# INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION

# COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

Stock Assessment Report 24

Informe de Evaluación de Stocks 24

# STATUS OF THE TUNA AND BILLFISH STOCKS IN 2022

### CONDICIÓN DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES PICUDOS EN 2022

La Jolla, California

2024

### INTRODUCTION

Stock Assessment Report 24 consists of the following background documents, prepared for the 14<sup>th</sup> meeting of the IATTC Scientific Advisory Committee in 15-19 May 2023.

### CONTENTS

3
. 27
. 42
143
,
156
168
ths,
247
tł 2

#### INTRODUCCIÓN

El Informe de Evaluación de Stocks 24 es integrado por los siguientes documentos de información, preparados para la 14<sup>a</sup> reunión del Comité Científico Asesor de la CIAT en 15-19 de mayo de 2023.

### ÍNDICE

1.	Posible sesgo en las estimaciones de la captura de atunes tropicales de 2020 y 2021 como
	resultado de la pandemia de COVID-19 por Anandamayee Majumdar, Cleridy E. Lennert-Cody,
	y Mark N. Maunder 17
2.	Indicadores de condición de población (SSI) para los atunes tropicales en el Océano Pacífico oriental
	por Haikun Xu
3.	Evaluación de referencia del pez espada en el OPO sur en 2019 por Carolina Minte-Vera, Mark N.
	Maunder, Haikun Xu, Juan Valero and Alexandre Aires-da-Silva
4.	Puntos de referencia límite y objetivo provisionales propuestos para SKJ por Mark N. Maunder 150
5.	Puntos de referencia límite y objetivo provisionales propuestos por Mark N. Maunder, Alexandre
	Aires-da-Silva, Carolina Minte-Vera, y Juan Valero
6.	Consideraciones ecosistémicas por Shane Griffiths y Leanne Fuller
7.	Estado de vulnerabilidad de tiburones sedoso y martillo en la evaluación EASI-Fish por Shane
	Griffiths, Salvador Siu, Melanie Hutchinson, Jon Lopez y Alexandre Aires-da-Silva

# POTENTIAL BIAS ON THE 2020 AND 2021 TROPICAL TUNA CATCH ESTIMATES RESULTING FROM COVID-19: UPDATE

Anandamayee Majumdar, Cleridy E. Lennert-Cody, and Mark N. Maunder

## CONTENTS

1.	Summary	3
2.	Background	4
3.	Data Exploration and Results	6
4.	Statistical Modeling	6
5.	Results	7
6.	Discussion	9
7.	Conclusion	. 10
8.	References	. 10
Арр	endix A: Estimates and Proformance Measures	. 11

# 1. SUMMARY

The IATTC port-sampling data are used to determine the species and size composition of the tropical tuna catch, and therefore play a very important role in the current Best Scientific Estimate (BSE) catch estimation methodology. The COVID-19 pandemic generally limited the ability of IATTC port-samplers to collect data in 2020 – 2021, however, the disruption to data collection was greater in some ports than in others. This may have resulted in bias in the BSE of catch composition for 2020 - 2021 because some fleet segments preferentially unload in specific ports. An increase in the 2020 BSE for bigeve tuna (BET) in floating-object (OBJ) sets in 2020, relative to the previous year (SAC 13-03), despite a decrease in OBJ sets (SAC-13-06), and the marked disparity between the 2020 BSE and the reported catches from observers and logbooks for 2020, contributed to a concern about potential bias in the BSE at the 12<sup>th</sup> Meeting of the Scientific Advisory Committee. A study that applied the BSE methodology to data from 2010 – 2019, after simulating a systematic reduction in port-sampling data to match that which occurred in 2020, showed that bias could occur, but that the bias could be either an over-estimation or an under-estimation (SAC-13 INF-L). Therefore, to address the effect of the systematic loss of port-sampling data in 2020-2021 on the BSE, a spatio-temporal model was developed to estimate the port-sampling catch composition from observer (logbook) data for catch estimation strata for which no port-sampling data were available (SAC-13-05). Exploratory analyses showed that observer data (supplemented with logbook data, where necessary) could be used successfully to predict the port-sampling species composition, and that prediction was improved when spatial and temporal covariates were included in the model. The spatiotemporal model performed well in terms of the percent variance explained and normalized prediction error, and the catch estimates from the model were highly correlated with the BSEs for 2010-2019, years for which no systematic data losses occurred. Through simulation, the spatio-temporal model was found to be robust to the type of systematic port-sampling data losses that occurred in 2020 and 2021. One of the reasons for this may be that long-term historical information was incorporated into the spatiotemporal model through an autoregressive process. This spatio-temporal model was used to estimate the catch by species in the OBJ fishery for 2020 and 2021, and the results indicate that the BET catch was overestimated by the BSE methodology by about 12% and 18.2% in 2020 and 2021, respectively. The results for 2021 were preliminary in <u>SAC-13-05</u>, because the 2021 estimates are based on data for 2020, which was also impacted by the pandemic, and possibly in a different manner than that which occurred in 2021. This document updates <u>SAC-13-05</u> with analyses conducted to determine the robustness of the 2021 estimates.

# 2. BACKGROUND

Due to the COVID-19 pandemic, in 2020 - 2021 it was not possible to collect some of the data used to estimate the species and length composition of the tropical tuna catch (yellowfin, bigeye and skipjack) for the purse-seine fleet. Specifically, data collected in port (port-sampling data) were not collected during part of this two-year period in some of the main ports where bigeye tuna (BET) catch is unloaded (landed). As a result, there is concern that the Best Scientific Estimates (BSE) of the species and length composition of the catch for these two years may be biased, particularly for bigeye tuna (SAC-13 INF-L). The fact that the 2020 BSE of the BET catch in floating-object (OBJ) sets increased, relative to the 2019 estimate (SAC-13-03), while the number of OBJ sets in 2020 decreased relative to the number in 2019 (SAC-13-06), has added to concern about bias. Therefore, for 2020 - 2021, modification to the statistical methodology used to estimate the tropical tuna catch composition is likely necessary, placing greater emphasis on other data sources, besides the port-sampling data, in the estimation methodology.

# 2.1 Data sources available for catch composition estimation

There are four primary data sources available with which to estimate the species composition of the purse seine catch of tropical tunas in the eastern Pacific Ocean (EPO): (i) Observer data, (ii) Logbook data (iii) Cannery data, and (iv) Port-sampling data. These data sources differ in their coverage, collection methods, sample sizes, potential biases (both catch amounts and species identification), and the effects of COVID on data collection. A more detailed description of these data sources is provided in Appendix B.

Of the four data sources, the observer and logbook data are the most extensive in terms of spatial and temporal coverage of the fishery. The logbook data are available for all size classes of purse-seine vessels. The logbook data include details of the fishing effort and estimates of the target species catch, but they do not provide information on the size of fish and rely on the fishers to provide information. The observer data have effectively 100% coverage for large purse seiners (IATTC Class-6; > 363 mt fish carrying-capacity) and contain additional information (e.g., bycatch, tuna discards), but are only available for a small fraction of small purse-seine vessels. The observer data provide estimates of the amounts of tuna catch by species in three weight categories ('small': fish < 2.5 kg total weight; 'medium': fish between 2.5 kg and 15 kg; 'large': fish > 15 kg), but not actual measurements of length or weight of individual fish.

Cannery data are principally estimated catch amounts of target species by trip, provided to the IATTC staff by tuna canneries. They do not provide information on exact fishing locations or dates, or on operational characteristics (e.g., purse-seine set type), although information on fishing zones and trip departure and arrival dates are provided. No size information is currently available on the database; some canneries do provide estimates of catch by weight categories, but those categories differ among canneries, making the size information problematic to use for catch composition estimation. Cannery data are not available to the IATTC staff for all trips nor from all canneries. The port-sampling data are collected by IATTC field office staff when purse-seine vessels unload their catch in port and are principally samples of lengths and species composition of the catch stored in individual vessel wells. The data include length measurements to the nearest mm from a sample of fish and counts of species from another independent sample of fish (see appendix in <u>Suter (2010)</u> for details of the sampling protocol). They also include data on the month, area and set type associated with the catch in the well that was sampled. Although the port-sampling data collection protocol is based on 13 sampling areas, since 2000 both the sampling area and the 5° area are available for each sample. Not every trip is sampled by the port-sampling program, and the coverage of trips differs by vessel size class. The coverage in terms of the percentage of wells sampled or percentage of the catch sampled is low.

# 2.2 Current catch composition estimation methodology

Comprehensive and accurate information on the species and size composition of the fleet catch is not available from any one of the four primary data sources. Therefore, these data sources have to be combined to produce the BSE. More information on the BSE statistical methodology used since 2000 to estimate the purse-seine tuna catch composition for the three target tuna species is provided in Appendix C of document <u>SAC-13-05</u> and citations therein. The methodology uses the port-sampling data to estimate the species and size composition of the total catch of tropical tunas by stratum, where strata are defined by area and month of fishing, purse-seine set type and vessel size class category. The estimate of the total purse-seine catch of tropical tunas (sum of catches of yellowfin, bigeye and skipjack) is based on catches from cannery data, if available, otherwise observer data or logbook data are used. This total tropical tuna catch is distributed to strata using observer and logbook data.

Because there are always strata with catch but no port-sampling data (<u>SAC-13 INF-L</u>), species and size composition in some strata are based on port-sampling data from 'neighboring' strata. The 'best' neighboring stratum is determined through a set of hierarchical rules. In general, priority is given to set type. Then priority is given to area or month, depending on the programs being used, and finally vessel size class category. Bias may be introduced by this procedure when the true species and size composition of 'neighboring' strata with port-sampling data are sufficiently different from that of the stratum for which no port-sampling data exist. The possibility of bias is always present, but much more likely when the overall level of port-sampling is very low or catch unloaded in some ports is not sampled for an extended period of time, as was clearly the case in 2020 and 2021 (<u>SAC-13-INF-L</u>).

# 2.3 Overview of statistical approach taken in this study

The overall approach taken in this study was to develop a statistical methodology that would use the portsampling data to 'adjust,' in a statistical manner, the catch composition estimates obtained from the observer and logbook data. There are two reasons for this. First, collection of observer and logbook data was not as severely impacted by the pandemic as was the collection of port-sampling data. Second, as noted above, the observer and logbook data are also more extensive in their spatial and temporal coverage of the fishery, as compared to the port-sampling data. Thus, the goal was to develop an integrated statistical model, which could accommodate multiple sources of variation inherent in the data, so that observer and logbook data could be used to predict the port-sampling catch composition by strata (e.g., by year and set type for specific spatial units), for strata for which no port-sampling data were actually available.

Conditionally Auto Regressive spatio-temporal models (CAR; Besag *et al.* 1991) was the class of integrated statistical models used in this study. These types of models can take advantage of innate spatial and temporal correlation structure in the data and are thus more likely to make reliable estimates when large amounts of data are systematically missing (e.g., for certain ports for many months). The work to date has focused on estimation of the species composition of the catch in OBJ sets because BET is primarily caught in OBJ sets (<u>SAC-13-</u>03) and the systematic loss of port-sampling data caused by the pandemic likely led to bias in the BET OBJ-set BSE (<u>SAC-13 INF-L</u>).

Since the true species composition of the catch is unknown, in this study it was assumed that the goal is to develop a method that will produce catch estimates that are as consistent as possible with those produced by the BSE methodology prior to the pandemic (i.e., prior to 2020). Therefore, not only were standard measures of model performance used to develop the best CAR model, such as percent of variance explained by the model and prediction error, but the new methodology was also evaluated in terms of its ability to match the BSEs for 2000-2019 that are reported in the IATTC Fishery Status Report (e.g., Table A-7 of <u>SAC-13-03</u>).

In this document we present further work on the new methodology to estimate the species composition of the tropical tuna catch, focusing on OBJ sets. First, we describe some of the exploratory analyses used to investigate the relationship between port-sampling and observer species composition estimates. Next, we describe the new integrated statistical methodology developed to estimate the species composition of the catch from both observer (logbook) data and port-sampling data in 2020 and 2021. Then we estimate the potential bias caused by the reduced port sampling in 2020 and 2021 by assuming similar missing data in prior years. We conclude with revised estimates of catch by species for 2020 and 2021.

## 3. DATA EXPLORATORY ANALYSIS

Several types of exploratory analyses, focusing on the data of IATTC Class-6 vessels, were conducted to investigate the relationship between the species composition estimates from port-sampling and those from observer data. First, the magnitude of differences in species catch composition between observer and port-sampling data was evaluated, by strata, using graphical techniques (Figure 1 and 2). Then, multiple regression analyses were carried out to: (i) understand the strength and nature of the relationship between the observer and port-sampling species composition estimates; and (ii) to identify any spatial and temporal structure that may be present in the port-sampling species composition estimates. Further details are in <u>SAC-13-05</u>.

# 4. STATISTICAL SPATIO-TEMPORAL MODELING

In <u>SAC-13-05 Section 4</u>, the CAR spatio-temporal model (Besag *et al.* 1991) implemented in this study is described. This section describes the key aspects of the statistical modeling that were needed to address the data characteristics identified by the exploratory analyses. The details and the 'best' spatio-temporal CAR model and the results related to model fit and prediction performance, as well as estimates of the species composition of the catch, which are compared to the BSEs presented in <u>SAC-13-03</u> are in <u>SAC-13-03</u> are in <u>SAC-13-03</u> are in <u>SAC-13-05</u> Section 4.

The key aspects of the statistical modeling that are needed to address the data characteristics are:

1. The statistical model needs to allow flexibility for spatial pattern (mean at each spatial location) and spatial variation (variance at each spatial location) in the data to change from year to year, all in one integrated model. The presence of spatial pattern implies that observations from units closer to each other are more similar than those from units farther from each other. If there is no spatial pattern and the spatial variance is also constant, for example, the data can be assumed to be distributed randomly in space. However, in the exploratory analyses, it was found that the BET species proportions exhibited spatial pattern and spatial variation that changed over the years. Specifically, the box-and-whisker plots of Figure 5 have different medians and different interquartile ranges, and these values depend on longitude, which suggests that there may be residual spatial pattern and spatial variation after regressing port-sampling proportions on observer proportions.

- 2. The statistical model needs to address data sparsity in space and time. Data sparsity is a function of the spatio-temporal resolution of the data used to fit the model. While statistical models can be fitted to relatively fine-resolution data (e.g., 5°-monthly data), the sparsity of the port-sampling data in space and time, compared to spatio-temporal extent of the catch data (observer, logbook), made such modeling of the port-sampling species proportions problematic in preliminary analyses. An example of spatial data sparsity in the monthly 5° data is shown in Figure 6. One way to address this issue is to aggregate the data in space and time to compensate for low sample sizes in certain areas of the EPO, especially in some years where data were particularly spatially scarce. However, sparsity is still present in the annual data, as shown in Figures 3 4. An additional way to deal with data sparsity is to take advantage of correlation structure within the data, either in space at the same time point, or through time, by incorporating data from multiple years into one model. In this way, the model can take advantage of spatial pattern that is evolving in a correlated manner through time to help mitigate the issue of data sparsity).
- 3. The statistical model must be able to predict for new areal units to be able to estimate species proportions for areal units where port-sampling data were missing in 2020-2021.

After several attempts to develop models using finer-resolution data, e.g., monthly and quarterly data at a 5° spatial resolution, which resulted in models with poor performance (but see Discussion section), it was decided to aggregate the data in time to a yearly resolution and in space to the 13 sampling areas (Figure 7) used in BSE catch estimation methodology (Tomlinson 2002). The spatial aggregation works well in reducing the variability of the proportions – leading to better fitting models, presumably because there are more data points in these larger regions compared that for smaller spatial 'cells'. Thus, spatio-temporal CAR models, described in SAC-13-05 (Section 4), were fitted to the aggregated data to estimate  $p_{kt}$ .

### 4.1 Catch estimation

Once the estimated values for the port-sampling species proportions have been obtained, the next step is to estimate the total catch of a species for OBJ sets for the entire EPO, by year. To estimate the total catch, estimated species proportions,  $p_{ktm}$ , were obtained by spatial region (k), year (t) and vessel size class category (m; Classes 1-5 and Class-6). For Class 1-5 vessels, the CAR models used both observer and logbook data to compute  $q_{ktm}$ , whereas for Class-6 vessels, the  $q_{ktm}$  were based only on observer data. If the total tropical tuna catch for the EPO in year t is given by  $U_t$ , then  $U_t$  is prorated to area and vessel size class category using the proportion of tropical tuna catch within each stratum, as estimated from observer and logbook data. This procedure produces stratum-level estimates of total tropical tuna catch,  $U_{ktm}$ . Then the estimated catch for that stratum for a species is  $U_{ktm} p_{ktm}$ , and the total catch for OBJ sets is obtained as the sum  $C_t = \sum U_{ktm} p_{ktm}$  over the corresponding strata. Once total catch estimates for BET and SKJ are obtained in this way, we obtain the total catch estimate for the YFT by subtracting their sum from the total OBJ catch of tropical tunas of that year. That is,  $C_t YFT = U_t - C_t BET - C_t SKI$ .

### 5. RESULTS

### 5.1. Spatio-temporal modeling

### a) Model parameters

The parameter estimates for the best CAR model for each year are given in <u>Appendix B</u> in <u>SAC-13-05</u> document.

### b) Catch estimates

The catch estimates of each species for OBJ sets based on the best CAR model for each of years 2010-2019 are given in Table 2 in <u>SAC-13-05</u>, and those for 2020 and 2021 are shown separately in Table 1.

