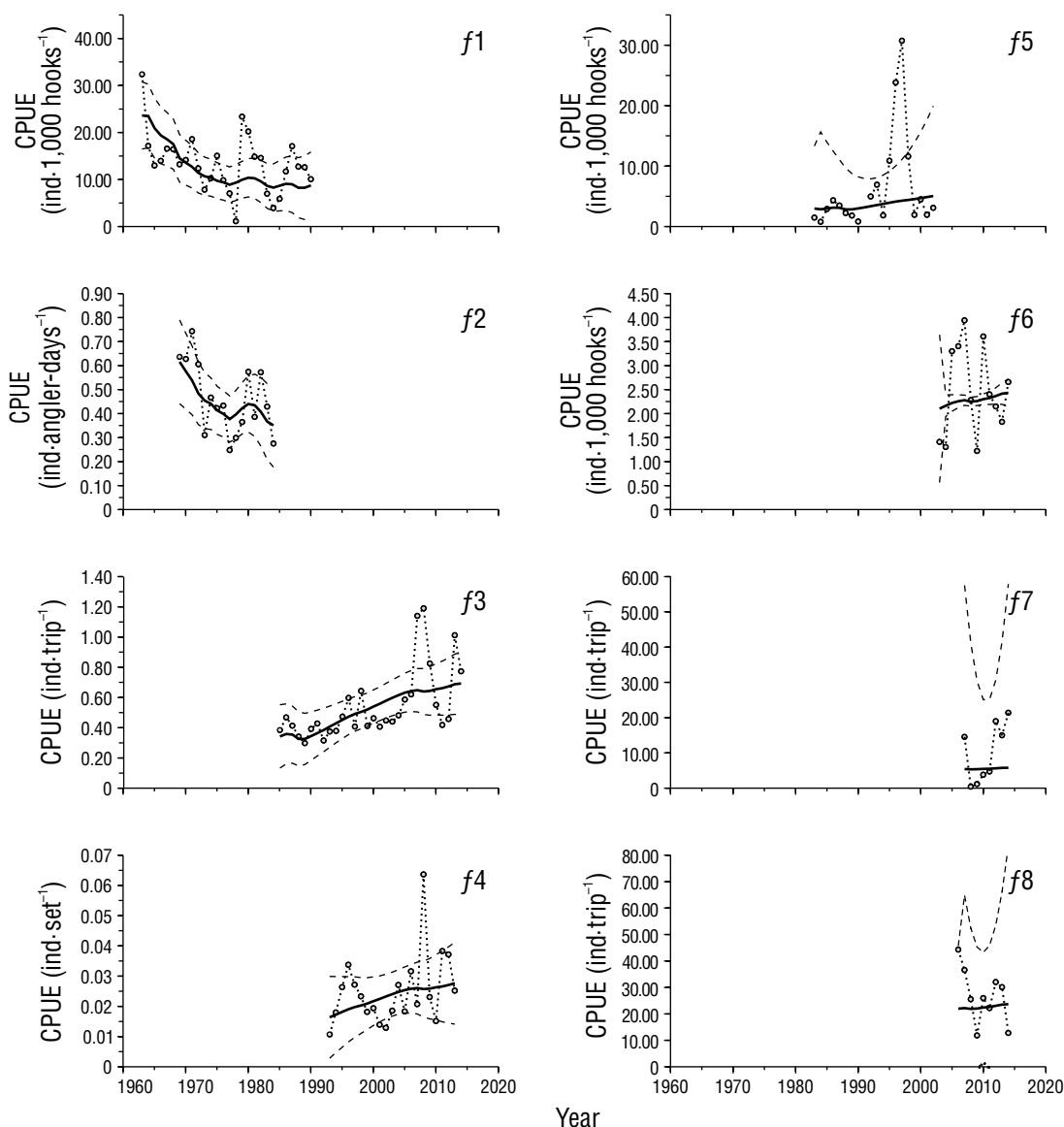
respecto a la CPUE observada (Fig. 6a). El segundo escenario mostró que el mejor ajuste de la CPUE se logró cuando se agregó una captura 27 veces mayor que las capturas de la pesca deportiva, equivalente a  $189 \times 10^3$  ind·año<sup>-1</sup>, en promedio (Fig. 6b). Este escenario implicó que la abundancia se habría reducido por debajo de la  $N_{MRS}$ , similar a la abundancia que se alcanzó con la explotación de las flotas comerciales ( $f_1$ ) entre 1963 y 1990 (Fig. 6c).

## DISCUSIÓN

El modelo dinámico de abundancia en este estudio representó una alternativa, ya que la información de la pesquería de *K. audax* es limitada y dispersa, dada la amplia zona de distribución de la especie y de las áreas de operación de las flotas. Una ventaja de la información usada en este estudio es que provino de la región reconocida como centro poblacional de esta especie en el Pacífico oriental (Domeier 2006, McDowell and Graves 2008), por lo que se maximizan las probabilidades de registrar cambios significativos en la población. Un supuesto del modelo se refiere a que la abundancia, en número de individuos, resulta del balance entre reclutamiento e inmigración versus muertes y emigración. Generalmente, se supone que el efecto de la migración es despreciable, ya sea porque es baja la proporción de individuos que migran o porque la inmigración es igual a la emigración (Hilborn y Walters 1992, Quinn y Deriso 1999, Haddon 2011). En el caso del marlin rayado, hay evidencias basadas en ADN mitocondrial de que existen al menos 4 grupos poblacionales en el océano Pacífico (Australia, Ecuador, México y Pacífico Norte) entre los cuales hay poco intercambio genético (McDowell y Graves

variation when assessing a stock (Hilborn and Walters 1992). Klett-Traulsen and Aguilar-Ibarra (2001) highlighted the wide variation in the abundance index ( $\hat{I}_t$ ) of commercial fleets towards the last decade in which they operated (1980–1990), which coincides with the application of regulatory changes that could have affected catchability, such as the establishment of the EEZ of Mexico (Squire 1987) and 2 exclusion zones for commercial billfish fishing at the mouth of the Gulf of California and the Gulf of Tehuantepec (DOF 1987). With these measures, changes occurred in the composition of the

