

ESTIMACIÓN DE PUNTOS DE REFERENCIA BIOLÓGICA UTILIZANDO LOS MÉTODOS CMSY Y BSM PARA EL DORADO (*CORYPHAENA HIPPURUS*) EN EL ATLÁNTICO CENTRO OCCIDENTAL

NARVÁEZ, MARIELA^{1*} & AROCHA, FREDDY¹

¹*Departamento de Biología Pesquera, Instituto Oceanográfico de Venezuela (IOV), Universidad de Oriente (UDO)*

**autor de correspondencia: mnarvaezruiz@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0002-5062-5178>*

farochap@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0002-5814-0626>

RESUMEN: Uno de los recursos pesqueros para el cual no se dispone de datos suficientes para efectuar evaluaciones tradicionales de stock es el dorado (*Coryphaena hippurus*), en cuyo caso podrían resultar valiosas las técnicas desarrolladas más recientemente para pesquerías limitadas de datos, como por ejemplo los modelos CMSY y BSM. En el presente estudio se comparan ambos modelos como herramientas para la estimación de puntos de referencia biológica (PRB) del dorado en el Atlántico centro occidental, contrastando además dos fuentes de datos diferentes, que incluyen los desembarques reportados oficialmente a la FAO y otra serie de capturas reconstruidas del proyecto *Sea Around Us*. Ambas fuentes de datos generaron estimados diferentes, particularmente en términos del rendimiento máximo sostenible (MSY), pero los resultados de los PRB y estado del stock resultaron ser similares al utilizar como modelo el BSM, el cual mostró un mejor desempeño que el CMSY en base a análisis retrospectivos. Con el BSM los resultados indican sobrepesca y sobreexplotación, por lo cual se recomienda, bajo un enfoque precautorio, que las organizaciones regionales de pesca del área desarrollen lo antes posible planes de gestión conjunta.

Palabras clave: limitados de datos, pesquería, *Coryphaena hippurus*, CMSY.

ABSTRACT: One of the fisheries resources for which there is not enough data to carry out traditional stock assessments is the common dolphinfish (*Coryphaena hippurus*), for which techniques developed more recently for data-limited fisheries, such as the CMSY and the BSM models, could be useful. In the present study, both models are compared as tools for the estimation of biological reference points (BRP) of common dolphinfish in the western central Atlantic, using two different data sources, which include landings officially reported to FAO and another series of reconstructed catches by the *Sea Around Us* project. Both data sources generated different estimates particularly in terms of maximum sustainable yield (MSY), but the results of the BRP and stock status turned out to be similar when using the BSM model, which showed better performance than CMSY based on retrospective analysis. With the BSM, the results indicate overfishing and overexploitation, which is why it is recommended, under a precautionary approach, that regional fishing organizations in the area develop joint management plans as soon as possible.

Key words: data limited, fisheries, *Coryphaena hippurus*, CMSY, BSM.

INTRODUCCIÓN

El dorado (*Coryphanea hippurus*) es una especie altamente migratoria capturada por diversos países que pescan en la región del Atlántico centro occidental, entre ellos Francia, Venezuela, Santa Lucía, República Dominicana, Barbados, Dominica y Estados Unidos. A pesar de su valor comercial y cultural en la región, no cuenta con una evaluación formal de stock que ofrezca información sobre puntos de referencia para su gestión. Ello se debe a que no se disponen de datos suficientes para desarrollar modelos tradicionales, por lo que se considera un stock limitado de datos (MERTEN *et al.* 2022).

En este último punto, resultan valiosas técnicas más recientes para evaluar stocks en pesquerías limitadas en datos o de datos escasos, como el método CMSY++ de FROESE *et al.* (2021), que incluye el Modelo basado en capturas para Rendimiento Máximo Sostenible (CMSY) y el Modelo Bayesiano de Schaefer (BSM). Ambos modelos tienen un enfoque bayesiano que considera la existencia de error en procesos de la dinámica poblacional de la especie y error en las observaciones de los datos utilizados para

estimar los parámetros del modelo. El CMSY sólo requiere una serie temporal de capturas e información (generalmente ya disponible en estudios previos o conocimiento de expertos) sobre depleción y la resiliencia de la especie (FROESE *et al.* 2017). Por otro lado, el BSM requiere de forma adicional datos de biomasa o de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) por un mínimo de tres años (no necesariamente consecutivos) correspondientes a la serie temporal de capturas (FROESE *et al.* 2021).

Este tipo de modelos que utilizan como fuente principal series temporales de capturas, han sido ampliamente debatidos en términos de su utilidad y diferencias en cuanto a los resultados que pueden ofrecer dependiendo de la información y configuración inicial suministrada (OVANDO *et al.* 2021; KELL *et al.* 2022). Una de las razones de mayor peso es que la calidad de los datos de capturas limita las inferencias que puedan realizarse, donde dos puntos de vista opuestos predominan; el primero señala que mientras continúan las discusiones por parte de los científicos sobre cuáles pesquerías están en declive, la mayoría de los pescadores encuentran cada vez menos peces que sus predecesores, mientras que el segundo punto de vista indica que utilizar modelos basados sólo en capturas para inferir el estado del stock puede ser engañoso y demasiado pesimista, por lo cual en su lugar alienta a los investigadores a utilizar todos los datos disponibles además de los de la FAO, y a validar sus resultados consultando a expertos locales u otras fuentes de datos (HILBORN & BRANCH 2013; PAULY 2013; OVANDO *et al.* 2021).

A pesar de las discusiones previamente mencionadas, tanto el CMSY como el BSM han proporcionado buenas predicciones de r (tasa intrínseca de crecimiento poblacional), K (capacidad de carga) y rendimiento máximo sostenible (mejor conocido por sus siglas en inglés como MSY), y generan predicciones razonables de biomasa relativa y tasa de explotación cuando se les ha comparado con datos “reales” simulados (FROESE *et al.* 2017).

Este tipo de modelos podría ofrecer información valiosa para el stock de dorado en el Atlántico centro occidental, que incluya la estimación de puntos de referencia biológica (PRB) que no han sido estimados antes para dicho stock, debido a las limitaciones en cuanto a datos disponibles para desarrollar modelos formales de evaluación de stock, lo cual a lo largo de los años ha sido uno de los múltiples aspectos que ha impedido el desarrollo de planes de gestión integrales en el área antes mencionada.

Por lo anterior, en la presente investigación se utilizan ambos modelos bajo diferentes configuraciones utilizando dos fuentes de datos de captura: los desembarques oficiales reportados a la FAO y las que incluyen una estimación adicional de capturas no reportadas (pesca deportiva, descartes, pesca de subsistencia, entre otros) disponible a través del proyecto *Sea Around Us*¹, con el propósito de visualizar las posibles diferencias en los estimados de los puntos de referencia y evaluar el desempeño de ambos tipos de modelos por medio de análisis retrospectivos.

METODOLOGÍA

Área de estudio

Se consideró como área de estudio la región del Atlántico centro occidental, estableciendo como límites los establecidos por el área de pesca FAO número 31, la cual incluye el Mar Caribe, Golfo de México y parte adyacente del Atlántico oeste (Fig. 1). Lo anterior, bajo el supuesto de que dicha región presenta un único stock de *C. hippurus*, tal como lo señalan investigaciones previas de marcaje-recaptura y etiquetas satelitales (MERTEN *et al.* 2015, 2016).