# c) Model performance

The results of model performance are summarized in Tables 4 - 5 in <u>SAC-13-05</u>. The proportion variance explained by these models ranges from 74-100%, and is mostly higher than 90%, indicating that the models fit the data well. The normalized prediction errors are mostly small (i.e., less than 1) indicating overall good prediction performance.

# d) Estimated bias

One of the main objectives of this work was to investigate the potential bias in the BSE due to the pandemic-driven port-sampling data loss in 2020-2021. The spatio-temporal CAR models that were developed to be consistent with BSE during non-pandemic years 2010-2019, were found to perform similarly well (see Section 5.3, <u>SAC-13-05</u>) when port-sampling data for some ports for which data were systematically missing 1) in 2020 and 2) in both 2020 and 2021 (<u>SAC-13 INF-L</u>) were excluded in the years prior to 2020 (see Section 5.2). This robustness was taken to indicated that these best spatio-temporal CAR models would likely produce reliable estimates in 2020 -2021. Given this, the bias of the BSE for a particular species was defined as the difference between the BSE estimate and the CAR estimate (Table 1). The estimated bias was greatest for BET (11.9% and 19.3% for 2020 and 2021, respectively) and was lowest for SKJ (0.6% and -5.3% for 2020 and 2021, respectively).

# 5.2. Retrospective analysis of bias

To evaluate the effect of the pandemic-driven loss of port-sampling data on the 2020 OBJ BET BSE, the BSE estimation methodology was run for each of years 2010 - 2019, using all available cannery, observer and logbook data, but with only a subset of the port-sampling data; details of this analysis can be found in <u>SAC-13 INF-L</u>. The results indicate that the systematic pandemic-related loss of port-sampling data in 2020 for ports where much of the EPO BET is estimated to be unloaded may have led to a bias in the OBJ BET BSE. Although the median difference between estimates, with and without the simulated data loss, was close to 0, both negative and positive biases of about 20% or more were seen over the 2010 – 2019 period (Figures 10-11). A similar analysis for 2021 has not yet been completed.

# 5.3. Sensitivity analysis of the best CAR model in 2020 and 2021

To test the sensitivity of the CAR methodology to a systematic loss of port-sampling data in the year for which estimates were desired, a sensitivity analysis with data from 2019 and earlier was conducted, mimicking 1) the 2020 data loss in the year of interest and 2) the 2021 data loss in the year of interest and the 2020 data loss in the previous year to the year of interest. Specifically, in (1) the port-sampling data from the ports of Manta (April-December), Mazatlan (April) and Posorja (April-May) (see <u>SAC-13 INF-L</u> for an explanation of why these ports and time periods were selected) were excluded for the year of interest and the catch totals for that year re-estimated using the same best CAR model. In (2) the port-sampling data from the ports of Manta (April-December), Mazatlan (April) and Posorja (April-May) were excluded for the year of interest and Manta (Feb-July) Guayaquil (Jan-June) were excluded for the year of interest and the catch totals for the year of interest and the catch totals for the year of interest and the catch totals for the year of interest and the catch totals for the year of interest and best CAR model. In (2) the port-sampling data from the ports of Manta (April-December), Mazatlan (April) and Posorja (April-May) were excluded for the year of interest and Manta (Feb-July) Guayaquil (Jan-June) were excluded for the year of interest and the catch totals for that year re-estimated using the same best CAR model. This was done for each of years 2010 – 2019. Comparison of these estimates to the BSEs, and to the CAR estimates based on the full data sets for 2010- 2019, demonstrates that even after excluding some of the port-sampling data, the CAR estimates seem robust, since they are close to the estimates obtained when the data were not excluded (Figure 12, SAC-13-05 and Figure 4).

To further demonstrate the robustness of the CAR estimates, Table 4 shows the correlation coefficients of the CAR estimates for the best model with the BSE (i) when no port-sampling data were excluded, (ii) when some port-sampling data were excluded mimicking the systematic port-sampling data loss in 2020, and (iii) when some port-sampling data were excluded mimicking the systematic port-sampling data loss in 2020 and 2021. The correlation coefficients are similar for (i), (ii) and (iii).

# 6. **DISCUSSION**

To address the systematic loss of port-sampling data from some ports during 2020 - 2021, a lognormal spatio-temporal CAR model was developed to obtain annual estimates of the species composition of the catch in OBJ sets. This modeling approach makes use of the observer (logbook) data, as well as the spatial and temporal structure inherent in the available port-sampling data, to predict the species catch composition for estimation strata for which no port-sampling data were collected. The spatial correlation structure of the CAR model was specifically designed to mimic the spatial dependencies inherent in the current BSE methodology. Thus, this CAR model can be viewed as an extension of the current BSE methodology, one which can take advantage of other data sources to mitigate the normal sparseness of the port-sampling data – a feature exacerbated by the effect of the pandemic on data collection in 2020 - 2021. This CAR model was shown to have good performance in terms of percent variation explained and normalized prediction error, and the annual estimates produced by the CAR model had reasonably high correlation with the 2010-2019 BSEs for OBJ sets. In addition, the estimates of the CAR model were reasonably consistent with the BSE estimates even when trips were excluded systematically in the years prior to 2020 to simulate the pandemic-driven data loss. One of the reasons for this may be that the CAR model incorporated long-term historical information in a structured manner, which may be a reliable method to correct for short-term systematic data loss.

The CAR model was used to estimate the potential 'bias' in the BSE for OBJ sets for 2020 and 2021, for each of the three tropical tuna species. From these results it seems that the BET catch may have been over-estimated by the BSE methodology for the years 2020 and 2021 by 11.9% and 19.3%, respectively. This percent bias for BET was much higher than the differences between the BSE and the CAR estimates in 2010-2019, years for which no bias in the BSE would be expected because there was no systematic loss of port-sampling data. In contrast, the 'bias' values for YFT and SKJ for 2020 and 2021 were within the range of values obtained for the earlier years, i.e., 2010 - 2019. This suggests that, of the three species' estimates for 2020 – 2021, those for BET were the most likely to have been impacted by pandemic-related data loss.

The pandemic appears to have had less of an impact on the fishery and sampling in 2021, as compared to 2020. The number of OBJ sets and fishing capacity increased in 2021 compared to 2020 (SAC-13-06) as did the number of wells sampled by the port sampling (there were 447 well samples used in the analysis for 2020 and 611 for 2021). However, despite the increase in fishing effort, the BSE estimate of bigeye tuna catch decreased (SAC-13-06). In addition, the estimated bias in the BSE estimates for BET were about the same as in 2020 and 2021, despite the increase in wells sampled by the port-sampling program. There may be several reasons for these unexpected changes. The retrospective analysis of the BSE catch estimates showed that there may be bias in the BSE estimates in the case of systematic data loss, but there could be both over and under estimation of catch in different years. In addition, the time series nature of the CAR estimator means that the 2020 port-sampling data, which had significant data gaps for some ports, were used in the estimation of the 2021 catch composition (although, to compensate for this a longer time series was used). Other factors such as bigeye tuna abundance could also impact the estimates.

# 7. CONCLUSION

- The COVID-19 pandemic limited the ability of port samplers to take samples, resulting in a reduction in OBJ-set samples for 2020 and 2021 of 66% and 35%, respectively, compared to 2019.
- The port sampling data are used to calculate the species and size composition of the catch, and therefore play a very important role in the current BSE catch estimation methodology.
- Port-sampling data collection was disrupted by the pandemic in some ports more than others and this may result in bias in the estimates of catch by species because certain fleet segments preferentially unload in specific ports.
- Applying the same systematic reduction in sampling by port to the data of years prior to 2020 showed that bias could occur, but that the bias could be either an over-estimation or an under-estimation (SAC-13 INF-L).
- Exploratory analysis showed that observer data (supplemented with logbook data, where necessary) could be used successfully to predict the port-sampling species composition, and that prediction was improved when spatial and temporal covariates were included in the model.
- A spatio-temporal model was developed to estimate the port-sampling species proportions from observer (logbook) data in catch estimation strata for which port-sampling data were not available.
- Using the spatio-temporal model to estimate the catch composition of earlier years (2010-2019), after simulating the same systematic reduction in port-sampling data that occurred 1) in 2020 and 2) in both 2020 and 2021 showed that the catch composition estimates from the spatio-temporal model were robust to systematic port-sampling data loss for the year for which catch estimates were desired.
- The spatio-temporal model was used to estimate the catch by species in the OBJ fishery for 2020 and 2021, and the results indicated that the BET catch was overestimated by about 12% and 18.2% for 2020 and 2021 respectively.

# 8. REFERENCES

Besag J, York J, Mollié A (1991). "Bayesian Image Restoration with Two Applications in Spatial Statistics." Annals of the Institute of Statistics and Mathematics, **43**, 1–59.

Lennert-Cody, C.E., Maunder, M. N., Majumdar, A. (2022). "The effect of pandemic-related portsampling data loss on the purse-seine catch estimate of bigeye tuna in floating object sets." SAC-13 INF-L, IATTC Scientific Advisory Committee, 13<sup>th</sup> meeting.

Majumdar, A., Lennert-Cody, C. E., Maunder, M. N., Aires-da-Silva, A. (2022). "Investigation of potential bias on the tropical tuna catch estimates caused by the COVID-19 pandemic." SAC-13-05, IATTC Scientific Advisory Committee, 13<sup>th</sup> meeting.

Suter, J. M. (2010). `` An evaluation of the area stratification used for sampling tunas in the eastern Pacific Ocean and implications for estimating total annual catches." Special Report 18, IATTC.

R Core Team 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.



### APPENDIX A: ESTIMATES AND PERFORMANCE MEASURES ANEXO A: ESTIMACIONES Y MEDIDAS DE DESEMPEÑO

**FIGURE 1.** Scatter plots of the observer versus the port-sampling proportions for BET at a resolution of 5°area x month, for 2010 – 2021, plotted for `cells' that had both port-sampling and observer data. Red dots: OBJ sets; black dots: NOA sets; and blue dots: DEL sets.

**FIGURA 1.** Diagramas de dispersión de las proporciones de observadores frente a las proporciones de muestreo en puerto para BET en una resolución de área de 5° por mes, para 2010–2021, trazados para "celdas" que tenían datos de muestreo en puerto y de observadores. Puntos rojos: lances OBJ; puntos negros: lances NOA; puntos azules: lances DEL.



**FIGURE 2.** Annual maps of differences between port-sampling and observer proportions  $(p_{kt} - q_{kt})$  for BET (Class-6 OBJ), at a 5° resolution. The black color indicates 5° areas for which port-sampling data were unavailable.

**FIGURA 2.** Mapas anuales de las diferencias entre las proporciones de muestreo en puerto y las proporciones de observadores  $(p_{kt} - q_{kt})$  para BET (OBJ clase 6), en una resolución de 5°. El color negro indica áreas de 5° para las que no se disponía de datos de muestreo en puerto.



**FIGURE 3.** Port-sampling proportions of BET OBJ (monthly) for years 2010-2021 for various ports. The black line stands for 2021 port-sampling proportions BET OBJ.

**FIGURA 3.** Proporciones de muestreo en puerto de BET en lances OBJ (mensual) para los años 2010-2021 para varios puertos. La línea negra representa las proporciones de muestreo en puerto de BET en lances OBJ en 2021.



CAR estimates-Estimaciones CAR

**FIGURE 4.** The CAR estimates with no port-sampling data excluded (on the x-axis) *versus* the CAR estimates for 2010-2019 with some data excluded: (a) BET (upper left panel); (b) SKJ (upper right panel); and, (c) YFT (lower left panel).

**FIGURA 4.** Las estimaciones CAR sin datos de muestreo en puerto excluidos (en el eje 'x') versus las estimaciones CAR para 2010-2019 con algunos datos excluidos: (a) BET (panel superior izquierdo); (b) SKJ (panel superior derecho); y, (c) YFT (panel inferior izquierdo).

**TABLE 1.** OBJ catch estimates of BET, YFT, SKJ (metric tons) for 2020-2021 based on the `best' CAR model. The BSE values were taken from Table A-7 of SAC-14-03.

**TABLA 1.** Estimaciones de captura de BET, YFT, SKJ en lances OBJ (toneladas métricas) para 2020-2021 basadas en el 'mejor' modelo CAR. Los valores BSE se tomaron de la Tabla A-7 del documento SAC-14-03.

Estimated values	2020 CAR	2020 BSE	2021 CAR	2021 BSE
BET	69,901	78,208	48,087	57,391
SKJ	190,243	191,399	239,692	227,028
YFT	53,924	44,461	60,701	66,542

**TABLE 2.** Absolute (in metric tons) and percent bias of the BSE in 2020-2021 as estimated from the best CAR model. Bias is defined as the BSE minus the CAR estimate.

**TABLA 2.** Sesgo absoluto (en toneladas métricas) y porcentual de la BSE en 2020-2021 según la estimación del mejor modelo CAR. El sesgo se define como la estimación BSE menos la estimación CAR.

Bias	2020	2021
BET	8,307 (11.9%)	9,304 (19.3%)
SKJ	1,156 (0.6%)	-12,664 (-5.3%)
YFT	-9,463 (-17.5%)	5,841 (9.6%)

**TABLE 3.** OBJ estimates for BSE program divided by CAR model, for 2020-2021 for the three species of tuna.

**TABLA 3.** Estimaciones OBJ del programa BSE divididas por el modelo CAR, para 2020-2021, para las tres especies de atunes.

Ratio	2020	2021
BET	1.12	1.19
SKJ	1.01	0.95
YFT	0.82	1.1

**TABLE 4.** Correlation of BSE with the best CAR models for the three tuna species in 2010-2019.**TABLA 4.** Correlación de la BSE con los mejores modelos CAR para las tres especies de atunes en 2010-2019.2019.

Correlation coefficients	2010-2019 BET	2010-2019 SKJ	2010-2019 YFT
Best CAR model	0.78	0.98	0.95
Best CAR model with trips excluded mimicking 2020 pandemic data loss situation	0.73	0.98	0.92
Best CAR model with trips excluded mimicking 2020, 2021 pandemic data loss situation	0.68	0.95	0.91

# POSIBLE SESGO EN LAS ESTIMACIONES DE LA CAPTURA DE ATUNES TROPICALES DE 2020 Y 2021 COMO RESULTADO DE LA PANDEMIA DE COVID-19: ACTUALIZACIÓN

Anandamayee Majumdar, Cleridy E. Lennert-Cody y Mark N. Maunder

#### ÍNDICE

1.	Resumen	. 17
2.	Antecedentes	. 18
3.	Análisis exploratorio de los datos	. 20
4.	Modelado espaciotemporal estadístico	. 21
5.	Resultados	. 22
6.	Discusión	. 24
7.	Conclusión	. 25
8.	Referencias	. 26
Ane	xo A: Estimaciones y medidas de desempeño	. 11

### 1. RESUMEN

Los datos de muestreo en puerto de la CIAT se utilizan para determinar la composición por especie y talla de la captura de atunes tropicales y, por ende, desempeñan un papel sumamente importante en la metodología que se emplea actualmente para determinar la Mejor Estimación Científica (BSE, por sus siglas en inglés) de la captura. La pandemia de COVID-19 limitó de manera general la capacidad de los muestreadores en puerto de la CIAT para recolectar datos en 2020 y 2021, pero el impacto sobre la recolección de datos fue mayor en algunos puertos que en otros, lo cual pudo haber provocado un sesgo en la BSE de la composición de la captura en 2020-2021 debido a que algunos segmentos de la flota suelen descargar en puertos específicos. El aumento en la BSE de 2020 para el atún patudo (BET) en lances sobre objetos flotantes (OBJ) en 2020 respecto del año anterior (SAC-13-03), pese a una disminución en el número de lances OBJ (SAC-13-06), así como la notable disparidad entre la BSE de 2020 y las capturas notificadas por los observadores y en las bitácoras para 2020, contribuyeron a una preocupación sobre el sesgo potencial en la BSE en la 12ª Reunión del Comité Científico Asesor. Un estudio reciente en el que se aplicó la metodología BSE a datos de 2010 a 2019, tras simular una reducción sistemática en los datos de muestreo en puerto acorde con la reducción que se produjo en 2020, mostró que un sesgo era posible pero que podía producir tanto una sobreestimación como una subestimación (SAC-13 INF-L). Por lo tanto, para abordar el efecto de la pérdida sistemática de datos de muestreo en puerto en 2020 y 2021 sobre la BSE, se desarrolló un modelo espaciotemporal para estimar la composición de la captura correspondiente al muestreo en puerto a partir de datos de observadores (de bitácora) para la estimación de la captura de los estratos para los que no se disponía de datos de muestreo en puerto (SAC-13-05). Análisis exploratorios demostraron que se podían utilizar datos de observadores (complementados por datos de bitácora, cuando fuera necesario) para predecir exitosamente la composición por especie del muestreo en puerto y que se lograba mejorar la predicción cuando se incluían covariables espaciales y temporales en el modelo. El modelo espaciotemporal funcionó bien en términos de porcentaje de varianza explicada y error de predicción normalizado y las estimaciones de captura arrojadas por el modelo mostraron un alto grado de correlación con las BSE de 2010 a 2019, años en los que no se produjeron pérdidas sistemáticas de datos. A través de la simulación, se determinó que el modelo espaciotemporal era robusto

ante el tipo de pérdida sistemática de datos de muestreo en puerto que se produjo en 2020. Esto podría deberse a que se incorporó información histórica de largo plazo al modelo espaciotemporal a través de un proceso autorregresivo. Este modelo espaciotemporal se utilizó para estimar la captura por especie en la pesquería OBJ para 2020 y 2021 y los resultados indican que la captura de BET fue sobreestimada por la metodología BSE en un 12% y 18.2% aproximadamente en 2020 y 2021, respectivamente. Los resultados para 2021 eran preliminares en <u>SAC-13-05</u> ya que las estimaciones de 2021 se basaron en datos de 2020, un año que también se vio afectado por la pandemia y quizás de una manera distinta al impacto que se vivió en 2021. El presente documento actualiza el documento <u>SAC-13-05</u> con los análisis realizados para determinar la robustez de las estimaciones de 2021.