2008). Esto concuerda con estudios de marcas satelitales que demuestran la fidelidad regional del marlin rayado (Domeier 2006) y con los sitios de desove, entre los que se encuentran las aguas cercanas a la península de Baja California y la boca del golfo de California (González-Armas et al. 2006), lo que enfatiza la escasa mezcla entre regiones. Se tienen evidencias de un grupo poblacional de marlin rayado en el Pacífico mexicano para el cual la migración no es un factor importante, por lo que se puede suponer que su abundancia se debe, principalmente, al balance entre reclutamiento y mortalidad. Dentro de



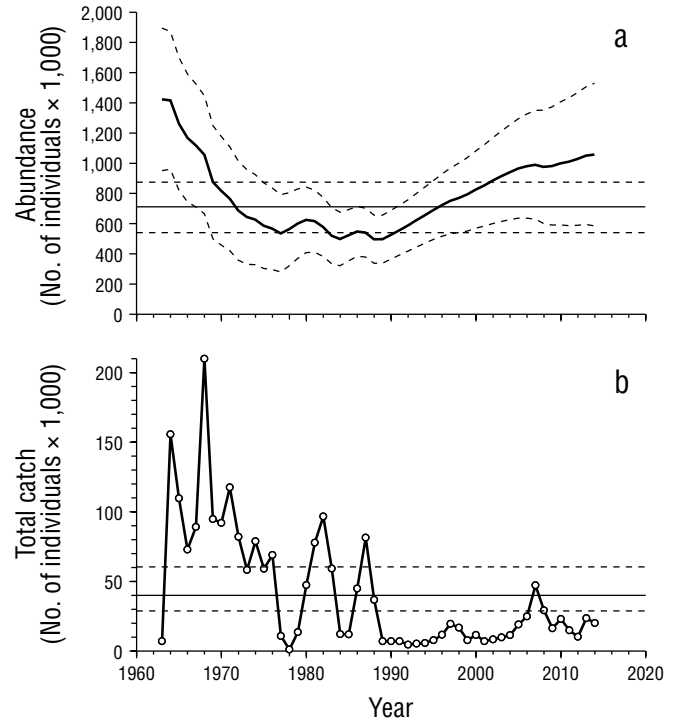
**Figure 4.** Catch per unit of effort (CPUE) by fleet ( $f1$ – $f8$ ). Observed values (dotted line with circles) and estimated values (thick solid line) with their confidence intervals ( $\alpha = 0.05$ : broken lines) are shown. The lower intervals of fleets  $f5$ ,  $f7$ , and  $f8$  only contain negative values and are not shown in the graphs.

**Figura 4.** Captura por unidad de esfuerzo (CPUE) por flota ( $f1$ – $f8$ ). Se presentan los valores observados (línea punteada con círculos) y los valores estimados (línea gruesa continua) con sus intervalos de confianza ( $\alpha = 0.05$ : líneas discontinuas). Los intervalos inferiores de las flotas  $f5$ ,  $f7$  y  $f8$  solo contienen valores negativos y no se muestran en las gráficas.



fleets and in the fishing areas; therefore, it was not possible to identify whether the variation in the index was due to changes in catchability or effective changes in abundance. The incorporation of the recreational fleets  $f_2$  and  $f_3$  in this study shows that their indices ( $\hat{I}_{i,f}$ ) had trends and fluctuations similar to those of the commercial fleets  $f_1$  during the period in which they operated simultaneously. Squire (1987) also found a correlation between the CPUEs of commercial fleets and those of recreational fleets between 1969 and 1976 and considered that the index of the recreational fleet could represent the abundance of striped marlin, even in a larger area than its area of influence. Given the consistency in the fluctuations and trends of these fleets, we can assert that the independent indices of each fleet ( $\hat{I}_{i,f}$ ) seem to respond to a common signal. Considering that recreational fleets operate in more restricted areas than commercial fleets, regulatory measures that could affect the catchability of commercial fleets could hardly affect recreational fleets in the same way. Therefore, the common response signal is more likely to be associated with effective changes in abundance than with catchability.

