

ARTICULO ORIGINAL

# Estado actual de las pesquerías cubanas de peces costeros: 1970-2020

Current Status of Cuban coastal fin fishes: 1970-2020

Ibis Ramos<sup>1</sup>  
Julio A. Baisre<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup> Centro de Investigaciones  
Pesqueras (CIP), Calle 246  
No. 503, e/5ta Avenida y Mar,  
Barlovento, Playa, La Habana.

Autor para correspondencia:  
julio.baisre@cip.alinet.cu

## OPEN ACCESS

Distribuido bajo:  
Creative Commons Atribución-  
NoComercial 4.0 Internacional  
(CC BY-NC 4.0)

Editor:  
Fabián Pina-Amargós  
(Avalon - Marlin, Jardines de  
Reina)

Recibido: 26.09.2023  
Aceptado: 18.12.2023

<https://revistas.uh.cu/rim/>  
<https://doi.org/10.5281/zenodo.10999847>

REVISTA INVESTIGACIONES MARINAS  
RNPS: 2096 • ISSN: 1991-6086 • VOL. 44 • No. 1 • ENERO-JUNIO • 2024 • pp. 47-65

## Resumen

Existe una necesidad urgente de evaluar el estado de las poblaciones de peces de aguas costeras tropicales, donde la pesca se realiza sobre cientos de especies diferentes que viven en ecosistemas diversos y complejos. Utilizando un método basado en las capturas, originalmente empleado por la FAO para evaluar el estado de las pesquerías mundiales, este trabajo analiza el estado de las pesquerías de peces costeros de Cuba. El análisis de las series de capturas de 15 especies y grupos seleccionados, que se extiende por 50 años, muestra un pico máximo en 1975 y luego un decrecimiento significativo de las capturas ( $R^2 = 0.7811$ ). La evolución de cada fase de desarrollo de las pesquerías, utilizando dos criterios diferentes: el porcentaje del número de recursos en cada fase y el porcentaje de las capturas de cada recurso que se encuentra en cada fase, muestra el continuado incremento en la proporción de recursos plenamente explotados, sobreexplotados y colapsados, y atestigua la rapidez con que casi todos han llegado a sus límites máximos de explotación, con un decrecimiento total de un 47 %, que equivale a recursos plenamente explotados aunque próximos a la sobreexplotación. Como promedio, las capturas de todas las especies y grupos muestran una declinación próxima al 50 % y una tasa anual de declinación del 1.1 % anual. A pesar de los sesgos potenciales de utilizar solamente datos de captura, el elevado número de especies involucradas en la pesca comercial, la larga serie de datos y la metodología utilizada, proporcionan una información valiosa para los administradores pesqueros.

**Palabras clave:** métodos de evaluación, sobrepesca, manejo, pesquerías tropicales, sostenibilidad.

## Abstract

There is an urgent need to assess the status of fisheries in tropical waters, where fishing has targeted hundreds of species in complex ecosystems. Using a catch-based method, originally described by FAO to assess the status of global fisheries; the present study pro-

vides an assessment of most important species of Cuban coastal fishes. The analysis of a 50-year series of catch data, covering the 15 most important species and groups, shows a maximum peak in 1975 and after that, a highly significant decline of the catches ( $R^2 = 0.7811$ ). Using two different approaches to assess the declines, the percentage of stock numbers and the percentage of catches extracted from stocks of a given status, the evolution of the fisheries shows the continuous increase in the fraction of fully exploited, overexploited and collapsed stocks and testifies the rapidity than fishery resources reached its maximum level of exploitation, with an overall decrease of 47 %. This figure is equivalent to fully exploited resources, though they are very close to be overexploited. As an average, all species and groups show a decline close to 50 % and the annual rate of decline is high, of 1.1%. Despite the potential biases of using catch data, the large number of species involved in this analysis, the long data-series and the methodology being used, provides valuable information for fishery managers.

**Keywords:** stock assessment, overfishing, management, tropical fisheries, sustainability .

## Introducción

Las capturas totales mundiales provenientes de la pesca alcanzaron un pico máximo y están declinando desde hace varias décadas (Hilborn et al. 2003). Aunque existe un amplio consenso de que la evaluación de poblaciones debe ser la regla de oro para informar a los administradores pesqueros sobre el estado de los recursos (Worm et al. 2009, FAO 2010, Branch et al. 2011), muchas especies de peces tropicales no poseen la importancia económica suficiente o son blanco de pesquerías multi-específicas que imposibilitan el empleo de los modelos de evaluación que se utilizan tradicionalmente. A nivel mundial, más del 80 % de las capturas globales de pescado y mariscos se producen en pesquerías que carecen de los datos necesarios, de la infraestructura y de la experiencia requerida para utilizar los medios convencionales de evaluación y estimar

los niveles de biomasa y la captura máxima sostenible (Costello et al. 2012, 2016). El problema se agudiza en aquellas pesquerías multi-específicas donde las diferentes poblaciones exhiben una gran diversidad de niveles de presión pesquera (Murawski 1991; Essington et al. 2006). En Cuba, existe una serie larga de datos de captura, que comienza en 1935 y aparece desglosada en 24 especies y grupos diferentes (Baisre 2018). Esta extensa serie de datos de capturas de pescado y mariscos con que cuenta el sector pesquero constituye una fortaleza para poder contrarrestar las dificultades existentes a la hora de evaluar el estado de las poblaciones de recursos pesqueros tropicales, debido a la multitud de especies y dispositivos y técnicas de pesca que hacen muy difícil el empleo de los métodos tradicionales de evaluación del potencial pesquero y del estado de explotación de estos recursos. En una conferencia para aceptar el doctorado honorario de la Universidad de Rhode Island, John Gulland, entonces Jefe del Servicio de Recursos Pesqueros Marinos de la FAO, expresaba que: “los administradores pesqueros necesitan conocer tres cosas: la captura, la captura y la captura” (Froese et al. 2012). Este planteamiento es muy serio, porque, en la mayor parte de las situaciones, la captura constituye la base para estimar la biomasa pasada y presente, y proporciona un fuerte argumento para asesorar con relación a cómo serán las capturas en el año siguiente. Por otro lado, mientras que en Cuba las pesquerías de varias especies de invertebrados de alto valor se manejan sobre la base de evaluaciones científicas, la mayoría de las especies de peces que se explotan comercialmente no poseen una información comparable y carecen de las evaluaciones necesarias para su manejo (Baisre 2018, Puga et al. 2018). A lo largo del periodo 1935-2020, las capturas de peces representaron el 46 % de la captura total anual, constituyendo el grupo más importante para la pesca marítima, a pesar de los grandes incrementos que se produjeron en las capturas de langostas, camarones, ostiones, así como de la fauna acompañante de la pesquería de camarón con redes de arrastre.

Una de las metas de la ciencia pesquera es proporcionar un cuadro preciso de las pesquerías y del estado de las poblaciones mediante la aplicación de una metodología bien establecida: realizar muestreos exploratorios, independientes, que permitan evaluar la abundancia de los recursos pesqueros, combinados con modelos matemáticos para evaluar las poblaciones que son explotadas (Hilborn and Walters 1992, Anderson et al. 2012). Lamentablemente, las características esenciales de las pesquerías tropicales hacen impracticable la utilización de los modelos matemáticos tradicionales para la evaluación de poblaciones. En estas circunstancias, el uso de métodos basados en la captura, en la que esta se considera como un indicador aproximado de la abundancia, constituye un método alternativo que puede utilizarse, sobre todo, en las pesquerías tropicales multi-específicas, que no solo involucran a cientos de especies diferentes, sino que además viven en ecosistemas complejos y diversos; donde es prácticamente imposible utilizar los métodos tradicionales de evaluación de poblaciones. La asunción básica de estos métodos es que la captura se incrementa durante el desarrollo de la pesquería, pero luego declina en la medida en que llega a estar plenamente explotada (Caddy 1984, Grainger and Garcia 1996), y que estos datos son representativos de los cambios en la abundancia de las especies. En este artículo se utiliza el enfoque metodológico propuesto originalmente por la FAO (Grainger and Garcia 1996), que fue luego simplificado por Froese y Kesner-Reyes (2002) para evaluar el estado de los recursos pesqueros globales. El propósito del mismo es analizar las capturas de peces costeros, que incluyen 15 especies y grupos que se registran en las estadísticas oficiales. Para analizar los datos de pesca de los últimos 50 años se utilizaron procedimientos estadísticos relativamente simples. Mediante el empleo de series cronológicas estandarizadas, se puede evaluar no solo la magnitud, sino también la intensidad (rapidez) de las caídas de las capturas, luego que estas alcanzan el pico máximo, dentro de una serie de datos previamente suavizada mediante promedios móviles de 5 años. La

prolongada serie estadística sobre la pesca de diferentes especies y grupos de especies proporciona una oportunidad valiosa para entender la historia de la pesca en Cuba, así como identificar y evaluar las opciones para el manejo de estos recursos (Baisre 2000, Claro et al. 2009, Baisre 2018).