# 2. ANTECEDENTES

Debido a la pandemia de COVID-19, en 2020-2021 no fue posible recolectar algunos de los datos utilizados para estimar la composición por especie y talla de la captura de atunes tropicales (aleta amarilla, patudo y barrilete) para la flota cerquera. Específicamente, no se recolectaron los datos que se recolectan en puerto (es decir, los datos de muestreo en puerto) durante parte de ese periodo de dos años en algunos de los principales puertos donde se descarga la captura de atún patudo (BET). En consecuencia, se teme que pueda existir sesgo en las Mejores Estimaciones Científicas (BSE) de la composición por especie y talla de la captura en esos dos años, particularmente para el atún patudo (SAC-13 INF-L). El hecho de que haya aumentado la BSE de 2020 para la captura de BET en lances sobre objetos flotantes (OBJ), respecto de la estimación de 2019 (SAC-13-03), mientras que el número de lances OBJ en 2020 disminuyó respecto de la cifra de 2019 (SAC-13-06), ha contribuido a la preocupación sobre el sesgo. Por lo tanto, para 2020-2021, probablemente resulte necesario modificar la metodología estadística utilizada para estimar la composición de la captura de atunes tropicales, para dar mayor importancia a otras fuentes de datos, distintas a los datos de muestreo en puerto, en la metodología de la estimación.

# 2.1 Fuentes de datos disponibles para estimar la composición de las capturas

Existen cuatro fuentes de datos primarias con las que se puede estimar la composición por especie de la captura cerquera de atunes tropicales en el Océano Pacífico oriental (OPO): (i) datos de observadores, (ii) datos de bitácora, (iii) datos de enlatadoras y (iv) datos de muestreo en puerto. Estas fuentes de datos difieren en su cobertura, métodos de recolección, tamaños de muestra y sesgos potenciales (tanto en las cantidades de las capturas como en la identificación de especies) y en los efectos de COVID sobre la recolección de datos. Se describen con mayor detalle estas fuentes de datos en el Anexo B.

De las cuatro fuentes de datos, los datos de observadores y bitácora son los más extensos en términos de cobertura espacial y temporal de la pesquería. Se dispone de datos de bitácora para todas las clases de tamaño de buques cerqueros. Los datos de bitácora incluyen detalles sobre el esfuerzo de pesca y las estimaciones de la captura de especies objetivo, pero no informan sobre la talla de los peces y se depende de los pescadores para proporcionar información. Los datos de observadores ofrecen efectivamente un 100% de cobertura para los buques cerqueros grandes (clase 6 de la CIAT; > 363 mt de capacidad de acarreo) y contienen información adicional (por ejemplo, captura incidental, descartes de atún), pero solamente se cuenta con estos datos para una pequeña fracción de los buques cerqueros pequeños. Los datos de observadores de atún por especie en tres categorías de peso ("pequeños": peces con un peso total < 2.5 kg; "medianos": peces con un peso total > 15 kg), pero no dan medidas reales de la talla o peso de peces individuales.

Los datos de enlatadoras consisten principalmente en estimaciones de la cantidad de capturas de especies objetivo por viaje, comunicadas al personal de la CIAT por las enlatadoras de atún. No proporcionan

información sobre las fechas y lugares exactos de pesca, ni sobre características operacionales (por ejemplo, el tipo de lance cerquero), aunque sí se proporciona información sobre las zonas de pesca y las fechas de salida y llegada de los viajes. No se dispone actualmente de información sobre la talla en la base de datos; algunas enlatadoras sí proporcionan estimaciones de captura por categorías de peso, pero las categorías difieren entre las enlatadoras, por lo que resulta problemático utilizar la información sobre la talla en las estimaciones de la composición de las capturas. El personal de la CIAT no dispone de datos de enlatadoras para todos los viajes, ni para todas las enlatadoras. Los datos de muestreo en puerto son recolectados por el personal de las oficinas regionales de la CIAT cuando los buques cerqueros descargan su captura en puerto y consisten principalmente en muestras de tallas y composición por especie de la captura almacenada en las bodegas de buques individuales. Los datos incluyen medidas de longitud al mm más cercano de una muestra de peces y conteos de especies de otra muestra independiente de peces (ver anexo en Suter (2010) para conocer los detalles del protocolo de muestreo). También incluyen datos sobre el mes, el área y el tipo de lance asociado a la captura en la bodega muestreada. A pesar de que el protocolo de recolección de datos de muestreo en puerto se basa en 13 áreas de muestreo, desde 2000 se dispone tanto del área de muestreo como del área de 5° para cada muestra. El programa de muestreo en puerto no muestrea todos los viajes y la cobertura de los viajes difiere según la clase de tamaño de los buques. En términos de porcentaje de bodegas muestreadas o porcentaje de las capturas muestreadas, la cobertura es baja.

## 2.2 Metodología actual para estimar la composición de las capturas

Ninguna de las cuatro fuentes de datos primarias proporciona información completa y precisa sobre la composición por especie y talla de la captura de la flota. Por lo tanto, es necesario combinar estas fuentes de datos para producir la BSE. En el Anexo C del documento <u>SAC-13-05</u>, así como en el material citado en dicho anexo, se puede consultar más información sobre la metodología estadística de la BSE que se emplea desde 2000 para estimar la composición de las capturas cerqueras para las tres especies objetivo de atún. La metodología consiste en un enfoque hacia la estimación de captura basado en diseño, a diferencia de un enfoque basado en modelos. La metodología emplea los datos de muestreo en puerto para estimar la composición por especie y talla de la captura total de atunes tropicales por estratos que se definen por área y mes de pesca, tipo de lance cerquero y clase de tamaño de buque. La estimación de la captura cerquera total de atunes tropicales (la suma de las capturas de aleta amarilla, patudo y barrilete) se basa en las capturas de los datos de enlatadoras, en caso de estar disponibles; de lo contrario, se utilizan datos de observadores o datos de bitácora. Esta captura total de atunes tropicales se distribuye en estratos a partir de los datos de observadores y de bitácora.

Debido a que siempre existen estratos con captura pero no sin datos de muestreo en puerto (<u>SAC-13 INF-</u>L), en algunos estratos la composición por especie y talla se basa en los datos de muestreo en puerto de estratos "vecinos". El "mejor" estrato vecino se determina a través de un conjunto de reglas jerárquicas. En general, se da prioridad al tipo de lance y luego al área o al mes, según los programas utilizados, y finalmente a la clase de tamaño de los buques. Este procedimiento puede introducir sesgo si la verdadera composición por especie y talla de los estratos vecinos, para los que sí existen datos de muestreo en puerto. Siempre existe la posibilidad de sesgo, pero es mucho más probable cuando el nivel general de muestreo en puerto es muy bajo o cuando se deja de muestrear la captura descargada en algunos puertos por un periodo de tiempo prolongado, como claramente sucedió en 2020 y 2021 (<u>SAC-13 INF-L</u>).

### 2.3 Información general sobre el enfoque estadístico adoptado en este estudio

El enfoque general adoptado en el presente estudio consistió en desarrollar una metodología estadística que utilizara los datos de muestreo en puerto para "ajustar", de manera estadística, las estimaciones de composición de capturas obtenidas a partir de los datos de observadores y de bitácora. Eso se debe a dos

razones. Primero, la recolección de datos de observadores y de bitácora no se vio tan afectada por la pandemia como la recolección de datos de muestreo en puerto. En segundo lugar, como ya se ha señalado, los datos de observadores y de bitácora también son más extensos en su cobertura espacial y temporal de la pesquería, en comparación con los datos de muestreo en puerto. Por ende, nos propusimos desarrollar un modelo estadístico integrado que pudiera dar cabida a múltiples fuentes de variación inherentes en los datos, de modo que pudieran utilizarse los datos de observadores y de bitácora para predecir la composición de la captura de muestreo en puerto por estrato (por ejemplo, por año y tipo de lance para unidades espaciales específicas), para los estratos para los que no se disponía de datos de muestreo en puerto.

En este estudio se utilizaron modelos espaciotemporales condicionalmente autorregresivos (CAR; Besag *et al.*, 1991) como tipo de modelo estadístico integrado. Estos modelos son capaces de aprovechar la estructura de correlación espacial y temporal innata en los datos y por lo tanto tienen mayores probabilidades de ofrecer estimaciones fiables cuando faltan sistemáticamente grandes cantidades de datos (por ejemplo, para ciertos puertos durante muchos meses). El trabajo realizado hasta la fecha se centra en la estimación de la composición por especie de las capturas en lances OBJ porque BET se pesca principalmente en lances OBJ (<u>SAC-13-03</u>) y porque la pérdida sistemática de datos de muestreo en puerto provocada por la pandemia probablemente haya producido un sesgo en la BSE de la captura de BET en lances OBJ (<u>SAC-13 INF-L</u>).

Debido a que se desconoce la verdadera composición por especie de las capturas, en este estudio supusimos que el objetivo consiste en desarrollar un método capaz de producir estimaciones de captura lo más congruentes posible con las producidas por la metodología BSE antes de la pandemia (es decir, antes de 2020). Por lo tanto, no solamente se emplearon medidas estándar de desempeño de modelos para desarrollar el mejor modelo CAR, tales como el porcentaje de varianza explicada por el modelo y el error de predicción, sino que también se evaluó la nueva metodología en términos de su capacidad para igualar las BSE para 2000-2019, comunicadas en el *Informe de la Situación de la Pesquería* de la CIAT (por ejemplo, Tabla A-7 de <u>SAC-13-03</u>).

En este documento, presentamos trabajo sobre una nueva metodología para estimar la composición por especie de la captura de atunes tropicales, centrándonos en los lances OBJ. En primer lugar, describimos los análisis exploratorios empleados para investigar la relación entre las estimaciones de composición por especie provenientes del muestreo en puerto y las realizadas por observadores. Después, describimos la nueva metodología estadística integrada que fue desarrollada para estimar la composición por especie de las capturas a partir de datos de observadores (bitácora) y datos de muestreo en puerto en 2020 y 2021. Posteriormente, estimamos el posible sesgo causado por la reducción del muestreo en puerto en 2020 y 2021 suponiendo una pérdida de datos similar en años anteriores. Concluimos con estimaciones revisadas de la captura por especie para 2020 y 2021.

### 3. ANÁLISIS EXPLORATORIO DE LOS DATOS

Se realizaron diversos tipos de análisis exploratorios, centrados en los datos correspondientes a los buques de clase 6 de la CIAT, para investigar la relación entre las estimaciones de composición por especie de los datos de muestreo en puerto y las de los datos de observadores. Primero, se evaluó la magnitud de las diferencias en la composición por especie de las capturas entre los datos de observadores y los datos de muestreo en puerto, por estrato, mediante técnicas gráficas (Figuras 1 y 2). Luego, se llevaron a cabo análisis de regresión múltiple con el fin de (i) entender la fuerza y la naturaleza de la relación entre las estimaciones de composición por especie de observadores y del muestreo en puerto y de (ii) identificar cualquier estructura espacial y temporal que pudiera estar presente en las estimaciones de composición por especie.

# 4. MODELADO ESPACIOTEMPORAL ESTADÍSTICO

En la Sección 4 del documento <u>SAC-13-05</u>, se describe el modelo espaciotemporal CAR (Besag *et al.*, 1991) implementado en el presente estudio. Esta sección describe los aspectos clave del modelado estadístico que resultaron necesarios para tratar las características de los datos identificadas en los análisis exploratorios. Los detalles y el "mejor" modelo CAR espaciotemporal y los resultados relacionados con el ajuste del modelo y su desempeño de predicción, así como las estimaciones de la composición por especie de la captura, mismas que se comparan con las BSE presentadas en <u>SAC-13-03</u>, pueden consultarse en la Sección 4 del documento <u>SAC-13-05</u>.

Los aspectos clave del modelado estadístico que fueron necesarios para tratar las características de los datos son los siguientes:

- 1. El modelo estadístico tiene que ofrecer flexibilidad para que el patrón espacial (la media en cada lugar espacial) y la variación espacial (la varianza en cada lugar espacial) de los datos puedan cambiar de un año a otro, en un único modelo integrado. La presencia de un patrón espacial significa que las observaciones de unidades más cercanas guardan más similitud que aquéllas de unidades más alejadas. Si no existe un patrón espacial y la varianza espacial también es constante, por ejemplo, se puede suponer que los datos se distribuyen en el espacio de manera aleatoria. Sin embargo, en los análisis exploratorios, se encontró que las proporciones de especies BET mostraban un patrón espacial y variación espacial que cambiaban a lo largo de los años. En concreto, las gráficas de caja y bigote de la Figura 5 tienen medianas diferentes y rangos intercuartiles diferentes y estos valores dependen de la longitud, lo cual sugiere la posible existencia de un patrón espacial y variación espacial residuales después de la regresión de las proporciones de muestreo en puerto sobre las proporciones de observadores.
- 2. El modelo estadístico debe atender la escasez de datos en el espacio y en el tiempo. La escasez de datos es una función de la resolución espaciotemporal de los datos utilizados para ajustar el modelo. A pesar de que los modelos estadísticos pueden ajustarse a datos de resolución relativamente fina (por ejemplo, datos mensuales por área de 5°), la escasez de los datos de muestreo en puerto en el espacio y en el tiempo, en comparación con la extensión espaciotemporal de los datos de captura (de observadores, de bitácora), dificultó este tipo de modelado de las proporciones de especies de muestreo en puerto en los análisis preliminares. En la Figura 6 se muestra un ejemplo de la escasez de datos espaciales en los datos mensuales por área de 5°. Una manera de abordar este problema consiste en agrupar los datos en el espacio y en el tiempo para compensar los bajos tamaños de muestra en determinadas áreas del OPO, especialmente en algunos años en los que los datos eran particularmente escasos espacialmente. Sin embargo, aún existe escasez en los datos anuales, tal como lo muestran las Figuras 3 y 4. Otra forma de hacer frente a la escasez de datos consiste en aprovechar la estructura de correlación dentro de los datos, ya sea en el espacio en el mismo punto temporal, o a través del tiempo, mediante la incorporación de datos de varios años en un solo modelo. Así, el modelo puede aprovechar el patrón espacial que evoluciona de manera correlacionada a través del tiempo para ayudar a mitigar el problema de la escasez de datos.
- 3. El modelo estadístico debe poder realizar predicciones para nuevas unidades de área para poder estimar las proporciones de especies para unidades de área donde faltaron datos de muestreo en puerto en 2020-2021.

Tras varios intentos de desarrollar modelos con datos de resolución más fina, por ejemplo datos mensuales y trimestres con una resolución espacial de 5°, lo cual arrojó modelos de desempeño deficiente (pero ver la sección de Discusión), se decidió agrupar los datos en el tiempo a una resolución anual, así

como en el espacio, en las 13 áreas de muestreo (Figura 7) utilizadas en la metodología BSE para estimar la captura (Tomlinson, 2002). La agrupación espacial reduce bien la variabilidad de las proporciones, lo que produce modelos de mejor ajuste, presumiblemente porque existen más puntos de datos en estas regiones más grandes que en las "celdas" espaciales más pequeñas. Así, los modelos CAR espaciotemporales, que se describen en la Sección 4 del documento <u>SAC-13-05</u>, se ajustaron a los datos agrupados para estimar  $p_{kt}$ .

# 4.1 Estimación de la captura

Una vez que se han obtenido los valores estimados para las proporciones de especies del muestreo en puerto, el siguiente paso consiste en estimar la captura total de una especie para lances OBJ para todo el OPO, por año. Para estimar la captura total, se obtuvieron estimaciones de las proporciones de especies,  $p_{ktm}$ , por región espacial (k), año (t) y categoría de tamaño de buque (m; clases 1 a 5 y clase 6). Para los buques de clases 1 a 5, los modelos CAR utilizaron datos tanto de observadores como de bitácora para calcular  $q_{ktm}$ , mientras que para buques de clase 6, los valores de  $q_{ktm}$  se basaron únicamente en datos de observadores. Si la captura total de atunes tropicales en el OPO en el año t viene dada por  $U_t$ , entonces  $U_t$  se prorratea al área y a la categoría de tamaño de buque utilizando la proporción de captura de atunes tropicales dentro de cada estrato, según las estimaciones realizadas a partir de datos de observadores y de bitácora. Este procedimiento produce estimaciones a nivel de estrato de la captura total de atunes tropicales,  $U_{ktm}$ . Luego la captura estimada para dicho estrato y para alguna especie es  $U_{ktm} p_{ktm}$  y la captura total de los lances OBJ se obtiene como la suma  $C_t = \sum U_{ktm} p_{ktm}$  sobre los estratos correspondientes. Una vez que se han obtenido las estimaciones de la captura total de BET y SKJ de esta manera, obtenemos la estimación de la captura total para YFT al restar la suma de estos dos valores a la captura total OBJ de atunes tropicales del año correspondiente. Es decir,  $C_{t_VFT} = U_t - C_{t_SKJ}$ .

# 5. **RESULTADOS**

# 5.4. Modelado espaciotemporal

### a) Parámetros de modelos

Las estimaciones de parámetros para el mejor modelo CAR para cada año se presentan en el Anexo B del documento <u>SAC-13-05</u>.

