

Doi.

Artículo de investigación

Evaluación de la población del pez espada (*Xiphias gladius*) en el Océano Pacífico Oriental (OPO), durante el periodo de 1950 a 2020.

Swordfish assessment in the Eastern Pacific Ocean (EPO) using abundance indicators from 1950 to 2020 period.

Evaluación de la población del pez espada (*Xiphias gladius*) en el Océano Pacífico Oriental (OPO), durante el periodo de 1950 a 2020

Juan Madrid Vera ¹ ID. 0009-0006-6234-6607

Alejandro Balmori Ramírez ² ID. 0000-0003-2192-4803

Juan Manuel García Caudillo ³ ID. 0000-0003-3596-6174

Rufino Morales Azpeitia ^{4*} ID. 0000-0003-2462-6094

Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables. Centro Regional de Investigación en Acuicultura y Pesca, Guaymas, Sonora, México, cp. 85400

* Autor de correspondencia: rufinomoralesa22@gmail.com

Fecha de envío: 23/04/2026

Fecha de Revisión: 25/05/2026

Fecha de Aprobación: 08/07/2026

Fecha de Publicación: 30/07/2026

Resumen

La pesquería del pez espada (*Xiphias gladius*) tiene una gran importancia socioeconómica en el Océano Pacífico Oriental (OPO). Sin embargo, el esfuerzo pesquero excesivo puede superar los límites del Rendimiento Máximo Sostenible (RMS), lo que conlleva la sobreexplotación y genera efectos negativos en la población. En este estudio, se analizan los datos de captura del pez espada (*X. gladius*) para obtener indicadores de referencia como la capacidad de carga, el rendimiento máximo sostenible y el estado de la población. La captura promedio en el OPO entre 1950 y 2020, según los informes de desembarque de ocho países, fue de 3162 t, con una mediana de 2030 t. Los valores entre los percentiles 15 y 85 oscilaron

entre 115 y 7708 t, y la captura máxima registrada fue de 15409 t en 2018. Las capturas anuales en relación con la captura máxima indican que, durante el período 2019-2020, la pesquería sufrió sobrepesca. Las capturas en el OPO, según la suma de probabilidades, se sitúan alrededor de la tendencia central del 50%, aproximadamente en 12500 t, mientras que los productos de probabilidades las ubican en 13500 t. Utilizando modelos de producción excedente y considerando la facilidad de ajuste de los datos de captura únicamente, se analizó el periodo 1979-2020, obteniéndose una captura media de 5204 t, con un rango de 299 a 15049 t. Una aproximación sugiere un rendimiento máximo sostenible entre 15268 y 15770 t. Según el gráfico de Kobe, los últimos tres años de la serie muestran niveles de sobrepesca ($F > F_{MRS}$), y solo en 2019 la pesquería presentó condiciones que indicaban sobrepesca del stock ($B < B_{MRS}$), con valores de biomasa ligeramente inferiores a B_{MRS} . En 2020, los niveles de biomasa fueron similares a los observados al inicio de la serie temporal analizada. Este resultado se mantiene constante cuando se consideran las capturas dentro de los niveles comprendidos entre los percentiles del 15 y el 85%.

Palabras clave: capturas, pez espada, *Xiphias gladius*, capacidad de carga, máximo rendimiento sostenido, OPO

Abstract

The swordfish (*Xiphias gladius*) fishery is socioeconomically important within the Eastern Pacific Ocean (EPO). However, excessive fishing effort may exceed the limits of the Maximum Sustainable Yield (MSY), leading to overexploitation and generating negative effects on the population. In this study, catch data for swordfish (*X. gladius*) are analyzed to obtain reference point indicators such as carrying capacity, maximum sustainable yield, and stock status. The average catch in the EPO from 1950 to 2020, based on landing reports from eight countries, was 3162 t, with a median of 2030 t. The values between the 15th and 85th percentiles ranged from 115 to 7708 t, and the maximum catch recorded was 15409 t in 2018. Annual catches relative to the maximum catch indicate that during the period 2019–2020 the fishery experienced overfishing. Catches in the EPO, based on the sum of probabilities, are located around the central trend of 50% at approximately 12500 t, while the products of probabilities place them at 13500 t. Using surplus production models and considering the ease of fitting catch-only data, the period 1979–2020 was analyzed, yielding an average catch of 5204 t, with a range from 299 to 15049 t. An approximation suggests a maximum sustainable yield between 15268 and 15770 t. According to the Kobe plot, the last three years of the series show overfishing levels ($F > F_{MSY}$), and only in 2019 did the fishery

present conditions indicating that the stock was overfished ($B < B_{MSY}$), with biomass values slightly below B_{MSY} . In 2020, biomass levels were similar to those observed at the beginning of the analyzed time series. This result is consistent when catches are considered within the capture levels between the percentiles of 15 and 85%.

Key words: Landings, swordfish, *Xiphias gladius*, carrying capacity, maximum sustainable yield, EPO

Resumo

A pesca do espadarte (*Xiphias gladius*) é de grande importância socioeconômica no Oceano Pacífico Oriental (OPO). No entanto, o esforço de pesca excessivo pode ultrapassar os limites do Rendimento Máximo Sustentável (RMS), levando à sobrepesca e a impactos negativos na população. Este estudo analisa dados de captura do espadarte (*X. gladius*) para obter indicadores de referência, como capacidade de suporte, rendimento máximo sustentável e estado da população. A captura média no OPO entre 1950 e 2020, com base em relatórios de desembarque de oito países, foi de 3.162 t, com mediana de 2.030 t. Os valores entre os percentis 15 e 85 variaram de 115 a 7.708 t, sendo a captura máxima registrada de 15.409 t em 2018. As capturas anuais em relação à captura máxima indicam que a pesca foi sobrepescada durante o período de 2019–2020. As capturas no Oceano Ocidental (OO), com base na soma das probabilidades, situam-se em torno da tendência central de 50%, aproximadamente 12.500 t, enquanto o produto das probabilidades as coloca em 13.500 t. Utilizando modelos de produção excedente e considerando a facilidade de ajuste apenas aos dados de captura, analisou-se o período de 1979 a 2020, resultando em uma captura média de 5.204 t, com uma variação de 299 a 15.049 t. Uma aproximação sugere um rendimento máximo sustentável entre 15.268 e 15.770 t. De acordo com o gráfico de Kobe, os últimos três anos da série mostram níveis de sobrepesca ($F > FMRS$), e somente em 2019 a pesca apresentou condições indicativas de sobrepesca do estoque ($B < BMRS$), com valores de biomassa ligeiramente inferiores ao BMRS. Em 2020, os níveis de biomassa foram semelhantes aos observados no início da série temporal analisada. Este resultado se mantém consistente ao se considerar as capturas entre os percentis 15 e 85.

Palavras-chave: capturas, espadarte, *Xiphias gladius*, capacidade de suporte, rendimento máximo sustentável, OPO

Introducción

La generación de puntos de referencia, bajo un enfoque de sostenibilidad considerando el estatus de los recursos, debe estar sustentada en el mejor conocimiento disponible, que permita establecer puntos de referencia como reglas de control. Entre los problemas por entender en el aprovechamiento y el manejo de las poblaciones, están los de la dinámica poblacional, que están sujetas a procesos estocásticos, evaluando si los datos de captura pueden ser explicados bajo alguna distribución de probabilidades.