## **Materiales y métodos**

Luego de examinar las estadísticas pesqueras desde 1935 hasta 2020 para identificar la importancia relativa de los peces costeros, se hace un análisis más específico de todas las especies y grupos durante el periodo comprendido entre los últimos 50 años de explotación pesquera (1970-2020). Aunque en Cuba se explotan más de 150 especies diferentes de peces (Claro et al. 2001), el presente trabajo se circunscribe a las especies de peces costeros, tiburones y rayas, ya que las especies oceánicas (atunes y peces de pico) no fueron incluidas debido a que sus hábitos migratorios las convierten en objetivos de pesca en varios países de la región, su manejo se realiza principalmente a través de organizaciones internacionales y las evaluaciones de sus potencial pesquero son especialmente complicadas. La única excepción se refiere a las especies oceánicas de tiburones que no pudieron ser separadas por especies, a pesar de que este grupo incluye unas 23 especies con valor comercial para la industria pesquera, con 11 especies oceánicas (Guitart, 1975), 8 costeras y 4 residentes típicos de las aguas profundas al borde del talud, usualmente por debajo de los 200 m (Baisre 2004). Las fuentes de información sobre las capturas utilizadas en este trabajo fueron el Anuario Estadístico de Cuba (Anónimo 1953), que cubre el periodo desde 1935 hasta 1951, los Anuarios Estadísticos de Pesca de la FAO (FAO Fisheries Yearbook) de 1951 a 1959, las estadísticas pesqueras resumidas por la Junta Central de Planificación para el periodo 1959-1973 (JUCEPLAN 1975), y los datos estadísticos de la División de Planificación del Ministerio de la Industria Pesquera (1973-2010) y el Ministerio de la Industria Alimentaria (2011-2020). Esta información se utilizó para analizar el desarrollo histórico de las

pesquerías de 15 especies y grupos de peces costeros, que representan el mayor volumen de las capturas provenientes de las aguas territoriales de Cuba. Posteriormente, las series cronológicas de cada una de las especies o grupos fueron analizadas mediante un modelo generalizado que identifica 5 fases en el desarrollo de una pesquería: (1) poco desarrollada, (2) en desarrollo, (3) plenamente explotada, (4) sobreexplotada y (5) colapsada (Caddy 1984). Para clasificar la fase en que se encuentra cada uno de estos recursos en cada uno de los estadios, se utilizó una metodología (Froese y Kesner-Reyer 2002), que simplifica el enfoque de la FAO (Grainger y Garcia 1996), en el que se reemplaza el ajuste de polinomios y la estimación de las pendientes por categorías que clasifican la fase de una pesquería a partir de la proporción entre la captura de un determinado año y la captura máxima alcanzada en el año anterior. Este método asume que, para un determinado recurso, la proporción entre la captura actual con relación a la captura máxima previa ( $C_{max}$ ) es una indicación del estado actual de explotación del recurso (Froese y Kesner-Reyes 2002). Las asunciones básicas de este método son las siguientes: (1) los niveles de captura entre 0.5-1.0  $C_{max}$  son indicadores de una explotación intensa del recurso, y también implica que la captura máxima sostenible (CMS) caería dentro de este rango, y (2) los niveles de captura por debajo del 10 % de la  $C_{max}$  indican claramente el colapso del recurso (Tabla 1). Diferentes versiones de este método han estado avaladas

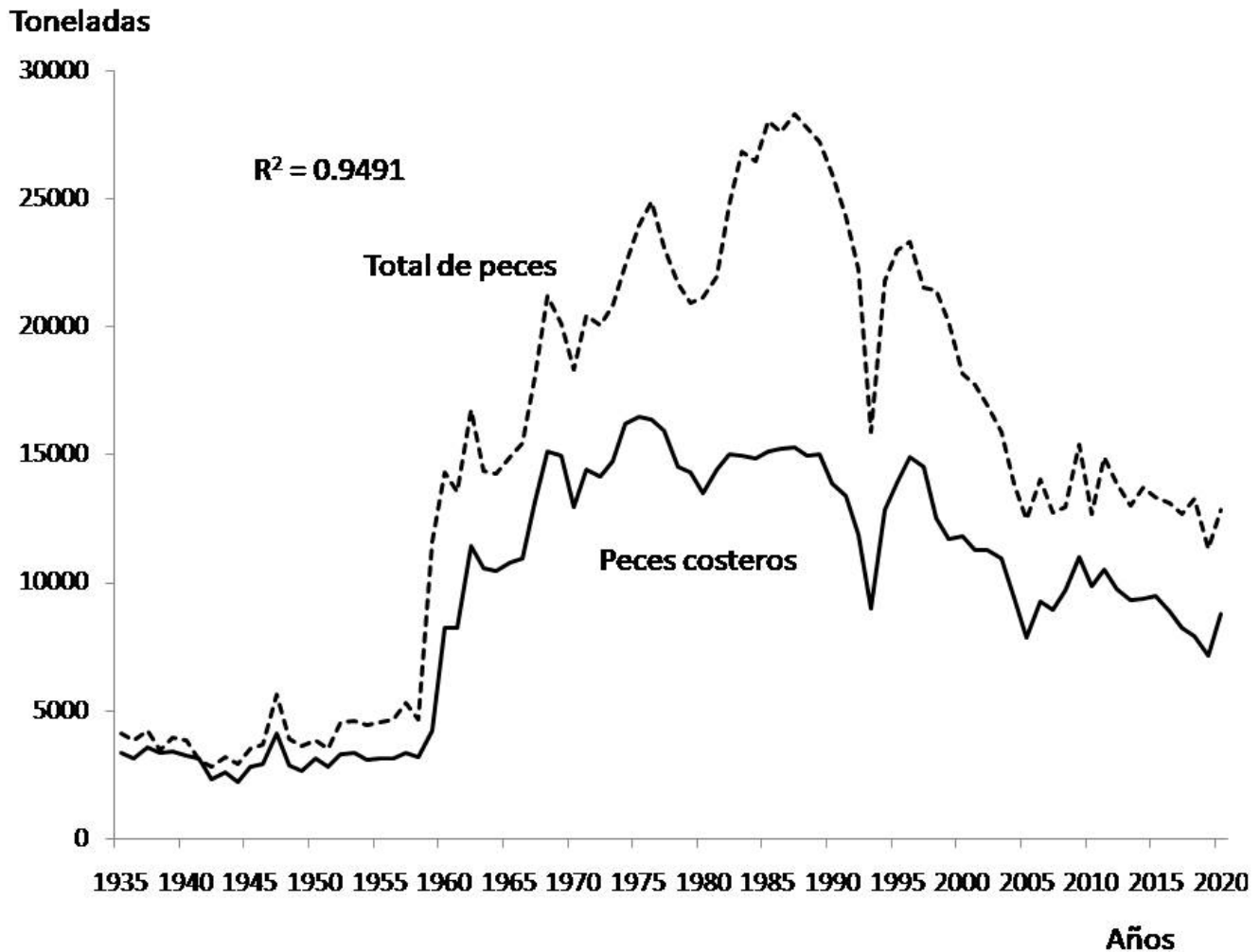
por la comparación entre la CMS y la  $C_{max}$  de 50 reevaluaciones de recursos pesqueros del Atlántico Norte (Froese et al. 2012, 2013), y han sido utilizados repetidamente para evaluar el estado global de los recursos pesqueros (Garcia and Grainger 2005, Pauly 2007, Sumaila et al. 2007, Zeller et al. 2009, Kleisner and Pauly 2011, Froese et al. 2012, Kleisner et al. 2012).

Las técnicas empleadas para el procesamiento de la información fueron relativamente sencillas: (1) la correlación lineal simple entre los capturas y el tiempo de explotación, (2) el alisamiento o suavizado de las series de datos con el objetivo de reducir las variaciones interanuales y apreciar más claramente las tendencias, y (3) el análisis de series estandarizadas con el propósito de poder comparar entre especies/grupos, así como para calcular la tasa anual de crecimiento o decrecimiento de las capturas, expresado por el signo y el valor de la pendiente de la línea de regresión. El procedimiento de suavizar las series de tiempo originales proporciona mayor credibilidad al análisis porque tiene el efecto de reducir, aunque no de eliminar, los impactos potenciales de cambios ambientales interanuales sobre las poblaciones naturales, particularmente cuando las series de tiempo son relativamente largas (Grainger and Garcia 1996, Garibaldi and Caddy 2004). En series cronológicas largas, como las que se analizan en el presente trabajo, los picos de producción de las series suavizadas proporcionan una indicación de las capturas

**Tabla 1.** Criterios utilizados para asignar la fase de desarrollo en que se encuentran las pesquerías, basados solamente en datos de Captura (C) y su relación con la captura máxima (Cmax) (según Froese y Reyes 2012).

**Table 1.** Criteria used to assign development stages to fisheries based on Cuban landings time series (C) and its relationship with the maximum catch (from Froese and Kesner-Reyes 2002).

Fase o estado de la pesquería	Criterios aplicados
Subdesarrollado	Año antes de la máxima producción < 10 % del valor máximo
En desarrollo	Año antes de la máxima producción ,10 %- 50 % del valor máximo
Completamente explotado	Producción > 50 % del valor máximo
Sobreexplotado	Año después de la producción máxima y producción < 10 % del valor máximo
Colapsado	Año antes de la producción máxima y producción < 10 % del valor máximo



**Fig.1** Serie cronológica de capturas de peces y peces costeros (1935-2020), incluyendo la correlación estadística entre ambas series.  
**Fig.1** Chronological catch data of all fishes and coastal fishes (1935-2020), including the correlation between both series ( $R^2 = 0.9491$ ).