### b) Estimaciones de captura

Las estimaciones de captura de cada especie para los lances OBJ, que se basan en el mejor modelo CAR para cada uno de los años de 2010 a 2019, se presentan en la Tabla 2 del documento <u>SAC-13-05</u>, y las de 2020 y 2021 se muestran por separado en la Tabla 1.

### c) Desempeño del modelo

Los resultados del desempeño de los modelos se resumen en las Tablas 4 y 5 del documento <u>SAC-13-05</u>. La proporción de la varianza explicada por estos modelos oscila entre el 74% y el 100% y es mayoritariamente superior al 90%, lo cual indica que los modelos se ajustan bien a los datos. Los errores de predicción normalizados son en su mayoría pequeños (es decir, inferiores a 1), lo cual indica un buen desempeño de predicción general.

# d) Sesgo estimado

Uno de los principales objetivos de este trabajo era investigar el sesgo en la BSE a consecuencia de la pérdida de datos de muestreo en puerto provocada por la pandemia en 2020 y 2021. Se determinó que los modelos CAR espaciotemporales que se desarrollaron para mantener congruencia con la BSE en los años sin pandemia de 2010 a 2019 tuvieron un desempeño similar (ver Sección 5.3, <u>SAC-13-05</u>) cuando se

excluyeron, en los años anteriores a 2020, datos de muestreo en puerto correspondientes a algunos puertos para los que faltaron sistemáticamente datos 1) en 2020 y 2) tanto en 2020 como en 2021 (<u>SAC-13 INF-L</u>) (ver Sección 5.2). Esta robustez se interpretó como una indicación de que estos mejores modelos CAR espaciotemporales probablemente produzcan estimaciones fiables para 2020 y 2021. Dado todo lo anterior, el sesgo de la BSE para una especie determinada se definió como la diferencia entre la estimación BSE y la estimación CAR (Tabla 1). El sesgo estimado fue mayor para BET (11.9% y 19.3% para 2021 y 2021, respectivamente) y fue más bajo en el caso de SKJ (0.6% y -5.3% para 2020 y 2021, respectivamente).

# 5.5. Análisis retrospectivo del sesgo

Con el fin de evaluar el efecto de la pérdida de datos de muestreo en puerto, provocada por la pandemia, sobre la BSE de la captura de BET en lances OBJ en 2020, se ejecutó la metodología de estimación BSE para cada uno de los años de 2010 a 2019, utilizando todos los datos de enlatadoras, de observadores y de bitácora disponibles, pero con solo un subconjunto de los datos de muestreo en puerto; se pueden consultar los detalles de este análisis en <u>SAC-13 INF-L</u>. Los resultados indican que la pérdida sistemática de datos de muestreo en puerto en 2020, asociada a la pandemia, en puertos donde se estima que se descarga gran parte del BET del OPO, pudo haber provocado un sesgo en la BSE de la captura de BET en lances OBJ. Aunque la diferencia mediana entre las estimaciones, con y sin la simulación de la pérdida de datos, fue cercana a 0, se observaron sesgos tanto negativos como positivos de un 20% aproximadamente durante el periodo de 2010 a 2019 (Figuras 10 y 11). Aún no se ha realizado un análisis similar para 2021.

# 5.6. Análisis de sensibilidad del mejor modelo CAR en 2020

Con el fin de probar la sensibilidad de la metodología CAR a la pérdida sistemática de datos de muestreo en puerto en el año para el que se desean obtener estimaciones, se realizó un análisis de sensibilidad con datos de 2019 y años anteriores, imitando 1) la pérdida de datos de 2020 en el año de interés y 2) la pérdida de datos de 2021 en el año de interés y la pérdida de datos de 2020 en el año anterior al año de interés. Específicamente, en (1) se procedió a excluir los datos de muestreo en puerto provenientes de los puertos de Manta (abril-diciembre), Mazatlán (abril) y Posorja (abril-mayo) (ver SAC-13 INF-L para conocer las razones por las que se seleccionaron estos puertos y periodos de tiempo) para el año de interés y se reestimaron los totales de captura para dicho año utilizando el mismo mejor modelo CAR. En (2) los datos de muestreo en puerto de los puertos de Manta (abril-diciembre), Mazatlán (abril) y Posorja (abril-mayo) se excluyeron para el año anterior al año de interés y Manta (febrero-julio) y Guayaquil (enero-junio) se excluyeron para el año de interés (ver Figura 3 para conocer las razones por las que se seleccionaron estos puertos y periodos de tiempo) se excluyeron para el año de interés y se reestimaron los totales de captura para dicho año utilizando el mismo mejor modelo CAR. Se siguió el procedimiento anterior para cada uno de los años de 2010 a 2019. La comparación de estas estimaciones con las BSE y con las estimaciones CAR basadas en los conjuntos de datos completos para 2010-2019 demuestra que incluso después de excluir algunos de los datos de muestreo en puerto, las estimaciones CAR parecen robustas ya que están próximas a las estimaciones obtenidas cuando los datos no se excluyeron (Figura 12 SAC-13-05 y Figura 4).

Para demostrar todavía más la robustez de las estimaciones CAR, la Tabla 4 muestra los coeficientes de correlación de las estimaciones CAR para el mejor modelo con la BSE (i) cuando no se excluyeron datos de muestreo en puerto, (ii) cuando se excluyeron algunos datos de muestreo en puerto imitando la pérdida sistemática de datos de muestreo en puerto en 2020, y (iii) cuando se excluyeron algunos datos de muestreo en puerto imitando la pérdida sistemática de datos de muestreo en puerto imitando la pérdida sistemática de datos de muestreo en puerto en 2020, y (iii) cuando se excluyeron algunos datos de muestreo en puerto imitando la pérdida sistemática de datos de muestreo en puerto en 2020 y 2021. Los coeficientes de correlación son muy similares para (i), (ii) y (iii).

### 6. DISCUSIÓN

Para hacer frente a la pérdida sistemática de datos de muestreo en puerto de algunos puertos durante 2020 y 2021, se desarrolló un modelo CAR espaciotemporal lognormal para obtener estimaciones anuales de la composición por especie de la captura en los lances OBJ. Este enfoque de modelado hace uso de los datos de observadores (de bitácora), así como de la estructura espacial y temporal inherente a los datos de muestreo en puerto disponibles, para predecir la composición por especie de las capturas para estratos de estimación para los que no se recolectaron datos de muestreo en puerto. La estructura de correlación espacial del modelo CAR fue diseñada específicamente para imitar las dependencias espaciales inherentes a la metodología BSE actual. Así, este modelo CAR se puede ver como una extensión de la metodología BSE actual, capaz de aprovechar otras fuentes de datos para mitigar la escasez normal de los datos de muestreo en puerto, un aspecto que se vio exacerbado por el impacto de la pandemia sobre la recolección de datos en 2020 y 2021. Este modelo CAR demostró un buen desempeño en términos de porcentaje de variación explicada y error de predicción normalizado y además las estimaciones anuales arrojadas por el modelo CAR presentaron una correlación razonablemente alta con las BSE de 2010 a 2019 para lances OBJ. Por otra parte, las estimaciones del modelo CAR fueron razonablemente congruentes con las estimaciones BSE, incluso cuando se excluyeron viajes sistemáticamente en los años anteriores a 2020 con el fin de simular la pérdida de datos provocada por la pandemia. Esto puede deberse quizás a que el modelo CAR incorporó información histórica de largo plazo de manera estructurada, lo cual puede ser un método fiable para corregir la pérdida sistemática de datos de corto plazo.

El modelo CAR se utilizó para estimar el "sesgo" potencial en la BSE para los lances OBJ para 2020 y 2021 y para cada una de las tres especies de atunes tropical. De estos resultados parece que la captura de BET pudo haber sido sobreestimada por la metodología BSE para los años 2020 y 2021 en un 11.9 y 19.3%, respectivamente. Este porcentaje de sesgo para BET fue mucho mayor que las diferencias entre las estimaciones BSE y CAR de 2010 a 2019, años en los que no se esperaría la presencia de sesgo en la BSE debido a que no hubo pérdida sistemática de datos de muestreo en puerto. En cambio, los valores de "sesgo" para YFT y SKJ para 2020 y 2021 se encuentran dentro del rango de valores obtenidos para años anteriores, es decir de 2010 a 2019. Esto sugiere que, de las estimaciones de las tres especies para 2020 y 2021, las estimaciones de SKJ son las que tienen menos probabilidades de haberse visto afectadas por la pérdida de datos relacionada con la pandemia.

Parece que el impacto de la pandemia sobre la pesquería y el muestreo en 2021 fue menor que en 2020. El número de lances OBJ y la capacidad de pesca incrementaron en 2021 con respecto a 2020 (<u>SAC-13-06</u>), al igual que el número de bodegas muestreadas por el muestreo en puerto (se utilizaron 447 muestras de bodegas en el análisis de 2020 frente a 611 para el año 2021). Sin embargo, pese al aumento del esfuerzo de pesca, disminuyó la estimación BSE de la captura de atún patudo (<u>SAC-13-06</u>). Además, el sesgo estimado en las estimaciones BSE para BET fue aproximadamente el mismo que en 2020 y 2021, pese al aumento en las bodegas muestreadas por el programa de muestreo en puerto. Diversas razones podrían explicar estos cambios inesperados. El análisis retrospectivo de las estimaciones BSE de la captura mostró que puede existir sesgo en las estimaciones BSE en caso de pérdida sistemática de datos, pero que puede haber tanto una sobreestimación como una subestimación de la captura en diferentes años. Además, el hecho de que el estimador CAR utilice series de tiempo significa que los datos de muestreo en puerto de 2020, que presentaban carencias significativas para algunos puertos, se utilizaron en la estimación de la composición de capturas de 2021 (aunque para compensar esto, se utilizó una serie de tiempo más larga). Otros factores, como la abundancia de atún patudo, también podrían afectar las estimaciones.

# 7. CONCLUSIÓN

- La pandemia de COVID-19 limitó la capacidad de los muestreadores en puerto para tomar muestras, lo que resultó en una reducción de las muestras de lances OBJ para 2020 y 2021 del 66% y el 35%, respectivamente, en comparación con 2019.
- Los datos de muestreo en puerto se utilizan para calcular la composición por especie y talla de la captura y, por consiguiente, desempeñan un papel muy importante en la metodología BSE actual de estimación de la captura.
- La recolección de datos de muestreo en puerto se vio interrumpida por la pandemia en algunos puertos más que en otros y es posible que esto resulte en un sesgo en las estimaciones de la captura por especie ya que ciertos segmentos de flota descargan de manera preferencial en puertos específicos.
- Aplicar la misma reducción sistemática de muestreo por puerto a los datos de años anteriores a 2020 mostró que podría haber sesgo, pero que éste podría ser una sobreestimación o una subestimación (<u>SAC-13 INF-L</u>).
- Análisis exploratorios demostraron que se podían utilizar datos de observadores (complementados con datos de bitácora, cuando fuera necesario) para predecir la composición por especie del muestreo en puerto y que se mejoró la predicción cuando se incluyeron covariables espaciales y temporales en el modelo.
- Se desarrolló un modelo espaciotemporal para estimar las proporciones de especies del muestreo en puerto a partir de datos de observadores (bitácora) en estratos de estimación de captura para los que no se disponía de datos de muestreo en puerto.
- El uso del modelo espaciotemporal para estimar la composición de la captura de años anteriores (2010-2019), tras simular la misma reducción sistemática en los datos de muestreo en puerto que se produjo en 1) 2020 y 2) tanto en 2020 como en 2021, mostró que las estimaciones de la composición de la captura del modelo espaciotemporal fueron robustas a la pérdida sistemática de datos de muestreo en puerto para el año para el que se desearon estimaciones de captura.
- El modelo espaciotemporal se utilizó para estimar la captura por especie en la pesquería OBJ para 2020 y 2021 y los resultados indicaron que la captura de BET estaba sobreestimada en un 12% y 18.2% en 2020 y 2021, respectivamente.

### 8. REFERENCIAS

Besag J, York J, Mollié A (1991). "Bayesian Image Restoration with Two Applications in Spatial Statistics." *Annals of the Institute of Statistics and Mathematics*, **43**, 1–59.

Lennert-Cody, C.E., Maunder, M. N., Majumdar, A. (2022). "The effect of pandemic-related port-sampling data loss on the purse-seine catch estimate of bigeye tuna in floating object sets." SAC-13 INF-L, IATTC Scientific Advisory Committee, 13<sup>th</sup> meeting.

Majumdar, A., Lennert-Cody, C. E., Maunder, M. N., Aires-da-Silva, A. (2022). "Investigation of potential bias on the tropical tuna catch estimates caused by the COVID-19 pandemic." SAC-13-05, IATTC Scientific Advisory Committee, 13<sup>th</sup> meeting.

Suter, J. M. (2010). `` An evaluation of the area stratification used for sampling tunas in the eastern Pacific Ocean and implications for estimating total annual catches." Special Report 18, IATTC.

R Core Team 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

# STOCK STATUS INDICATORS (SSIs) FOR TROPICAL TUNAS IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

Haikun Xu

### CONTENTS

Sum	1mary	. 27
1.	Background	. 27
2.	Results and discussion	. 29

### SUMMARY

Stock status indicators (SSIs; time series of data used as supplements to, or in the absence of, stock assessments), based on both purse-seine and longline data, are presented for the three tropical tuna species (yellowfin - YFT, bigeye - BET, and skipjack - SKJ). Most SSIs based on the floating-object fishery suggest that the fishing mortality of all three species has increased, mainly due to the increase in the number of floating-object sets. The COVID-19 pandemic has negatively affected the fishery and portsampling, so the SSIs in 2020 and 2021 should be used with caution when interpreting long-term trends. The general increasing trend in the number of sets in the floating-object fishery since 2005, except in the first COVID-19 pandemic year of 2020, is reflected in increased catches, reduced catch-per-set, and reduced average length for all three species in the floating object fishery, although there has been a flattening off of the trends in some indicators over the most recent decade. As the impact of the pandemic on the fishery operation began to diminish in 2021, the number of sets on floating objects resumed its general increasing trend. In 2022, the number of sets on floating objects reached its maximum historic level and exceeded the status quo<sup>1</sup> by 10.6%. Trends in some other SSIs do not support the interpretation that fishing mortality has increased due to an increase in the number of floating-object sets. Identifying the causes of differences among the SSIs is difficult, even when SSIs are considered in aggregate. Nonetheless, most SSIs based on the floating-object fishery are consistent with an increase in fishing mortality in that fishery. In 2022, both the catch in weight and catch-per-set for bigeye in floating-object sets reached their lowest levels since 2000, which may partly be a result of the introduction of a catch threshold scheme per vessel for bigeye tuna under Resolution C-21-04.

### 1. BACKGROUND

One of the management objectives for tropical tunas in the eastern Pacific Ocean (EPO) established in the Antigua Convention is to maintain populations at levels of abundance which can produce the maximum sustainable yield (MSY). Management objectives based on MSY or related reference points (*e.g.*, fishing mortality that produces MSY ( $F_{MSY}$ ); spawner-per-recruit proxies) are in use for many species and stocks worldwide. However, these objectives require the estimation of both reference points and quantities to which they can be compared. Various model-based reference points require different amounts and types of information, from biological information (*e.g.*, natural mortality, growth, stock-recruitment relationship) and fisheries characteristics (*e.g.*, age-specific selectivity) to estimates of absolute biomass and exploitation rates, which in turn generally require a formal stock assessment. For many species and stocks, the information required to conduct such an assessment is not available, the assessments are unreliable, or cannot be conducted at the frequency that management may require, and thus, alternative

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Defined as the average conditions in 2017-2019.

approaches are needed.

One alternative is to compute stock status indicators (SSIs), which are simply time series of raw or lightlyprocessed data for a stock that may reflect trends in abundance or exploitation of that stock. SSIs include quantities such as fishing effort, catch, catch per unit effort (CPUE), and the size of fish in the catch. SSIs cannot be used directly for management that depends on model-based quantities (*e.g.*, MSY,  $F_{MSY}$ ), but they can be used for historical comparisons and to identify trends and can provide information that may be useful for managing a stock. They can also be used in management strategies that do not rely on modelbased harvest control rules, such as strategies that use empirical (data-based) harvest control rules whose performance can be formally evaluated using management strategy evaluation.

SSIs were initially developed for EPO skipjack because traditional stock assessments of that species were considered unreliable (*e.g.*, Maunder and Deriso 2007), but they have also been used recently as a complementary component of the IATTC staff's management advice for yellowfin and bigeye in the EPO. Since 2018, SSIs have become particularly important as supplemental information to, or temporary replacement of, formal stock assessments for both bigeye (<u>SAC-09-16</u>) and yellowfin (<u>SAC-10-08</u>), because the staff considered that the results of the assessments at that time were not sufficiently reliable to be used as the basis for its management advice.

The staff has completed the workplan to improve the tropical tuna stock assessments, and the bigeye (SAC-11-06) and yellowfin (SAC-11-07) assessments, which are now conducted in a risk-based framework (SAC-11-08, SAC-11 INF-F), were considered sufficiently reliable to be used as the basis for providing management advice (IATTC-97-02). In addition, during 2022 an *interim* stock assessment was developed for skipjack in the EPO (SAC-13-07). This is the first conventional stock assessment for skipjack that the staff considers reliable for management advice. The new risk-based assessment framework is planned to be applied for all three species in 2024, before the start of the next multi-year management cycle in 2025. However, two sets of SSIs, one based on data from the purse-seine fishery and the other on data from the longline fishery, will continue to be reported as supplemental information to monitor the stocks between assessments during the management cycle, and to provide management advice as needed. We computed the same SSIs for all three species, where possible, and collated them into this report to facilitate comparisons among species.