Para establecer puntos de referencia en su sentido dinámico, tales como la mortalidad (f) asociada al máximo rendimiento sostenible, se ha optado por modelos que generen soluciones robustas que sean de utilidad práctica para las organizaciones de pescadores. Así, a partir del modelo lineal de Schaefer (Schaefer, 1954), se han desarrollado modelos globales como el modelo exponencial (Garrod, 1969; Fox, 1970) y el modelo generalizado de producción (Pella y Tomlinson, 1969). Para mejorar el ajuste de los datos observados, para condiciones de no equilibrio de la pesquería, desfases del tiempo de respuesta del stock (Schnute, 1977; Fletcher, 1978; Rivard y Bledsoe 1978; Uhler, 1980). La variabilidad no asociada a la pesquería se considera como un ruido aleatorio, y algunos modelos estocásticos utilizan una variable aleatoria (Doubleday, 1976). En este trabajo avanzamos sobre un modelo basado en la propuesta de Haddon (2011). Estos conjuntos de enfoques pueden generar escenarios de evaluación del estatus de la pesquería del pez espada capturado dentro del OPO, para lo cual se presenta una matriz de decisiones, como una herramienta de escenarios de cuál es la situación del recurso basado en el mejor conocimiento dentro de los escenarios de probabilidad sostenibles de mediano a largo plazo para su conservación y su aprovechamiento.

Se utilizan los valores de las capturas respecto de la captura máxima, c/c_{Max} , los intervalos críticos, tales como de $0 < 0.1$ o 10%, de >0.1 a 0.5 y > 0.5 , antes y después de que $c / c_{\text{Max}} = 1$, en este caso se enfatiza el riesgo de ser <0.1 , cuando $c / c_{\text{Max}} = 1$ y se evalúan las capturas utilizando los percentiles, los intervalos de 0 a > 0.25 o 25%, de >0.25 a 0.5 , de >0.5 a <0.75 y los >0.75 considerando el intervalo o el percentil del 0.2 o 20%, suponiendo que está cercano pero distante del riesgo de estar por debajo del intervalo del 15% y que pudiera ser comparable a solo permitir mortalidades f del 20%, sugerido en muchos estudios, es decir f sea ≤ 0.2 .

También se discute, si los datos se ajustan a una distribución de tipo Normal (U,S,N) y esto puede permitir el uso de las tendencias centrales, promedio y mediana, y las medidas de dispersión, distribución estándar e intervalos de confianza, para evaluar las direcciones o tendencias del conjunto de datos, utilizando como puntos de referencia, la captura máxima, la mortalidad por pesca que considera, valores de F/F_{MRS} mayores de 1, niveles de B/B_{MRS} cercanos a 1.

Material y Métodos

Área de estudio

En el presente estudio se consideran las capturas de pez espada reportadas por ocho países (China, Costa Rica, Ecuador, EEUU, México, Nicaragua, República de Corea y Vanuatu) realizadas dentro del Océano Pacífico Oriental (OPO), zona 77 de la FAO (Figura 1) tomadas de las estadísticas de la FAO en 2021 (fao.org/fishery/statistics/software/fishstatj/en).

La información fue organizada en una matriz de diez columnas que incluye los años de reporte de captura correspondientes a ocho países. Se consideró el periodo comprendido entre 1950 y 2020, y la captura máxima registrada dentro de dicho intervalo se utilizó como un indicador simple de la capacidad de carga (k).

Se aplicaron al menos cinco enfoques de estadística inferencial para evaluar si la distribución de los datos se ajusta a determinados tipos de distribución probabilística. Para ello se emplearon pruebas de normalidad, como la prueba de Kolmogorov-Smirnov, considerando intervalos de confianza expresados en probabilidades porcentuales y percentiles en los rangos de 0 a <0.25, >0.25 a <0.75 y >0.75 (75%). Asimismo, los datos de captura se analizaron dentro de intervalos de riesgo comprendidos entre valores mayores al 15% y menores o iguales al 85%.

Adicionalmente, se consideraron enfoques basados en densidades de probabilidad acumulada, incluyendo la suma de probabilidades y el cálculo de proporciones, así como el producto de probabilidades y sus respectivas proporciones. En todos estos casos se tomaron en cuenta intervalos críticos expresados en términos porcentuales.

Las capturas anuales se evaluaron en relación con las capturas máximas registradas, considerando las proporciones y los percentiles de probabilidad en los intervalos de riesgo: de 0 a <0.25, >0.25 a <0.5, >0.5 a <0.75 y >0.75, expresados en términos porcentuales o proporcionales respecto de las capturas.

La distribución de los datos se analizó mediante modelos de distribución normal, utilizando la probabilidad normal estándar acumulada (F_0), calculada en relación con la probabilidad derivada del ordenamiento de los datos (F_n , F_{n-1}).

Como hipótesis *a priori*, se plantea que la captura máxima (C_{max}) puede servir como un indicador del estatus de la pesquería, evaluando las capturas antes y después de que la relación C/C_{max} alcance el valor de 1. Antes de este punto, las pesquerías se consideran en desarrollo ($C/C_{max} < 0.5$); si durante este periodo $C/C_{max} > 0.5$, se interpreta como una condición de sobrepesca. Para los años posteriores a $C/C_{max} = 1$, valores < 0.1 se consideran indicativos de colapso; valores entre 0.1 y ≤ 0.5 corresponden a sobrepesca, mientras que valores > 0.5 indican una pesquería sobrepescada pero aún en explotación. Asimismo, cuando C/C_{max} se aproxima a 0.5, puede interpretarse como un indicador simple del Máximo Rendimiento Sostenible (MRS). En cambio, valores de $C/C_{max} > 0.75$ o > 0.85 pueden indicar un riesgo elevado de sobrepesca (Hanski y Simberloff, 1997; Hanski, 1999; Caddy y Agnew, 2004; Arkema et al., 2006; Sainsbury, 2008; Worm et al., 2009).

Las series de tiempo de capturas se analizaron mediante procedimientos básicos aplicados a modelos expresados en ecuaciones diferenciales, particularmente aquellos correspondientes a modelos de producción excedente. Para los diferentes enfoques se analizaron las salidas gráficas del conjunto de datos, con el objetivo de obtener una visión cualitativa de su comportamiento. Se utilizaron medidas de tendencia central, como el promedio y la mediana, así como medidas de dispersión, incluyendo la desviación estándar y los percentiles. Asimismo, se emplearon gráficos de dispersión y gráficos circulares para analizar las contribuciones relativas (Punt y Hilborn, 1996; Polacheck, 1988; Montgomery, 1991; Hilborn y Walters, 1992; Quinn y Deriso, 1999; Lyman y Longnecker, 2001; Quinn y Keough, 2002; Froese, 2004; Madrid-Vera et al., 2007; 2010; Hilborn y Stokes, 2010; Haddon, 2011; Kronlund et al., 2018; García et al., 2018; Qing-qiang y Liu, 2020).

Los datos de captura correspondientes al periodo 1950-2020 se analizaron por intervalos temporales, siguiendo los principios de análisis de series de tiempo. Para cada periodo se evaluaron el promedio, la mediana y la desviación estándar, con el propósito de identificar posibles cambios en este indicador de abundancia y determinar si tales variaciones pueden considerarse significativas en función de sus órdenes de magnitud (Montgomery, 1991, Ricker, 1954, Restrepo et al., 1988, Rosenberg et al., 2014).