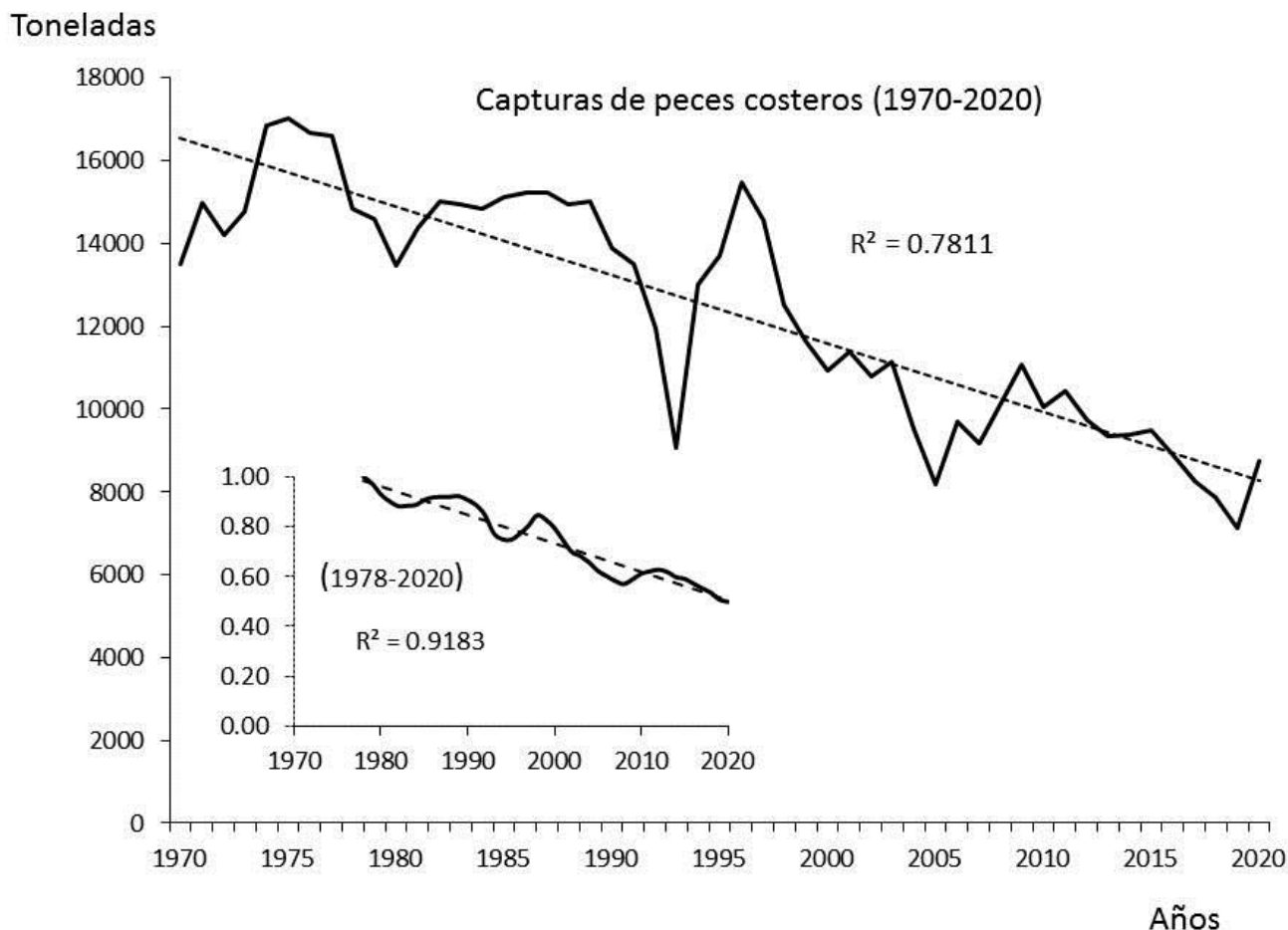
que pueden obtenerse a largo plazo de forma sostenida (Grainger y García 1996). Después de estandarizar las series de tiempo previamente suavizadas, se utilizó un modelo de regresión lineal simple, y las pendientes de las diferentes líneas de regresión permitieron comparar y cuantificar la tasa de cambio anual y el porcentaje del decline de los diferentes recursos pesqueros. La extensa base de datos estadísticos, específicos para las especies más importante y el resto de la información sobre las medidas de manejo pesquero que existen en Cuba, proporcionan una oportunidad extremadamente valiosa y

poco común, para entender la historia pesquera y para identificar y evaluar opciones de manejo de estos recursos (Claro et al. 2009).

## Resultados

Las series históricas de capturas totales y capturas de peces costeros, desde 1935 hasta 2020, son muy similares y están significativamente correlacionadas ( $R^2 = 0.9491$ ), aunque en el caso de los peces costeros el pico máximo a partir del cual comienza un decline de las capturas se produce en 1975, el pico máximo del total

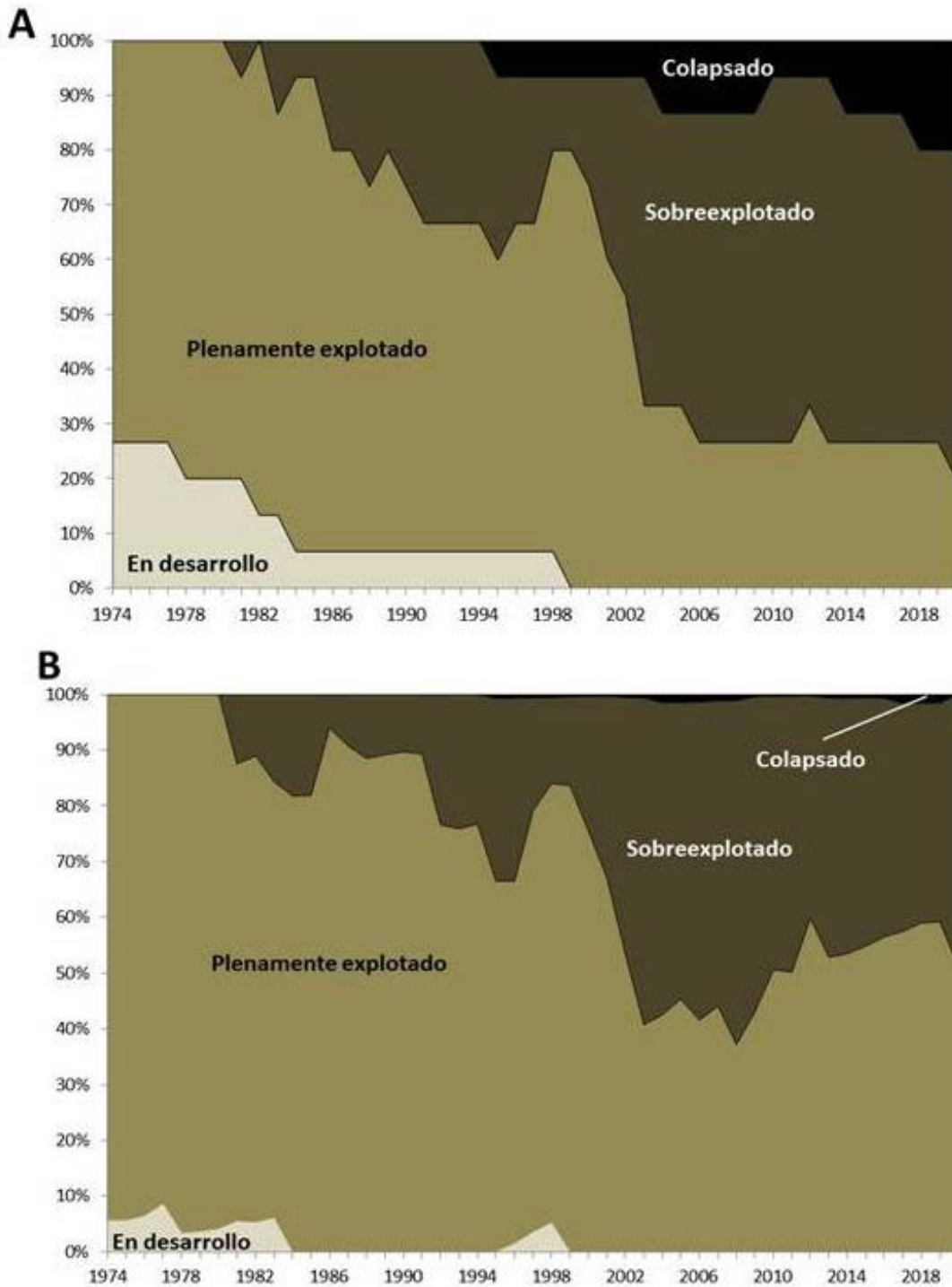




**Fig. 2** Evolución de las capturas totales de peces costeros (1970-2020). La serie suavizada se inserta en la parte inferior de la figura.  
**Fig. 2** Total catches of coastal fishes (1970-2020). The smoothed time series is inserted.

de peces se produce una década más tarde, en 1987 (Fig. 1). Se trata de un resultado esperado si se tiene en cuenta que las especies oceánicas son menos accesibles y vulnerables a la presión pesquera local, aunque lo más destacado de esta gráfica es la tendencia significativa de ambas series a declinar a partir de los picos máximos de captura. El análisis de las series de capturas de las 15 especies y grupos seleccionados alcanzan un pico máximo en 1975 (Fig.2), y como puede apreciarse hay un decrecimiento significativo de las capturas ( $R^2 = 0.7811$ ), que se hace mucho más marcado en el caso de la serie suavizada mediante promedios móviles,

según se muestra en el gráfico insertado en la propia figura ( $R^2 = 0.9183$ ). La representación gráfica de la evolución en el tiempo de las diferentes fases de explotación de cada recurso utilizando dos criterios diferentes: el porcentaje del número de recursos en cada fase (Fig.3A) y el porcentaje de las capturas de cada recurso que se encuentra en cada fase (Fig.3B), muestra el continuado incremento en la proporción de recursos plenamente explotados, sobreexplotados y colapsados. Más que resultados numéricos, ambas figuras atestiguan la rapidez con que casi todos los recursos han llegado a sus límites máximos de explotación y ahora declinan hasta



**Fig. 3** Estado de explotación de los peces costeros según la clasificación que se explica en la Tabla 1. (A) Numero de stocks (B) Volumen de los stocks.

**Fig. 3** Status of the stocks of coastal fishes according to the classification presented in Table 1. (A) Number of stocks (B) Catches from stocks.

alcanzar niveles críticos, con un decrecimiento total de un 47 % equivalente a recursos plenamente explotados pero muy cercanos al límite que los separa de los recursos sobreexplotados (más de 50 %).

**Análisis de los picos de captura**

Un resumen estadístico de la fase de desarrollo de los diferentes recursos, así como de la magnitud y de la rapidez con que declinan sus capturas luego de alcanzar un pico máximo (Tabla 2), muestra que la cherna criolla (*Epinephelus striatus*) es un recurso que se encuentra colapsado, mientras que civiles y cojinúa (*Caranx spp.*), tiburones (*Condriichthys*), rabirrubia (*Ocyurus chrysurus*), sierras y serruchos (*Scomberomorus spp.*) y cubera-caballerote, (*Lutjanus cyanopterus-L. griseus*) están todos sobreexplotados.