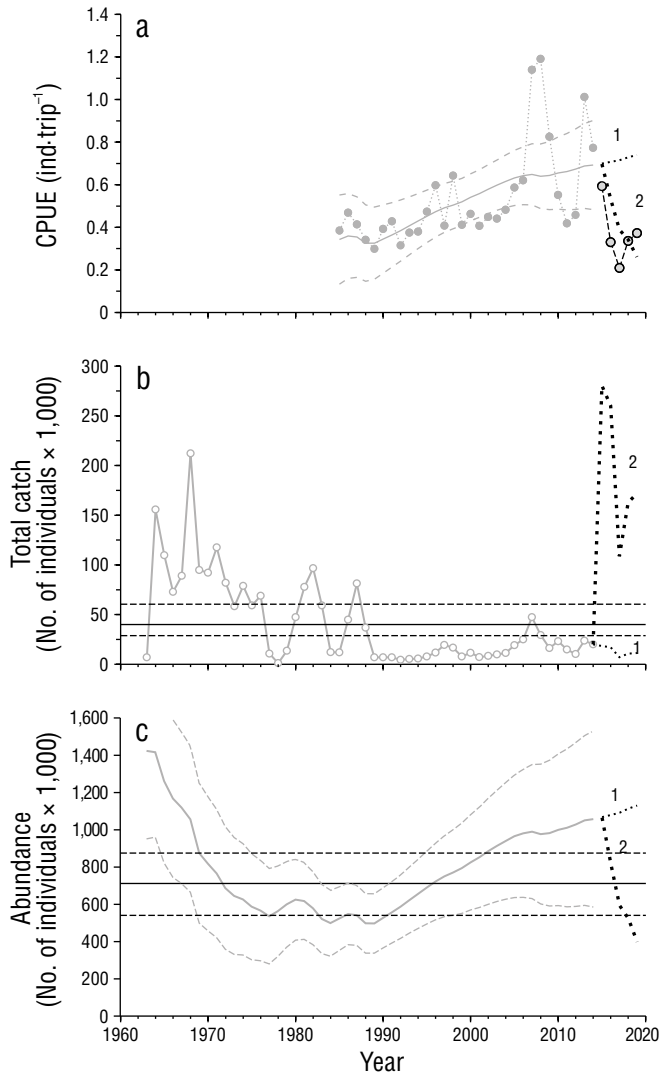
Although the model explains only a proportion of the variability in the indices of abundance, this proportion is statistically significant, at least for commercial and recreational fleets. This implies that the resolution of the model is too low to explain short-term changes, but we assume the model is able to record trend changes in population abundance. In this sense, it can be stated that, between 1963 and 2014, the abundance of striped marlin went through 3 stages with different trends: a decreasing trend from 1964 to 1977, associated with the effort of commercial fleets ( $f_1$ ) that exceeded the  $E_{MSY}$  and produced catches above the MSY during that entire period; a stable trend from 1977 to 1990 with low abundance, lower than the  $N_{MSY}$ , associated with the reduction of the effort by commercial fleets and catches in general, although there were still years in which the catches recorded were higher than the MSY; and an increasing trend after 1990, motivated mainly by the cessation of operations of commercial fleets ( $f_1$ ). However, according to the fitted model, the increase in population abundance has been progressively slower and, in part, is correlated with the growth of recreational fishing between 1995 and 2007, when the number of trips and catches were increasingly higher. Furthermore, in the same period, bycatch tended to increase, which seems to have also contributed to the population growth slowing down in the last years recorded (2008–2014). These results are broadly consistent with other striped marlin assessments that have a wider geographic coverage (Fig. 1a), which spans the eastern Pacific Ocean (Hinton and Bayliff 2002, Hinton and Maunder 2004, Hinton 2009). Hinton and Maunder (2009) presented the most recent assessment, in which they integrated information from a large area that extends east of the 145° W meridian, between the parallels 5° S and 45° N; these authors used the Stock Synthesis statistical model (Methot 2009), and their results confirmed what was reported in previous assessments: the abundance of striped marlin in the eastern Pacific Ocean is at or above the



**Figure 5.** Outputs of the population model for striped marlin. (a) Reconstruction of abundance by year. (b) Total catches recorded per year. The horizontal lines in (a) represent abundance when maximum sustainable yield is reached, and those in (b), the maximum sustainable yield. Confidence limits ( $\alpha = 0.05$ ) are shown with broken lines.

**Figura 5.** Salidas del modelo poblacional para el marlin rayado. (a) Reconstrucción de la abundancia por año. (b) Capturas totales registradas por año. Las líneas horizontales en (a) representan la abundancia cuando se alcanza el máximo rendimiento sostenible, y aquellas en (b), el máximo rendimiento sostenible. Se presentan los límites de confianza ( $\alpha = 0.05$ ) con líneas discontinuas.

la mortalidad, se considera la pesca y, con ella, otro supuesto clave de que la capturabilidad es constante. La capturabilidad es un parámetro ligado al comportamiento de las flotas de pesca y es una de las fuentes de variación más importantes al evaluar un *stock* (Hilborn y Walters 1992). Klett-Traulsen y Aguilar-Ibarra (2001) resaltaron la amplia variación del índice de abundancia ( $\hat{I}_i$ ) de las flotas comerciales hacia la última década en que operaron (1980-1990), lo que coincide con la aplicación de cambios regulatorios que pudieron haber afectado su capturabilidad, como el establecimiento de la ZEE de México (Squire 1987) y 2 zonas de exclusión a la pesca comercial de picudos en la boca del golfo de California y el golfo de Tehuantepec (DOF 1987). Con estas medidas, hubo cambios en la composición de las flotas y en las zonas de pesca, por lo que no fue posible identificar si la variación en el indicador se debió a cambios en la capturabilidad o a cambios efectivos en la abundancia. La incorporación de las flotas deportivas  $f_2$  y  $f_3$  en este estudio muestra que sus indicadores ( $\hat{I}_{i,f}$ ) tuvieron tendencias y oscilaciones similares



**Figure 6.** Simulations of scenarios 1 and 2 defined in the *Materials and Methods* section. (a) Observed catch per unit of effort (CPUE) of the recreational fleets ( $f_3$ ) with emphasis on the period 2015–2019 (thin broken lines with circles) and fitted curves (medium and thick dotted lines) according to the run scenario. (b) Total catches required to run the simulation scenarios (medium and thick dotted lines). (c) Estimated abundance according to the run scenario. The horizontal lines in (b) represent the maximum sustainable yield, and those in (c), the abundance when the maximum sustainable yield is reached. Confidence limits ( $\alpha = 0.05$ ) are shown with broken lines.

**Figura 6.** Simulaciones de los escenarios 1 y 2 definidos en la sección de *Materiales y métodos*. (a) Captura por unidad de esfuerzo (CPUE) observada de las flotas deportivas ( $f_3$ ) con énfasis en el periodo 2015–2019 (línea discontinua delgada con círculos) y curvas ajustadas (líneas punteadas mediana y gruesa) según el escenario corrido. (b) Capturas totales requeridas para correr los escenarios de simulación (líneas punteadas mediana y gruesa). (c) Abundancia estimada según el escenario corrido. Las líneas horizontales en (b) representan el máximo rendimiento sostenible, y aquellas en (c), la abundancia cuando se alcanza el máximo rendimiento sostenible. Se presentan los límites de confianza ( $\alpha = 0.05$ ) con líneas discontinuas.

a las de las flotas comerciales  $f_1$  durante el periodo en que operaron simultáneamente. Squire (1987) también encontró correlación entre las CPUE de las flotas comerciales y las de las flotas deportivas entre 1969 y 1976, por lo que consideró que el indicador de las flotas deportivas podría representar la abundancia del marlin rayado, incluso en un área más grande que su área de influencia. Dada la consistencia en las oscilaciones y las tendencias de estas flotas, se puede afirmar que los indicadores independientes de cada flota ( $\hat{I}_{t,j}$ ) parecen responder a una señal común. Considerando que las flotas deportivas operan en áreas más restringidas que las comerciales, las medidas regulatorias que pudieron afectar la capturabilidad de las flotas comerciales difícilmente pudieron afectar en la misma forma a las flotas deportivas. Por ello, es más probable que la señal de respuesta común esté asociada a cambios efectivos en la abundancia que a la capturabilidad.