Para obtener una aproximación mediante modelos de biomasa excedente se utilizó la propuesta metodológica de Haddon (2011) aplicada al modelo de Schaefer modificado por Pella y Tomlinson (1969). Este modelo considera cuatro parámetros principales: la tasa

intrínseca de crecimiento (r), la capacidad de carga (k), la biomasa inicial disponible (B_0) y un parámetro de forma (p) que permite ajustar la curvatura de la función de producción. Los parámetros r y p se encuentran acotados, ya que valores de $r > 2$ o $p > 3$ generan soluciones no realistas. Como se mencionó previamente, k puede aproximarse a partir de las capturas máximas registradas, mientras que B_0 puede estimarse a partir de las medidas de tendencia central de la serie de datos.

La variabilidad no asociada directamente a la actividad pesquera se considera como ruido aleatorio; en algunos modelos estocásticos esta variabilidad se representa mediante la inclusión explícita de una variable aleatoria (Doubleday, 1976). En este estudio se avanza sobre un modelo basado en la propuesta de Haddon (2011).

El modelo considerado se expresa de la siguiente manera:

$$b_{t+1} = b_0 + b_0 \left(\frac{r}{p} \right) \left(1 - \left(\frac{b_0}{k} \right)^p \right) - C$$

Los detalles del procedimiento de ajuste pueden consultarse en Haddon (2011) o en informes posteriores. En este contexto, los valores de F corresponden a la mortalidad por pesca y son aproximadamente equivalentes a $r/2$. La relación B_0/B_{MRS} se calcula a partir del ajuste de la biomasa inicial en relación con el nivel de biomasa correspondiente al máximo rendimiento sostenible. Por su parte, la relación F/F_{MRS} se estima mediante:

$$F/F_{MRS} = \ln \left(\frac{1 - (C/B_0)}{(r/2)} \right)$$

donde C representa la captura y los demás parámetros corresponden a los previamente definidos.

Resultados

La suma total de las capturas registradas durante el periodo analizado (1950–2020) asciende a aproximadamente 224,262 t. Este valor se considera como un indicador de referencia en el contexto ambiental, económico e histórico del recurso, y puede interpretarse como una aproximación a las capacidades de carga globales (k) de la pesquería.

Las medidas de tendencia central de la captura total muestran que el promedio anual en el OPO fue de 3,162.8 t, con una desviación estándar de 3,483.2 t, lo que refleja una elevada dispersión en la serie de datos. La mediana se estimó en 2,030 t, mientras que los percentiles comprendidos entre el 15% y el 85% se ubicaron en un intervalo de 115.5 t a 7,708 t.

Para el periodo analizado, correspondiente a las capturas reportadas por la FAO (2021), la diferencia entre el valor teórico de la probabilidad normal estándar acumulada (F_0) y el valor de la probabilidad obtenido a partir del ordenamiento de los datos fue de $d = 0.18$. Dado que el estadístico de Kolmogorov-Smirnov ($d_{\{KSD\}}$) es menor que los valores críticos para $p > 0.2$, no se rechaza la hipótesis de normalidad. En consecuencia, los datos de captura pueden ser adecuadamente explicados mediante una distribución normal (Figura 2).

La captura máxima registrada en el OPO durante el periodo analizado fue de 15,409 t en 2018, valor que se utiliza como un indicador simple de la capacidad de carga (k). En conjunto, la captura total acumulada para el periodo 1950-2020 asciende a 224,262 t.

Las capturas anuales (Figura 3) se dividieron en tres periodos; de 23, 25 y 23 años, respectivamente, siguiendo los criterios del análisis de series de tiempo. Para cada periodo se calcularon el promedio (μ), la mediana (m) y la desviación estándar (S). A escala del OPO, el promedio anual experimentó un incremento significativo entre el primer periodo (1950–1972) y el segundo (1973–1998), con un aumento cercano a 20 veces. En el caso de la mediana, el incremento entre estos dos periodos fue aproximadamente de 17 veces.

Entre el segundo periodo (1973-1998) y el tercero (1999-2020), el promedio aumentó cerca de 2.4 veces, mientras que la mediana lo hizo en aproximadamente 2.9 veces. En términos generales, las diferencias entre el primer y el segundo periodo oscilan entre 17 y 20 veces, mientras que entre el segundo y el tercer periodo varían entre 2.4 y 2.9 veces. Dado que las razones entre periodos son superiores a 2, estas diferencias podrían considerarse potencialmente significativas.

Al evaluar las desviaciones estándar (S_1/S_2), se observa que entre el primer y el segundo periodo se registró un cambio cercano a 23 veces, mientras que entre el segundo y el tercer periodo el cambio fue de aproximadamente 1.2 veces. Estas diferencias podrían no ser estadísticamente significativas, considerando que, bajo el criterio de la distribución F , una razón inferior a 2 generalmente indica ausencia de diferencias significativas en la varianza.

La evaluación de los percentiles de las capturas, utilizados como indicadores indirectos de la abundancia, para el periodo 1950-2020 se realizó considerando tres rangos de referencia: 0–15%, >15%–<85% y >85%. Estos intervalos se interpretan, respectivamente, como fases de inicio o desarrollo de la pesquería, estado de explotación o pescándose (incluyendo niveles cercanos al máximo rendimiento sostenible), y condición de

sobreexplotación o sobrepescado y pescándose (Restrepo, 2018; Costello et al., 2014, 2016; García et al., 2018).

Dentro del intervalo comprendido entre los percentiles 15% y <85% se ubican los valores cercanos al máximo rendimiento sostenible, particularmente en torno al rango de 45% a 55%. El intervalo de 0 a 15% representa, en este análisis, la etapa inicial o de desarrollo de la pesquería, aunque también puede indicar una condición de riesgo cuando ha transcurrido al menos una generación del recurso, estimada en este caso en aproximadamente 23 años. Por su parte, cuando las capturas superan el percentil 85%, se incrementa el riesgo de que el recurso se encuentre en una condición de sobreexplotación. En contraste, si las capturas descienden por debajo del percentil 15%, la pesquería puede considerarse en condición de colapso.

Al desagregar la información para el conjunto del OPO, el periodo de inicio de la pesquería se extiende desde 1950 hasta 1990 (Figura 4, indicado con flecha), lo que representa aproximadamente el 56% del total del periodo analizado. Posteriormente, entre 1991 y 2013, la pesquería se ubica en una fase de explotación cercana al máximo rendimiento sostenible o de pescándose, correspondiente a la franja verde en la Figura 4, con máximos de captura registrados en 1992 y 1993 (también señalados con flechas). Este periodo concentra aproximadamente el 28% de la serie temporal analizada.

A partir de 2014 y hasta 2020 se observa una transición hacia un escenario de sobrepesca con continuidad de la actividad extractiva. En este periodo, la pesquería podría tender hacia una situación relativamente estable alrededor de la mediana de capturas estimada para estos años, cercana a 10 mil toneladas, con un intervalo aproximado entre 8 y 15 mil t. No obstante, las capturas disminuyen hacia el final de la serie, particularmente en 2019 y 2020. Si en años posteriores las capturas se mantienen por debajo del percentil 85%, persiste el riesgo de permanecer en un estado de sobrepesca con continuidad de la explotación.