Las lisas (*Mugil spp.*), un recurso previamente colapsado, muestran alguna recuperación en los últimos años, pero aún permanecen dentro de la categoría de recursos sobreexplotados. Por otro lado, los roncós (*Haemulon spp.*), el pargo criollo (*Lutjanus analis*) y el bajonao (*Calamus spp.*) se encuentran en la categoría de plenamente explotados, aunque muy próximos a la categoría de sobreexplotados. La biajaiba (*Lutjanus synagris*) es un caso útil de mencionar, porque, aunque se encuentra intensamente explotada, no se encuentra actualmente dentro de los que están próximos a la sobreexplotación. Por último, la Tabla 2 muestra que solamente 3 recursos: sardinas (*Harengula spp.*), machuelo (*Opisthonema oglinum*) y rayas (*Batoidea*) pueden considerarse como subexplotados, ya que sus declines son inferiores al

**Tabla 2** Desarrollo de las pesquerías de peces costeros según sus picos máximos de captura y una comparación de las capturas recientes (2016-2020) con los picos de captura. Los picos promedios y máximos de captura corresponden a datos suavizados utilizando promedios móviles de 5 años.

**Table 2.** Development of coastal fin fisheries according to the peaks of maximum catches compared with those peaks of more recent catches catch peaks (2016-2020). The catch series of the selected species and groups of species was smoothed by 5-yr running means.

Nombre común	Nombre científico	Promedio 2016-20 (t)	Promedio 1970-2020 (t)	Pico máximo (t)
Cherna	<i>Epinephelus striatus</i>	23	262	975
Civiles y cojinúa	<i>Carangidae</i>	39	249	501
Tiburones	<i>Chondriictios</i>	465	1492	2628
Rabirrubia	<i>Ocyurus chrysurus</i>	186	550	885
Lisas y lisetas	<i>Mugil spp.</i>	105	298	916
Sierras	<i>Scomberomorus spp</i>	122	341	588
Cubera- caballerote	<i>Lutjanus griseus</i> <i>Lutjanus cyanopterus</i>	260	560	1150
Roncós	<i>Haemulon spp.</i>	734	1442	2264
Pargo criollo	<i>Lutjanus analis</i>	440	854	1584
Bajonao	<i>Calamus spp.</i>	146	273	459
Biajaiba	<i>Lutjanus synagris</i>	1108	1847	3904
Machuelo	<i>Opisthonema oglinum</i>	1518	1675	2256
Rayas	<i>Batoidea</i>	1260	1313	1828
Sardinas	<i>Harengula spp.</i>	853	870	1599
Mojarras	<i>Gerridae</i>	1476	1102	2012
Total		8737	13128	25063



**Tabla 3.** Parámetros y líneas de tendencia ajustadas a las tasas de caída de las capturas luego que estas alcanzan el pico máximo dentro de cada serie de datos. Todas las series fueron estandarizadas y la pendiente (b) de la línea de regresión proporciona una idea de la velocidad del decline. El porcentaje de decline indica su magnitud.

**Table 3.** Parameters of trend lines fitted to relative rates of catch decreases after attaining the highest peak. All the series have been standardized and the slope (b) of the regression line provides an indication of the annual rate of decline (in percent).

Especies (nombre común)	R <sup>2</sup>	b	Pico máximo	Decline( %)
Cherna	0.7595	-0.0191	1975	91
Civiles y cojinúa	0.8782	-0.0314	1990	84
Tiburones	0.9094	-0.0233	1985	69
Rabirrubia	0.9455	-0.0255	1987	66
Lisas	0.7265	-0.0170	1974	65
Sierras	0.8362	-0.0271	1990	64
Cubera y caballero	0.4462	-0.0114	1981	54
Roncos	0.9202	-0.0181	1978	49
Pargo	0.5560	-0.0135	1989	48
Bajonao	0.9662	-0.0214	1988	47
Biajaiba	0.5778	-0.0100	1975	30
Machuelo	0.5910	-0.0073	1991	9
Rayas	0.9879	-0.0443	2011	4
Sardinias	0.0488	-0.0027	1977	2
Mojarras	0.0475	-0.0055	1995	Crece, no declina
Total, peces costeros	0.9183	-0.0114	1978	33

10 % del pico, mientras que el grupo de las mojaras (*Gerridae*) parece ser el recurso más saludable de todos, pues el promedio de sus capturas recientes (2016-2020) son incluso superior al pico promedio. La suma de las diferencias entre los picos históricos observados (13 128 t) y las capturas recientes (8737 t), en las series suavizadas (Tabla 2), representan unas 4400 t anuales de peces costeros que se han dejado de producir.

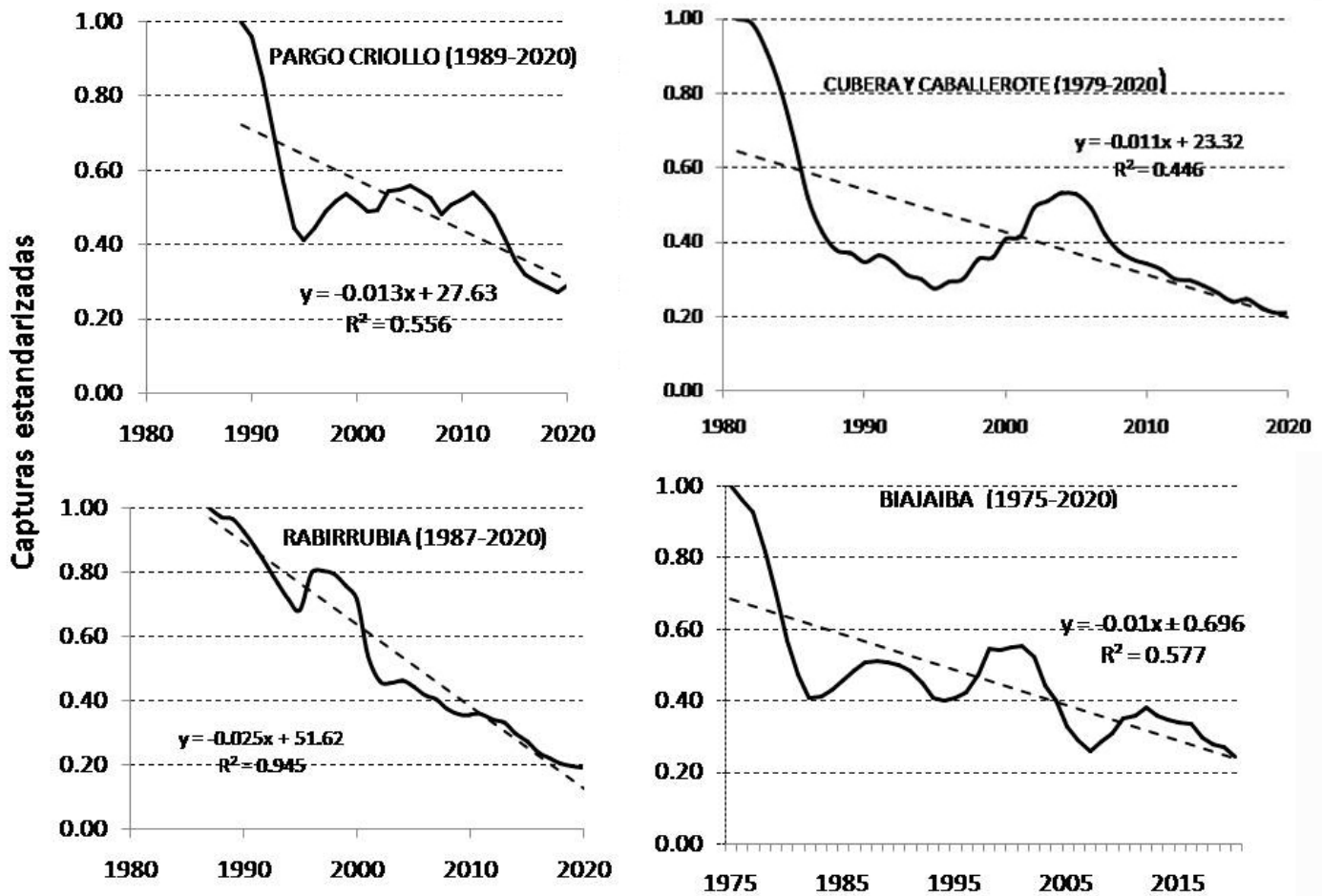
### Tasas de decline

La magnitud del decline, así como la velocidad o tasa anual de decline de cada una de las especies y grupos (Tabla 3) muestra que las capturas de rayas no declinan sustantivamente, solo un 4 % con respecto al pico, pero la rapidez con que decrecen es la más alta de todas, un 4.4 % anual, porque su serie es más corta y su pico de captura se produce en 2011. Por otro lado, excepto las 3 especies o grupos ya mencionados

(sardinias, machuelo, mojaras), los restantes recursos declinan a una tasa anual igual o superior al 1,0 % anual y alcanza su máximo en el caso de las rayas. Los resultados que se muestran en esta Tabla indican una caída general del 33 % con respecto pico promedio y una tasa anual de decline del 1.1 % anual, mientras que la mayoría de los recursos tienen declines sustanciales con respecto al pico.