Aunque el modelo explica solo una proporción de la variabilidad en los indicadores de abundancia, dicha proporción es estadísticamente significativa, al menos para las flotas comerciales y deportivas. Esto implica que el modelo tiene baja resolución para explicar los cambios de corto plazo, pero se supone que tiene la capacidad de registrar los cambios de tendencia en la abundancia de la población. En este sentido, se puede plantear que, entre 1963 y 2014, la abundancia de marlin rayado ha pasado por 3 etapas con diferentes tendencias: una tendencia decreciente de 1964 a 1977, asociada al esfuerzo de las flotas comerciales ( $f_1$ ) que excedieron el  $E_{MRS}$  y que produjeron capturas por encima del MRS durante todo ese periodo; una tendencia estable de 1977 a 1990 con baja abundancia, inferior a la  $N_{MRS}$ , asociada a la reducción del esfuerzo de las flotas comerciales y de las capturas en general, aunque todavía con años en que se registraron capturas mayores que el MRS; y una tendencia al incremento después de 1990, motivado principalmente por el cese de operaciones de las flotas comerciales ( $f_1$ ). Sin embargo, de acuerdo con el modelo ajustado, este incremento en la abundancia poblacional ha sido cada vez más lento y, en parte, está correlacionado con el desarrollo de la pesca deportiva entre 1995 y 2007, cuando el número de viajes y las capturas fueron cada vez mayores. Además, en el mismo periodo, las capturas incidentales mostraron una tendencia ascendente, lo cual parece haber contribuido también a que el crecimiento de la población se haya hecho más lento en los últimos años de registro (2008–2014). Estos resultados coinciden, en términos generales, con otras evaluaciones de marlin rayado que tienen una mayor cobertura geográfica (Fig. 1a), la cual abarca el océano Pacífico oriental (Hinton y Bayliff 2002, Hinton y Maunder 2004, Hinton 2009). Hinton y Maunder (2009) presentaron la evaluación más reciente, en la cual integraron información de una gran área que se extiende al este del meridiano 145° W, entre los paralelos 5° S y 45° N; estos autores emplearon el modelo estadístico *Stock Synthesis* (Methot 2009), y sus resultados confirmaron lo que se reportó en evaluaciones anteriores: la abundancia de marlin rayado en el océano Pacífico oriental se encuentra en o por encima del nivel esperado para

level expected to obtain the MSY, under a lower fishing effort than would be expected to obtain the MSY and with no indication that the effort could be increased; therefore, it is considered that striped marlin in the eastern Pacific Ocean maintain a biologically acceptable population condition (Hinton and Bayliff 2002, Hinton and Maunder 2004, Hinton 2009).

According to our study, the state of production and abundance seems to be true only until 2014. After this year and until 2019, the CPUE of recreational fleets ( $f_3$ ) showed a decreasing trend, and inferences made from these fleets indicated that the mortality required to explain this trend change is equivalent to 26 times the catches recorded in the same period, that is, an average mortality of  $196,000 \text{ ind}\cdot\text{y}^{-1}$ . This amount is only comparable with those of the period of greatest exploitation of striped marlin (1963–1990), when the largest catches in the historical series were recorded. In that period, the highest average catches for 5 consecutive years occurred between 1964 and 1968, when average catches of  $128,000 \text{ ind}\cdot\text{y}^{-1}$  were recorded. It is possible to consider that a mortality as high as that estimated for the most recent years is evidence that there is an incomplete record of catches. This is a frequent issue in the analysis of fisheries, among other things, because of logistical problems, inaccessibility to landing sites, or poor fishing management practices (Cisneros-Montemayor et al. 2013), and the case of the striped marlin fishery is no exception (Hinton and Maunder 2009). Incomplete records are an important source of uncertainty in any fishery assessment; in the case of Mexico landings are estimated to be up to double the official records (Cisneros-Montemayor et al. 2013). In this context, the mortality estimated through the simulations is notably greater than double the recorded landings of striped marlin; therefore, mortality seems too large to attribute it exclusively to non-updated bycatch or even to unreported, illegal, or unregulated catches.

For different species of top predators in the Pacific Ocean, studies have found that the variability of biomass in stocks cannot be completely attributed to fishing (Sibert et al. 2006). There is a particular case with another pelagic species, the jumbo squid (*Dosidicus gigas*) in the Gulf of California. After a period of high abundance (1996–2010) in which around  $75,000 \text{ t}\cdot\text{y}^{-1}$  were caught, on average, with peaks exceeding  $100,000 \text{ t}$ , a decline occurred between 2011 and 2014, with average catches of  $34,000 \text{ t}\cdot\text{y}^{-1}$ , and records since 2015 show average catches of  $1,500 \text{ t}\cdot\text{y}^{-1}$  (SEMARNAP 1999; CONAPESCA 2010, 2018). Although the effect of fishing cannot be ruled out, there is evidence that this decline in squid is also associated with an increasingly hot pelagic habitat, with less chlorophyll *a* and considerably low upwelling in the central region of the Gulf of California near the port of Guaymas (Robinson et al. 2013). The case of the jumbo squid is relevant for the analysis in this work for at least 2 reasons. First, like the jumbo squid, the striped marlin is among the species with the highest body growth rate (Markaida et al. 2004, Kopf et al. 2011); therefore, the population dynamics of these species depend,

obtener el MRS, bajo un esfuerzo de pesca menor que el que se esperaría para obtener el MRS y sin indicios de que el esfuerzo pueda incrementarse, por lo que se considera que el marlin rayado en el océano Pacífico oriental mantiene una condición poblacional biológicamente aceptable (Hinton y Bayliff 2002, Hinton y Maunder 2004, Hinton 2009).