La probabilidad de que las capturas superen el valor máximo observado de aproximadamente 15 mil t, considerando la serie completa, es relativamente baja. Por otro lado, cuando las capturas superan el percentil 85% (aproximadamente 7,078 t), se incrementa el riesgo de que la pesquería permanezca en una condición de recurso sobrepescado y aún sujeto a explotación, acercándose potencialmente a un escenario de colapso.

En consecuencia, para el conjunto del OPO, o para los países considerados en este estudio que reportan capturas, y bajo un enfoque precautorio, la pesquería puede clasificarse actualmente dentro de la categoría de sobrepesca con continuidad de la explotación

(Restrepo, 2018; García et al., 2018). Esta condición se ha mantenido durante aproximadamente 11 años, lo que representa cerca del 16% del periodo total analizado de 71 años. A lo largo de la serie histórica, la pesquería ha permanecido en fase de recuperación o explotación sostenible durante aproximadamente el 28% del tiempo, mientras que el 56% corresponde a la etapa inicial de desarrollo de la pesquería.

Considerando el indicador basado en la relación entre las capturas anuales y la captura máxima (c/c_{Max}), se distinguen tres situaciones: antes de alcanzarse la captura máxima ($c/c_{\text{Max}} < 1$), cuando se alcanza el valor máximo ($c/c_{\text{Max}} = 1$) y después de dicho punto de referencia ($c/c_{\text{Max}} > 1$).

Bajo este criterio, el periodo comprendido entre 1950 y 2018 corresponde a valores menores a 1, por lo que la pesquería puede clasificarse como en fase de inicio, desarrollo o completamente desarrollada, representada en color verde (Figura 5a). En este intervalo, el 87% de la serie de tiempo se ubica en el rango de $c/c_{\text{Max}} < 0.5$ (Figura 5b), lo que sugiere una etapa de crecimiento y expansión de la actividad pesquera.

Por otra parte, los años 1993, 1998 y el periodo comprendido entre 2014 y 2017 presentan valores superiores a 0.5 pero aún menores que $c/c_{\text{Max}} = 1$. De acuerdo con este criterio, dichos años corresponden a una condición de pesquería totalmente aprovechada, representada en color amarillo, y en conjunto contribuyen con aproximadamente el 8.4% de la serie analizada.

A partir de 2018, cuando $c/c_{\text{Max}} = 1$, la pesquería se mantiene dentro de la categoría de totalmente aprovechada (color amarillo), con una contribución ligeramente superior al 4% del total de la serie. Bajo este escenario, la pesquería puede interpretarse como plenamente explotada o en una condición cercana a sobrepesca de explotación.

Considerando que la distribución de frecuencias de los datos de captura de la serie histórica puede explicarse mediante una distribución normal $n(\mu, \sigma)$, y de acuerdo con el teorema de Kolmogorov-Smirnov, se procedió a calcular las funciones de densidad de frecuencia. A partir de estas se estimaron las probabilidades normales acumuladas, las cuales posteriormente se transformaron en probabilidades estandarizadas para fines comparativos. Este procedimiento se realizó en un marco probabilístico estricto, con referencia al enfoque de probabilidad bayesiana.

El valor acumulado resultante permite derivar proporciones del tipo $p_i/\sum p_i = 1$, o bien su equivalente en términos porcentuales. Las probabilidades posteriores pueden estimarse tanto mediante la suma como mediante el producto de las probabilidades

individuales. De esta forma, para cada p_i se obtiene $p_i/\sum p_i = y_i$, donde y_i representa la proporción correspondiente para cada conjunto de datos. Por ejemplo, para el total de capturas o para los distintos periodos analizados. En consecuencia, el valor agregado puede expresarse como $Y = y_1 + y_2 + y_3 + \dots + y_n$, o alternativamente como $Y = y_1 \cdot y_2 \cdot y_3 \cdot \dots \cdot y_n$, junto con sus formas normalizadas $y_i/\sum y_i = 1$ y $p_{y_i}/P_{y_i} = 1$, donde P representa el producto de las probabilidades.

En la Figura 6 se presentan las soluciones correspondientes a las distribuciones normales de las frecuencias de captura total en relación con sus promedios y desviaciones estándar. Por razones de escala de representación, los resultados se muestran en dos ejes, aunque forman parte de un mismo contexto analítico. En el panel a) se ilustran las distribuciones en su forma inferencial convencional para tres periodos: 1950–1972 (nUS50a72teo), correspondiente al primer periodo; 1973–1998 (nUS73a98teo), correspondiente al segundo periodo; y 1999–2020 (nUS99a20teo), correspondiente al tercer periodo. En esta nomenclatura, *to* indica el intervalo de capturas desde cero hasta el máximo observado, mientras que *teo* se refiere a la distribución teórica derivada del modelo.

En el panel b) se presentan las probabilidades acumuladas cuya suma es igual a 1 en sentido bayesiano, nuevamente para los tres periodos considerados: 1950–1972 (nUS50a72ta), 1973–1998 (nUS73a98ta) y 1999–2020 (nUS99a20ta), donde *ta* indica el total acumulado. El panel c) muestra un análisis equivalente al del panel b), pero incorporando las probabilidades posteriores obtenidas tanto del producto de probabilidades (pp-p) como de la suma de probabilidades (pp-suma). En las gráficas, se resaltan mediante colores las intersecciones con el valor de 0.5, equivalente al 50% de probabilidad o tendencia central.

En los paneles a) y b) de la Figura 7 se observa que las tendencias centrales correspondientes al periodo más reciente se sitúan alrededor de las 6 mil t. En contraste, en el panel c), al considerar el periodo completo de 1950 a 2020, la tendencia central total se aproxima a 4 mil t. Asimismo, la probabilidad posterior estimada mediante la suma de probabilidades se ubica cerca de las 10 mil t, mientras que la probabilidad posterior derivada del producto de probabilidades, integrando los resultados, se aproxima a 11 mil t.

Las probabilidades posteriores obtenidas mediante el producto de probabilidades (pp-p) y la suma de probabilidades (pp-suma), calculadas a partir de los datos totales de los tres periodos de la serie temporal (1950-2020), se presentan en la Figura 7. Los periodos considerados corresponden a 1950-1972, 1973-1998 y 1999-2020.

Para la interpretación de los resultados se establecieron cuatro intervalos probabilísticos asociados al estado de explotación del recurso: el intervalo inicial de 0 a 0.25 (25%), que representa una fase temprana o de desarrollo de la pesquería; el intervalo de >0.25 a 0.5, que indica una condición de recurso explotado o pescándose; el intervalo de >0.5 a 0.75, que corresponde a un estado de explotación intensiva; y el intervalo >0.75 (75%), que se asocia con una condición de recurso sobrepescado o sobreaprovechado. En términos de manejo pesquero, este último intervalo implica que el recurso se encuentra sobreexplotado y continúa siendo objeto de captura.

En términos generales, las soluciones correspondientes a la intersección del valor de 0.5 (50% de probabilidad), considerado como tendencia central, muestran que, al integrar las probabilidades derivadas de la suma de los tres periodos analizados, el valor estimado se sitúa alrededor de 9,450 t. Por su parte, la estimación basada en el producto de probabilidades arroja un valor cercano a 11,250 t. Ambas estimaciones pueden interpretarse como valores precautorios y constituyen indicadores aproximados del máximo rendimiento sostenible o de una condición en la cual la pesquería se mantiene en explotación compatible con el aprovechamiento sostenible del recurso.