Fuente de datos

Para obtener los datos de captura de la especie se utilizaron dos fuentes a modo de comparación: datos de estadísticas oficiales reportadas a FAO (FAO 2023), utilizando el software FishStatJ v4.03.03

1 <https://www.seaaroundus.org/data/#/fao/31?chart=catch-chart&dimension=eez&measure=tonnage&limit=10>

(FAO 2022) y datos que incluyen un estimado adicional de capturas no reportadas disponibles en el portal web de *Sea Around Us* (PAULY *et al.* 2020). Adicionalmente, se emplearon datos de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de la flota artesanal de enmalle a la deriva, correspondiente a la comunidad de Playa Verde (región central de Venezuela), en el ajuste del modelo BSM para el periodo 1991-2021. Estos datos provienen de muestreos en puerto en dicha comunidad, donde la flota artesanal antes mencionada ha sido monitoreada desde 1991 por el programa EPBR (“Enhanced Program for Billfish Research”) de la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (ICCAT/CICAA) hasta su culminación en el 2014. En años posteriores personal entrenado continuó recolectando datos de captura y esfuerzo de esta pesquería. Más recientemente, a través de una subvención obtenida de “The Billfish Foundation”, se digitalizó y se puso a disposición de los autores la actualización de la información sobre captura y esfuerzo de 2014 a 2021.

Modelos de evaluación de stock y distribuciones iniciales de los parámetros

Se utilizaron como modelos de evaluación de stock limitados de datos el Modelo basado en capturas para Rendimiento Máximo Sostenible (CMSY) y el Modelo Bayesiano de Schaefer (BSM), ambos basados en la modificación del modelo de producción excedente de Schaefer, disponible en el paquete CMSY++ (FROESE *et al.* 2017, 2021) desarrollado con el lenguaje de programación R (R CORE TEAM 2023). Los valores iniciales para el parámetro r (tasa intrínseca de crecimiento poblacional) para el dorado (*C. hippurus*), se obtuvieron del portal web FishBase, con un valor mínimo de 0,72 y máximo de 1,64, un intervalo relativamente amplio para considerar la alta incertidumbre que existe asociada a este parámetro y que coincide con lo esperado para especies con resiliencia alta tales como el dorado (FROESE & PAULY 2023), mientras que para los valores iniciales de B/K al inicio, mediados y final de la serie temporal de capturas, se empleó la opción de estimación por medio de redes neuronales (inteligencia artificial) a partir de datos de captura, habilitada dentro del paquete CMSY++ (FROESE *et al.* 2021).

Ambos tipos de modelo se desarrollaron bajo tres escenarios: uno con datos *Sea Around Us* (SAU) que van desde 1950 hasta el 2019 (año más reciente disponible en dicha plataforma), otro con los datos FAO desde 1950 hasta 2019 (para coincidir con el intervalo de años de SAU) y un último escenario que

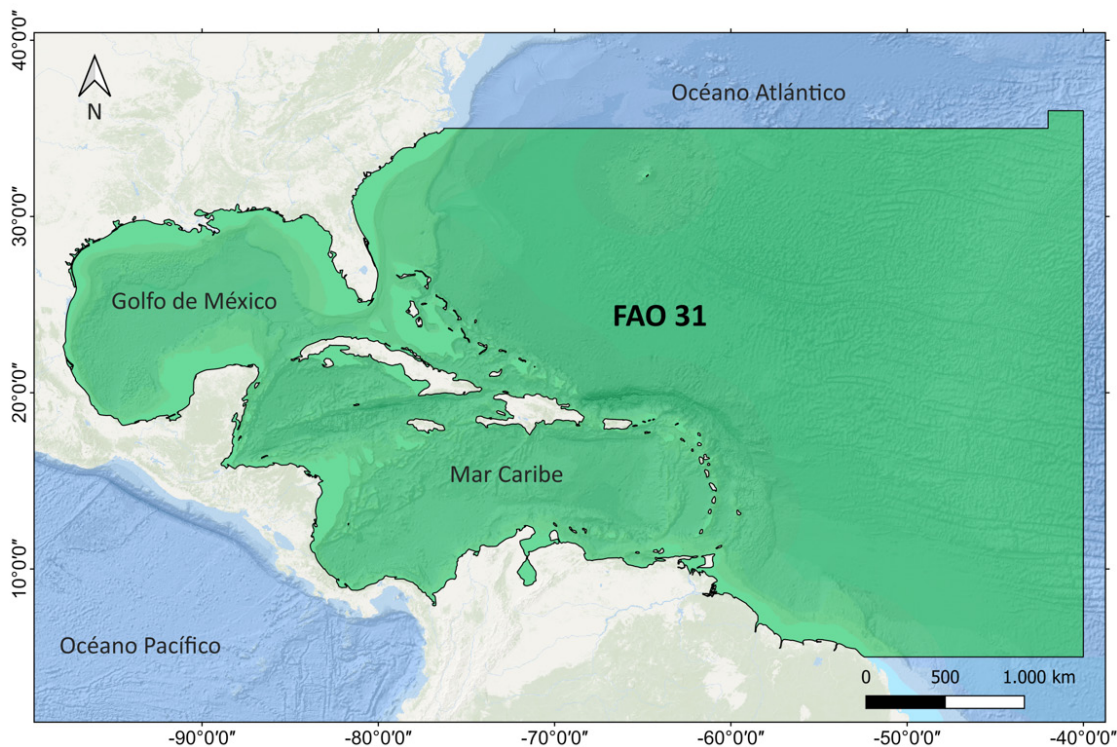


Fig. 1. Área de estudio correspondiente al área 31 de pesca FAO.

incluye los años más recientes reportados a FAO (1950-2021). El contraste de los dos modelos y las fuentes de datos se efectuó considerando los valores estimados de MSY (Rendimiento Máximo Sostenible), B_{MSY} (biomasa correspondiente al MSY), F_{MSY} (mortalidad por pesca correspondiente al MSY), B/B_{MSY} (biomasa del último año con respecto al B_{MSY}) y F/F_{MSY} (mortalidad por pesca del último año con respecto al F_{MSY}). De igual forma, el desempeño de los modelos fue estimado por medio de un análisis retrospectivo, con el fin de evaluar el problema de sesgo sistemático a medida que los datos disponibles de captura aumentan de un año al siguiente (MOHN 1999; CAI *et al.* 2023).

RESULTADOS

Durante los tres últimos años de las series temporales de captura (2015-2019), de un total de 21 países y entidades territoriales que reportaron información a la FAO, los países con una mayor captura acumulada en el área de estudio fueron Francia, Venezuela, Guadalupe (Francia), Santa Lucía, República Dominicana y Barbados (TABLA 1). En la misma tabla se observan claras diferencias al comparar con los datos de *Sea Around Us* (SAU), donde el número de países y entidades territoriales aumenta a 38, y las capturas más altas están asociadas a Estados Unidos, Venezuela, Haití, Santa Lucía, República Dominicana, Dominica y Guadalupe (Francia).

De igual forma, las capturas anuales de la especie en la serie temporal SAU en la mayoría de los años duplican o triplican a las reportadas por la FAO, apreciándose en ambos casos un aumento progresivo de ambas desde el inicio de la serie, pero con una tendencia decreciente desde el 2016 hasta el año más reciente (Fig. 2).

La comparación de las distribuciones a priori y a posteriori, en la mayoría de los casos, muestran similitudes entre los valores establecidos como valores iniciales y los estimados posteriormente en el proceso de modelación. En términos del cociente entre la varianza inicial y posterior (valores del PPVR), se observa que para los datos SAU, al incluir los datos de CPUE por medio del modelo BSM, los valores del PPVR son menores que al utilizar el modelo CMSY. Lo anterior indica que el análisis de los datos donde se incluye como información adicional la CPUE, permitió reducir la incertidumbre (varianza) en la estimación previa que se tenía de los parámetros r y K (Fig. 3, Fig. 4).

Las diferencias notables en los valores del MSY y B_{MSY} son de esperarse considerando que ambos estimados se ven influenciados por la diferencia entre los datos de captura de SAU y los FAO en términos de magnitud (TABLAS 2, 3). En relación a los valores relativos de F/F_{MSY} y B/B_{MSY} , el modelo CMSY (TABLA 2) muestran resultados más optimistas (biomasa actual cercana a la biomasa que puede producir el MSY y mortalidad por pesca a penas cercana al límite asociado con sobrepesca) en comparación con los del modelo BSM donde se estima que la biomasa está muy por debajo de la que puede producir un rendimiento máximo sostenible (indicativo de que el recurso fue sobreexplotado) y que la tasa de explotación es muy alta con valores que indican sobrepesca (TABLA 3). Así mismo, la incorporación de la serie temporal de CPUE dentro del modelo BSM, en la cual se observa una tendencia decreciente para los últimos años, refleja la sobreexplotación del recurso (Fig. 2).