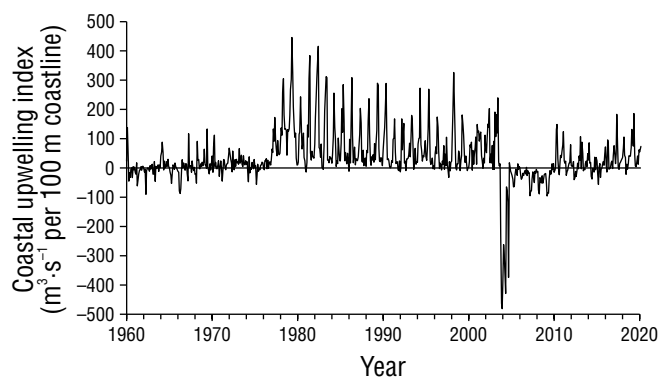
De acuerdo con nuestro estudio, el estado de producción y abundancia parece ser cierto solo hasta 2014. Después de este año y hasta 2019, la CPUE de las flotas deportivas ( $f_3$ ) mostró una tendencia decreciente, y las inferencias hechas a partir de estas flotas indicaron que la mortalidad requerida para explicar este cambio de tendencia equivale a 26 veces las capturas registradas en el mismo periodo, es decir, una mortalidad promedio de  $196,000 \text{ ind}\cdot\text{año}^{-1}$ . Esta cifra solo es comparable con el periodo de mayor explotación de marlin rayado (1963–1990), cuando se registraron las mayores capturas de la serie histórica. En ese periodo, el mayor promedio de capturas durante 5 años consecutivos sucedió entre 1964 y 1968, cuando se registraron capturas promedio de  $128,000 \text{ ind}\cdot\text{año}^{-1}$ . Es posible considerar que una mortalidad tan elevada como la estimada para los años más recientes sea evidencia de que se tiene un registro incompleto de las capturas. Este es un problema frecuente en el análisis de pesquerías debido, entre otras cosas, a problemas logísticos, inaccesibilidad a los sitios de desembarco o prácticas deficientes de manejo pesquero (Cisneros-Montemayor et al. 2013), y el caso de la pesca de marlin rayado no es la excepción (Hinton y Maunder 2009). Se trata de una fuente de incertidumbre importante en toda evaluación pesquera, que en el caso de México, se estima que llega a ser hasta el doble de los registros oficiales de desembarco (Cisneros-Montemayor et al. 2013). En este contexto, la mortalidad estimada a través de las simulaciones es notablemente mayor que el doble de los desembarcos registrados de marlin rayado, por lo que parece una mortalidad muy grande para atribuirla exclusivamente a capturas incidentales no actualizadas o, incluso, a capturas no reportadas, ilegales o no reguladas.

Para distintas especies de depredadores tope en el océano Pacífico, se ha encontrado que la variabilidad de la biomasa en los stocks no se puede atribuir completamente a la pesca (Sibert et al. 2006). Existe un caso particular con otra especie pelágica, el calamar gigante (*Dosidicus gigas*) en el golfo de California. Después de un periodo de alta abundancia (1996–2010) en el cual se capturaban alrededor de  $75,000 \text{ t}\cdot\text{año}^{-1}$ , en promedio, con picos que rebasaban las  $100,000 \text{ t}$ , se presentó un declive entre 2011 y 2014, con capturas promedio de  $34,000 \text{ t}\cdot\text{año}^{-1}$ , y desde 2015 se registran capturas promedio de  $1,500 \text{ t}\cdot\text{año}^{-1}$  (SEMARNAP 1999; CONAPESCA 2010, 2018). Aunque no se puede descartar el efecto de la pesca, hay evidencias de que el decremento del calamar está también asociado a un hábitat pelágico cada vez más caliente, con menos clorofila *a* y surgencias considerablemente bajas en la región central del golfo de California cercana al puerto de Guaymas (Robinson et al. 2013). Este caso del calamar es importante para el análisis que se presenta en este trabajo por

to a large extent, on the trophic conditions of the environment they inhabit and also share (Abitia-Cárdenas et al. 2002, Bazzino et al. 2010, Robinson et al. 2013). Second, the jumbo squid is an important component in the diet of striped marlin (Abitia-Cárdenas et al. 1997, 2002, 2011). Although the analysis by Robinson et al. (2013) focuses on the central region of the Gulf of California, the evidence suggests that the conditions that affected upwelling were not restricted only to the Guaymas region and could have been a process of greater geographic scope, which encompassed the entire Gulf of California. According to the historical series of the coastal upwelling index (CUI) (Bakun 1973, 1975), estimated for the point located at the mouth of the Gulf of California ( $21^{\circ}\text{N}$ ,  $107^{\circ}\text{W}$ ) (Fig. 7)<sup>1</sup>, a very similar pattern of variation to that recorded by Robinson et al. (2013) for the central Gulf of California region was observed. Before 2003, positive values of CUI predominated, despite showing values with wide oscillations. Conversely, between October 2003 and July 2004, the CUI showed negative values, with an average close to  $-300\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$  per 100 m of coastline, and subsequently, values remained negative, with an average close to  $-30\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$  per 100 m of coastline until 2010. Undoubtedly, more in-depth analyses are required to understand the mechanisms through which upwelling can affect a particular species in the food web; however, the variation of the CUI described above coincides with the period in which the striped marlin index of abundance showed large fluctuations (2007–2011) and seems to mark the change in the trend of the same index (Fig. 6). The temporal correspondence of these results offers us the basis to hypothesize that the striped marlin population could be under unfavorable trophic conditions that have favored greater natural mortality, which could be a factor, in addition to catches, that helps explain the recent negative trend in striped marlin abundance.