No obstante, los riesgos comienzan a incrementarse a partir de probabilidades superiores a 0.55 (55%), lo cual puede interpretarse como una señal de alerta dentro de un esquema de semáforo para la adopción de medidas de manejo precautorio. En este contexto, el inicio de condiciones de sobrepesca se ubicaría entre valores cercanos a este umbral y hasta aproximadamente 0.75 (75%). Cuando la probabilidad supera el 75%, el estatus de la pesquería puede considerarse como de recurso sobrepescado que continúa siendo explotado, es decir, en condición de sobreexplotación.

En términos de capturas, estos umbrales corresponden aproximadamente a valores superiores a 12,600 t para la solución derivada de la suma de probabilidades y a alrededor de 13,500 t para la solución basada en el producto de probabilidades.

Para obtener una aproximación a los modelos de biomasa excedente se utilizó la propuesta de Malcolm Haddon (2011) aplicada al modelo de Milner B. Schaefer modificado por John J. Pella y Paul K. Tomlinson (1969). Este modelo considera cuatro parámetros principales: la tasa intrínseca de crecimiento (r), la capacidad de carga (k), la biomasa inicial o disponible (B_0) y un parámetro de forma (p) utilizado para ajustar la curvatura del modelo de producción.

Tanto r como p se encuentran acotados dentro de rangos biológicamente plausibles; valores de $r > 2$ generan soluciones no realistas, al igual que valores de $p > 3$. Por su parte,

la capacidad de carga (k) puede aproximarse mediante indicadores derivados de las capturas máximas observadas, mientras que la biomasa inicial (B_0) puede estimarse a partir de las medidas de tendencia central de la serie de capturas.

Con el propósito de facilitar el ajuste del modelo y considerando los niveles de dispersión de los datos, se utilizaron las capturas correspondientes al periodo 1979-2020. Durante este intervalo, el promedio de las capturas fue de 5,204 t, con una desviación estándar de 3,199 t y una mediana de 5,120 t. El intervalo comprendido entre los percentiles 15 y 85 se ubicó entre 2,034 t y 8,677 t, mientras que el percentil 95 alcanzó un valor de 9,988 t. Los valores mínimos y máximos registrados en el periodo oscilaron entre 299 t y 15,049 t. Todos los valores presentados han sido redondeados para facilitar su interpretación.

Siguiendo el enfoque propuesto por Pella y Tomlinson (1969) y desarrollado posteriormente en Haddon (2011), se implementó un algoritmo de simulación basado en un procedimiento de remuestreo de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE). En cada iteración, la CPUE observada se compara con la CPUE predicha por el modelo; la razón entre ambas se utiliza para generar una CPUE remuestreada, la cual se emplea nuevamente como entrada en la siguiente corrida del modelo.

La Figura 8 presenta los resultados de la simulación, junto con algunos detalles del proceso de ajuste. En particular, se analizan los indicadores de mortalidad por pesca relativa al máximo rendimiento sostenible (F/F_{MRS}) y la biomasa relativa al nivel asociado al máximo rendimiento sostenible (B/B_{MRS}). En el panel a) se muestran los valores anuales, donde pueden observarse tanto valores negativos como positivos; únicamente los valores positivos son considerados válidos para el análisis posterior. En el panel b) se presentan estas mismas estimaciones como series temporales, nuevamente considerando únicamente los valores positivos. Finalmente, el panel c) muestra los resultados del ajuste del modelo utilizando el criterio de información de Akaike (AIC).

En términos generales, cada simulación del modelo se ejecuta al menos 100 veces por corrida. Posteriormente se realizan múltiples corridas independientes, al menos 20, hasta alcanzar convergencia en las estimaciones, definida por la obtención consistente de valores positivos en el panel a) y por la minimización del criterio de Akaike en el proceso de ajuste.

Los resultados de algunas de las relaciones entre la mortalidad por pesca relativa al máximo rendimiento sostenible (F/F_{MRS}) y la biomasa relativa al nivel asociado al máximo rendimiento sostenible (B/B_{MRS}), obtenidos después de los n procesos de ajuste del modelo, se presentan en un diagrama de Kobe (Figura 9). Estos resultados permiten evaluar el estado de la pesquería mediante la comparación entre la mortalidad por pesca observada y la

mortalidad asociada al máximo rendimiento sostenible, así como entre la biomasa estimada y la biomasa necesaria para alcanzar dicho nivel de rendimiento.

En el panel a) muestra el estado de la pesquería en función de la relación entre F/F_{MRS} y B/B_{MRS} . En la región correspondiente a valores de $F/F_{MRS} < 1$ y $B/B_{MRS} < 1$ (zona amarilla) no se obtuvieron soluciones del modelo. En contraste, la región verde, definida por valores de $F/F_{MRS} < 1$ y $B/B_{MRS} > 1$, representa condiciones en las que tanto la mortalidad por pesca como la biomasa reproductora se encuentran dentro de niveles biológicamente sostenibles. Bajo estas condiciones, y de acuerdo con las predicciones de biomasa anual y biomasa total generadas por el modelo, la población se encontraría en proceso de recuperación. En este contexto, se distingue entre la biomasa total estimada y la biomasa asociada al máximo rendimiento sostenible (B_{MRS}), la cual se encuentra vinculada principalmente con la biomasa reproductora de la población.

Por otra parte, en la región de color ocre, donde $F/F_{MRS} > 1$ y $B/B_{MRS} > 1$, la mortalidad por pesca excede el nivel asociado al máximo rendimiento sostenible, mientras que la biomasa reproductora aún se mantiene en niveles relativamente saludables. Sin embargo, cuando la relación B/B_{MRS} es inferior a aproximadamente 1.5, esta condición puede interpretarse como un escenario de sobrepesca incipiente o riesgo de sobreexplotación.

Finalmente, en la región roja, caracterizada por valores de $F/F_{MRS} > 1$ y $B/B_{MRS} < 1$, la mortalidad por pesca es elevada y la biomasa reproductora se encuentra por debajo del nivel necesario para sostener el máximo rendimiento sostenible. Esta condición indica simultáneamente sobrepesca y un estado de población sobrepescada, situación que se observa particularmente en el año 2019.

En términos generales, hasta el año 2017 la pesquería mostró condiciones compatibles con un proceso de recuperación, caracterizado por niveles adecuados de mortalidad por pesca y biomasa reproductora dentro de rangos sostenibles. Este periodo representa aproximadamente el 85% de la serie temporal analizada para la pesquería. Bajo un adecuado cumplimiento de las reglas de control y cosecha, estas condiciones podrían favorecer la sostenibilidad del recurso.

No obstante, en años recientes se observan cambios importantes en la dinámica de la pesquería. En 2019 se registran condiciones cercanas a un colapso poblacional, mientras que en los años adyacentes, 2018 y 2020, la pesquería presenta indicadores consistentes con un estado de sobrepesca acompañado de explotación continua del recurso.

Adicionalmente, el panel c) muestra que durante 2018 y 2019 la mortalidad por pesca se ubicó por encima del nivel asociado al máximo rendimiento sostenible, lo que coincide

con los indicadores de sobreexplotación observados en el diagrama de Kobe, particularmente en el año 2019, representado en la zona roja.