Se estima que las capturas sobrepasaron el rendimiento máximo sostenible (MSY), durante varios años al final de la serie temporal, tanto para datos FAO como para los de SAU (Fig. 5, Fig. 6). Sin embargo, los años en los que el MSY fue excedido son diferentes al contrastar ambas fuentes de datos. La tasa de explotación (F/F_{MSY}) fue en aumento al transcurrir los años, aproximándose a valores cercanos a 1 en el modelo CMSY con datos SAU (Fig. 5B) y excediendo lo recomendable ($F/F_{MSY} > 1.0$) al utilizar datos FAO en los modelos CMSY (Fig. 5E, 5H). Los resultados del modelo BSM muestran que dicha tasa excedió los valores recomendables después del 2010 con ambas fuentes de datos (Fig. 6B, 6E, 6H).

Con respecto al tamaño relativo del stock, ambas fuentes de datos indican una disminución considerable del mismo para los años más recientes (Fig. 5, Fig. 6); No obstante, para el modelo CMSY,

sólo en la serie temporal FAO que incluye los últimos años disponibles (2020 y 2021), se observó un valor relativo inferior a 1 a partir del 2010, lo cual se considera un valor bajo de biomasa que además comienza a aproximarse a valores de biomasa crítica (Fig. 5I, Fig. 6I). Esta disminución de biomasa de stock es más notable con el modelo BSM, donde ambas fuentes de datos indican una disminución que ha llegado al valor crítico en el último año de la serie (Fig. 6C, 6F, 6I).

El análisis de las combinaciones viables de valores de K (capacidad de carga) y r (tasa intrínseca de crecimiento poblacional) no muestran diferencias considerables entre los modelos CMSY y BSM, con valores de r muy similares en el caso de datos FAO y un r relativamente más bajo al emplear datos de SAU (Fig. 7).

En relación al estado del stock para el 2019, se obtuvieron diferentes resultados con el modelo CMSY, dependiendo principalmente de la fuente de datos utilizada: con las estimaciones SAU (Fig. 8A) la probabilidad de que se encuentre en el cuadrante verde del diagrama de Kobe (buen estado) es del 52%, y de estar en el cuadrante rojo (sufriendo sobrepesca y estar sobreexplotado) es del 28%; con las estadísticas de FAO sucede lo contrario (Fig. 8B), hay mayor probabilidad de que se encuentre en el cuadrante rojo (47%) en comparación con la del cuadrante verde (33,5%). Con el modelo BSM los resultados son muy similares entre sí al contrastar los datos FAO y SAU, tanto para el año 2019 como para el año 2021, donde se observa que, bajo todos los escenarios, la probabilidad de que el stock se encuentre en niveles de biomasa muy bajos y sufriendo una tasa de explotación muy alta es de aproximadamente 99% (Fig. 9).

El análisis retrospectivo para el modelo CMSY, indica un mayor sesgo sistemático al utilizar datos de SAU (Fig. 10), sin embargo, estos resultados mejoran cuando se utiliza el modelo BSM, donde se observa menor sesgo sistemático (Fig. 11).

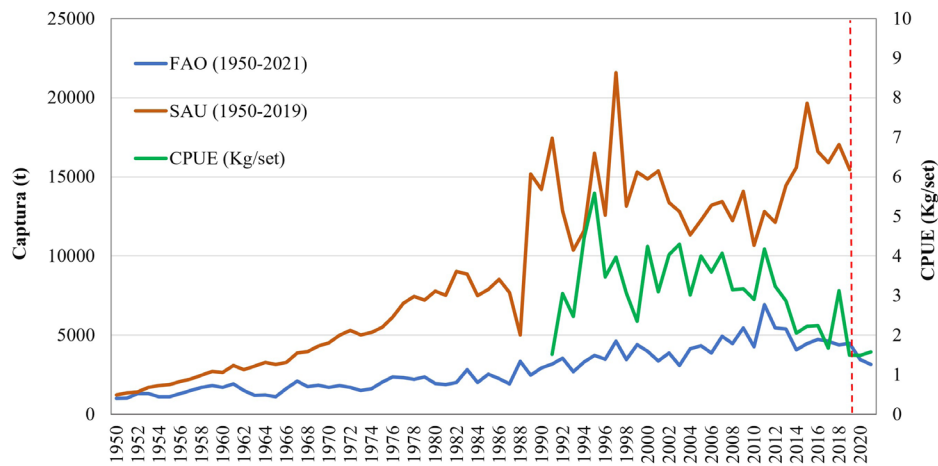


Fig. 2. Capturas reportadas oficialmente a FAO (1950-2021) y capturas estimadas de *Sea Around Us* -SAU- (1950-2019). La línea roja punteada indica el año más reciente disponible en SAU.

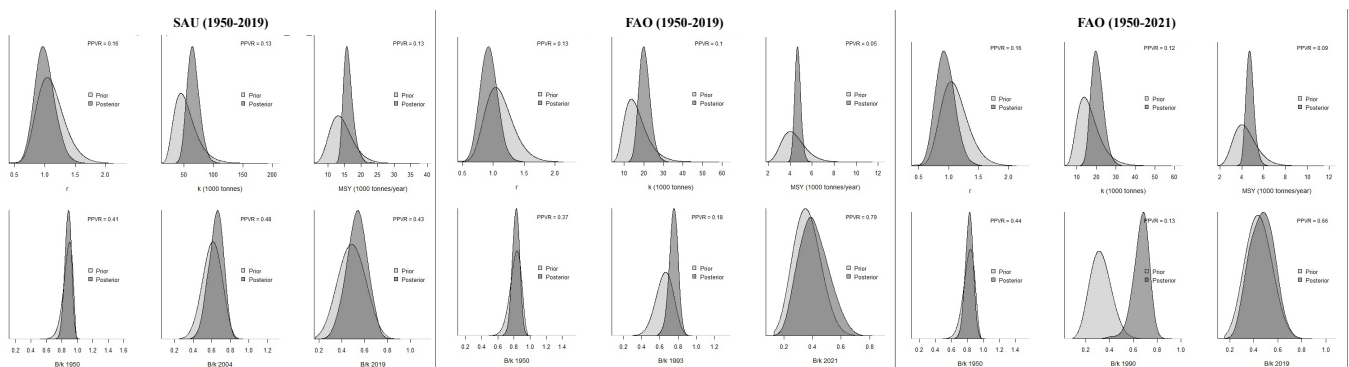


Fig. 3. Distribuciones a priori y a posteriori de estimaciones del modelo CMSY para los tres escenarios (SAU 1950-2019, FAO 1950-2019 y FAO 1950-2021). El color gris claro representa la distribución a priori y el gris oscuro a posteriori.