### Análisis de especies o grupos

Las capturas de las especies de pargos que se registran separadamente en las estadísticas: la biajaiba, el pargo criollo, el binomio cubera y caballero y la rabirrubia declinan significativamente (Fig.4), aunque esta última especie, con una tasa anual de decline del 2.3 %, lo hace más rápidamente que el pargo criollo (1.3 %), que el binomio cubera caballero (1.1 %), y que la biajaiba (1.1 %). No obstante, cuando se analiza el comportamiento de todo el grupo se

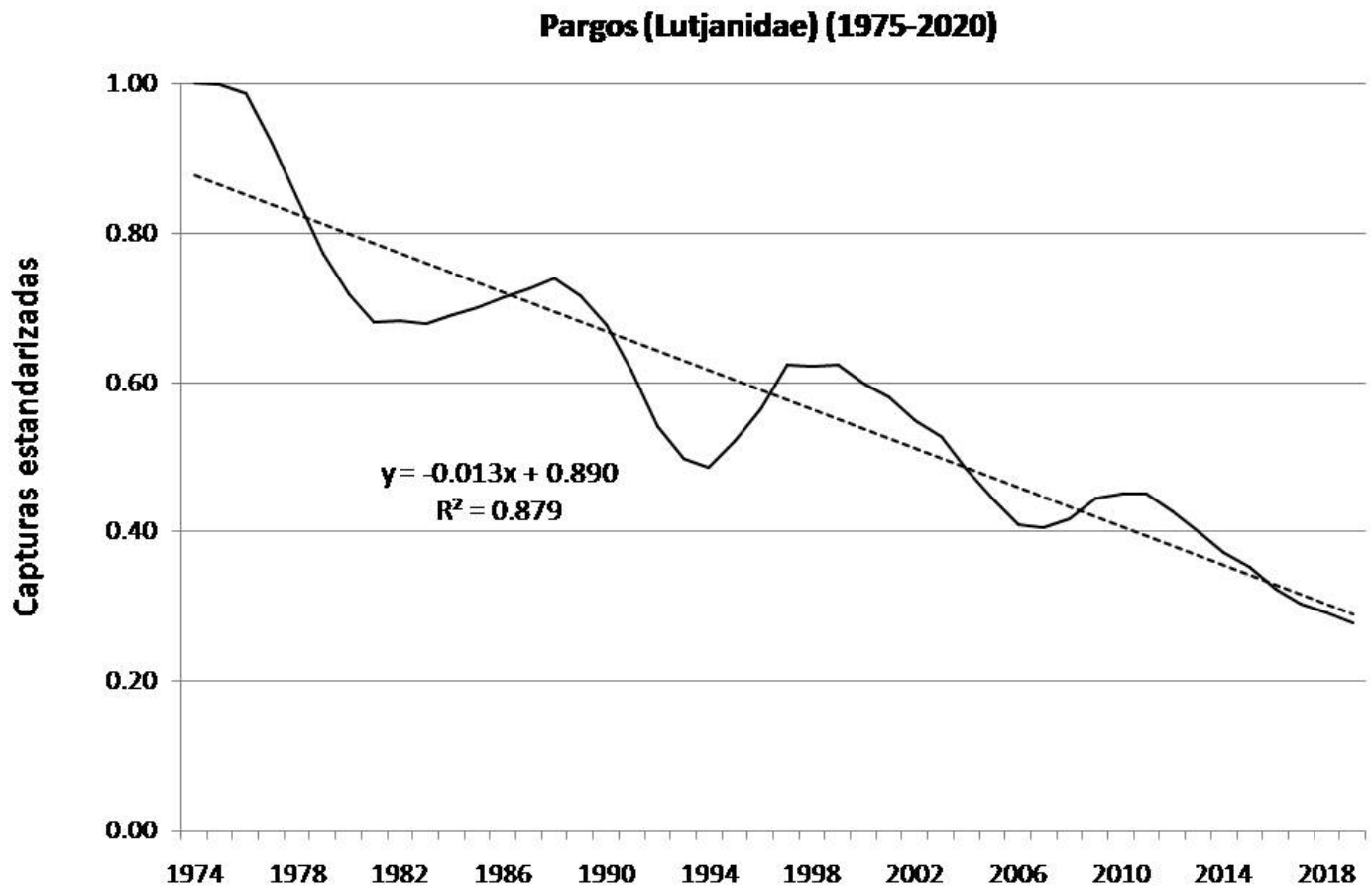


**Fig. 4** Declines en las capturas de pargo criollo, cubera-caballerote, rabirrubia y biajaiba. La rapidez del decline queda indicada por el valor de la pendiente.

**Fig.4** Rate of catch decreases of mutton snapper, grey-cubera snappers, yellowtail snapper and lane snapper. The rapidity of the decline is indicated by the slopes of the standardized catch time series.

observa que la tendencia general a declinar es mucho más significativa que la de las especies individuales ( $R^2 = 0.8789$ ) (Fig.5). Las capturas de roncós y bajonao también muestran una marcada tendencia a declinar (Fig.6). Los roncós son peces demersales de aguas costeras poco profundas de las regiones tropicales y subtropicales y sus capturas en Cuba representan el 2.6 % del total. Las capturas de lisas y lisetas muestran una caída notable, llegando a colapsar a

mediados de la década del 2000, para luego recuperarse muy poco en la década de 2010 (Fig.7). Otro grupo muy numeroso de especies son los tiburones y rayas, cuyas capturas también han decrecido significativamente en los últimos años. Las capturas de tiburones decrecen desde 1985 a una tasa anual del 2.3 %, mientras que las rayas decrecen desde 2011 a una tasa anual del 4 % (Fig. 8). Las sardinas y el complejo patao-mojarra son dos grupos cuyas capturas



**Fig.5** Declines en las capturas combinadas de todas las especies de pargo de la figura 4. La rapidez del decline queda indicada por el valor de la pendiente.

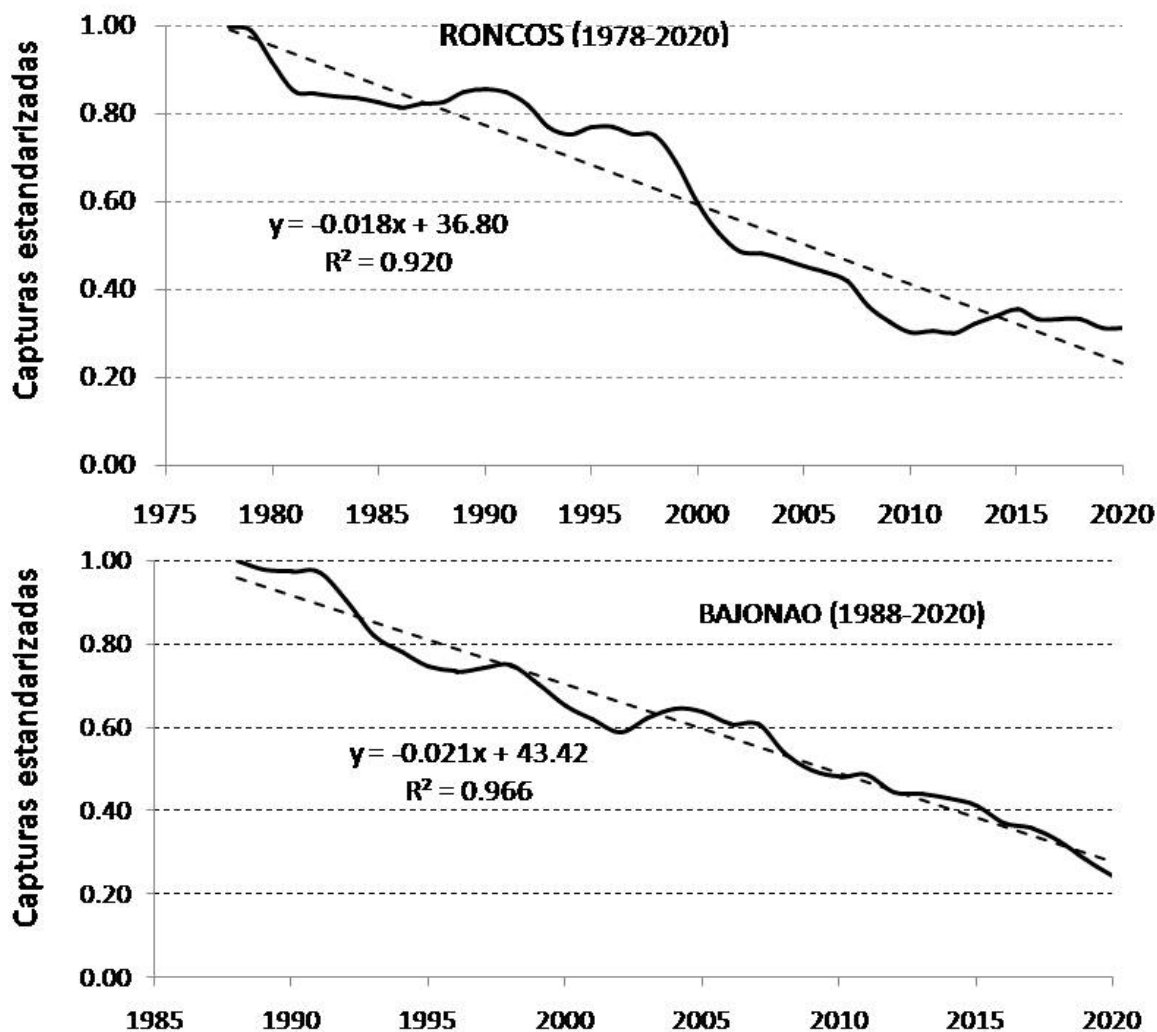
**Fig.5** Combined rate of catch decrease of all species of snappers. The rapidity of the decline is indicated by the slopes of the standardized catch time series.

no muestran una tendencia al decline (Fig.9), probablemente debido a su menor valor económico con respecto al de otros peces costeros. Las capturas de jureles y sierras decrecen rápidamente ambas a partir de 1990, respectivamente (Fig.10).

**Discusión**

El reto de los administradores pesqueros de mantener niveles de extracción que sean sostenibles en el tiempo se intensifica en el caso de las pesquerías tropicales multi-específicas , tanto por sus características intrínsecas