Con base en los indicadores calculados, estos se organizaron en una tabla de resultados con fines de representación gráfica y comparación entre las distintas estimaciones precautorias y sostenibles derivadas de los indicadores y puntos de referencia (Tabla 1). En dicha tabla se integran las capturas, las medidas de tendencia central y los indicadores de dispersión correspondientes a la serie de 1979 a 2020, así como las probabilidades posteriores derivadas de las funciones de densidad para la serie completa de 1950 a 2020.

En este contexto, **C** se refiere a la captura, **u** representa el promedio, **DE** la desviación estándar, **pp** la probabilidad posterior y **%** los percentiles. Con el propósito de enfatizar la comparación entre escalas temporales y mejorar la claridad analítica, se emplean dos series de referencia: la serie 1 correspondiente al periodo 1979–2020 y la serie 2 correspondiente al periodo completo 1950–2020.

Todos los valores presentados han sido redondeados para facilitar su interpretación. El valor máximo utilizado como referencia comparativa corresponde a la captura ubicada en el percentil 95 de la distribución, estimada en aproximadamente 9,998 t.

Discusión

Entre los principales problemas asociados al aprovechamiento de recursos renovables, como el pez espada (*Xiphias gladius*), se encuentran aquellos relacionados con la comprensión de la dinámica poblacional. Estas poblaciones están sujetas a procesos estocásticos derivados tanto de las propiedades intrínsecas de las poblaciones como de sus interacciones con otras especies, así como de la variabilidad ambiental. A ello se suman las dificultades para obtener información robusta, consistente y repetible. No obstante, puede considerarse que existe una ventana de oportunidad para el conocimiento cuando la información proviene de procesos sistemáticos, como las pesquerías, cuyos esquemas operativos, experiencia acumulada y repetitividad en la obtención de datos permiten generar indicadores útiles a partir de series temporales extensas, lo que a su vez posibilita la estimación de puntos de referencia para el manejo del recurso.

Una primera aproximación consiste en analizar los datos a partir de sus medidas de tendencia central y de dispersión. El ajuste de estos datos a distribuciones de probabilidad permite emplear indicadores estadísticos como el promedio, la mediana, la desviación

estándar y los percentiles de confianza. Las relaciones entre valores mínimos y máximos también constituyen indicadores robustos, ya que facilitan la interpretación de los cambios observados en las series temporales. En este sentido, al evaluar el promedio de capturas a nivel del OPO entre los periodos 1950-1972, 1973-1998 y 1999-2020, se observa que los cambios fueron, en términos generales, de entre 17 y 20 veces entre el primer y el segundo periodo, y de entre 2.4 y 2.9 veces entre el segundo y el tercer periodo. De manera intuitiva, cuando las razones entre periodos superan el valor de 2, es posible inferir la presencia de diferencias potencialmente significativas.

Por otra parte, al evaluar las desviaciones estándar (S_1/S_2) a nivel del OPO, se observa que del primer al segundo periodo el cambio fue de aproximadamente 23 órdenes de magnitud, lo cual sugiere la posible existencia de diferencias significativas. En contraste, entre el segundo y el tercer periodo la razón fue cercana a 1.2, valor inferior a 2, lo que indicaría que las diferencias no son estadísticamente significativas. Bajo un criterio similar al utilizado en la distribución F, cuando estas razones son menores a 2 se puede interpretar que las pesquerías se encuentran en un estado relativamente establecido.

Al considerar los intervalos de confianza comprendidos entre los percentiles 15 y 85% para el periodo 1950–2020, los resultados indican que, a nivel del OPO o de los países que reportan capturas, la pesquería se encuentra bajo un enfoque precautorio en la categoría de sobrepesca con continuidad de explotación, en términos de aprovechamiento, y como recurso sobreexplotado en términos estrictos de explotación (Restrepo, 2018; García et al., 2018). Esta condición ha prevalecido durante aproximadamente 11 años, lo que representa el 16% del periodo total analizado de 71 años. No obstante, también se observa que el recurso ha estado en fases de recuperación o explotación sostenible durante el 28% de la serie temporal y en fase inicial durante el 56% del periodo, lo que sugiere la existencia de ventanas de recuperación con alta probabilidad, siempre que se implementen medidas adecuadas de control.

Otro indicador relevante es la relación entre las capturas anuales y la captura máxima observada (c/c_{Max}). Bajo este criterio, el periodo inicial se extiende desde 1950 hasta 2018, año en que la relación alcanza el valor de $c/c_{Max} = 1$. Antes de este año, la pesquería puede clasificarse como en fase de inicio, desarrollo o consolidación, representando aproximadamente el 87% de los años de la serie temporal, con valores de $c/c_{Max} < 0.5$. Sin embargo, en los años 1993, 1998 y durante el periodo 2014-2017 los valores superaron 0.5, lo que indica que la pesquería se encontraba plenamente explotada; estos años representan aproximadamente el 8% del total. Posteriormente, a partir de 2018, cuando $c/c_{Max} = 1$, la

pesquería permanece en una condición de explotación plena o de posible sobrepesca, representando poco más del 4% del total de los años analizados.

Bajo un enfoque bayesiano de probabilidad, las soluciones correspondientes a la intersección de 0.5 (50%) obtenidas a partir de la suma de las probabilidades de los tres periodos considerados indican un valor cercano a 9,450 t. En contraste, las estimaciones obtenidas a partir del producto de probabilidades alcanzan aproximadamente 11,250 t. Ambas estimaciones pueden considerarse aproximaciones precautorias y se ubican en niveles cercanos al máximo rendimiento sostenible, lo que sugiere un estado de explotación compatible con el aprovechamiento sostenible del recurso. Los riesgos comienzan a incrementarse cuando la probabilidad supera 0.55 (55%), lo cual puede interpretarse como una señal preventiva para la adopción de medidas de manejo. El límite superior de este rango se ubica cerca de 0.75 (75%), umbral a partir del cual el recurso puede considerarse sobrepescado y continuar siendo explotado. En términos de captura, estos valores corresponden aproximadamente a 12,600 t para la solución basada en sumas y a cerca de 13,500 t para la solución basada en productos.

El análisis mediante diagramas de Kobe permite complementar esta interpretación. En la región de color ocre, la mortalidad por pesca supera el nivel asociado al máximo rendimiento sostenible, mientras que la biomasa reproductora se mantiene por encima del nivel de referencia. No obstante, cuando la relación B/B_{MRS} es inferior a aproximadamente 1.5, esta situación puede interpretarse como un estado de biomasa saludable, pero bajo presión de sobrepesca. Por otra parte, en la región roja del diagrama ($F/F_{MRS} > 1$ y $B/B_{MRS} < 1$), la mortalidad por pesca es elevada y la biomasa reproductora asociada al máximo rendimiento sostenible se encuentra por debajo del nivel requerido, lo que indica simultáneamente sobrepesca y una población sobrepescada, condición observada particularmente en el año 2019.

Hasta 2017, en términos generales, la pesquería presentó condiciones compatibles con niveles de sostenibilidad o recuperación, caracterizadas por valores de mortalidad por pesca inferiores a F_{MRS} y biomasa reproductora superior a B_{MRS} . Este periodo representa aproximadamente el 85% de la serie temporal considerada para la pesquería. Bajo un adecuado cumplimiento de las reglas de control y cosecha, estas condiciones podrían favorecer la sostenibilidad del recurso. Sin embargo, en los últimos años de la serie se observan señales de deterioro. En 2018 y 2020 la población presentó indicadores de sobrepesca con continuidad de explotación, mientras que en 2019 la relación entre

mortalidad por pesca y biomasa asociada al máximo rendimiento sostenible indica condiciones de sobreexplotación.