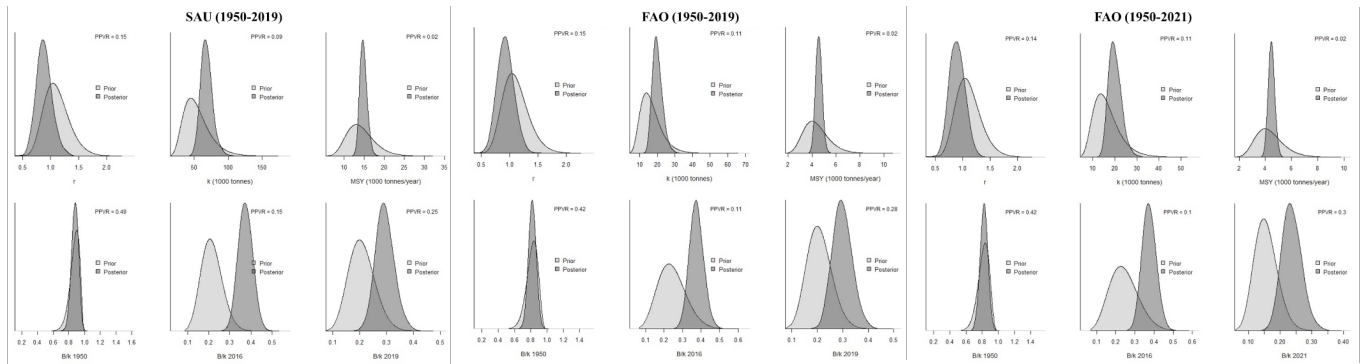


Fig. 4. Distribuciones a priori y a posteriori de estimaciones del modelo BSM para los tres escenarios (SAU 1950-2019, FAO 1950-2019 y FAO 1950-2021). El color gris claro representa la distribución a priori y el gris oscuro a posteriori.

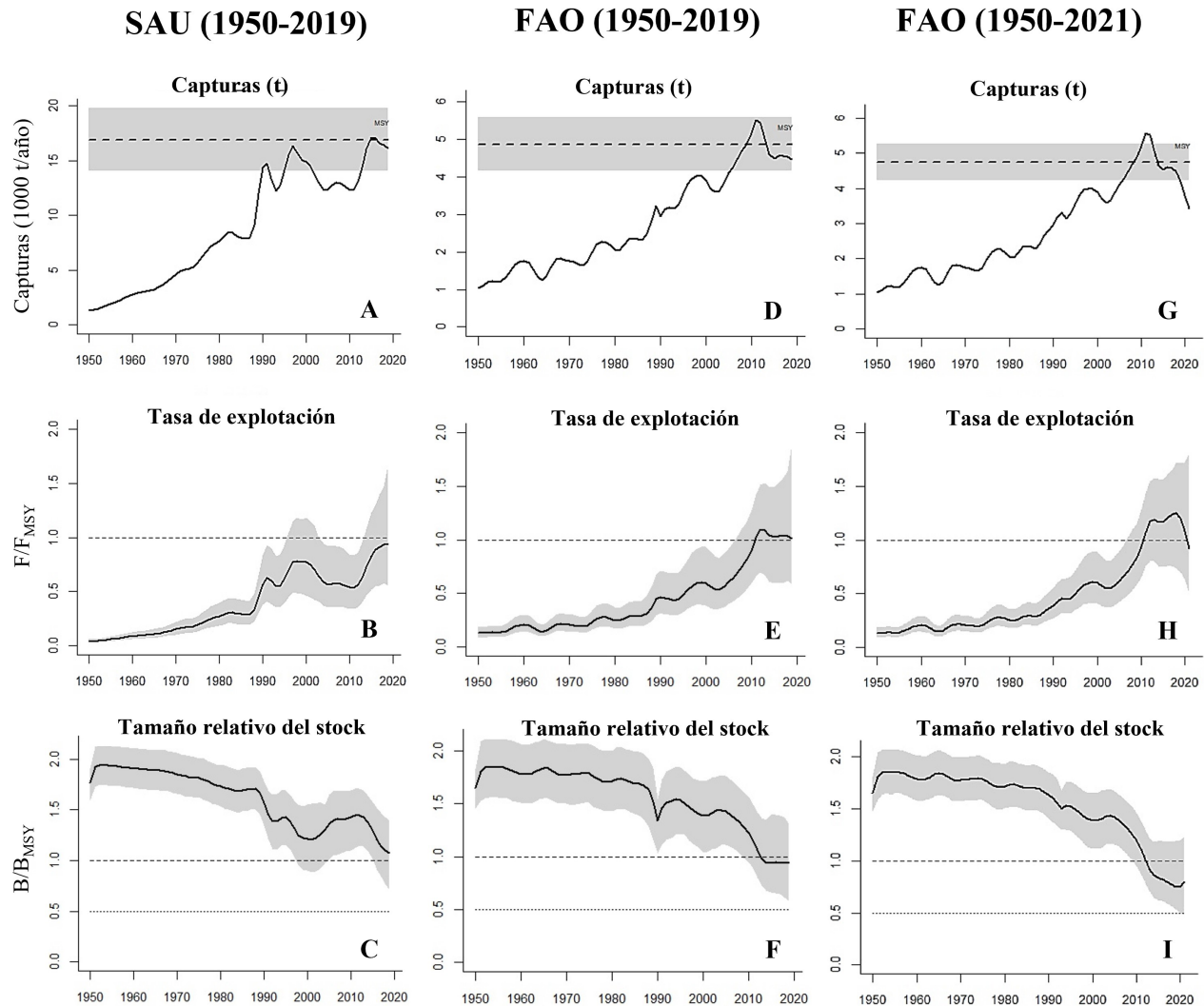


Fig. 5. Resultados del modelo CMSY utilizando cada uno de los tres escenarios. Las bandas de color gris claro representan los intervalos de confianza al 95%.

DISCUSIÓN

Las diferencias observadas entre los datos FAO y SAU en términos de volumen de capturas y tendencia de las mismas, son comunes al realizar este tipo de comparaciones, debido a que FAO sólo incluye la información que los países le reportan de forma oficial, la cual puede variar en términos de