The **purse-seine-based SSIs** reported by set type (NOA: unassociated; DEL: dolphin-associated; OBJ: floating-object associated) whenever possible are the following: **number of sets by set type** (Figure 1), **closure-adjusted capacity** (Figure 1), **catch by set type** (Figure 2), **catch-per-set by set type** (Figure 3), and **average length of the fish in the retained catch by set type** (Figure 4). For yellowfin, an additional SSI was developed based on spatiotemporal modelling of **catch-per-day-fished (CPDF)** and **average fish length** for the fishery associated with dolphins (Figure 5), which is superior to the CPDF SSIs used previously. The current SSIs begin in 2000 because the IATTC port-sampling program began the species composition sampling in that year, and it is after the major offshore expansion of the floating-object fishery which started in the early- to mid-1990s. All SSIs are scaled (relative indicators) so that their average equals 1 during the 2000-2022 period. The 10% and 90% percentiles are used as reference levels because percentiles in the extremes of the distribution's tails are less reliable with fewer years of data.

Several indicators that use data from the **longline fishery** have also been developed. These include **catch and effort** (Figure 6), **CPUE** (catch-per-hook), and **average length** of fish estimated from a spatiotemporal model (Figure 7). To be consistent with the purse-seine SSIs, the longline SSIs begin in 2000 and have been scaled so that their average equals 1 during the 2000-2022 period. Reference levels also are based on the 10% and 90% percentiles.

Further information about bigeye, yellowfin, and skipjack can be found in Documents SAC-11-06, SAC-11-

<u>0</u>7, and <u>SAC-13-07</u>, respectively, and information on the absolute catch and number of sets by set type can be found in SAC-14-03. The tables and R code we used to generate all figures in this report are available online at <u>https://github.com/HaikunXu/Indicators/blob/main/2023</u>.

# 2. RESULTS AND DISCUSSION

Many of the SSIs for recent years are near their 10% and 90% reference levels, with 2020 being an exception in that the number of sets in the floating-object fishery was substantially reduced (Figure 1). The 21.5% decline in the total number of floating-object sets from 2019 to 2020 is most likely attributed to the negative impact of the COVID-19 pandemic on fishery operations. Although closure-adjusted fishing capacity and the number of sets in the floating-object fishery recovered to a certain extent in 2021, they remain below their *status quo* levels. In 2022, the closure-adjusted fishing capacity changed slightly from 2021 but the number of sets in the floating-object fishery increased to the highest level since 2000, exceeding the *status quo* level by 10.6%. In contrast, the number of sets in the unassociated fishery in 2022 decreased to the lowest level since 2000. Exceeding a reference level can have multiple interpretations, and these will depend on the SSI being considered and whether the upper or the lower reference level has been exceeded. To interpret trends in SSIs, it may be helpful to take multiple SSIs into consideration simultaneously.

Most floating-object fishery SSIs suggest that the stocks for all three species have potentially been subject to increased fishing mortality, mainly due to the increase in the number of sets in the floating-object fishery (see FAD-05 INF-D for details on the relationship between the number of floating-objects sets and the fishing mortality for juvenile bigeye). Of particular concern is the general increasing trend in the number of floating-object sets observed since 2005. Although this increasing trend had been interrupted with the onset of the COVID-19 pandemic in 2020, this trend has resumed in 2021 and 2022 when the effects of the pandemic on fishery operations gradually diminished (Figure 1). Particularly, the number of sets on floating objects in 2022 reached the highest value since 2000. In 2022, both catch in weight (Figure 2a) and catch-per-set (Figure 3) for bigeye on floating-object sets are at the lowest level since 2000, which may partly be a result of the introduction of the catch threshold scheme per vessel for bigeye tuna under Resolution C-21-04. Overall, there are increasing trends in catch, particularly in numbers, for skipjack and yellowfin on floating-object sets since 2000 (Figure 2). Since 2015, however, the catches for all three tropical tunas on floating-object sets have had high variability without notable positive trends. The catchper-set (Figure 3) and average length (Figure 4) for the three tropical tunas on floating-object sets showed similar temporal trends: decreased between 2000 and 2015 and have remained relatively stable thereafter. The recent increase in the catch of yellowfin on floating-object sets in 2022 is particularly strong, which was at the highest level since 2000 (increase of 38.9% and 67.5% from 2021 to 2022, in biasadjusted weight and numbers, respectively).

On the other hand, trends in some of the other SSIs do not necessarily support the interpretation that increased fishing mortality is occurring due to an increase in the number of floating-object sets. In particular, trends in catch-per-set for other set types (Figure 3), mean length of yellowfin in the other set types (Figures 4 and 5), and the dolphin-associated purse-seine (Figure 5) and longline (Figure 7) indices of abundance are not consistent with that interpretation.

Identifying the causes of differences in the SSIs is difficult, even when SSIs are considered in aggregate. The inconsistencies among SSIs for yellowfin may be due to an interaction between potential stock structure and differences in the spatial distribution of effort in the different set types and gears (see IATTC-95-05 <u>Fig. B-4</u>). In addition, catch-per-set may not be a reliable indicator of relative abundance, particularly for the target species (*i.e.*, skipjack in the floating-object fishery and yellowfin in the dolphin-associated fishery).



**FIGURE 1.** Indicators based on purse-seine fishing effort, 2000-2022. The red dashed lines mark the *status quo* levels (average conditions in 2017-2019).

**FIGURA 1.** Indicadores basados en el esfuerzo de pesca de cerco, 2000-2022. Las líneas discontinuas rojas marcan los niveles de *statu quo* (condiciones promedio en 2017-2019).



**FIGURE 2a.** Indicators based on purse-seine catch in weight, 2000-2022. The red dots are the bias-adjusted values for OBJ catches in the two COVID-19 years of 2020 and 2021 (see SAC-14-INF-D). The red dashed lines mark the *status quo* levels (average conditions in 2017-2019).

**FIGURA 2a.** Indicadores basados en la captura cerquera en peso, 2000-2022. Los puntos rojos son los valores ajustados al sesgo para las capturas OBJ en los dos años de COVID-19 de 2020 y 2021 (ver SAC-14-INF-D). Las líneas discontinuas rojas marcan los niveles de *statu quo* (condiciones promedio en 2017-2019).



**FIGURE 2b.** Indicators based on purse-seine catch in number, 2000-2022. The red dots are the biasadjusted values for OBJ catches in the two COVID-19 years (see SAC-14-INF-D). Here we assume that the impact of COVID-19 on the port sampling did not influence the size composition of the catch. The red dashed lines mark the *status quo* levels (average conditions in 2017-2019).

**FIGURA 2b.** Indicadores basados en la captura cerquera en número, 2000-2022. Los puntos rojos son los valores ajustados al sesgo para las capturas OBJ en los dos años de COVID-19 (ver SAC-14-INF-D). Aquí se supone que el impacto del COVID-19 en el muestreo en puerto no influyó en la composición por talla de la captura. Las líneas discontinuas rojas marcan los niveles de *statu quo* (condiciones promedio en 2017-2019).



**FIGURE 3.** Indicators based on purse-seine catch-per-set, 2000-2022. The red dots are the bias-adjusted values for OBJ catches in the two COVID-19 years (see SAC-14-INF-D). The red dashed lines mark the *status quo* reference levels (average conditions in 2017-2019).

**FIGURA 3.** Indicadores basados en captura por lance cerquero, 2000-2022. Los puntos rojos son los valores ajustados al sesgo para las capturas OBJ en los dos años de COVID-19 (ver SAC-14-INF-D). Las líneas discontinuas rojas marcan los niveles de referencia de *statu quo* (condiciones promedio en 2017-2019).



**FIGURE 4.** Indicators based on average length of fish in the purse-seine catch, 2000-2022. The y-axis limits differ from the figures for the other indicators to accentuate the changes because average length is less sensitive to fishing mortality.

**FIGURA 4.** Indicadores basados en la talla promedio de los peces en la captura cerquera, 2000-2022. Los límites del eje "y" difieren de las figuras de los otros indicadores para acentuar los cambios ya que la talla promedio es menos sensible a la mortalidad por pesca.



**FIGURE 5.** Indicators based on spatio-temporal modelling of catch-per-day-fished and length compositions for the purse-seine fishery on yellowfin associated with dolphins, 2000-2022. **FIGURA 5.** Indicadores basados en el modelado espaciotemporal de la captura por día de pesca y composiciones por talla para la pesquería cerquera de aleta amarilla asociada a delfines, 2000-2022.


**FIGURE 6.** Indicators based on longline catch and effort data, 2000-2022 (data for 2022 only included for bigeye tuna from the montly reports).

**FIGURA 6.** Indicadores basados en datos de captura y esfuerzo de palangre, 2000-2022 (los datos de 2022 solo se incluyen para atún patudo, obtenidos de los informes mensuales).



**FIGURE 7.** Indicators based on spatio-temporal modelling of longline data, 2000-2022. The y-axis limits for average length differ from the figures for the other indicators to accentuate the changes because average length is less sensitive to fishing mortality.

**FIGURA 7.** Indicadores basados en el modelado espaciotemporal de datos de palangre, 2000-2022. Los límites del eje "y" para la talla promedio difieren de las figuras de los otros indicadores para acentuar los cambios ya que la talla promedio es menos sensible a la mortalidad por pesca.

# INDICADORES DE CONDICIÓN DE POBLACIÓN (SSI) PARA LOS ATUNES TROPICALES EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

#### Haikun Xu

### ÍNDICE

Resi	Resumen	
1	Antecedentes	38
2	Resultados y discusión	40
<u>~</u> .		10

### RESUMEN

Se presentan indicadores de condición de población (SSI, de stock status indicators; series de tiempo de datos usadas para complementar las evaluaciones de poblaciones, o en ausencia de ellas), basados en datos de palangre y de cerco, para las tres especies de atunes tropicales: aleta amarilla (YFT), patudo (BET) y barrilete (SKJ). La mayoría de los SSI basados en la pesquería sobre objetos flotantes sugiere que la mortalidad por pesca de las tres especies ha aumentado, debido principalmente al aumento del número de lances sobre objetos flotantes. La pandemia de COVID-19 ha afectado negativamente a la pesquería y al muestreo en puerto, por lo que los SSI en 2020 y 2021 deben utilizarse con precaución al interpretar las tendencias a largo plazo. La tendencia general creciente del número de lances en la pesquería sobre objetos flotantes desde 2005, excepto en el primer año de la pandemia de COVID-19 en 2020, se refleja en el aumento de capturas, en la reducción de la captura por lance, y la reducción de la talla promedio de las tres especies en la pesquería sobre objetos flotantes, aunque en la última década las tendencias de algunos indicadores se han aplanado. A medida que el impacto de la pandemia en las actividades pesqueras comenzó a disminuir en 2021, el número de lances sobre objetos flotantes reanudó su tendencia general creciente. En 2022, el número de lances sobre objetos flotantes alcanzó su nivel histórico máximo y rebasó el statu quo<sup>2</sup> en un 10.6%. Las tendencias de algunos otros SSI no apoyan la interpretación de que la mortalidad por pesca haya aumentado debido a un incremento en el número de lances sobre objetos flotantes. Es difícil identificar las causas de las diferencias entre SSI, incluso cuando los SSI se consideran en grupo. No obstante, la mayoría de los SSI basados en la pesquería sobre objetos flotantes son consistentes con un aumento de la mortalidad por pesca en esa pesquería. En 2022, tanto la captura en peso como la captura por lance de patudo en lances sobre objetos flotantes alcanzaron sus niveles más bajos desde 2000, lo que puede deberse en parte a la introducción de un esquema de umbral de captura por buque para el atún patudo en virtud de la resolución C-21-04.

## 1. ANTECEDENTES

Uno de los objetivos de ordenación para los atunes tropicales en el Océano Pacífico oriental (OPO) establecidos en la Convención de Antigua es mantener las poblaciones en niveles de abundancia capaces de producir el rendimiento máximo sostenible (RMS). Se usan objetivos de ordenación basados en RMS o puntos de referencia relacionados (por ejemplo, mortalidad por pesca que produce RMS ( $F_{RMS}$ ); sustitutos de reproductor por recluta) para muchas especies y poblaciones en todo el mundo. Sin embargo, estos objetivos requieren la estimación de los puntos de referencia y las cantidades con las que se puedan comparar. Los distintos puntos de referencia basados en modelos precisan diferentes cantidades y tipos de información, desde información biológica (por ejemplo, mortalidad natural, crecimiento, relación población-reclutamiento) y características de las pesquerías (por ejemplo, selectividad por edad) hasta

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Definido como las condiciones promedio en 2017-2019.

estimaciones de biomasa absoluta y tasas de explotación, que a su vez requieren generalmente una evaluación formal. Para muchas especies y poblaciones, la información necesaria para realizar esa evaluación no está disponible, las evaluaciones no son fiables, o no pueden realizarse con la frecuencia que la ordenación pueda requerir y, por lo tanto, son necesarios métodos alternativos.

Una alternativa es computar indicadores de condición de población (SSI), que son simplemente series de tiempo de datos sin procesar o ligeramente procesados para una población que pueden reflejar tendencias de la abundancia o explotación de esa población. Los SSI incluyen cantidades tales como esfuerzo de pesca, captura, captura por unidad de esfuerzo (CPUE), y la talla de los peces en la captura. Los SSI no pueden usarse directamente para una ordenación que dependa de cantidades basadas en modelos (por ejemplo, RMS, *F*<sub>RMS</sub>), pero pueden usarse para hacer comparaciones históricas y para identificar tendencias, y pueden proporcionar información que podría ser útil para la ordenación de una población. También pueden usarse en estrategias de ordenación que no dependen de reglas de control de extracción basadas en modelos, como estrategias que usan reglas de control de extracción empíricas (basadas en datos) cuyo rendimiento puede evaluarse formalmente mediante una evaluación de estrategias de ordenación.

Los SSI fueron inicialmente desarrollados para el barrilete del OPO porque las evaluaciones tradicionales de esa especie no se consideraban fiables (por ejemplo, Maunder y Deriso 2007), pero también se han usado recientemente como un componente complementario del asesoramiento de ordenación del personal de la CIAT para los atunes aleta amarilla y patudo en el OPO. Desde 2018, los SSI se han vuelto particularmente importantes como información complementaria, o remplazo transitorio, de las evaluaciones formales tanto del patudo (por ejemplo, <u>SAC-09-16</u>) como del aleta amarilla (<u>SAC-10-08</u>), pues el personal consideró que los resultados de las evaluaciones en ese momento no eran lo suficientemente fiables como para utilizarlos como base para su asesoramiento de ordenación.

El personal ha completado el <u>plan de trabajo para mejorar las evaluaciones de los atunes tropicales</u>, y las evaluaciones del patudo (<u>SAC-11-06</u>) y del aleta amarilla (<u>SAC-11-07</u>), que ahora se realizan en un marco basado en riesgos (<u>SAC-11-08</u>, <u>SAC-11 INF-F</u>), fueron consideradas suficientemente fiables para usarse como base para proporcionar asesoramiento de ordenación (<u>IATTC-97-02</u>). Además, en 2022 se desarrolló una evaluación *provisional* de la población de barrilete en el OPO (<u>SAC-13-07</u>). Esta es la primera evaluación convencional de la población de barrilete que el personal considera fiable para el asesoramiento de ordenación. Está previsto que el nuevo marco de evaluación basado en riesgos se aplique a las tres especies en 2024, antes del comienzo del próximo ciclo de ordenación plurianual en 2025. Sin embargo, se seguirán reportando dos conjuntos de SSI, uno basado en datos de la pesquería cerquera y otro en datos de la pesquería palangrera, como información complementaria para hacer el seguimiento a las poblaciones entre evaluaciones durante el ciclo de ordenación, y para proporcionar asesoramiento de ordenación según sea necesario. Se computaron los mismos SSI para las tres especies, en la medida de lo posible, y se recopilaron en el presente informe para facilitar las comparaciones entre las especies.

Los **SSI basados en la pesquería de cerco** reportados por tipo de lance (NOA: no asociado; DEL: asociado a delfines; OBJ: asociado a objetos flotantes), siempre que sea posible, son los siguientes: **número de lances, por tipo de lance** (Figura 1); **capacidad ajustada por la veda** (Figura 1); **captura por tipo de lance** (Figura 2); **captura por lance, por tipo de lance** (Figura 3); y **talla promedio de los peces en la captura retenida, por tipo de lance** (Figura 4). Se desarrolló un SSI adicional para el aleta amarilla basado en el modelado espaciotemporal de la **captura por día de pesca (CPDP)** y **talla promedio de los peces** para la pesquería asociada a delfines (Figura 5), que es superior a los SSI de CPDP usados previamente. Los SSI actuales comienzan en 2000 porque el programa de muestreo en puerto de la CIAT comenzó el muestreo de composición por especies en ese año, y es después de la gran expansión en alta mar de la pesquería

sobre objetos flotantes, que comenzó entre principios a mediados de la década de 1990. La escala de todos los SSI está ajustada (indicadores relativos) de tal manera que su promedio sea igual a 1 durante el periodo de 2000-2022. Los percentiles de 10% y 90% se utilizan como niveles de referencia pues los percentiles en los extremos de las colas de la distribución son menos fiables con menos años de datos.