In terms of management, this implies that, although the different fleets analyzed operate below the  $\text{MSY}$  and  $E_{\text{MSY}}$  levels, the abundance of striped marlin could be below the  $N_{\text{MSY}}$ . According to the analyses, this state seems to be strongly influenced by the limiting trophic conditions to which striped marlin are subjected; consequently, it is difficult to think of a management measure that could have a direct impact. However, management decisions can be made to mitigate environmental pressure on this species. Any management measure that helps to significantly reduce fishing mortality would help this purpose. Among other alternatives, the strengthening of the catch-release practice in recreational fishing and the reduction of the bycatch quotas that are currently in force in Mexican legislation are management measures that could be applied simultaneously to the 2 main sources of mortality that

al menos 2 razones. La primera es que, así como el calamar gigante, el marlin rayado se encuentra entre las especies de mayor tasa de crecimiento corporal (Markaida et al. 2004, Kopf et al. 2011), por lo que la dinámica poblacional de estas especies depende, en gran medida, de las condiciones tróficas del ambiente que habitan y que además comparten (Abitia-Cárdenas et al. 2002, Bazzino et al. 2010, Robinson et al. 2013). La segunda razón tiene que ver con el hecho de que el propio calamar gigante es un componente importante en la dieta del marlin rayado (Abitia-Cárdenas et al. 1997, 2002, 2011). Aunque el análisis de Robinson et al. (2013) se centra en la región central del golfo de California, existen evidencias que sugieren que las condiciones que afectaron las surgencias no se restringieron solamente a la región de Guaymas, sino que pudo haber sido un proceso de mayor alcance geográfico, el cual abarcó incluso todo el golfo de California. De acuerdo con la serie histórica del índice de surgencias costeras (ISC) (Bakun 1973, 1975), estimado para el punto ubicado en la boca del golfo de California ( $21^{\circ}\text{N}$ ,  $107^{\circ}\text{W}$ ) (Fig. 7)<sup>1</sup>, se observó un patrón de variación muy similar al que registraron Robinson et al. (2013) para la región central del golfo de California. Hasta antes de 2003, predominaron los valores positivos del ISC, a pesar de presentar valores con amplias oscilaciones. En contraste, entre octubre de 2003 y julio de 2004, el ISC presentó valores negativos, con promedio cercano a  $-300\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$  por 100 m



**Figure 7.** Coastal upwelling index for the position located at the mouth of the Gulf of California ( $21^{\circ}\text{N}$ ,  $107^{\circ}\text{W}$ ). Data estimated by the Environmental Research Division (NOAA-SWFSC) and available at: <https://oceanview.pfeg.noaa.gov/products/upwelling/bakun>.

**Figura 7.** Índice de surgencias costeras para la posición ubicada en la boca del golfo de California ( $21^{\circ}\text{N}$ ,  $107^{\circ}\text{W}$ ). Datos estimados por la División de Investigación Ambiental (NOAA-SWFSC) y disponibles en: <https://oceanview.pfeg.noaa.gov/products/upwelling/bakun>.

<sup>1</sup>The Environmental Research Division of the Southwest Fisheries Science Center of the National Oceanic and Atmospheric Administration calculates this coastal upwelling index at a network of geographic points along the coast of the eastern Pacific Ocean and the data are available at <https://oceanview.pfeg.noaa.gov/products/upwelling/bakun>.

<sup>1</sup>La División de Investigación Ambiental del Centro de Ciencia Pesquera del Suroeste de la Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica (NOAA – Southwest Fisheries Science Center – Environmental Research Division) calcula este índice de surgencias costeras en una red de puntos geográficos, a lo largo de la costa del océano Pacífico oriental y los datos están disponibles en <https://oceanview.pfeg.noaa.gov/products/upwelling/bakun>.



can be influenced through the management of the fishery of striped marlin.

## ACKNOWLEDGMENTS

The authors recognize the support granted by the Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INAPESCA) to the Monitoreo de Pesca Deportiva program (PMPD-INAPESCA) and to the Pelágicos Mayores del Pacífico Central mexicano del INAPESCA program (PPMPC-INAPESCA) for more than 40 years with which part of the data analyzed for this study was obtained. Other organizations also provided relevant information that was analyzed in this study: Programa Nacional de Aprovechamiento del Atún y Protección del Delfín operated by the Fideicomiso de Investigación para el Desarrollo del Programa Nacional de Aprovechamiento del Atún y Protección de Delfines, y otros en torno a Especies Acuáticas Protegidas (PNAAPD-FIDEMAR); INAPESCA's Programa de Pelágicos Mayores del Pacífico Central Mexicano (PPMPC-INAPESCA); and Programa de Observadores a Bordo de Embarcaciones Mayores en la Pesca de Tiburón del Pacífico mexicano operated by FIDEMAR (POBPT-FIDEMAR). To all these organizations and their representatives who provided us with access to information, our deepest recognition. EMB acknowledges the financial support received through the Myers project of the Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste for the publication of this research.

English translation by Claudia Michel-Villalobos.

## REFERENCES

- Abitia-Cárdenas LA, Galván-Magaña F, Cruz-Escalona V, Peterson MS, Rodríguez-Romero J. 2011. Daily food intake of *Kajikia audax* (Philippi, 1887) off Cabo San Lucas, Gulf of California, Mexico. *Lat Am J Aquat Res.* 39(3):449-460.  
<https://doi.org/10.3856/vol39-issue3-fulltext-6>
- Abitia-Cárdenas LA, Galván-Magaña F, Rodríguez-Romero J. 1997. Food habits and energy values of prey of striped marlin, *Tetrapturus audax*, off the coast of Mexico. *Fish Bull.* 95:360-368.
- Abitia-Cárdenas LA, Muhlia-Melo A, Cruz-Escalona V, Galván-Magaña F. 2002. Trophic dynamics and seasonal energetics of striped marlin *Tetrapturus audax* in the southern Gulf of California, Mexico. *Fish Res.* 57(3):287-295.  
[http://doi.org/10.1016/S0165-7836\(01\)00350-2](http://doi.org/10.1016/S0165-7836(01)00350-2)
- Bakun A. 1973. Coastal upwelling indices, west coast of North America. US Department of Commerce. NOAA Tech Rep. Seattle (WA): NMFS SSRF-671. 112 p.
- Bakun A. 1975. Daily and weekly upwelling indices, west coast of North America, 1967-73. NOAA Tech Rep: NMFS SSRF-693. p. 16.
- Bazzino G, Gilly WF, Markaida U, Salinas-Zavala CA, Ramos-Castillejo J. 2010. Horizontal movements, vertical habitat utilization and diet of the jumbo squid (*Dosidicus gigas*) in the Pacific Ocean off Baja California Sur, Mexico. *Prog Oceanogr.* 86(1-2):59-71.  
<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2010.04.017>