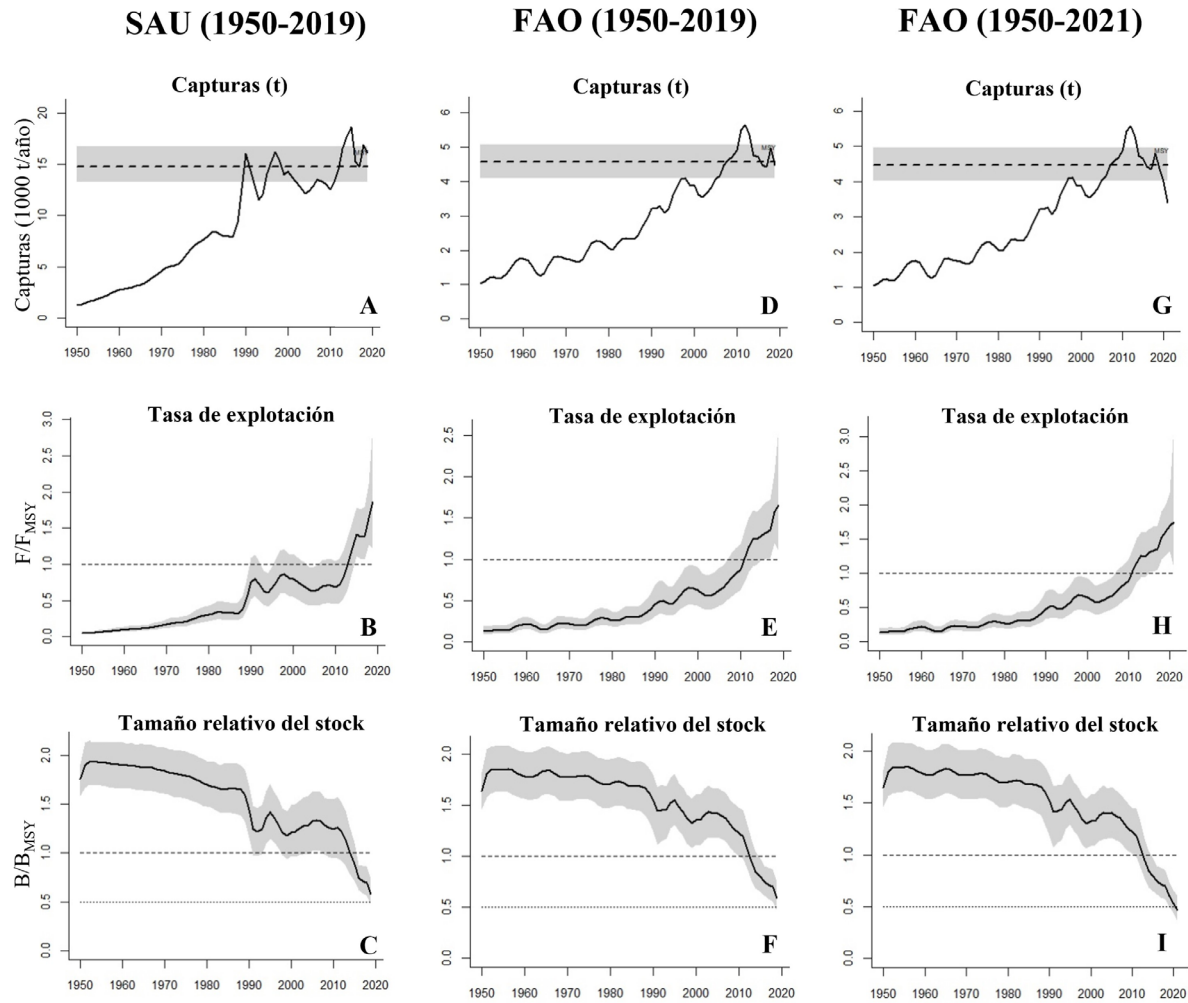


Fig. 6. Resultados del modelo BSM utilizando cada uno de los tres escenarios. Las bandas de color gris claro representan los intervalos de confianza al 95%.

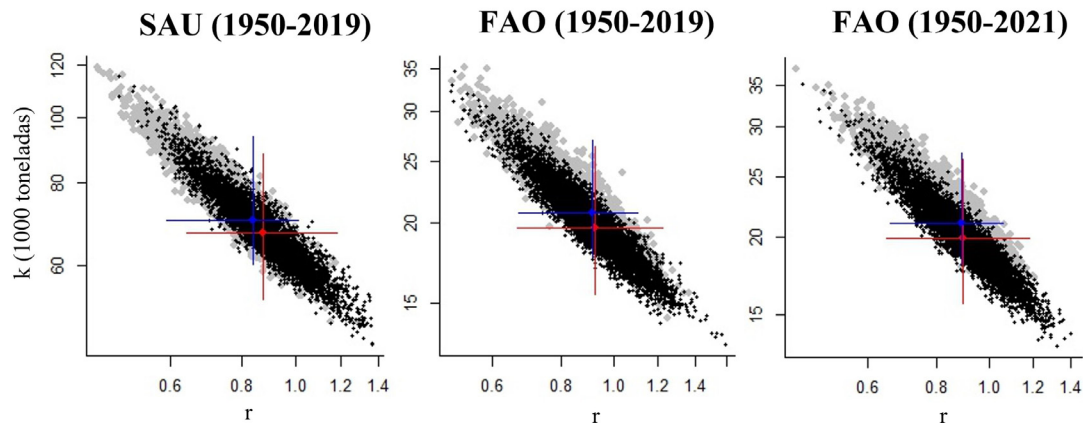


Fig. 7. Análisis de combinación de valores de K y r viables dentro de los modelos CMSY (color azul) y BSM (color rojo). La intersección representa el mejor estimado y la extensión de las líneas reflejan los intervalos de confianza.

calidad y frecuentemente ignora la pesca de subsistencia, de hecho se considera que los datos SAU para países desarrollados están un 50% por encima de los datos FAO, siendo mucho más alto este porcentaje en países en desarrollo (CRESSEY 2015). Particularmente, los datos de capturas de *C. hippurus* en el área de pesca número 31 de FAO incluyen varios países en desarrollo, lo cual acentúa la diferencia entre ambas fuentes de datos.

TABLA 1. Capturas (desembarques) acumuladas de los últimos cinco años (2015-2019) por países, ordenados de mayor a menor, presentadas para ambas fuentes de datos utilizadas (FAO y SAU).

DATOS FAO		DATOS SAU (Sea Around Us)	
Países	Captura (t)	Países	Captura (t)
Francia	4408,82	EEUU	40350,99
Venezuela	4288,16	Venezuela	5975,83
Guadalupe (Francia)	3940,37	Haití	4061,05
Santa Lucía	2121,96	Santa Lucía	3175,07
República Dominicana	1786,68	República Dominicana	2642,49
Barbados	1383,00	Dominica	2558,75
Dominica	1145,00	Bahamas	2395,68
EEUU	1115,00	Guadalupe (Francia)	1310,00
Grenada	505,00	Saint Kitts y Nevis	983,05
Martinica (Francia)	468,45	Grenada	668,18
San Vicente/Granadinas	336,00	Trinidad y Tobago	634,83
Costa Rica	295,35	Suriname	531,00
Saint Kitts y Nevis	279,00	Barbados	490,82
Puerto Rico	175,33	Aruba (Países Bajos)	470,15
Islas Vírgenes (EEUU)	112,46	Turcas y Caicos (Reino Unido)	423,18
Antigua y Barbuda	110,00	San Vicente/Granadinas	419,55
Cuba	83,00	Costa Rica	369,00
Trinidad y Tobago	62,74	Martinica (Francia)	272,30
México	36,00	Taiwan	237,00
Bermudas	21,00	Honduras	233,75
Islas Vírgenes Británicas	5,00	Islas Vírgenes (EEUU)	217,64
		Puerto Rico (EEUU)	201,29
		Jamaica	141,54
		Cuba	83,00
		San Bartolomé (Francia)	62,50
		San Martín (parte Francia)	56,25
		México	52,58
		Bonaire (Países Bajos)	46,26
		Bermuda (Reino Unido)	41,58
		Guyana	28,15
		Brazil	18,54
		Islas Caimán (Reino Unido)	16,13
		Montserrat (Reino Unido)	15,06
		Belice	14,87
		Sint Maarten (parte Países Bajos)	9,65
		España	8,89
		Curaçao	3,21
		Saba y San Eustaquio (Países Bajos))	1,29

De igual forma, la serie temporal de captura en FAO es mucho más estable que la de SAU, lo cual puede estar contribuyendo a que en el análisis retrospectivo los datos FAO proporcionen mejores resultados en comparación con los datos de SAU. Sin embargo, debe considerarse el hecho señalado por otros autores, de que la estabilidad en datos FAO puede deberse a que la disminución en capturas de países con estadísticas confiables es compensada por otros países donde reportar capturas cada vez mayores resulta políticamente conveniente (PAULY & ZELLER 2017; ZELLER *et al.* 2023), aunque en el caso del dorado en el Atlántico centro occidental es probable que esto no esté ocurriendo.

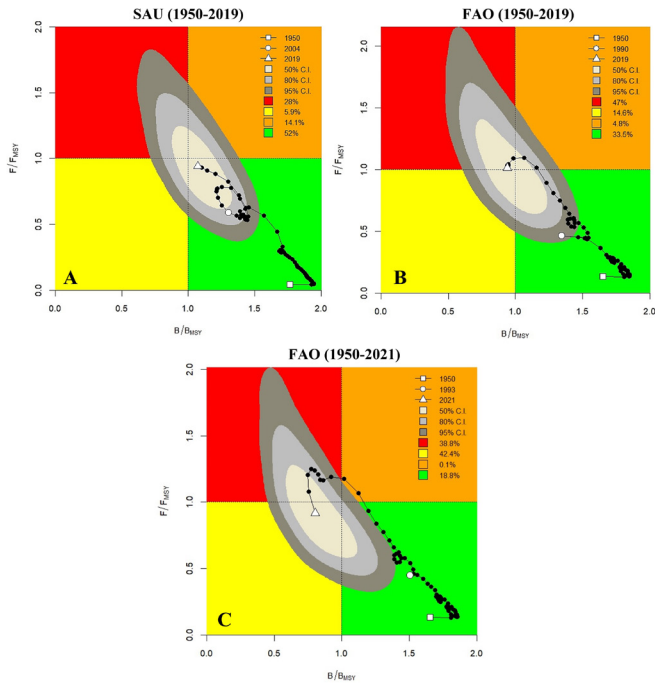


Fig. 8. Gráfico de Kobe presentando los resultados del modelo CMSY utilizando cada uno de los tres escenarios (SAU 1950-2019, FAO 1950-2019 y FAO 1950-2021).