También se han desarrollado varios indicadores que usan datos de la **pesquería palangrera**. Estos incluyen **captura y esfuerzo** (Figura 6), **CPUE** (captura por anzuelo) y **talla promedio** de los peces estimadas a partir de un modelo espaciotemporal (Figura 7). A fin de ser consistentes con los SSI de cerco, los SSI de palangre comienzan en 2000 y su escala ha sido ajustada de tal manera que su promedio sea igual a 1 durante el periodo de 2000-2022. Los niveles de referencia también están basados en los percentiles de 10% y 90%.

Se puede encontrar más información sobre el patudo, el aleta amarilla y el barrilete en los documentos <u>SAC-11-06</u>, <u>SAC-11-07</u> y <u>SAC-13-07</u>, respectivamente, e información sobre la captura absoluta y el número de lances, por tipo de lance, se puede encontrar en el documento <u>SAC-14-03</u>. Las tablas y el código R que se utilizaron para generar todas las figuras de este informe están disponibles en línea en <u>https://github.com/HaikunXu/Indicators/blob/main/2023</u>.

### 2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Muchos de los SSI de los últimos años están cerca de sus niveles de referencia de 10% y 90%, siendo 2020 una excepción en la que el número de lances en la pesquería sobre objetos flotantes se redujo sustancialmente (Figura 1). El descenso del 21.5% en el número total de lances sobre objetos flotantes de 2019 a 2020 se atribuye probablemente al impacto negativo de la pandemia de COVID-19 en las operaciones de pesca. Aunque la capacidad de pesca ajustada por la veda y el número de lances en la pesquería sobre objetos flotantes se recuperaron en cierta medida en 2021, se mantienen por debajo de sus niveles de *statu quo*. En 2022, la capacidad de pesca ajustada por la veda cambió ligeramente con respecto a 2021, pero el número de lances en la pesquería sobre objetos flotantes aumentó hasta alcanzar el nivel más elevado desde 2000, rebasando el nivel de *statu quo* en un 10.6%. En cambio, el número de lances en la pesquería no asociada en 2022 disminuyó hasta el nivel más bajo desde 2000. Exceder un nivel de referencia puede tener múltiples interpretaciones, y éstas dependerán del SSI que se esté considerando y de si se ha superado el nivel de referencia superior o inferior. Para interpretar las tendencias de los SSI, puede ser útil tomar en cuenta múltiples SSI simultáneamente.

La mayoría de los SSI de la pesquería sobre objetos flotantes sugiere que las poblaciones de las tres especies han estado potencialmente sujetas a una mortalidad por pesca mayor, debido principalmente al aumento del número de lances en la pesquería sobre objetos flotantes (ver FAD-05 INF-D para detalles sobre la relación entre el número de lances sobre objetos flotantes y la mortalidad por pesca para el patudo juvenil). La tendencia general al aumento del número de lances sobre objetos flotantes observada desde 2005 es motivo de especial preocupación. Aunque esta tendencia creciente se había interrumpido con el inicio de la pandemia de COVID-19 en 2020, esta tendencia se reanudó en 2021 y 2022, cuando los efectos de la pandemia en las operaciones de pesca disminuyeron gradualmente (Figura 1). En particular, el número de lances sobre objetos flotantes en 2022 alcanzó el valor más alto desde 2000. En 2022, tanto la captura en peso (Figura 2a) como la captura por lance (Figura 3) de patudo en lances sobre objetos flotantes alcanzaron sus niveles más bajos desde 2000, lo que puede deberse en parte a la introducción de un esquema de umbral de captura por buque para el atún patudo en virtud de la resolución C-21-04. En general, existen tendencias crecientes en las capturas, especialmente en número, de barrilete y aleta amarilla en lances sobre objetos flotantes desde 2000 (Figura 2). Sin embargo, desde 2015, las capturas de los tres atunes tropicales en lances sobre objetos flotantes han tenido una alta variabilidad sin tendencias positivas notorias. La captura por lance (Figura 3) y la talla promedio (Figura 4) de los tres atunes tropicales en lances sobre objetos flotantes mostraron tendencias temporales similares: disminuyeron entre 2000 y 2015 y se han mantenido relativamente estables a partir de entonces. El reciente aumento en la captura de aleta amarilla en lances sobre objetos flotantes en 2022 es particularmente fuerte, que alcanzó el nivel más alto desde 2000 (aumento del 38.9% y 67.5% de 2021 a 2022, en peso y números ajustados por el sesgo, respectivamente).

Por otra parte, las tendencias de algunos de los otros SSI no apoyan necesariamente la interpretación de que el incremento de la mortalidad por pesca esté ocurriendo debido a un aumento del número de lances sobre objetos flotantes. En particular, las tendencias de la captura por lance para otros tipos de lance (Figura 3), la talla promedio del aleta amarilla en los otros tipos de lance (Figuras 4 y 5), y los índices de abundancia de la pesquería cerquera asociada a delfines (Figura 5) y la pesquería palangrera (Figura 7) no son consistentes con esa interpretación.

Es difícil identificar las causas de las diferencias entre SSI, incluso cuando los SSI se consideran en grupo. Las inconsistencias entre los SSI de aleta amarilla podrían deberse a una interacción entre la estructura potencial de la población y diferencias en la distribución espacial del esfuerzo en los distintos tipos de lance y artes (ver <u>Fig. B-4 de IATTC-95-05</u>). Además, la captura por lance podría no ser un indicador fiable de la abundancia relativa, particularmente para la especie objetivo (es decir, barrilete en la pesquería sobre objetos flotantes y aleta amarilla en la pesquería sobre delfines).

# SOUTH EPO SWORDFISH BENCHMARK ASSESSMENT IN 2019

Carolina Minte-Vera, Mark N. Maunder, Haikun Xu, Juan Valero, and Alexandre Aires-da-Silva

#### CONTENTS

EXECUTIVE SUMMARY			
1. INTRODUCTION	45		
1.1. Background	45		
2. CONCEPTUAL MODEL AND STOCK STRUCTURE ASSUMPTIONS	45		
3. DATA			
3.1. Catches			
3.1.1. Catch estimation			
3.1.2. Catch trends	47		
3.1.3. Fishery definitions			
3.2. Indices of abundance	49		
3.3. Composition data	50		
3.4. Data weighting	50		
4. REFERENCE MODELS	51		
4.1. General model structure	51		
4.2. Selectivities	51		
4.3. Models by hypothesis	51		
5. RESULTS	53		
5.1. Initial reference model (Model 0)	53		
5.2. Models by hypothesis	53		
5.3. Stock status	55		
6. Discussion	56		
6.1. Increase in productivity	57		
6.2. Increase in availability			
6.3. Increase in productivity and availability	59		
6.4. Increase in connectivity	59		
7. Conclusion	59		
8. Research recommendations	60		
9. Acknowledgements	61		
10. References	62		
Appendix 1. Length composition data from Ecuador			
Appendix 2. Early model			
Appendix 3.Estimates of catchability by year for indices of abundance in model 2			
Appendix 4. Fits to the indices of abundance of the models according to the hypotheses102			

### **EXECUTIVE SUMMARY**

- 1. The last stock assessment for swordfish in the south eastern Pacific Ocean (South EPO) was done in <u>2011</u>.
- 2. This document presents the 2022 South EPO swordfish stock assessment. Data up to 2019 was included, which was the last year of data reported for most fleets.
- 3. All models were conditioned on estimated catches. The catches were computed mostly by aggregating the 5° by 5° by month catch data submitted by the CPCs into areas and quarters. Catch data missing or submitted in different formats were substituted and aggregated following a series of rules.
- 4. The main pieces of information, apart from the catches, are the indices of abundance. Several indices

were constructed by standardizing the catch and effort data from the longline fleets of Japan, Korea, Spain, and Chile using spatiotemporal models, and from the Chilean gillnet fleet using generalized linear models. No index was considered ideal to represent the stock due to a range of limitations of each one. All indices showed similar increasing trends already apparent in the 2011 assessment.

- 5. The secondary pieces of information are the composition data. The most frequent size-composition data available were lower-jaw-fork length. Average weight and age composition were also available, as well as eye-fork length. The composition data was weighted in the models to minimize its effect in the estimation of abundance, while allowing for accurate characterization of the selectivity of each fishery.
- 6. There is considerable uncertainty in stock structure. Three models were developed to represent three stock structure hypotheses. The first hypothesis (H1) assumes the stock is distributed south of 5°S and east of 150°W, as in the 2011 assessment. In the last 10 years, catches in the equatorial region have sharply increased; thus, the second hypothesis (H2) considers those catches as coming from the south EPO stock and extends the latitudinal stock boundary to 10°N, and maintains the longitudinal boundary at 150°W. The third hypothesis (H3) is as H2, except it expands the longitudinal boundary to 170°W, thus including the central Pacific catches. H2 is considered as the reference case hypothesis.
- 7. The models were constructed using the areas-as-fleets approach. The areas were determined by maximizing the differences in sizes for each fleet among areas and minimizing it within an area using regression tree analyses. Four areas were established defined by splitting the region south of 10°N at 110°W, then splitting the resulting two areas at 20°S. The areas are consistent with the conceptual model for the stock and approximate the seasonal movement. For stock structure hypothesis H1, the same areas as the previous assessment were used (two areas split at 90°W), for comparative purposes.
- 8. The catch data compiled for the EPO south of 10°N showed a dramatic increase of catches since the mid-2000s. The average catch per year from 2000 to 2009 was about 15,000 tons, while the average catch per year for 2010 to 2019 almost doubled to about 29,000 tons. In the last three years of the compilation (2017 2019) the average catch was about 34,000 tons a year. The fleets that are currently the most important are the Spanish longline fleet, which catches about 30% of the total catches in weight, followed by the Chilean gillnet fleet with 22%, and the Ecuadorian longline fleet with 20%.
- 9. An initial reference model (Model 0) reconciled the simultaneous increase in catches and in the indices by a gradual increase in recruitment, through an increase in the estimated recruitment deviates, which are assumed to be independent and identically distributed (iid) following a lognormal distribution. The trend in recruitment deviates violates the iid assumption, indicating model misspecification. The same results were obtained regardless of the stock structure hypothesis.
- 10. Four alternative hypotheses that may explain the simultaneous increases in catch and indices of abundance were investigated, through the implementation of different models based on modifications of the initial reference model (Model 0):
  - Model 1: Real increase in productivity. The increase in recruitment was modelled using an estimated trend so that the recruitment residuals no longer have a pattern and satisfy the assumed iid distribution.
  - Model 2: Increase in availability. Since indices derived from different fleets and gear show increase in density, the apparent increase may not be an effect of change in strategies of a particular fleet or type of gear, but rather a general change in availability to all the gears. This model completely ignores the indices of abundance and is fit only to composition data. The expected values of the indices are used to estimate trends in catchability.

- Model 3: Increases both in productivity and availability. A combination of the two hypotheses above, since the underlying cause for increased availability may also be favorable to the population and may have caused the increase in productivity (higher recruitment). The model is fit to all the data, and a random walk in catchability is estimated for some indices.
- Model 4: Stock structure and connectivity. Indices derived from fleets in the western Pacific Ocean show increase in density at similar times than the indices in the EPO (<u>SAC-13 INF-M</u>). Connectivity between the equatorial area and the south sub-tropical EPO seems to have increased after 2010, perhaps the connectivity also increased with the Western and Central Pacific Ocean (WCPO). This model includes catches in the WCPO up to 170°W (thus implements the H3 stock structure hypothesis).
- 11. To some extent, Models 2 and 3 remove the trend in recruitment, while Model 1 assumes it is a true increase in productivity through an increasing trend in average recruitment. All model input files and output results for this assessment are available in <u>html and pdf</u> formats.
- 12. The IATTC is yet to adopt reference points for South EPO swordfish. Dynamic reference points were used as an illustration to report the stock status, due to the potential changes in productivity. According to arbitrary spawning biomass reference points simply used for comparative purposes (a limit reference point (LRP) of 20% unfished biomass and target reference point (TRP) of 40% unfished biomass), the stock is approaching the biomass TRP in Model 3 productivity and availability, (SSB<sub>current</sub>/SSB<sub>F=0</sub> =0.42). The spawning stock would be larger than the value corresponding to that TRP for the other models (SSB<sub>current</sub>/SSB<sub>F=0</sub> > 0.5).
- 13. The fishing mortality was measured as the effect in spawning potential ratio (SPR), which is the spawning stock biomass per recruit in the unfished condition. Large SPR are indicative of low fishing mortality, thus a proxy for fishing mortality is 1-SPR. All models estimate a strong increase in fishing mortality since the start of the fishery. The fishing intensity is slightly above the fishing intensity TRP for Model 3, and below for the other models.
- 14. There is not enough information in the current data to determine the relative plausibility of the different hypotheses that may explain the simultaneous increases in catch and indices of abundance. However, there is external evidence that an increase in productivity of the stock may be reasonable due to increase in the main prey of swordfish in the South EPO, the jumbo squid. If this is the case, management of the stock should account for potential decreases in productivity if the prey species decreases in abundance. Nevertheless, the other hypotheses are also plausible and should be considered.
- 15. Future research should focus on information that could help discriminate among these hypotheses such as close-kin mark-recapture studies, electronic tagging studies, research on habitat modelling and changes in habitat over time and investigating changes in fishing strategies. Models that include predator and prey dynamics may provide insights into the driving forces behind the apparent South EPO swordfish stock increase in productivity.

# 1. INTRODUCTION

This report presents the results of the benchmark stock assessment for swordfish (*Xiphias gladius*) in the south eastern Pacific Ocean (South EPO), conducted using Stock Synthesis (version 3.30.19), an integrated statistical age-structured stock assessment modeling platform (Methot and Wetzel 2013, Methot et al, 2020). Auxiliary plots and analysis were done using the R library *r4ss*<sup>1</sup>. This is the first assessment of the species undertaken by the IATTC's scientific staff in the last 10 years. All model input files and output results for this assessment are available in <u>html and pdf</u> formats.

## 1.1. Background

The Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC) mandate under the Antigua Convention is to ensure the long-term conservation and sustainable use of tuna, tuna-like species, and other species in the EPO, which it achieves through promoting, coordinating, and conducting scientific research, and adopting conservation and management measures. This includes swordfish, which is a target species in the EPO of both high-seas longline fisheries and coastal and recreational fisheries.

The IATTC's staff last assessed the south EPO swordfish stock in 2011 (Hinton and Maunder 2012), using an integrated stock assessment model fitted to a longline-based index of abundance and age- and length-frequency data from multiple fisheries. The species was included in the staff's research workplan (IATTC-95-08). In December 2020 the staff organized the 1<sup>st</sup> Technical Workshop on Swordfish in the South EPO (SWO-01). The objectives of the workshop included to undertake a review of the current state of knowledge of the swordfish stock in the South EPO, to construct a conceptual model of the structure and dynamics of the population and its associated fisheries and to identify data sources that could be used in the 2022 stock assessment of swordfish in the South EPO. The participants listed a series of recommendations and suggestions, most of which were used in the current assessment (SWO-01-REP).

Collaborative work took place after the completion of the workshop on several aspects of the data and modelling, which will be detailed in this document. In particular, the staff was granted access to confidential high-resolution data from several CPCs, which allowed the estimation of some indices of abundance. For the Japanese indices, the staff worked in collaboration with national scientists.

# 2. CONCEPTUAL MODEL AND STOCK STRUCTURE ASSUMPTIONS

The conceptual model (Figure 1) for the population of swordfish in the South EPO postulates that the population has seasonal movement (<u>SWO-01-REP</u>). During the austral autumn and winter (Quarters 2 and 3), swordfish migrate towards foraging areas in the zone of influence of the Humboldt current, closer to the coast. During the austral spring and summer (Quarters 4 and 1), swordfish move offshore towards warmer areas were spawning occurs. The extent of the movement is unclear, but electronic tagging off California and Australia showed that swordfish are capable of extensive migrations, returning to about the same release location (Evans et al., 2014, Sepulveda et al., 2020).

In the South EPO, frontal areas are found in the areas of influence of the Humboldt current, where primary productivity and prey density, such as squid and mackerel, are high. In January-February, large/mature individuals move to the east to feed, CPUE also increases in the Chilean fishery at that time. In July to September, those large individuals move north. Later in the year, eddies push fish to move westward and disappear from the Chilean catches. The 24°C isotherm determines the spawning ground, but the exact extent of the spawning areas for the South EPO stock is uncertain. Spawning females were found around Easter Island and females with high gonadosomatic index, an indication of imminent spawning, are found in equatorial areas around 180° and 140°W. Juveniles have been found from the continent to 60 miles off Peru.

Genetic and genomic studies support population differentiation in the Pacific Ocean, but the patterns are

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> https://github.com/r4ss

not clearcut. Genetic connectivity in form of a  $\supset$ -shaped pattern was detected by Reeb et al. (2000) using mitochondrial DNA material, with indication of connection of Australia, Chile, Central Pacific Ocean up to California/Mexico and Hawaii, and some Hawaii and California/Mexico connection to Japan, which was different from Australia. Genomic studies (Lu et al. 2016) showed that there were no differences among samples from the temperate areas of the Pacific, but there were some differences among samples of tropical areas, and that tropical and temperate areas formed two separate clusters. There is a possibility that genomic differences observed between temperate and tropical clusters may be related to sex-differentiation (Dr. Alvarado-Bremer personal communication, <u>SWO-01-REP</u>).