Los datos reportados para 2018, particularmente la magnitud de la captura registrada, podrían no favorecer la estabilidad de la pesquería. No obstante, a nivel del OPO la pesquería podría encontrarse actualmente en una fase de ascenso. Aun así, la probabilidad de superar las 15 mil t, valor máximo observado en la serie, es relativamente baja. En caso de que las capturas disminuyan posteriormente, el sistema podría entrar nuevamente en un escenario de sobrepesca acompañado de explotación continua. El promedio observado en este periodo sugiere que las pesquerías tienden a maximizar sus beneficios económicos, lo que podría constituir un punto de referencia límite para el manejo.

En este contexto, se propone considerar el estado actual como un punto de referencia de riesgo, representado en un nivel de alerta tipo “semáforo amarillo”, aun cuando las condiciones ambientales del OPO pudieran favorecer un aparente incremento en las capturas durante los últimos ocho años. De manera general, si la relación c/c_{Max} se interpreta como un indicador indirecto de mortalidad por pesca, resulta fundamental establecer medidas de manejo relacionadas tanto con el esfuerzo pesquero como con los niveles de captura.

Finalmente, el enfoque adoptado en este estudio permite generar escenarios de evaluación del estatus del recurso, útiles en procesos de auditoría y evaluación por parte de agencias internacionales y en el contexto de la gobernanza pesquera. Este tipo de análisis proporciona a los tomadores de decisiones perspectivas actualizadas para el manejo basado en conocimiento científico. En particular, las tendencias centrales de las capturas constituyen herramientas explicativas valiosas. El principal desafío consiste en asegurar que el recurso se mantenga dentro de escenarios de probabilidad favorables para su conservación y aprovechamiento a mediano y largo plazo.

En términos generales, los indicadores de abundancia utilizados en este estudio permiten generar escenarios de manejo y producir puntos de referencia que pueden emplearse como herramientas heurísticas para la formulación de hipótesis y para orientar estrategias de conservación y manejo sostenible de la pesquería.

Conclusiones

Considerando los indicadores calculados, una prueba de ajuste para distribuciones de probabilidad indica que los datos de captura reportados entre 1950 y 2020, a nivel del OPO,

pueden ser explicados por una distribución normal. En consecuencia, las medidas de tendencia central y dispersión (promedio, mediana, desviación estándar y percentiles) pueden considerarse indicadores estadísticamente robustos para describir el comportamiento de la serie. En términos generales, el promedio de capturas para el periodo completo es de aproximadamente 3,162 t.

Con el propósito de facilitar el ajuste de los modelos de biomasa dinámica, se consideraron las capturas correspondientes al periodo 1979-2020. Durante este intervalo, el promedio de capturas fue de 5,204 t, con una desviación estándar de 3,199 t. El intervalo comprendido entre los percentiles 15 y 85 se ubicó entre 2,034 t y 8,677 t, mientras que el valor correspondiente al percentil 95 fue de 9,988 t. Los valores mínimos y máximos registrados oscilaron entre 299 t y 15,049 t. Todos los valores presentados han sido redondeados para facilitar su interpretación.

Al analizar la serie de capturas de pez espada en tres periodos; 1950-1972, 1973-1998 y 1999-2020, se observa que los promedios fueron de 144 t, 2,820 t y 6,725 t, respectivamente. Estos resultados muestran incrementos significativos entre periodos, con cambios de magnitud superiores a dos órdenes entre el primer y el segundo periodo, así como entre el segundo y el tercero, lo que evidencia una expansión importante del aprovechamiento del recurso a lo largo del tiempo.

La evaluación de las capturas en función de los percentiles (0 a 15%, >15 a 50% y >85%) a nivel del OPO indica que en los años más recientes las capturas se han ubicado por encima del percentil superior (85%). Este patrón sugiere que, en el contexto global de la pesquería, se han registrado niveles elevados de captura en años recientes, lo que podría asociarse con escenarios de sobrepesca e incluso con riesgos de colapso en determinadas condiciones.

Por otra parte, al evaluar las capturas en relación con la captura máxima observada (c/c_{Max}), considerando intervalos de percentiles de 0–0.1, >0.1–0.50 y >0.50 antes y después del máximo de captura, (cuando $c/c_{Max} = 1$) se observa que, desde aproximadamente 2013 hasta años recientes, los valores de la relación c/c_{Max} se han mantenido por encima de 0.5. Este comportamiento sugiere que la pesquería se encuentra en un estado de explotación plena o total aprovechamiento, con probables condiciones de sobrepesca, lo cual se representa en la categoría de alerta (amarillo).

El análisis de probabilidades posteriores, obtenido a partir de la suma de probabilidades de las tres series temporales consideradas (1950-1972, 1973-1998 y 1999-2020), indica una tendencia creciente en los promedios de captura a nivel global. Asimismo,

el indicador derivado de la intersección de las probabilidades posteriores alrededor del 20%, interpretado como una fracción de mortalidad por pesca ($f = 0.20$), puede considerarse como un posible indicador de cosecha y como referencia para el establecimiento de reglas de control.

Por su parte, el análisis de modelos de producción excedente utilizando formulaciones del tipo Pella-Tomlinson (1965) permitió estimar valores de máximo rendimiento sostenible (MRS) bajo un enfoque precautorio, con estimaciones que oscilan entre 10,748 t y 11,303 t para el periodo 1979-2020. En este contexto, los valores de biomasa relativa al nivel asociado al MRS (B/B_{MRS}) presentaron un promedio de 1.71 y una mediana de 1.69, con un intervalo de valores entre 0.99 y 2.28. Por su parte, la mortalidad por pesca relativa al MRS (F/F_{MRS}) mostró un promedio de 0.40 y una mediana de 0.32, con valores que oscilaron entre 0.19 y 1.71.

En conjunto, estos resultados indican que en los años recientes el estatus de la pesquería corresponde a un escenario de sobrepesca. No obstante, una evaluación *sensu stricto* sugiere que el promedio de capturas registrado en la serie 1979-2020, equivalente a 5,204 t, puede considerarse un nivel precautorio. Este valor resulta consistente con los distintos enfoques analíticos aplicados en el presente estudio, incluyendo las estimaciones derivadas de probabilidades posteriores y las interpretaciones obtenidas a partir del diagrama de Kobe.

Agradecimientos

Los autores quisieran agradecer por su apoyo a la realización del presente trabajo a: Las empresas afiliadas a la Cámara Nacional de la Industria Pesquera y Acuícola-Delegación Baja California que participan en el proyecto de mejora de la pesquería de pez espada del Pacífico mexicano

Las empresas afiliadas a la Federación Nacional de Cámaras de la Industria Palangrera, Artesanal y Afines participantes del proyecto de mejora para la pesquería de grandes pelágicos de Costa Rica.