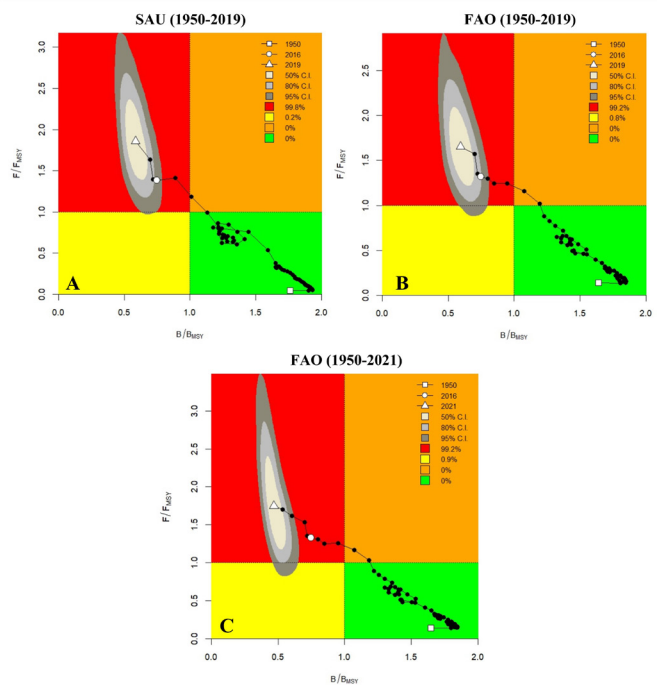


Fig. 9. Gráfico de Kobe presentando los resultados del modelo BSM utilizando cada uno de los tres escenarios (SAU 1950-2019, FAO 1950-2019 y FAO 1950-2021).

TABLA 2. Puntos de referencia biológicos e información relevante generada por el modelo CMSY utilizando tres fuentes de datos diferentes (SAU: *Sea Around Us* 1950-2019, FAO 1950-2019 y FAO 1950-2021).

Serie temporal	SAU 1950-2019	FAO 1950-2019	FAO 1950-2021
MSY	16900 (14100-19800) t	4870 (4150-5590) t	4750 (4220-5260) t
B_{MSY}	30300 (24300-42700) t	9460 (7770-13200) t	9450 (7860-1280) t
F_{MSY}	0,556 (0,381-0,676)	0,515 (0,357- 0,634)	0,502 (0,36-0,608)
B/B_{MSY}	1,07 (0,712-1,4)	0,939 (0,578-1,31)	0,803 (0,47-1,23)
F/F_{MSY}	0,943 (0,556-1,66)	1,01 (0,585-1,89)	0,917 (0,5-1,8)
	Año: 2019	Año: 2019	Año: 2021
Estado más probable	52% de probabilidad de estar en buen estado.	47% de probabilidad de estar sobreexplotado y sufriendo sobrepesca.	42% de probabilidad de estar sobreexplotado, pero con tasa de explotación aceptable.

A pesar de las diferencias entre las dos series temporales de captura los modelos tienen en común un aumento en los estimados de tasa de explotación para los últimos años, lo cual se corresponde al incremento a lo largo de los años, según lo reportado por otros autores, tanto en términos de esfuerzo nominal como en lo que se refiere al poder de pesca de las embarcaciones que capturan la especie en el área de interés (PALOMARES & PAULY 2019; DEMIREL *et al.* 2023).

Con respecto a los valores estimados para los puntos de referencia, las fuentes de datos utilizadas tienen un mayor peso con el modelo CMSY que con el BSM. Este último dio resultados más homogéneos al comparar ambas fuentes (incluso en cuanto al estado del stock) y resultó ser menos sensible al sesgo sistemático a medida que se incluyen nuevos datos, tal como se observa en el análisis retrospectivo. Así mismo, la incertidumbre asociada a los parámetros estimados y puntos de referencia es menor con el modelo

TABLA 3. Puntos de referencia biológicos e información relevante generada por el modelo BSM utilizando tres fuentes de datos diferentes (SAU: *Sea Around Us* 1950-2019, FAO 1950-2019 y FAO 1950-2021).

Serie temporal	SAU 1950-2019	FAO 1950-2019	FAO 1950-2021
MSY	14800 (13300-16700) t	4560 (4090-5070) t	4460 (4020-4950) t
B_{MSY}	33700 (26800- 44100) t	9840 (7740-13200) t	9930 (7810-13300) t
F_{MSY}	0,438 (0,320-0,593)	0,462 (0,333- 0,613)	0,421 (0,305-0,554)
B/B_{MSY}	0,58 (0,46-0,73)	0,594 (0,463-0,751)	0,469 (0,365-0,602)
F/F_{MSY}	1,86 (1,22-2,91)	1,65 (1,11-2,58)	1,75 (1,09-3,17)
	Año: 2019	Año: 2019	Año: 2021
Estado más probable	99.8% de probabilidad de estar sobreexplotado y sufriendo sobrepesca.	99.2% de probabilidad de estar sobreexplotado y sufriendo sobrepesca.	99.2% de probabilidad de estar sobreexplotado y sufriendo sobrepesca.