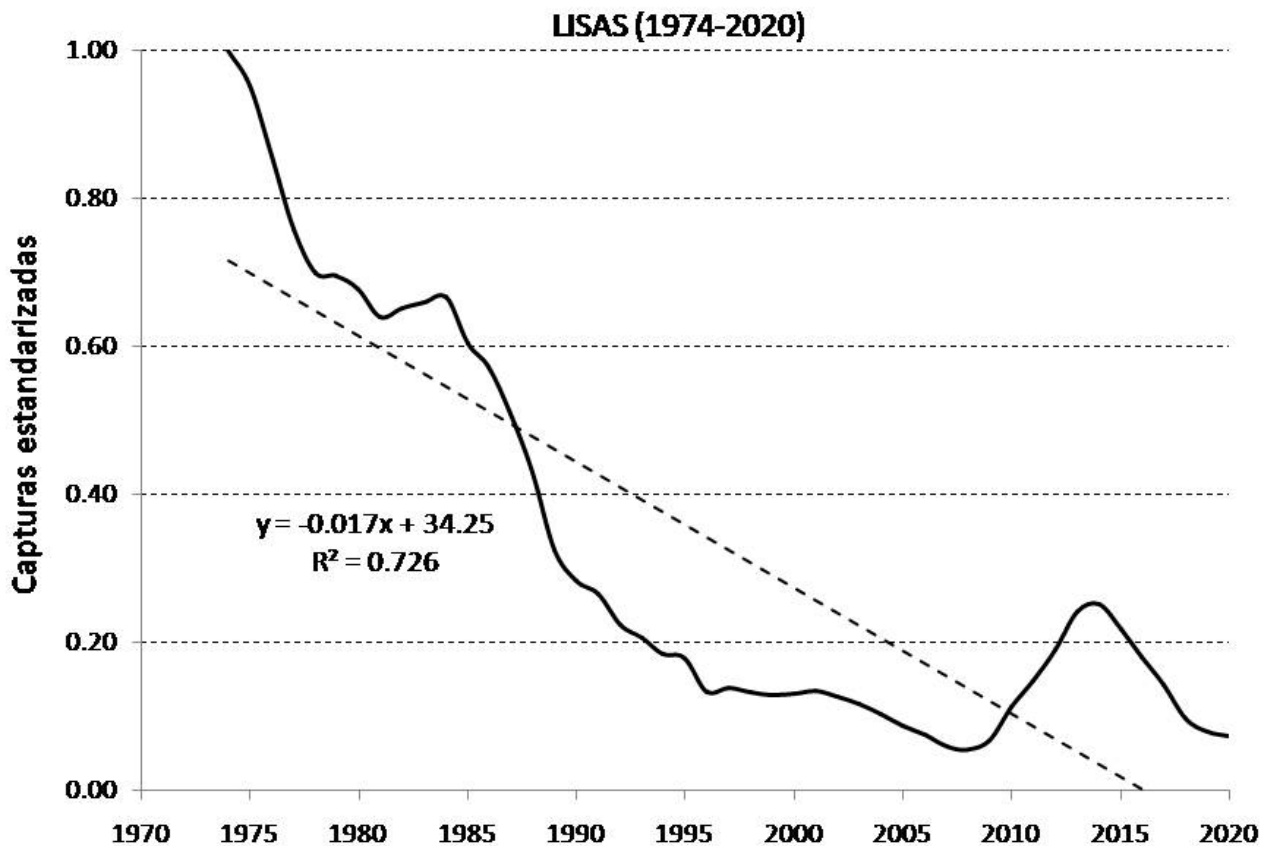
como debido a la carencia de datos estadísticos, la falta de infraestructura y la escasez de personal calificado. Como quiera que las pesquerías uni-específicas son mucho más fáciles de manejar que las pesquerías multi-específicas (Hilborn et al. 2003), se hace necesario recurrir a métodos simples para asesorar a los administradores pesqueros sobre el estado de los recursos y las técnicas de manejo pesquero. Por estas razones, los métodos que se basan en la captura, como indicador aproximado de la abundancia de un recurso son utilizados cada vez con mayor frecuencia para ofrecer



**Fig. 6** Declines en las capturas de roncós y bajonao. La rapidez del decline queda indicada por el valor de la pendiente.  
**Fig. 6** Rate of catch decreases of grunts and porgies. The rapidity of the decline is indicated by the slopes of the standardized catch time series.

informaciones a los administradores pesqueros sobre el estado de los recursos. Originalmente desarrollados por el Departamento de Pesquerías de la Organización para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (Grainger y Garcia 1996), y luego simplificados (Froese y Kesner-Reyes 2012), estos métodos se han utilizado con frecuencia para evaluar el estado de los recursos globales y regionales (Garibaldi y Caddy 2004, Garibaldi 2012, Froese et al. 2013, 2013). Aunque existen limitaciones

en la utilización de métodos basados en las capturas que generan incontables debates en la comunidad científica (Branch et al. 2011, Carruthers et al. 2012, Pauly et al. 2013), la larga serie de datos estadísticos sobre la pesca, que incluye la desagregación de los recursos pesqueros más importantes, es una fortaleza que ha sido utilizada con éxito para evaluar el estado general de los recursos pesqueros en Cuba y recomendar acciones para su manejo sostenible (Baisre 2000, 2004, 2018),



**Fig. 7** Declines en las capturas de lisas. La rapidez del decline queda indicada por el valor de la pendiente.

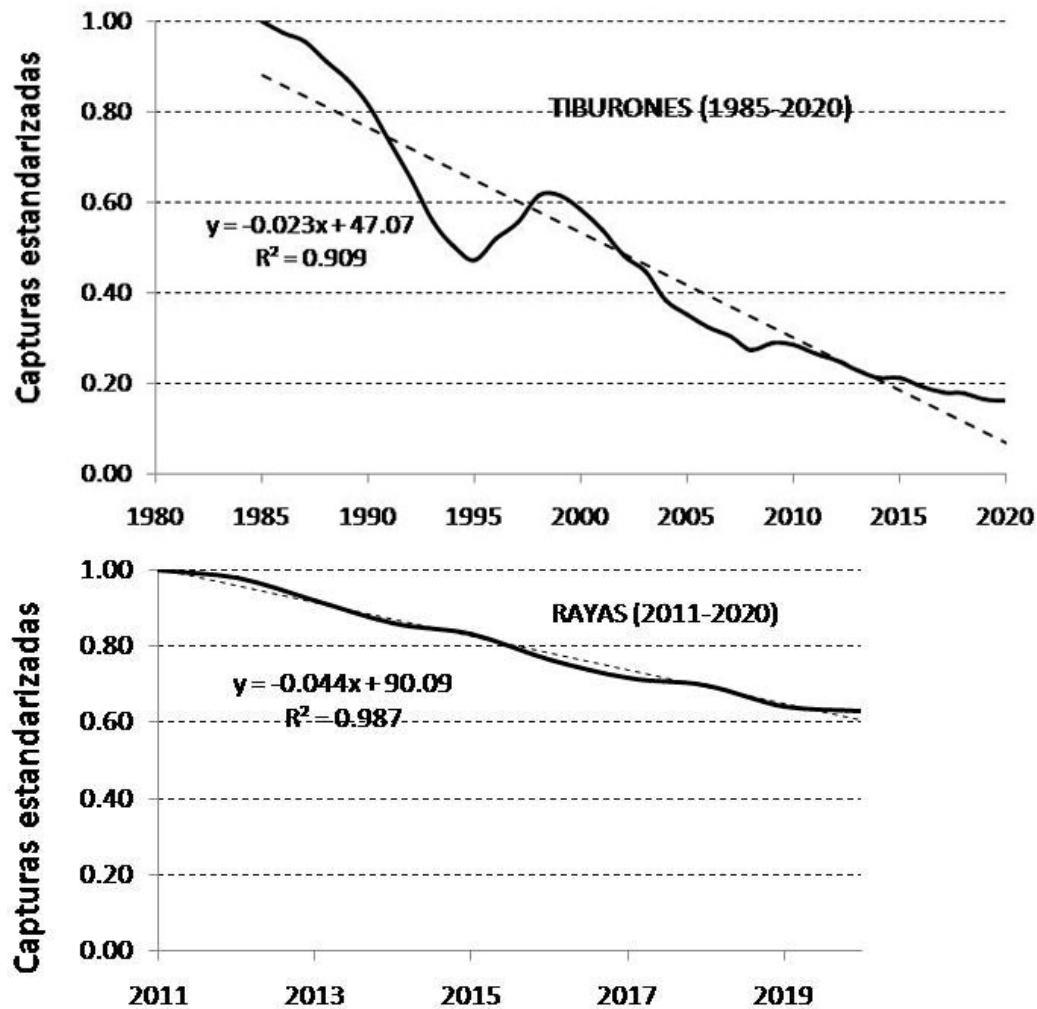
**Fig. 7** Rate of catch decreases of mullets. The rapidity of the decline is indicated by the slopes of the standardized catch time series.

particularmente en el caso de las pesquerías de peces (Claro et al. 2001, 2009). Estudios recientes sobre peces costeros también consideran que la captura es una aproximación apropiada para estimar la abundancia de un determinado recurso (Puga et al. 2018).

Los análisis realizados en este trabajo, así como la comparación con estudios anteriores proporcionan una descripción coherente de la dramática caída experimentada por varias especies y grupos de peces costeros durante las últimas décadas. Como ha ocurrido con la mayor

parte de las pesquerías en otras partes del mundo, las pesquerías cubanas también experimentaron cambios sustanciales, incluyendo la expansión geográfica dentro de sus aguas territoriales, el desarrollo de nuevas tecnologías de pesca y el incremento de las inversiones (construcción de embarcaciones, plantas de hielo y frigoríficos) en los principales puertos pesqueros, que resultó en un incremento de las capturas, del esfuerzo y la eficiencia pesquera (Baisre 1993). A finales de la década de 1970, los recursos pesqueros estaban plenamente explotados y a