Referencias

- Arkema, K.K., Abramson, S.C., Dewsbury, M.B. (2006). Marine ecosystem-based management: from characterization to implementation. *Front. Ecol. Environ*, 4, 10: 525-532.
- Caddy, J.F., Agnew, D.J. (2004). An overview of recent global experience with recovery plans for depleted marine resources and suggested guidelines for recovery planning. *Review in Fish Biology and Fisheries*, 14: 43-112.
- Doubleday, W.G. (1976). Environmental fluctuations and fisheries management. *ICNAF Selected Papers*, 1: 141-150.
- Fletcher, R.I. (1978). On the restructuring of the Pella Tomlinson system. *Fish. Bull.*, 76 (3): 515- 521.
- Froese, R. (2004). Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. *Fish and Fisheries* 5, 86-91.
- Fox, W.W. (1970). An exponential surplus-yield model for optimizing exploited fish populations. *Trans. Am. Fish. Soc.* 99 (1): 80-88.
- Garcia, S.M., Ye Y., Rice, J., Charles, A., eds. (2018). Rebuilding of marine fisheries. Part 1: Global review. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 630/1*. Rome, FAO. 294 pp.
- Garrod, D.J. (1969). Empirical assessments of catch effort relationship in the North Atlantic cod stocks. *Res. Bull. ICNAF*, 6: 26-34.
- Graham, M. (1935). Modern theory of exploiting a fishery and application to North Sea trawling. *J. Cons. Explor. Mer*, 10: 264-274.
- Gulland, J.A. 1969. Manual of methods for fish stock assessment. Part 1: Fish population analysis. *FAO Man. Fish. Sci.*, 4: 154 pp.
- Haddon, M. (2011). Modelling and quantitative methods in fisheries. Chapman & Hall/CRC USA, 406 pp.
- Hanski, I. (1999). *Metapopulation ecology*. Oxford University Press, New York, USA.
- Hanski, I., Simberloff, D. (1997). The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. En *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution* (eds. Hanski, I., Gilpin, M.), pp. 5-26, Academic Press, San Diego, USA.
- Hilborn, R., Stokes K. (2010). Defining overfished stocks: have we lost the plot? *Fisheries* 35(3): 113-120.

- Hilborn, R., Walters C.J. (1992). Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. Chapman and Hall, New York. 570 pp.
- Kronlund, A.R. Forrest, R.E., Cleary, J.S., Grinnell, M.H. (2018). The Selection and Role of Limit Reference Points for Pacific Herring (*Clupea pallasii*) in British Columbia, Canada. Canadian Science Advisory Secretariat (CSAS) Research Document 2018/009, Affiliation: Fisheries and Oceans Canada.
- Laevastu, T., H.A. Larkins. (1981). Marine fisheries ecosystems, its simulation and managment. Fishing News Book Ltd, Farnham, Surrey, England: 162 pp.
- Loucks, R.H., W.H. Sutcliffe. (1978). A simple fish population model including environmental influence, for two western Atlantic shelf stocks. J. Fish. Res. Board Can., 35 (3): 279-285.
- Ludwig, D., C.J. Walters. (1985). Are Age-Structured Models Appropriate for Catch-Effort Data? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 42, No. 6. 1066-1072 pp. <https://doi.org/10.1139/f85-132>.
- Lyman, O.R., Longnecker, M. (2001). An introduction to statistical methods and data analysis. Duxbury Press, 1231 pp.
- Madrid-Vera, J., Amezcua, F., Morales-Bojorquez, E. (2007). An assessment approach to estimate biomass of fish communities from bycatch data in a tropical shrimp-trawl fishery. Fisheries Research 83 (2007) 81-89.
- Madrid-Vera J., Girbau, V. E., Aguirre-Villaseñor, H. (2010). Assessment of the temporal changes in the fauna of the trawl catch from the mouth of Rio Baluarte in the southeastern Gulf of California, Mexico. Marine Ecology Progress Series.
- Montgomery, C. D. (1991). Design and analysis of experiments. John Wiley and Sons, Eighth Edition, 757 pp.
- Nelson, W.R., M.C. Ingham, W.E. Shaff. (1977). Larval transport and year-class strength of atlantic menhaden, Brevoortia tyrannus. Fish Bull. (U.S.), 75 (1): 23-41.
- Parrish, R.H., Mac Call. (1978). Climatic variation and exploitation in the pacific mackerel fishery. Fish. Bull., 167: 110 pp.
- Pella, J.J. y P.K. Tomlinson. (1969). A generalized stock production model. IATTC Bull., 13 (3): 419-496.
- Polacheck, T. (1988). Analysis of the relationship between the distribution of searching effort, tuna catches and dolphin sightings with individual purse seine cruises. Fish. Bull. 86(3): 351-366.

- Punt, A. E., Hilborn R. (1996). Biomass dynamic models. User's Manual. FAO Computerized Information Series (Fisheries). No. 10. Roma. 62 pp.
- Qing-Qiang, R., Liu M. (2020). Assessing Northwest Pacific Fishery Stocks Using Two New Methods: The Monte Carlo Catch-MSY (CMSY) and the Bayesian Schaefer Model (BSM). *Front. Mar. Sci.*, 07 July 2020.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00430>
- Quinn, J.T., Deriso, B.R. (1999). Quantitative fish dynamics. Oxford University Press, 542 p.
- Quinn, G. Keough M. (2002). Experimental Design and Data Analysis for Biologists Cambridge University Press 557 pp.
- Restrepo, V.R., Thompson, G.G., Mace, P.M., Gabriel, W.L., Low, L.L., MacCall, A.D., Methot R.D., Powers, J.E., Taylor, B.L., Wade, P.R., Witzig, J.F. (1998). Technical guidance on the use of precautionary approaches to implementing national standard 1 of the Magnuson Stevens Fishery Conservation and Management Act. NOAA Tech. Memo NMFS-F/SPO-31.
- Ricker, W.E. (1954). Stock and recruitment. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 11(5): 559–623.
- Rivard, D., L.J. Bledso. (1978). Parameter estimation for the Pella-Tomlinson stock production model under non equilibrium conditions. *Fish. Bull. U.S.*, 76 (3): 523-534.
- Rosenberg, A.A., Fogarty, M.J., Cooper, A.B., Dickey-Collas, M., Fulton, E.A., Gutiérrez, N.L., Hyde, K.J.W. (2014). Developing new approaches to global stock status assessment and fishery production potential of the seas. *FAO Fisheries and Aquaculture Circular*, 1086: 175.
- Sainsbury, K. (2008). Best Practice Reference Points for Australian Fisheries. Australian Fisheries Management Authority Report R2001/0999
- Schaefer, M.B. (1954). Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Bull. IATTC*, 1 (2): 27-56.
- Schaefer, M.B. (1957). A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. *Bull. IATTC*, 1 (2): 245- 285.
- Schnute, J. (1977). Improved estimates from Schaefer production model: theoretical considerations. *J. Fish. Res. Board Can.*, 34: 583-603.
- Uhler, R.S. (1980). Least squares regression estimates of the Schaefer production model: some Monte Carlo simulation results. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 1284-1292.

- Walter, G.G. (1973). Delay differential equation models for fisheries. J. Fish. Res. Board Can., 30: 939-945.
- Walter, G.G. (1975). Nonequilibrium regulation of fisheries. ICNAF Res. Doc., 75/IX/131.
- Walter, G.G. (1986). A robust approach to equilibrium yield curves. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 43: 1232.
- Worm, B., Hilborn, R., Baum, J.K., Branch, T.A., Collie, J.S., Costello, C., Fogarty, M.J., (2009). Rebuilding global fisheries. Science, 325(5940): 578-585.
doi:10.1126/science.1173146. <http://www.sciencemag.org/cgi/content/abstract/325/5940/578>