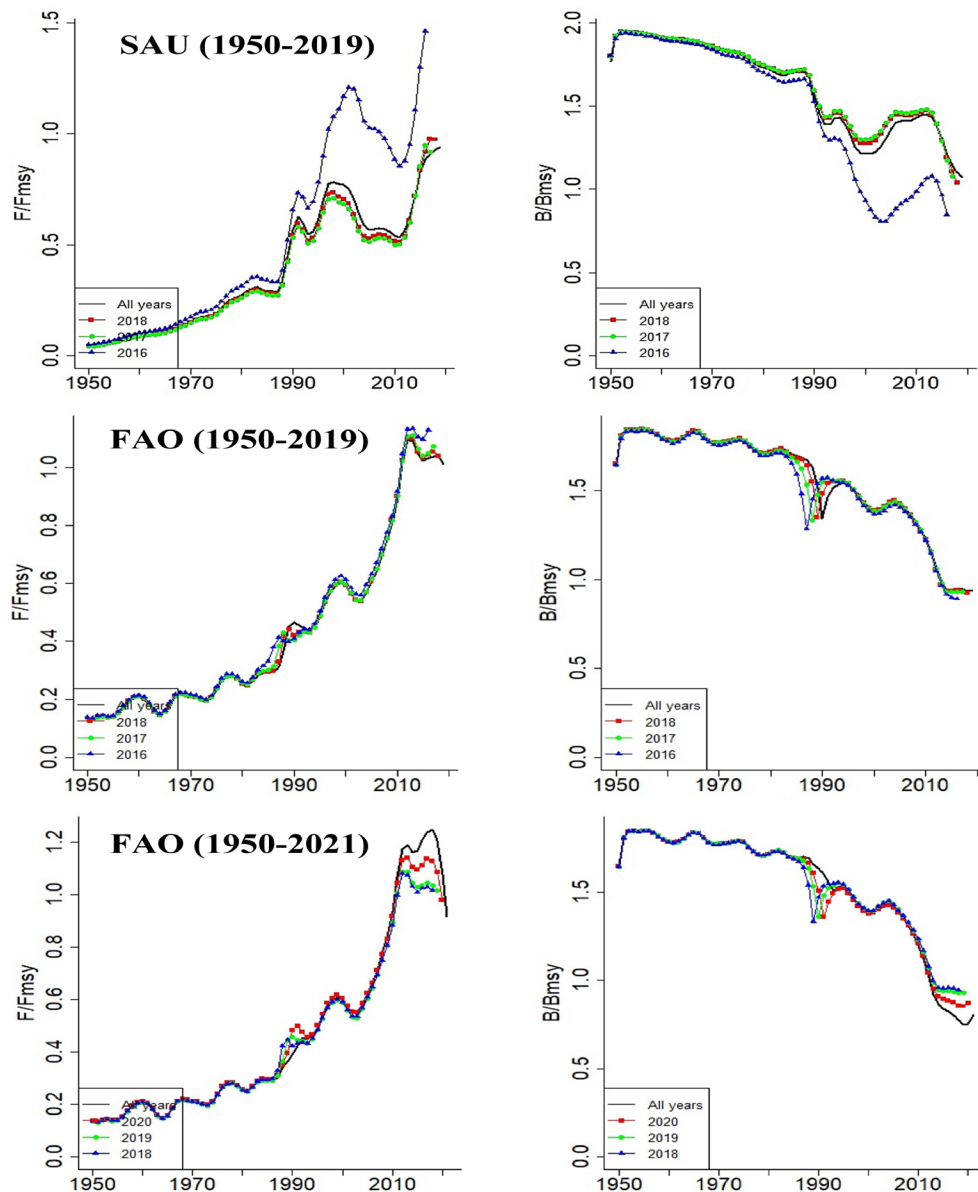


Fig. 10. Resultados del análisis retrospectivo del modelo CMSY utilizado las tres series de datos diferentes (SAU 1950-2019, FAO 1950-2019 y FAO 1950-2019).

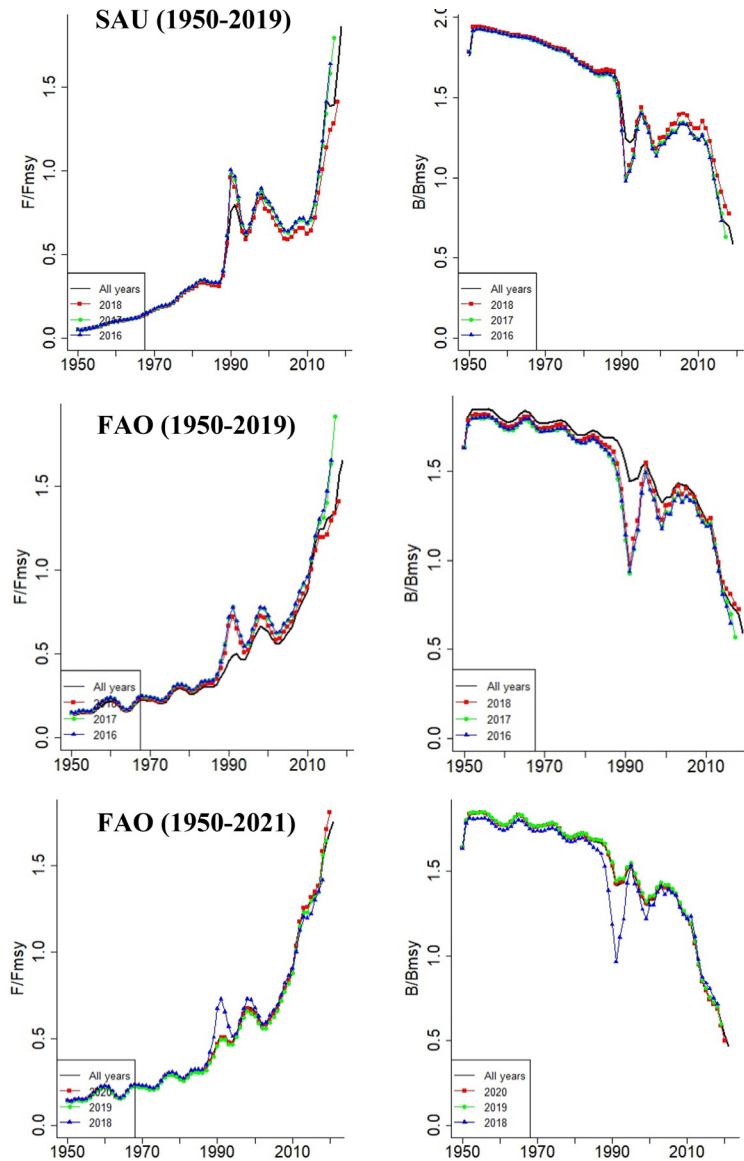


Fig. 11. Resultados del análisis retrospectivo del modelo BSM utilizando las tres series de datos diferentes (SAU 1950-2019, FAO 1950-2019 y FAO 1950-2019).

BSM. Es probable que dicho modelo tenga mejor desempeño debido a que, a diferencia del modelo CMSY, el modelo BSM no se basó únicamente en datos de capturas sino que utilizó un indicador de abundancia (serie temporal 1991-2021 de CPUE), lo cual aporta mayor información para realizar las estimaciones.

Lo anterior pone en evidencia que, para el stock evaluado, el utilizar estadísticas oficiales (FAO) o emplear estimados que incluyan las capturas no reportadas (SAU) ofrece resultados diferentes cuando se emplean sólo datos de desembarques, donde los niveles relativos de biomasa y de mortalidad por pesca con el modelo CMSY muestra resultados similares para los tres escenarios, pero al incluir los datos de CPUE en el modelo BSM se observa un escenario más pesimista. En este caso el modelo BSM refleja la sobreexplotación del recurso al incluir la CPUE como un indicador cuya tendencia decreciente para los últimos años de la serie temporal coincide con las tendencias observadas en la CPUE en costas de Florida (ADDIS *et al.* 2022) y con las de índices de abundancia relativa en regiones del Atlántico oeste (DAMIANO *et al.* 2024), por lo cual la CPUE utilizada en el presente estudio a pesar de ser local, puede considerarse como representativa de las fluctuaciones temporales del stock en el área de distribución.

A pesar de las diferencias al emplear ambas fuentes de datos, cuando se incluye información adicional como la CPUE de la especie, tanto con datos FAO como SAU, se obtienen puntos de referencia y estado

del stock para el dorado en el Atlántico centro occidental muy similares. Particularmente los resultados obtenidos con el modelo BSM hacen un llamado de atención, debido a que muestran sobreexplotación y sobrepesca del stock con una disminución considerable de la biomasa. Este último aspecto coincide con la disminución en la abundancia relativa para la especie en el Atlántico, estimada a partir de datos de la pesquería industrial de palangre de los Estados Unidos (LYNCH *et al.* 2018).

Aunque actualmente continúan las discusiones sobre qué tan confiable pueden ser los modelos CMSY (DOWLING *et al.* 2019; BOUCH *et al.* 2021; MIYAGAWA *et al.* 2021), éstos pueden servir como un primer paso en el proceso de evaluación de un recurso como *C. hippurus* en el Atlántico centro occidental, siendo recomendable desarrollar programas comprensivos para el monitoreo del dorado en la región, con el propósito de incluir más datos dentro de la evaluación e incluso aplicar otro tipo de modelos. Tal como lo señala KELL *et al.* (2022), estos modelos basados en capturas pueden desarrollarse inicialmente para luego ser adaptados y actualizados con nuevos datos en la medida que estos estén disponibles y puedan ser validados eventualmente.

CONCLUSIONES

El modelo CMSY, aunque representa una alternativa para pesquerías limitadas de datos como la de *C. hippurus* en el Atlántico centro-occidental, se ve influenciado dentro de sus estimaciones por el tipo de series temporales de captura que se utilicen, donde el considerar o no estimaciones adicionales de capturas no reportadas tiene un alto peso en los resultados. En ambos modelos (CMSY y BSM) los valores del MSY, BMSY y FMSY son similares para cada uno de los escenarios, pero al incluir la información adicional aportada por la serie temporal de 30 años ininterrumpidos de CPUE en el modelo BSM, se observa un impacto considerable sobre los estimados de la tasa de explotación y biomasa relativa al final de las series. Así mismo, la inclusión de la CPUE, la cual presenta tendencias similares a las observadas en otras áreas del Atlántico centro-occidental, puede ser uno de los aspectos que hacen al modelo BSM menos sensible al sesgo sistemático de inclusión de nuevos datos, en comparación con el modelo CMSY. De forma general, las estimaciones del modelo BSM indican que la tasa de explotación en el área de estudio es alta ($F/F_{MSY} > 1,6$) y el tamaño del stock es bajo ($B/B_{MSY} < 0,7$), por lo cual se recomienda, bajo un enfoque precautorio, que las organizaciones regionales de pesca del área desarrollen lo antes posible planes de gestión donde participen el mayor número de países posibles, así como aplicar estrategias para mejorar el sistema de recolección de datos de captura del dorado en el Atlántico centro-occidental.