In the 2011 stock assessment, the area south of 5°S was considered as the stock boundary based on the analysis of catch rates by quarter (Hinton and Deriso 1998). The catches for the South EPO stock at that time were concentrated in the areas off Chile and Peru. In the last decade, however, the catches have increased substantially in the equatorial region. Those catches need to be accounted for in a stock assessment. During the swordfish workshop, it was recommended that the central EPO area between 5°S and 10°N be considered, either in the base case or in sensitivity models. Another area of uncertainty in the stock structure are the catches west of 150°W. At 150°W the catches are high and seem to form a continuous area from about 130°W to about 170°W. The inclusion of this area was also considered in a sensitivity. The 2022 stock assessment has an area of overlap with the 2021 S WCPO swordfish assessment (SC17-SA-WP-04), which corresponds to the overlap jurisdiction between the IATTC and the WCPFC (150°W to 130°S and south of 4°S).

Following the uncertainty in stock structure, three hypotheses for stock structure were considered in this assessment:

H1: The stock is distributed **south of 5°S and east of 150°W**, as it was assumed in the previous assessment. H2: The stock is distributed **south of 10°N and east of 150°W**. This hypothesis is considered as the reference case.

H3: The stock is distributed south of 10°N and east of 170°W.

### 3. DATA

## 3.1. Catches

## 3.1.1. Catch estimation

The catches for non-purse-seine gears are reported annually to the IATTC by individual Members and Cooperating non-Members (CPCs), pursuant to Resolution C-03-05 on data provision. Catches are reported by species, but the availability and format of the data vary among fleets. Most of the catches are taken by longline fleets. Gillnets are important off Chile. Harpoons were common until the 1980s.

The main longline fleets report catch and effort aggregated in 5° latitude by 5° longitude by month resolution, as well as aggregated for the whole EPO. IATTC databases include data on the spatial and temporal distributions of longline catches of swordfish in the EPO, at least for one year, for the fleets of distantwater CPCs (Belize, China, Chinese Taipei, French Polynesia, Japan, Korea, Spain, Vanuatu) and coastal CPCs (Panama, Mexico, and the United States). Other fleets, such as those from the coastal countries, report longline and gillnet catches only aggregated by year for the whole EPO and assumptions about the location and timing of the catches are needed to be used to partition the catches in the spatial and temporal scales of the assessment model. The catches may be reported in weight, numbers, or both. For the current assessment, a special submission of catches by gillnet and longline by quarter for 2000 to 2019 were reported by Chile, and a special submission of trip-by-trip catches was reported by Ecuador for years 2016 to 2020. For Central and South American CPCs, the data available in the FAO Regional Capture Production dataset, updated to 2019, was also consulted, through the "Regional workspace" in the software FishStatJ<sup>2</sup>, and compared to the data submitted to the IATTC; when discrepancies were found, the largest values were used, following a precautionary approach.

Updated and new catch data (up to 2019) for the longline fisheries, available to the IATTC staff as of March 9<sup>th</sup>, 2022, were incorporated into the current assessment. For years when catch may not be available, catches were set equal, by CPC, to the last year for which catch data were available. For fleets that reported catch aggregated by year and space, the data was disaggregated using the proportion of catches by quarter and area for the closest year for which data on that resolution were available. The catches of a coastal CPC that reported aggregated catches were added to the area which contained that CPC's Exclusive Economic Zone (EEZ). For Central American CPCs and for Colombia, the catches were split by quarter using the proportion of catches by quarter from Ecuador. For years before 2000, the catches for Chile were apportioned by quarter using the proportions for years after 2000. No catches for Chile for harpoon were reported for 1987 to 1999. Since there were catches before 1987 and after 1999, absence of reporting was assumed rather than no catches, so the catches were assumed to be equal to those from 1986. All decisions on data substitution and splitting are detailed in the catch estimation algorithm<sup>3</sup>

# 3.1.2. Catch trends

The South EPO swordfish stock has been exploited since the 1940s, initially by two coastal countries: Chile and Perú. The oldest fishery is the Chilean harpoon fishery, with catches reported since 1945 (Table 1, Figure 2). Perú started reporting catches of longline fisheries soon after, in 1950. In the mid-1950s, the longline Japanese fleet started operations in the EPO (Suda and Shaeffer 1965), Chinese Taipei followed ten years later and Korea twenty years later. Before 1986, the stock was exploited by those two costal fleets and three distant water fleets. The known catches in that period averaged about 3,000 t and ranged from about 650 t to about 7,800 t, with a noteworthy peak in 1950 when Perú started reporting and recorded about 7,000 t. Other fleets started operations in the 1990s, with the Spanish fleet rapidly dominating the catches.

Unlike the other distant water fleets that catch swordfish as part of their longline fishing for tunas, the Spanish fleet targets swordfish, and brought their experience fishing for swordfish in other oceans to the Pacific Ocean. The Spanish fleet has been the main player in the fishery since the early 2000s and currently (2017-2019) accounts for 30% of the catches, while the other distant water fleets combined account for 24%.

In the late 1980s, Chile started a longline fishery that had its peak catches in 1991 and slowly dwindled until complete cessation of operations in 2019. Simultaneously, a gillnet fishery was developed, and had an initial zenith in 1989, a decrease in the 1990s, when Chilean longline catches were higher, rebounding again in the early 2000s and flourishing in the 2010s. The highest catches of the Chilean gillnet fishery were recorded in 2019.

Ecuador started reporting catches of swordfish in the 1990s, in the order of 300 to 550 t a year until 2007, with some years of no reporting. After 2008, a thorough system of data collection was implemented. The reported catches increase above 1,000 t for most years and above about 3,000 t after 2016, mostly taken by the longline fleet, which has an oceanic-artisanal component of mother-ship boats (*nodrizas*) with associated fiber-glass skiffs (*fibras*) (Martínez-Ortiz *et al.* 2015). The all-time high catches of swordfish were in 2019. Gillnets are also used, mainly in areas closer to the coast, but the catches from this gear before 2016 are unknown. For 2016 to 2020, data from the special submission by Ecuador allowed for the estimation of gillnet catches, which are of the order of hundreds of tons.

Similar to Chile, Perú has also switched to gillnets and, since the late 2000s, it was estimated that gillnets

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Available from <u>https://www.fao.org/fishery/en/topic/18238?lang=en</u> (accessed on 03/09/2022)

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup> github.com/cminte/SEPO\_SWO\_assessment\_2022

were the most commonly used gear (Guevara-Carrasco & Bertrand, 2017). In recent years, the peak of the catches was in 2012 with about 3,000 t, much lower than the all-time record of the 1950s.

Costa Rica is the next coastal country in order of importance for the swordfish fishery. The catches are taken by longlines. The reported values have ranged between 20 and 2,200 t, since 1991, with an average of about 600 t.

Other coastal countries that have reported catches of swordfish allocated to the areas south of 10°N are Colombia, Guatemala, Honduras, Nicaragua, and Panamá, with the largest catches being reported by Panamá in 2019 (1300 t).

The fisheries from the costal countries account for 46% of the recent catches (2017-2019), of which the Chilean gillnet fishery is the most important (22%) followed by the Ecuadorian longline fishery (16%).

In the mid-1990s, several fleets started operations in the EPO, and the catches increased to about 12,000 t in 1992. In that decade, the catches were always above 4,500 t and averaged about 8,000 t a year. In the 2000s, the catches increased again, never dropping below 8,000 t a year, averaging about 15,000 t. In that decade, the highest catches were in 2002, with the record of about 22,000 t. In these two decades, a decline was observed after each peak. In the 2010s, there was yet another substantial increase in the catches that ranged from about 21,000 t to the highest historical level of 36,500 t in 2018. In the last decade, the catches have averaged about 29,000 t a year, almost double in relation to the previous decade. In the last two years considered in this assessment, the catches have reached their all-time high in 2018, 36,500 t, and slightly declined in 2019 to 34,600 t.

## 3.1.3. Fishery definitions

This assessment, as the previous one, uses the "areas-as-fleets" approach, where spatial information is considered indirectly by dividing the assumed geographical distribution of the stock into smaller areas with different availability of ages/sizes/sexes of fish (Cope and Punt, 2011; Waterhouse et al., 2014). The availability, as well as the contact selectivity of the gear, are then summarized in one selectivity function. Thus, the catches were aggregated in "fisheries" defined by the spatial area of operation, gear, origin of the fleet, and unit of reporting<sup>4</sup>, to hopefully combine similar fishing strategies and regions with similar availability so the effect of catches in different components of the population are accurately represented in the assessment model. **By combining spatial information, origin, and gear, and unit of reporting, eleven fisheries were defined for H1 and twentyone fisheries were defined for H2/H3** (Table 2, Figure 2).

The fishery definitions vary by stock structure hypothesis. For hypothesis H1, the same fisheries definitions used in the 2011 assessment (Hinton and Maunder 2012) were maintained, so that direct comparison with that assessment can be done. The two areas defined in the 2011 assessment were coastal (east of 90°W) and oceanic (90°W to 150°W). For the H2 and H3 hypotheses, the areas were determined by splitting the length-frequency data available using regression trees (Lennert-Cody et al. 2013). The analysis also included quarters and cyclic combinations of quarters as splitting variables because the availability of swordfish may depend on the seasons for some regions of the EPO. When compared to the spatial variables, season, however, did not explain enough variability to be used to define fisheries. Four areas were defined for H2, as the four quadrants obtained by splitting the region at 100°W and 20°S. For H3, the catches of two additional areas in the central Pacific (150°W to 170°W, split at 20°S) were added to the adjacent areas in the EPO, simply as the continuation of the neighboring EPO areas.

Spatial information of the catches is available for the distant water fleets, but it is lacking for the coastal CPCs' fleets, which in general operate closer to the coast. For H1, the catches for Chile and Perú were allocated to the coastal area (area 4, and the catches for the rest of the coastal countries were not

<sup>&</sup>lt;sup>4</sup> in numbers and in weight, weight used to convert between numbers and weight is calculated internally in the assessment model

included. For H2 and H3, the Chilean longline catches were allocated to the southern coastal area (area 5, south of 20°S) and the gillnet to the northern coastal area (area 4, south of 10°N and north o 10°S), while the Peruvian catches, as well as the catches for the rest of the coastal countries, were allocated to the northern coastal area.

Fleet origin was also included in the definition of fisheries. Three origins were defined as: coastal, which includes all coastal countries that fish using smaller boats; distant water, which includes all industrial longline fleets of non-coastal CPCs except Spain, which was separated in another group. Spain is the only distant water fleet to target swordfish, the other fleets may have swordfish as secondary target, and bigeye tuna as primary target. The fishing strategies used by these two groups may differ. Spain is the fleet with the most widespread distribution, while the other distant water fleets are mostly concentrated in the equatorial areas towards the central Pacific Ocean, with exception of Japan that can also fish in the coastal areas (area 4 in H1 or areas 4 and 5 in H2/H3).

Catches in all areas have increased in the last three decades (Figure 3), with the largest increase being in the northern coastal area (area 4 in H2/H3, Figure 4), where the recent annual average catches (2010-2019) are about three times what they were in the previous decade (2000-2009). The catches also show different seasonality according to the areas. Most of the catches are taken in quarters 2 and 3 in the coastal areas (area 4 in H1 and areas 4 and 5 in H2/H3, Figure 5). In contrast, most of the catches are taken in quarter 4, and to some extent in quarter 1, in the offshore areas. This seasonality is consistent with the conceptual model for the stock (see Figure 1, Section 2).

## 3.2. Indices of abundance

In Stock Synthesis, a 'survey' is a representation for data that does not have associated catches, such as indices of abundance and their corresponding age/length compositions. Six surveys were defined for H1 and nine surveys were defined for H2/H3 (Table 2), coming from the indices of abundance described below.

A good index of abundance would represent the population well and would be proportional to the population size. Ideally, an index should encompass periods of contrasting exploitation rates to be informative, thus an index that starts when the exploitation rate was low (at the beginning of the exploitation history) is preferable. For swordfish stocks, as for most large pelagic stocks, no fishery independent surveys are available, and indices of abundance are constructed based on catch and effort information (and most recently on size or age structure of the catches, Maunder et al. 2020). Candidate data sets for the standardization need to be carefully evaluated to assess whether the assumption of representativeness is likely to be met.

For South EPO swordfish, four candidate data sets were analyzed to produce indices of abundance (Figure 6). None can be considered ideal, and their limitations and advantages are discussed in Table 3. Noteworthy, the indices for the Spanish fleet were only based on the positive catches due to the limitations of the data available to the staff. Additionally, a gillnet index from Sáez *et al.* 2020 (Figure 6b, see also Sáez presentation to SWO-01, SWO-01-REP) and another from Korean longline data (SAC-13 INF-M) were also available, but not used to fit the models. Of all indices constructed, the indices from Japan (SAC-13 INF-N), Chile and Spain were included in the models for H2 and H3. For H1, similarly to the 2011 assessment, indices were constructed for the coastal and the oceanic areas (Figure 7) based solely on the standardized CPUE from the Japanese fleet (SAC-13 INF-N). This was done by summarizing for each area (offshore and coastal) the spatial predictions for density derived from the Japanese indices. All indices show the sharp increase in the early to mid-2000s, mainly in the coastal areas.

# 3.3. Composition data

Length, age, or weight compositions are available for most fleets.

For distant water longline fleets, all available length-composition data were used. Most of the data come from the Japanese fleet, which reports eye-to-fork length (ETF). That measure was transformed to lower-jaw-fork-length (LJFL) (Table 4). The temporal resolution was month and the spatial resolution varied (e.g., 1°by 1°, 5° by 5°, 5° by 10°). The data was aggregated by fishery and by quarter.

For Chile, the *Instituto de Fomento Pesquero* (IFOP) made age and size-composition data available to the staff. LJFL data was available for 2000 to 2019 for gillnet and longline fisheries in a 2° by 2° by month resolution. Details on the data collection and ageing methodology can be found in Barría-Martínez *et al.* (2021) and Cerna (2009).

For Ecuador, the Undersecretariat of Fisheries Resources of Ecuador made size-composition data available to the staff. LJFL data was available for 2018 to 2020 (Appendix 1, Figure A1.2). The data for 2018 and 2020 showed a distribution centered on small sizes, while the data for 2019 showed distribution centered in larger sizes, like those from the Chilean fleet to the south (F5\_LL\_Coast\_A5, Figure 9a). The combined data for 2018-2019 for Ecuador showed a bimodal pattern (F4\_LL\_Coast\_A4, Figure 9a) The composition data for Ecuador was not used to fit the model because the strong shift in size is not well understood. The data was left in the model to see whether the model was able to predict it.

In stock-structure hypotheses H2/H3, the selectivities for the coastal fisheries were mirrored to each other, because only sufficient data for one area was available.

The length compositions for the catches were aggregated in 10-cm intervals from 50 cm to 310+ cm. The input sample sizes were computed as the total number of fish sampled divided by 100. For the Spanish fleet, the data is raised to the catch before submission to the IATTC, however there was no information on the original sample sizes, and the spatial coverage of length composition is different from the catches.

The length compositions for the indices of abundance were aggregated in 10-cm intervals from  $\leq$ 50 cm to  $\geq$ 270 cm (Spanish indices) or 20-cm intervals from  $\leq$  80 cm to  $\geq$  300 cm (Chilean index). For the Japanese fleet, standardized average weight (the catch in weigh /catch in number by set ) was also obtained (<u>SAC-13 INF-N</u>), but no standardized length composition were estimated.

## 3.4. Data weighting

The objective function includes data likelihoods and penalties on parameters. The likelihood for each data component includes a weighting factor related to the variability of each data point and an overall weighting factor (lambda or variance) for the component (Table 5). Likelihood functions encompass not only the sampling (observation) variability, but also model misspecification and unmodelled process variability. To accommodate those sources of variability, indices that were chosen to best represent each period were given fixed CV to be either 0.2 (I3\_JPN\_early, I5\_JPN\_late) or the variability estimated from the spatiotemporal model used to produce the index added to a constant of 0.1 (I1\_Chile\_Q2, I2\_Chile\_Q3) so that on average the CV would be about 0.2. The other indices had the CV set equal to either 0.2 (I4\_JPN\_mid) or to the estimates from the spatiotemporal models plus an extra variability parameter to be estimated within the assessment model. The composition data was weighted using the Francis approach (TA1.8 in Francis 2011) that accounts for correlations in the residuals, which gives more weight to the indices while weighting the composition data enough to be able to estimate the selectivities. The only exception to that was the weighting for the composition data for the indices, as those are assumed to represent the stock. The standardized length compositions associated with the Spanish and Chilean indices of abundance were assumed to have a sample size of 50 for each year and quarter. The

standardized average weight associated with the Japanese indices of abundance (I4\_JPN\_mid, I5\_JPN\_late) was set equal to the estimated variability in average weight (computed as the variation on the average weight predicted by the spatiotemporal model for each 1° by 1° cell).

# 4. REFERENCE MODELS

# 4.1. General model structure

An initial reference model (Model 0, M0), using the stock structure hypothesis 2 (10°N to the south and 150°W to the east) was set up following the assumptions listed in Table 4. That model was modified to produce the sensitivity models (Table 4) and the models corresponding to the alternative hypotheses explaining the simultaneous increase in catches and indices. Several assumptions for the model structure are the same as in the previous assessment and are shared among models, as summarized in Table 4. The individual growth curve and the length-weight relationship are defined by sex (Figure 8). The natural mortality is the same for both sexes and equal to 0.4. Diagnostic analyses such as the age-structured production model (ASPM) and catch-curve analysis (CCA) were also computed for Model 0 (Carvalho et al. 2021, Minte-Vera et al 2021).

# 4.2. Selectivities

Selectivities were estimated using double-normal distribution functions, which allowed estimation of domed or asymptotic selectivities, and splines or logistic functions (Table 6). For some fleets it was necessary to use splines to allow for more flexibility in the shape of the function. Splines and initial values for all selectivities were set up using the *empirical\_selectivity* R library (Olivero-Ramos 2021, available from GitHub<sup>5</sup>).