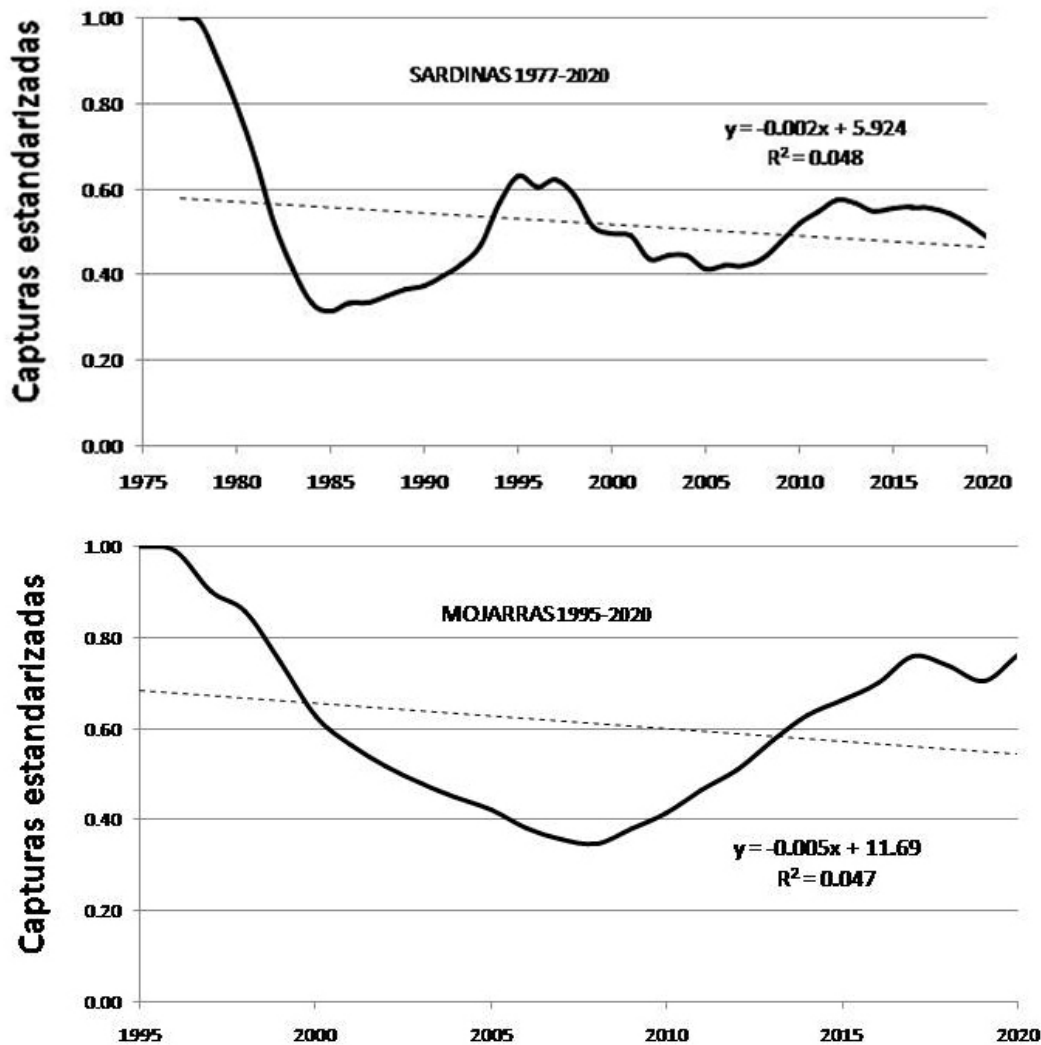




**Fig. 8** Declines en las capturas de tiburones y rayas. La rapidez del decline queda indicada por el valor de la pendiente.  
**Fig. 8** Rate of catch decreases of sharks and rays. The rapidity of the decline is indicated by the slopes of the standardized catch time series. Note the high values of the annual rate in both groups (2.3 % in sharks and 4.4 % in rays).

mediados de la década de 1980, la mayoría se encontraban muy cerca de la Captura Máxima Sostenible (CMS) (Baisre 1985), mientras que en la década de 1990 un 50 % estaban sometidos a un alto nivel de explotación y el 40 % estaban probablemente sobreexplotados (Baisre 2000), tendencia que continuó aumentando hasta la década de 2010 (Baisre 2018). Los resultados obtenidos en este trabajo no solo confirman la tendencia general a la caída de las capturas de peces costeros, sino que muestran

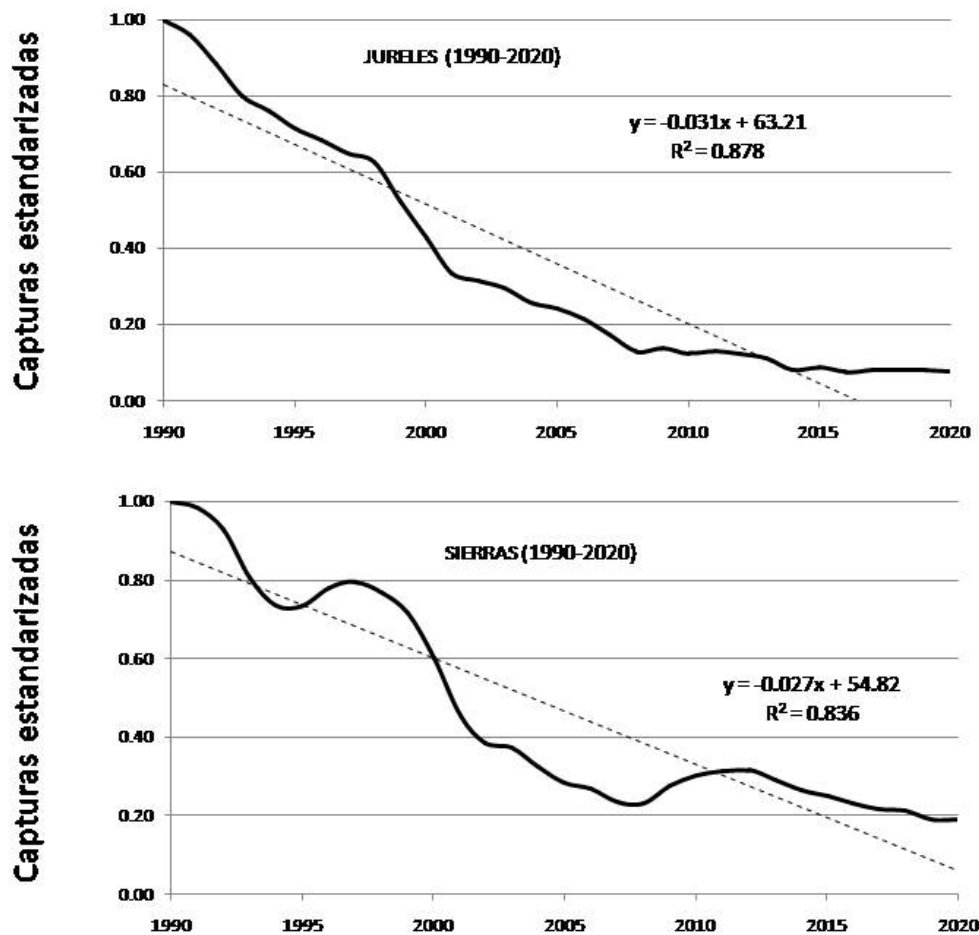
la rapidez con que se está produciendo, con una tasa promedio anual del 1.1 %. Por otro lado, el análisis del estado de los recursos y los picos de captura revelan que se ha producido una pérdida de unas 4400 toneladas, que son el resultado de una combinación entre sobrepesca y cambios en el ecosistema marino, de manera que si pudiésemos restaurar el status de los recursos pesqueros podríamos obtener un incremento máximo de unas 4 000 toneladas anuales. No obstante, tal posibilidad no



**Fig. 9** Declines en las capturas de sardinas y mojarras. La rapidez del decline queda indicada por el valor de la pendiente.  
**Fig. 9** Rate of catch decreases of sardines and mojarras. The rapidity of the decline is indicated by the slopes of the standardized catch time series. Note the low value of the annual rate in both groups (0.27 % in sardines and 0.49 % in mojarras).

parece realista y algunas pérdidas pueden ser irreversibles debido a que los efectos de la sobrepesca se combinan con otros impactos antropogénicos y cambios naturales. Aunque mejores prácticas de manejo podrían reducir algunas de estas pérdidas, la declinación de las capturas de la mayor parte de los recursos es notable y algunas poblaciones parecen claramente sobreexplotadas debido a la intensa actividad pesquera que se realiza sobre las agrupaciones de desove, como las de la biajaiba y el pargo

criollo durante los meses de mayo y junio (Baisre et al. 1983, Claro et al. 2009). Estos recursos forman parte del complejo de especies de pargos, el más importante de las pesquerías de peces que como grupo declina a una tasa anual del 1,3 % en las últimas tres décadas (Ver Fig.5). Las capturas de biajaiba, una de las especies de más alto valor comercial, continúa su tendencia decreciente a pesar de algunas regulaciones adicionales sobre esta pesquería (Puga et al. 2018, probablemente conjugada con



**Fig. 10** Declines en las capturas de jureles y escómbridos. La rapidez del decline queda indicada por el valor de la pendiente.  
**Fig. 10** Rate of catch decreases of jacks and Spanish mackerels. The rapidity of the decline is indicated by the slopes of the standardized catch time series. Note the high values of the annual rate in both groups (3.1 % in jacks and 4.5 % in Spanish mackerels).

factores ajenos a la pesca (Claro et al. 2009), pero también por la baja selectividad de los artes de pesca que son empleados en esta pesquería. Por otro lado, las tasas de decrecimiento de las capturas de tiburones y rayas son de las más dramáticas experimentadas por los recursos pesqueros. La vulnerabilidad de este grupo a la sobrepesca y su importancia ecológica como depredadores apicales del medio marino ameritan de esfuerzos especiales para su conservación. El colapso de la cherna criolla es una consecuencia de la sobrepesca de las agrupaciones de desove, probablemente combinado con la vulnerabilidad intrínseca de esta especie debido a su lenta tasa de crecimiento y

hermafroditismo (Claro et al. 2001), aunque no siempre podemos culpar a la sobrepesca de los descensos en las capturas de todas las especies. Por ejemplo, hay evidencias circunstanciales de que las especies estuarinas como las lisas pueden haber declinado a consecuencia del represado de los principales ríos y a la drástica reducción de las entradas de nutrientes a causa de la dramática caída de las importaciones de fertilizantes a partir de 1989 (Baisre 2006, Baisre y Arboleya 2006). En cualquier caso, el principal argumento para alcanzar la sostenibilidad de cualquier recurso sometido a la explotación se basa en el control y reducción del esfuerzo pesquero,

que en última instancia es el factor principal que provoca la mortalidad no natural en las poblaciones de peces (Hilborn y Walter 1992). En el caso de las pesquerías cubanas, la incorporación cada vez mayor de pescadores privados y particularmente el incremento de la pesca ilegal (Alzugaray et al. 2018) refuerzan la necesidad de controlar y reducir el esfuerzo pesquero. Junto con ello, una de las alternativas principales de manejo es limitar las capturas hasta que se alcance una talla (edad) mínima, que se corresponda con la obtención de la máxima biomasa de esa cohorte (Mace 2001). Estos argumentos plantean la necesidad de regular la selectividad de las nasas, chinchorros de arrastre, redes de agalla, trasmallos e incluso palangres, para evitar capturar ejemplares por debajo de la talla óptima de captura y especies no deseadas (morralla), que pueden provocar graves daños a los ecosistemas al pescar abajo en la cadena trófica (ver Pauly et al. 1998, Froese 2004). Finalmente, se alerta a los administradores pesqueros de la imperiosa necesidad de reducir el esfuerzo pesquero, mejorar el control y vigilancia sobre las regulaciones pesqueras y eliminar definitivamente los artes de pesca no selectivo, que conducen a prácticas que resultan biológica y económicamente insostenibles. También se sugieren otras acciones que no dependen del sector pesquero pero que resultan necesarias para recuperar las pesquerías, principalmente el control y manejo de las áreas protegidas marinas, la conservación de los humedales costeros y los arrecifes coralinos, así como lograr los flujos de agua dulce (gasto ecológico) al ambiente marino.