de línea de costa, y posteriormente, los valores se mantuvieron negativos, con promedio cercano a los  $-30 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  por 100 m de línea de costa hasta 2010. Sin duda, se requieren análisis más profundos para comprender los mecanismos a través de los cuales las surgencias pueden afectar a una especie en particular dentro de la trama trófica; sin embargo, la variación del ISC antes descrito coincide con el periodo en que el indicador de abundancia de marlin rayado presentó grandes oscilaciones (2007-2011) y parece marcar el cambio en la tendencia del mismo indicador (Fig. 6). La correspondencia temporal de estos resultados nos ofrece la base para hipotetizar que la población de marlin rayado podría estar bajo condiciones tróficas desfavorables que han favorecido una mayor mortalidad natural, lo cual podría ser un factor, adicional a las capturas, que ayuda a explicar la reciente tendencia negativa en la abundancia de marlin rayado.

En términos de manejo, esto implica que, aunque las distintas flotas analizadas operan por debajo de los niveles del MRS y del  $E_{\text{MRS}}$ , la abundancia de marlin rayado podría estar por debajo de la  $N_{\text{MRS}}$ . De acuerdo con los análisis, esta situación parece estar fuertemente influenciada por las limitantes condiciones tróficas a las que está sujeto el marlin rayado, por lo cual difícilmente se puede pensar en una medida de manejo que pueda incidir directamente. Sin embargo, se pueden tomar decisiones de manejo que permitan mitigar la presión ambiental sobre esta especie. Cualquier medida de manejo que ayude a reducir significativamente la mortalidad por pesca ayudaría a este propósito. Entre otras alternativas, el fortalecimiento de la práctica de captura-liberación en la pesca deportiva y la reducción de las cuotas de captura incidental que se encuentran actualmente vigentes en la legislación mexicana son medidas de manejo que podrían aplicarse de manera simultánea a las 2 principales fuentes de mortalidad en las que se puede incidir a través del manejo pesquero del marlin rayado.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores reconocen el apoyo que el Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INAPESCA) ha otorgado tanto al Programa de Monitoreo de Pesca Deportiva (PMPD-INAPESCA) como al Programa de Pelágicos Mayores del Pacífico Central mexicano del INAPESCA (PPMPC-INAPESCA) desde hace más de 40 años y con los cuales se generaron parte de los datos que se analizaron para este estudio. Otras organizaciones también proporcionaron información relevante que fue analizada en este estudio: Programa Nacional de Aprovechamiento del Atún y Protección del Delfín que opera el Fideicomiso de Investigación para el Desarrollo del Programa Nacional de Aprovechamiento del Atún y Protección de Delfines, y otros en torno a Especies Acuáticas Protegidas (PNAAPD-FIDEMAR); Programa de Pelágicos Mayores del Pacífico Central mexicano del INAPESCA (PPMPC-INAPESCA); y Programa de Observadores a Bordo de Embarcaciones Mayores en la Pesca