REFERENCIAS

- ADDIS, D., ALLEN, S., CHRISTIANSEN, H., MULLER, R. G., MUNYANDORERO, J., O'FARRELL, H. & C. SWANSON. 2022. *Florida's inshore and nearshore species: 2022 status and trends report*. Report to the Florida Fish and Wildlife Conservation Commission from the Fish and Wildlife Research Institute, St. Petersburg, Florida. 322 pp.
- BOUCH, P., C. MINTO & D. G. REID. 2021. Comparative performance of data-poor CMSY and data-moderate SPiCT stock assessment methods when applied to data-rich, real-world stocks. *ICES J. Mar. Sci.* 78(1): 264-276.
- CAI, K., R. KINDONG, Q. MA & S. TIAN. 2023. Stock Assessment of Chub Mackerel (*Scomber japonicus*) in the Northwest Pacific Using a Multi-Model Approach. *Fishes* 8(2): 80. <https://doi.org/10.3390/fishes8020080>
- CRESSEY, D. 2015. Eyes on the ocean: Daniel Pauly is sounding the alarm over global fish harvests, but others think he is making too much noise. *Nature* 519(7543): 280-283.
- DAMIANO, M. D., KARNAUSKAS, M., MERTEN, W. & J. CAO. 2024. Spatiotemporal dynamics of dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in the western Atlantic Ocean. *Fish. Bull.* 122: 26–43.

- DEMIREL, N., C. E. NAUEN & M. L. PALOMARES. 2023. Editorial: Fishing effort and the evolving nature of its efficiency. *Front. Mar. Sci.* 10:1180174. [https://doi: 10.3389/fmars.2023.1180174](https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1180174)
- DOWLING, N. A., A. SMITH, D. C. SMITH, A. M. PARMA, C. M. DICHMONT, K. SAINSBURY, J. WILSON, DOUGHERTY, D., & J. COPE. 2019. Generic solutions for data-limited fishery assessments are not so simple. *Fish Fish.* 20:174–188. [https://doi: 10.1111/faf.12329](https://doi.org/10.1111/faf.12329)
- FROESE, R., N. DEMIREL, G. CORO, K. M. KLEISNER & H. WINKER. 2017. Estimating fisheries reference points from catch and resilience. *Fish Fish.* 18(3): 506-526.
- FROESE, R., N. DEMIREL, G. CORO & H. WINKER. 2021. User Guide for CMSY++. GEOMAR, Germany. 17 pp. Disponible en <http://oceanrep.geomar.de/52147/> (revisada julio 2021).
- FROESE, R. & D. PAULY (Editors). 2023. FishBase. World Wide Web electronic publication. Disponible en <http://www.fishbase.org> (revisada junio 2023).
- HILBORN, R. & T. A. BRANCH. 2013. Fisheries: Does Catch Reflect Abundance? Counterpoint No, it is Misleading. *Nature* 494: 303-306. [https://doi: 10.1038/494303a](https://doi.org/10.1038/494303a)
- KELL, L.T., R. SHARMA & H. WINKER. 2022. Artefact and Artifice: Evaluation of the Skill of Catch-Only Methods for Classifying Stock Status. *Front. Mar. Sci.* 9:762203. [https://doi: 10.3389/fmars.2022.762203](https://doi.org/10.3389/fmars.2022.762203)
- LYNCH, P. D., K. W. SHERTZER, E. CORTÉS & R. J. LATOUR. 2018. Abundance trends of highly migratory species in the Atlantic Ocean: accounting for water temperature profiles, *ICES J. Mar. Sci.* 75: 1427–1438, <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy008>
- MERTEN, W. B., N. V. SCHIZAS, M. T. CRAIG, R. S APPELDOORN & D. L. HAMMOND. 2015. Genetic structure and dispersal capabilities of dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in the western central Atlantic. *Fish. Bull.* 113(4): 419-429.
- MERTEN, W., R. APPELDOORN & D. HAMMOND. 2016. Movement dynamics of dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in the northeastern Caribbean Sea: evidence of seasonal re-entry into domestic and international fisheries throughout the western central Atlantic. *Fish. Res.* 175: 24-34.
- MERTEN, W., R. APPELDOORN, A. GROVE, A. AGUILAR-PERERA, F. AROCHA & R. RIVERA. 2022. Condition of the international fisheries, catch and effort trends, and fishery data gaps for dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) from 1950 to 2018 in the Western Central Atlantic Ocean. *Mar. Policy* 143: 105189. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2022.105189>
- MIYAGAWA, M., M. ICHINOKAWA, M. YODA, H. KUROTA, S. OHSHIMO & H. NISHIDA. 2021. Commentary: stock status assessments for 12 exploited fishery species in the Tsushima Warm Current region, Southwest Japan and East China, using the CMSY and BSM methods. *Front. Mar. Sci.* 8: 703039. [https://doi: 10.3389/fmars.2020.00640](https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00640)
- MOHN, R. 1999. The retrospective problem in sequential population analysis: an investigation using cod fishery and simulated data. *ICES J. Mar. Sci.* 56(4): 473-488.
- ORGANIZACIÓN PARA LA AGRICULTURA Y LA ALIMENTACIÓN (FAO). 2022. Estadísticas de pesca y acuicultura. Producción mundial por origen de producción 1950-2021 (FishStatJ). En: FAO División de Pesca y Acuicultura [en línea]. Roma. Actualización 2023.
- ORGANIZACIÓN PARA LA AGRICULTURA Y LA ALIMENTACIÓN (FAO). 2023. World Food and Agriculture – Statistical Yearbook 2023. Rome. 384 pp. doi: 10.4060/cc8166en
- OVANDO, D., R. HILBORN, C. MONNAHAN, M. RUDD, R. SHARMA, J. T. THORSON, Y. ROUSSEAU & Y. YE. 2021. Improving estimates of the state of global fisheries depends on better data. *Fish. Fish.* 22: 1377–1391. [https://doi:10.1111/faf.1259](https://doi.org/10.1111/faf.1259)

- PALOMARES, M. L. D. & D. PAULY. 2019. On the creeping increase of vessels' fishing power. *Ecol. Soc.* 24(3): 31. <https://doi.org/10.5751/ES-11136-240331>
- PAULY, D. 2013. Fisheries: Does Catch Reflect Abundance? Point: Yes, it is a Crucial Signal. *Nature* 494: 303-306. <https://doi.org/10.1038/494303a>
- PAULY, D. & D. ZELLER. 2017. Comments on FAOs state of world fisheries and aquaculture (SOFIA 2016). *Mar. Policy* 77: 176-181.
- PAULY, D., D. ZELLER & M.L.D. PALOMARES (Editors). 2020. Sea Around Us Concepts, Design and Data (searoundus.org). British Columbia, Canada. Disponible en <http://www.searoundus.org> (revisada en julio 2023).
- R CORE TEAM. 2023. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en <https://www.R-project.org/> (revisado julio 2023).
- ZELLER, D., M. L. PALOMARES & D. PAULY. 2023. Global fisheries science documents human impacts on oceans: the Sea around us serves civil society in the twenty-first century. *Annu. Rev. Mar. Sci.* 15: 147-165.

RECIBIDO: SEPTIEMBRE 2023.

ACEPTADO: MAYO 2024.