## Agradecimientos

Los autores agradecen a dos revisores anónimos y a Fabián Pina Amargos Editor temático, cuyas atinadas sugerencias contribuyeron a mejorar el manuscrito.

## Declaraciones

### Financiamiento

No se recibió ningún tipo de financiamiento para la realización de este estudio.

### Conflicto de intereses:

No existen conflictos de intereses financieros o no financieros que declarar que sean relevantes para el contenido del manuscrito.

### Comportamiento ético

Se han seguido todas las recomendaciones aplicables tanto internacionales, nacionales como institucionales relacionadas con el uso y manejo de animales para la investigación.

### Permisos de muestreo y otros permisos:

Los autores han recibido de las autoridades pertinentes los permisos necesarios para realizar los muestreos.

### Contribución de los autores

Conceptualización, IR, JAB; Metodología, IR, JAB; Procesamiento y análisis, IR, JAB; Escritura IR, JAB

## Referencias

- Alzugaray, R., Puga, R., Piñero, R., de León, M.E., Cobas, L.S., Morales, O. (2018). The Caribbean spiny lobster (*Panulirus argus*) fishery in Cuba: current status, illegal fishing and environmental variability. *Bull. Mar. Sci.*, 94(2), 393-408.
- Anderson S.C., Branch, T.A., Ricard, D., Lotze, H.K. (2012). Assessing global marine fishery status with a revised catch-based method and stock-assessment reference points. *ICES J. Mar. Sci.*, 69(8), 1491-1500
- Anónimo (1953). *Anuario Estadístico de Cuba*. Cuba, Ministerio de Hacienda.
- Baisre, J.A., Pérez, A., Obregón, M.H, Cruz, R. (1983). Regulation of fishing effort on Cuban shelf fisheries: the case studies of shrimp, lane snapper and spiny lobster fisheries. *FAO Fish Rep.*, 298 Supplement 3,365-390.
- Baisre, J.A. (1985). Los complejos ecológicos de pesca: definición e importancia en la administración de las pesquerías cubanas. *FAO Fish. Rep.*, 327, 251-272.
- Baisre, J.A. (1993). Marine fishery resources of the Antilles. Pt. IV. Cuba. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 326, 182-235.

- Baisre, J.A. (2000). Chronicle of Cuban marine fisheries (1935–1995). Trend analysis and fisheries potential. *FAO Fish. Tech. Paper*, 394.
- Baisre, J.A. (2004). *La Pesca Marítima en Cuba*. Cuba, Editorial Científico-Técnica, La Habana.
- Baisre, J.A. (2006). Assessments of Nitrogen flow into the Cuban landscape. *Biogeochemistry*, 79, 91-108.
- Baisre, J.A. (2018). An overview of Cuban commercial marine fisheries: the last 80 years. *Bull. Mar.Sci.*, 94(2), 359-375.
- Baisre, J.A., Arboleya, Z. (2006). Going against the flow: effects of river damming in Cuban fisheries. *Fish. Res.*, 81, 283-292.
- Branch, T.A., Jensen, O.P., Ricar, D., Ye, Y., Hilborn R. (2011). Contrasting global trends in marine fishery status obtained from catches and from stock assessments. *Conserv. Biol.*, 25(4), 777-786.
- Caddy, J.F. (1984). An alternative to equilibrium theory for management of fisheries. *FAO Fish. Rep.*, 289: Suppl. 2.
- Carruthers, T.R., Walters, C.J., McAllister, M.K. (2012). Evaluating methods that classify fisheries stock status using only fisheries catch data. *Fish Res.*, 119-120, 66-79.
- Claro, R., Baisre, J.A., Lindeman, K.C., García-Arteaga, J.P. (2001). Cuban fisheries: historical trends and current status. En R. Claro, K.C. Lindeman, L.R. Parenti, (eds), *Ecology of the marine fishes of Cuba*. Washington: Smithsonian Institution Press.
- Claro, R., Sadovy de Micheson, Y., Lindeman, K.C., García-Cagide, A.R. (2009). Historical analysis of Cuban commercial fishing effort and the effects of management interventions on important reef fishes from 1960–2005. *Fish. Res.*, 99(1), 7-16.
- Costello, C., Ovando, D., Hilborn, R., Gaines, S.D, Deschenes, O., Lester, S.E. (2012). Status and solutions for the world's unassessed fisheries. *Science*, 338(6106), 517-520
- Costello, C., Ovando, D., Clavelle, T., Strauss, C.K., Hilborn, R., Melnychuk, M.C., Branch, T.A., Gaines, S.D., Szuwalski, C.S., Cabral, R.B., *et al.* (2016). Global fishery prospects under contrasting management regimes. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 113(18), 5125-5129.
- Essington T.E., Beaudreau, A.H., Wiedenmann, J. (2006). Fishing through marine food webs. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 103, 3171-3175.
- FAO (1960). *Yearbook of fisheries statistics 1951-1959*. FAO, Rome.
- FAO (2010). *The state of world fisheries and aquaculture 2010*. FAO, Rome.
- Froese, R., Kesner-Reyes, K. (2002). Impact of fishing on the abundance of marine species. ICES Document CM 2002/L 12.
- Froese, R. (2004). Keep it simple. Three indicators to deal with overfishing. *Fish Fish.*, 5, 86-91
- Froese, R., Zeller, D., Kleisner, K., Pauly, D. (2012). What catch data can tell us about the status of global fisheries? *Mar. Biol.*, 159, 1283-1292.
- Froese, R., Zeller, D., Kleisner, D., Pauly, D. (2013). Worrisome trends in global stock status continue unabated: a response to a comment by R.M. Cook on “what catch data can tell us about the status of global fisheries”. *Mar. Biol.*, 160, 2531-2533.
- García, S.M., Grainger, R.J.R. (2005). Gloom and doom? The future of marine capture fisheries. *Phil. Trans. Roy. Soc. London Ser. B: Biol.*, 360, 21-46.
- Grainger, R.J.R., García, S.M. (1996). Chronicles of marine fishery landings (1950–1994): trend analysis and fisheries potential. *FAO Fish. Tech. Paper*, 359.
- Garibaldi, L., Caddy, J.F. (2004). Depleted marine resources: an approach to the quantification based on the FAO capture database. *FAO Fish Circ.*, 1011.
- Garibaldi, L. (2012). The FAO global capture production database: a six-decade effort to catch the trend. *Mar. Policy*, 36, 760-768.
- Guitart-Manday, D. (1975). Las pesquerías pelágico-oceánicas de corto radio de acción en la región noroccidental de Cuba. *Ser. Oceanol. Acad. Cienc. Cuba*, 31, 1-26.
- Hilborn, R., Branch, T.A., Ernst, B., Magnusson, A., Minte-Vera, C.M., Scheurell, M.D., Valero, J.L. (2018) State



- of the World Fisheries. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 28, 359-399.
- Hilborn, R, Walters, C. (1992). Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. New York: Chapman and Hall.
- JUCEPLAN. (1975). *Serie Cronológica de la Actividad Extractiva 1959-1973*. Desembarque Nacional. Junta Central de Planificación, Dirección Central de Estadísticas, Departamento de pesca.
- Kleisner K, Pauly D. (2011). Stock-status plots for fisheries for regional seas. En V. Christensen, S. Lai, M.L.D. Palomares, D. Zeller, D. Pauly, (eds.), The state of biodiversity and fisheries in regional seas. *Fish Centre Res Rep* 19(3), 37-40. Fisheries Centre, University of British Columbia.
- Kleisner K, Zeller D, Froese R, Pauly D. (2013). Using global catch data for inferences on the World's marine fisheries. *Fish Fish.* 14(3), 293-311.
- Mace, P.M. (2001). A new role for MSY in single-species and ecosystem approach to fisheries stock assessment and management. *Fish Fish.*, 2, 2-12.
- Murawski, S.A. (1991). Can we manage our multispecies fisheries? *Fisheries*, 16, 5-13.
- Pauly, D. (2007). The Sea Around Us Project: documenting and communicating global fisheries impacts on marine ecosystems. *Ambio*, 36, 290-295.
- Pauly, D., Dalsgaard, J., Froese, R. and Torres, J.R. (1998). Fishing down the food webs. *Science*, 279, 860-863.
- Pauly, D., Hilborn, R., Branch, T.A. (2013). Fisheries: does catch reflect abundance? *Nature*. 494, 303-306.
- Puga, R., Valle, S., Kritzer, J.P., Delgado, G., de León, M.E., Gimenez, E., Ramos, I., Moreno, O., Karr, K.A. (2018). Vulnerability of nearshore tropical finfish in Cuba: Implications for scientific and management planning. *Bull. Mar. Sci.*, 94(2), 359-375.
- Sumaila, U.R., Khan, A., Watson, R., Munro, G., Zeller, D., Baron, N., Pauly, D. (2007). The World Trade Organization and global fisheries sustainability. *Fish Res.*, 88, 1-4.
- Worm, B., Hilborn, R., Baum, J.K., Branch, T.A., Collie, J.S., Costello, C. *et al.* (2009). Rebuilding global fisheries. *Science*, 325, 578-85.
- Zeller, D., Cheung, W., Close, C., Pauly, D. (2009). Trends in global marine fisheries-a critical view. En *Fisheries, trade and development* (pp. 87-107). Royal Swedish Academy of Agriculture and Forestry, Stockholm.

### Como citar este artículo

Ramos, I. Baisre, J.A. (2024). Estado actual de las pesquerías cubanas de peces costeros: 1970-2020. *Rev. Invest. Mar.*, 44(1), 47-65.