- Cisneros-Montemayor AM, Cisneros-Mata MA, Harper S, Pauly D. 2013. Extent and implications of IUU catch in Mexico's marine fisheries. *Mar Pol.* 39:283-288. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2012.12.003>
- [CONAPESCA] Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. 2010. Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2008. Mazatlán (Sinaloa, Mexico): Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. 196 p.
- [CONAPESCA] Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. 2018. Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2018. Mazatlán (Sinaloa, Mexico): Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural. 293 p.
- Deriso RB, Quinn TJ II, Neal PR. 1985. Catch-age analysis with auxiliary information. *Can J Fish Aquat Sci.* 42:815-824. <http://doi.org/10.1139/f85-104>
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 1987 Aug 28. Acuerdo que regula el aprovechamiento de las especies marlin, pez vela y pez espada, conocidas comúnmente como picudos, en la zona económica exclusiva del litoral del Océano Pacífico. Mexico: Secretaría de Pesca.
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 1994 Mar 16. Aviso por el que se da a conocer el establecimiento de épocas y zonas de veda para la pesca de diferentes especies de la fauna acuática en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos. Mexico: Secretaría de Pesca.
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2007 Jul 24. Ley General de Pesca y Acuacultura Sustentables. Mexico: Secretaría de Gobernación.
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2008 Sep 12. Acuerdo mediante el cual se establece el volumen de captura incidental permitido en operaciones de pesca de tiburón y rayas en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos ubicados en el Océano Pacífico. Mexico: Secretaría de Agricultura, Ganadería Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación.
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2012 Aug 24. Acuerdo por el que se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera. Mexico: Secretaría de Agricultura, Ganadería Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación.
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2013 Nov 25. Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-017-PESC-1994, para regular las actividades de pesca deportivo-recreativa en las aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos, publicada el 9 de mayo de 1995. Mexico: Secretaría de Agricultura, Ganadería Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación.
- Domeier ML. 2006. An analysis of Pacific striped marlin (*Tetrapturus audax*) horizontal movement patterns using pop-up satellite archival tags. *Bull Mar Sci.* 79(3):811-825.
- Domeier ML, Dewar H, Nasby-Lucas N. 2003. Mortality rate of striped marlin (*Tetrapturus audax*) caught with recreational tackle. *Mar Freshw Res.* 54(4):435-445. <https://doi.org/10.1071/MF01270>
- González-Armas R, Klett-Traulsen A, Hernández-Herrera A. 2006. Evidence of billfish reproduction in the southern Gulf of California, Mexico. *Bull Mar Sci.* 79(3):705-717.
- Haddon M. 2011. Modelling and quantitative methods in fisheries. 2nd ed. New York (NY): Chapman & Hall/CRC. 433 p.
- Hilborn R, Walters CJ. 1992. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. London (UK): Routledge, Chapman & Hall. 570 p.
- Hinton MG. 2009. Assessment of striped marlin in the Eastern Pacific Ocean in 2008 and Outlook for the future. Inter-American Tropical Tuna Commission. 10th Stock Assessment Review Meeting, 12-15 May 2009. Doc. SARM-10-08. La Jolla (CA). 18 p.
- de Tiburón del Pacífico mexicano operado por FIDEMAR (POBPT-FIDEMAR). A todas estas organizaciones y sus representantes que nos facilitaron el acceso a la información, nuestro más amplio reconocimiento. EMB agradece el apoyo financiero recibido a través del proyecto Myers del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste para la publicación de esta investigación.
- 
- Hinton MG, Bayliff WH. 2002. Status of striped marlin in the eastern Pacific Ocean in 2001 and outlook for 2002. *Stock Assess. Rep.* 3. La Jolla (CA): Inter-Amer Trop Tuna Comm. p. 328-364.
- Hinton MG, Maunder MN. 2004. Status of striped marlin in the eastern Pacific Ocean in 2002 and outlook for 2003-2004. In: Bayliff WH, SAR, Inter-American Tropical Tuna Commission Rep 4. La Jolla (CA): Inter-American Tropical Tuna Commission p. 287-310.
- Hinton MG, Maunder MN. 2009. Status and trends of striped marlin in the northeast Pacific Ocean in 2009. *Stock Assess. Rep.* 11: Inter-American Tropical Tuna Commission. p. 163-218.
- Howard JK, Ueyanagi S. 1965. Distribution and relative abundance of billfishes (Istiophoridae) of the Pacific Ocean. *Stud Trop Oceanogr.* 2:1-134.
- Klett-Traulsen A, Aguilar-Ibarra A. 2001. Marlin. In: Cisneros-Mata MA, Beléndez-Moreno LF, Zárate-Becerra E, Gaspar-Dillanes MT, López-González LC, Saucedo-Ruiz C, Tovar-Ávila J (eds.), *Sustentabilidad y Pesca Responsable en México: Evaluación y Manejo 1999-2000*. Mexico City (Mexico): Instituto Nacional de la Pesca. p. 437-466.
- Kopf RK, Davie PS, Bromhead D, Pepperell JG. 2011. Age and growth of striped marlin (*Kajikia audax*) in the Southwest Pacific Ocean. *ICES J Mar Sci.* 68(9):1884-1895. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr110>
- Markaida U, Quiñonez-Velázquez C, Sosa-Nishizaki O. 2004. Age, growth and maturation of jumbo squid *Dosidicus gigas* (Cephalopoda:Ommastrephidae) from the Gulf of California, Mexico. *Fish Res.* 66(1):31-47. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(03\)00184-X](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(03)00184-X)
- McDowell JR, Graves JE. 2008. Population structure of striped marlin (*Kajikia audax*) in the Pacific Ocean based on analysis of microsatellite and mitochondrial DNA. *Can J Fish Aquat Sci.* 65:1307-1320. <https://doi.org/10.1139/F08-054>
- Method RD. 1989. Synthetic estimates of historical abundance and mortality for northern anchovy. *Am Fish Soc Symp.* 6:66-82.
- Method RD. 2009. Stock assessment: operational models in support of fisheries management. In: Beamish RJ, Rothschild BJ (eds.), *Future of Fishery Science – Proceedings of the 50th Anniversary Symposium of the American Institute of Fishery Research Biologists*. Fish & Fisheries Series, vol. 31. Seattle (WA): Springer. p. 137-165.
- Ortiz M, Prince ED, Serafy JE, Holts DB, Davy KB, Pepperell JG, Lowry MB, Holdsworth JC. 2003. Global overview of the major constituent-based billfish tagging programs and their results since 1954. *Mar Freshw Res.* 54(4):489-507. <https://doi.org/10.1071/MF02028>
- Punt AE, Hilborn R. 1996. Biomass dynamic models. User's manual. FAO Computerized Information Series. Fisheries. 10:62.
- Quinn TJ-II, Deriso RB. 1999. Quantitative fish dynamics. Oxford: Oxford University Press. 542 p.

- Robinson CJ, Gómez-Gutiérrez J, Salas de León DA. 2013. Jumbo squid (*Dosidicus gigas*) landings in the Gulf of California related to remotely sensed SST and concentrations of chlorophyll *a* (1998-2012). *Fish Res.* 137:97-103.  
<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.09.006>
- [SEMARNAP] Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca. 1999. Anuario estadístico de pesca 1998. Tlalpan (Mexico City): Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. 244 p.
- Sibert J, Hampton J, Kleiber P, Maunder M. 2006. Biomass, size, and trophic status of top predators in the Pacific Ocean. *Science.* 314(5806):1773-1776.
- Squire JL. 1987. Pacific billfish angler catch rates for key area stock assessments. *Mar Fish Rev.* 49(2):15-25.
- Squire JL, Suzuki Z. 1990. Migration trends of striped marlin (*Tetmpturus audax*) in the Pacific Ocean. In: Stroud RH (ed.) *Planning the future of billfishes: research and management in the 90s and beyond.* Savannah (GA): National Coalition for Marine Conservation, Inc. p. 67-86.
- Talbot GB, Wares PG. 1975. Fishery for Pacific billfish off southern California and Mexico, 1903-69. *Trans Am Fish Soc.* 104(1):1-12  
[https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1975\)104<1:FFPBOS>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1975)104<1:FFPBOS>2.0.CO;2)
- Venzon DJ, Moolgavkar SH. 1988. A method for computing profile-likelihood-based confidence intervals. *J Royal App Statistic Soc.* 37(1):87-94.  
<https://doi.org/10.2307/2347496>