Time blocks for selectivity were included for some fisheries. The Spanish fisheries operating in the coastal areas (F8 and F9) had a block from 2000 to 2019. Around the year 2000, the gear used in these fisheries underwent a complete change in configuration and operation, when it was changed from the traditional method to the "American longline" (Mejuto and García-Cortes 2005). Therefore, the Spanish coastal fishery was modeled with a time-block separating the fisheries into pre- and post-2000. Examination of residuals in the size-frequency data from preliminary analyses clearly indicated a change in selectivity, pointing to the need for this additional structure in the model. The distant water fleets operating in the coastal area (F12) also had a block from 1994-2019, when the fleet changed the materials of the lines and hooks-between-floats (SAC-13 INF-M).

# 4.3. Models by hypothesis

Model H1: this model assumes the stock structure hypothesis H1, that is, the stock is distributed **south of 5°S and east of 150°W**, as it was assumed in the previous assessment from 2011. This model uses the same fishery definitions as the 2011 assessment and similar indices of abundance. All the data is updated.

Models 0 to 3 below assume the stock structure hypothesis H2: the stock is distributed **south of 10°N and east of 150°W**.

Model 0 (initial reference model) reconciles the increase in catches (Figure 11a) with the increase in the indices (Figures 6 and 7) by estimating a steady trend of increase in recruitment through a trend in the estimated recruitment deviates (Figure 11a). In Model 0, the recruitment deviates model how the recruitment differs from the average recruitment in each year. The deviates are assumed to be independent and identically distributed and follow an iid log-normal distribution. A trend in the estimated recruitment

<sup>&</sup>lt;sup>5</sup> remotes::install\_github("roliveros-ramos/fks")

remotes::install\_github("roliveros-ramos/empirical.selectivity")

deviates violates this assumption. This apparent increase in recruitment could be due to model misspecification and the observed increase in catches and the indices could be explained by multiple hypotheses:: 1) increase in productivity, 2) increase in availability, 3) increase in both productivity and availability, and 4) increase in connectivity with the WCPO. These hypotheses were investigated further by implementing several models, of which four were selected (Table 7) to best represent them, as described below:

**Model 1:** Increase in productivity. This hypothesis represents the possibility that the productivity of the stock has increased gradually, from a low productivity phase to a high productivity phase, due to changes in the average recruitment. To better represent the increase in recruitment hypothesis and avoid violating the recruitment deviations iid assumption, in Model 1 a trend in the regime parameter for recruitment was implemented. The trend starts at 0, in 1945, when the (logarithm of) virgin recruitment (lnR0) is fixed to be equal to a baseline. The baseline lnR0 was obtained from an ASPM for a short model (run only from 1945 to 1993, Appendix 2). The model estimates a logistic curve to represent the trend, the estimated parameters are the width of the trend, the mid-year of the trend and the final regime value. The lower and upper limits for the mid-year of the trend were specified as 1995 to 2019. Model 1 also estimates recruitment deviations to allow for variation in recruitment around the trend.

**Model 2**: <u>Increase in availability</u>: This hypothesis explores the possibility that the increase seen in all indices of abundance is in fact an increase in availability of the fish to all the fleets and gears, maybe due to a common cause such as a change in the environment or change in fisheries technology that is used both in longline and gillnet vessels. This implies that the indices are not a proxy for population abundance. Thus, this model is implemented by fitting a model like Model 0 only to catch, mean weight, age, length, and generalized size-composition data (like a catch curve analysis, Carvalho *et al.* 2021). The change in availability is computed as the difference from the expected values for the indices given Model 2 and the observed indices. The relationship between the catchability coefficients by year and the vulnerable biomass are compared to assess whether they follow the same trend among indices.

**Model 3:** Increase in availability and increase in productivity: This hypothesis is implemented using a model like Model 0 but estimating time-varying catchability for all indices that include the "transition period" when the availability may have increased (that is from about 1995 to about 2009). The catchability of the indices is assumed to vary over time following a normal distribution with a mean of zero and a standard deviation of 0.3, which is approximately equal to the assumed observation error, and autocorrelation of 0.4, estimating InR0 and recruitment deviations. If the productivity increased, there will be an increasing trend in the average recruitment, which will result in an average recruitment by the end of the recruitment regime that is larger than the baseline InR0 estimated by the ASPM of a short model (i.e., that is run from 1945 to 1993, Appendix 2). Initially this hypothesis was done by including a regime shift trend as in Model 1, however the model did not converge. Therefore, this simplified model was formulated.

The model below addresses the model misspecification through the implementation to the stock structure hypothesis **H3**: the stock is distributed **south of 10°N and east of 170°W** 

**Model 4**: <u>Connectivity and stock structure</u>: The ideal model to represent this hypothesis is a spatial model that allows for movement from the WCPO to the EPO and includes tagging data or at least movement rate estimates based on tagging data (*e.g.,* Patterson *et al.* 2021). With the current data, the model implemented to represent this hypothesis is simply like Model 0 but also includes the catches in the WCPO south of 10°N, between 150°W and 170°W. The indices and the composition data are not updated to include data west of 150°W.

## 5. RESULTS

## 5.1. Initial reference model (Model 0)

Model 0 had a small maximum gradient at the solution and produced a positive definite Hessian matrix indicative of convergency. The model was able to, on average, fit the size-composition data well, indicating that the catches are taken at about the correct sizes and ages from the population and that there is a good representation of the sizes classes that compose the indices of abundance (Figure 9). The only data that is not predicted well are the length frequencies for F4\_LL\_Coast\_A4, which are not fit to the model and correspond to data from Ecuador that have a mixture of years with small length frequencies followed by years with larger length frequencies (Appendix 1). The estimated selectivities indicated that, apart from F3\_GN\_A5 that was assumed to have asymptotic selectivity, the fisheries F7\_ESP\_A3 and F5\_LL\_Coast\_A5 also caught large fish (Figure 10). The selectivity of the Spanish fleet operating in the coastal areas (F8\_ESP\_A4), switch in year 2000 from a narrow range of selectivity centered mostly between 150 to 200 cm, to wider range, catching fish from 100 cm to the maximum size (350 cm). The distant water fleets (F12\_LL\_DW\_A4) had the opposite change around year 2000, going from a wide range of sizes having high selectivity (*i.e.*, from 100 cm on), to a narrow range centered mostly on juveniles of about 80 to 100 cm. For the indices, the selectivity chosen to be asymptotic was I3\_JPN\_early. The selectivity for I6\_ESP\_Q1, however, was estimated to be almost asymptotic.

In Model 0, the increasing trend in the indices during the period of increasing catches (Figure 11a) was matched with a continuous increase in recruitment estimated since the mid-2000 (Figure 11b), which allowed for a good fit to the indices of abundance (Figure 11c). As expected, an ASPM based on Model 0 was unable to track the indices (Figure 11c), because the increase in catch was not consistent with the index of abundance and can only be explained by an increasing trend in recruitment. A CCA based on Model 0 was unable to predict the indices, indicating that the trend implied by the composition data is in contradiction with the indices (Figure 11c). The CCA was able to predict well the average size of the length composition associated with the indices of abundance (Figure 11d).

Changing the model to an update of the 2011 assessment, which considers the H1 hypothesis for stock structure (northern boundary at 5°S), did not resolve the recruitment increasing trend (Figure 12). In fact, the 2011 assessment already had the same recruitment pattern starting in 1990, with a more pronounced increase than both the updated model H1 and Model 0.

Sensitivity models showed the same steady increase in recruitment (Figure 13). The pattern in the recruitment deviations does not get resolved when the natural mortality is assumed to be 0.2 instead of 0.4, or the steepness is assumed to be 0.75 instead of 1, as expected. These assumptions reduce the productivity of the stock, which must be compensated with even larger recruitments to account for the recent catches. Estimating the natural mortality rate ( $\hat{M} = 0.269$ ) did not resolve the recruitment pattern either.

## 5.2. Models by hypothesis

The models implemented to represent the four hypotheses that may explain the increase in the indices with simultaneous increase in the catches converged as indicated by the estimation of a positive definite Hessian matrix, the variance-covariance matrix, and a low gradient at the MLE solution. Model 4 presents the same recruitment trend pattern as Model 0, as expected, since the only difference between those two models is the increase in catches given by the inclusion of the central Pacific Ocean catches (Figure 14). Models 1 and 2 show a random distribution around the mean recruitment in the later years, but Model 1 does it by modeling a trend in average recruitment. Model 3 decreases the recruitment pattern, but does

not completely resolve it, since the increase in productivity is not modelled explicitly using a trend as in Model 1.

The estimates of recruitment are very uncertain for the period before mid-1970s (Figure 14). For all models, there is a declining trend in recruitment from mid-1970'd to mid-1980s. The same pattern is repeated twice in the next 20 years. After year 2000, the estimates of recruitment vary by hypothesis, but cycles are apparent in all hypotheses (Figure 14).

The highest estimate of current spawning biomass is for Model 4, as expected, since this model considers the stock to be larger (Figure 15). After 1970s, the uncertainty in the estimates, however, overlaps with those for Model 0 and Model 1. The uncertainty for the spawning biomass may be underestimated for Model 1 and Model 3, because InRO is set to a fixed value equal to the estimate of an early short model (see 4.3. Models by hypothesis and Appendix 2). The InRO was fixed on those models to guarantee that baseline value for the trend in recruitment would be estimated based only on early data before the indices showed an increase. Model 3 estimates a stable spawning biomass in the last 20 years, due to increase in estimated productivity (higher average recruitment), apart from increased availability. That means the model deals with the increasing catches by increasing the average recruitment and improves the fits to the indices by also changing its catchability over time. Model 2 shows a much larger and uncertain estimate of virgin biomass. It shares the decline in the late 1970s and early 1980s, and to some extent the period of stability of the late 1980s and 1990s, with the other models, but shows a continuous decline in the spawning biomass starting in the early 2000s because fishing occurs on a population assumed to have no trend in productivity, and the changes in the indices are explained by changes in catchability. To be able to support the current catches without an increase in productivity, Model 2 estimates a much larger overall productivity.

All models estimate about the same depletion up until year 2000, when the differences among models start to be noticeable, since each model explains the increase in the indices and catches in a different way (Figure 16). All models estimate almost no depletion until the early 1970s, then a decline in spawning biomass from the mid-1970s to the late 1980s, thus an increase in depletion, followed by a period of low biomass that lasted about 10 years. That period was followed by a period of increase in spawning biomass from late 1990s to early 2000s. Models 1, 2 and 3 have markedly different spawning biomass trajectories after the early 2000s. The increase in productivity model (Model 1) estimates that the population from 2010 on is even larger than the virgin conditions. Since Model 1 estimates an increase in productivity, the spawning biomass tends to increase steadily after 1999 until it levels off at a second productivity regime after 2012. Model 2 estimates a decline that results in a depletion of about 50% in the later years, since it is hypothesized that the increase in catches is a result simply of increase in the availability of swordfish to all fishing gears. Model 3 follows a pattern intermediate between Model 1 and Model 2, because not only the overall productivity is estimated to be larger, but also the model estimates recruitment trends since the year 2000 to be able to fit better the indices of abundance.

The differences among models are marked after year 2000, when the catches increase substantially, and more composition data are available. The indices of abundance are not useful in discriminating among hypotheses, since the estimation of variable catchability (Appendix 3), would certainly fit the indices better (Appendix 4). Thus, it is key to scrutinize the fits to the composition data and average weight data to investigate whether these data support one hypothesis more than the others. Table 8 shows the negative log-likelihood (NLL) difference between the model that fits a particular data component the best and the analyzed model. Only those data components with more than 3 units of difference in the NLL were analyzed. The length-composition data are fit better by Model 2 in general, indicating support to the increase

in availability hypothesis. The increase in productivity and availability hypothesis is supported by several data components related to the longline fleets operating in the coastal areas (e.g., generalized size comps associated with the Chilean longline indices I1\_Chile\_Q2, I2\_Chile\_Q3, and the length and age composition for fishery F5\_LL\_Coast\_A5, length composition for F8\_ESP\_A4).

# 5.3. Stock status

The IATTC has yet to establish reference points for swordfish in the South EPO. Since the main goal of the Antigua Convention is to "... ensure the long-term conservation and sustainable use of the fish stocks covered by [the] Convention, in accordance with the relevant rules of international law," and calls on the Members of the Commission to "... determine whether, according to the best scientific information available, a specific fish stock ... is fully fished or overfished and, on this basis, whether an increase in fishing capacity and/or the level of fishing effort would threaten the conservation of that stock", in this assessment we interpret the general guidance given by the Antigua Convention to be the need for determination of whether the stock is able to replenish itself given the current fishing mortality. Also, because there is large uncertainty in what the productivity of the stock is, reference points based on MSY seem inadequate. Thus, we will focus the stock status determination on potential limit refence points.

Due to the possibility of large changes in the productivity of the stock, dynamic reference points might be more appropriate, as they take the variability in productivity into account when computing reference levels. For completeness, two types of candidate limit reference points are shown, equilibrium and dynamic ones. The equilibrium limit reference points (LRP) are based on what is used for tropical tunas in the IATTC (<u>Res C-16-02</u>). The IATTC adopted a biomass limit reference point equal to the spawning biomass corresponding to a reduction of 50% recruitment when the steepness of the Beverton-Holt stock recruitment curve is assumed to be 0.75. This corresponds to a depletion of about 7.7%. The fishing mortality reference point is the fishing mortality that brings the population to that depletion level, given the current mix of selectivities in the fisheries. The dynamic limit reference point is based on the WCPFC one. The WCPFC adopted a dynamic biomass limit reference point for all stocks under their jurisdiction of 20% of the unfished biomass (20%SSB\_F=0 when time t is equal to the current time) (<u>https://www.wcpfc.int/harvest-strategy</u>). The unfished biomass is defined as what the current biomass would be without fishing, thus considers the estimated variability in recruitment.

The target reference point (TRP) is the level corresponding to the MSY. The values presented here are for the sole purpose of comparing models, as reference points for swordfish are yet to be adopted by the IATTC. The target reference point was interpreted as a dynamic value in the latest tropical tuna stock assessments (Minte-Vera *et al.* 2020, Xu *et al.* 2020) but as an equilibrium level previously (Minte-Vera *et al.* 2018). The equilibrium MSY level for YFT was about 27% of SSB0, while for BET was 23% of SSB0. For swordfish it should be higher since it is a longer-lived species than tropical tunas, and with low natural mortality. For target reference points, two values are computed, 40% SSB\_F=0(t) and 50% SSB\_F=0(t), which are values assumed in the MSE for NP albacore (<u>NC17-IP-06</u>), which is longer lived than tropical tunas, and are shown here for reference only.

Based on the equilibrium RP, all models are above the LRP for tropical tunas (Figure 16). Based on the dynamic RP, all models are above the LRP of 20% unfished biomass (Figure 17). The stock is approaching the TRP of 40% unfished biomass if the increase in the indices is due to both an increase in productivity and an increase in availability (Model 3). If the increase in the indices is indeed a real increase in productivity, the stock is above 50% of the unfished biomass even if H1 or H3 are considered as hypotheses for stock structure (Models 1, 4 and H1). Although some data components support one hypothesis over the others, it is deemed that there is no clear-cut information in the current data to determine the relative

plausibility of the hypotheses.

The fishing mortality is measured as the decline in the proportion of the spawning biomass produced by each recruit due to fishing relative to biomass per recruit in unfished condition (SPR) (Goodyear 1993). Large SPR are indicative of low fishing mortality, thus a proxy for fishing mortality is 1-SPR. For example, to maintain the population at a dynamic biomass target reference point of 40% of SSB\_F=0(t)), the fishing intensity would be 0.6 on the long run. All models estimate a steady increase in fishing intensity from the 1970s until the year 2000, when catches increase (Figure 18). After 2000, Model 2 showed a steeper increase in fishing intensity than the other models and estimates the highest current fishing intensity followed by Model 3 , but because Model 3 estimated a higher fishing mortality in the year 2000, ended in a higher fishing mortality by 2019 . Those two model estimate that the TRP of F50% has been breached, Model 3 estimated that the TRP of F40% has also been breached.

The phase plots indicate that the LRP of F20% has not been breached in any of the four hypotheses plus the hypothesis H1 of smaller stock (Figure 19). The sensitivity models, however, indicated that if the natural mortality is lower, both the biomass and the fishing intensity LRP of F20% would have been breached.

The impact of fishing is the highest for the Model 3 – productivity and availability, followed by Model 2 – availability because Model 2 estimates a much larger overall productivity to account for the current high catches (Figure 20).

## 6. **DISCUSSION**

The simultaneous increase in the abundance indices and in the catches of the South EPO swordfish stock led to the development of four alternative hypothesis to explain those patterns. The first hypothesis is that there is a real increase in productivity in the south EPO swordfish stock, and the indices are tracking a true increase in the population abundance. The second hypothesis is that there are changes in availability in the stock, which can be translated into changes in the catchability parameters over time for each index, making the indices not proportional to abundance. The third hypothesis assumes there are both changes in productivity and changes in availability. Finally, the fourth hypothesis is that part of the western and central South Pacific catches are in fact from the EPO, thus part of the productivity moves to the EPO. Adding the catches was the simplest way to model connectivity with the WCPO with the available data, which is effectively assuming that the connectivity is always high, as in a larger well-mixed stock.

Two questions need to be addressed to evaluate the proposed hypotheses: Are there conditions in the South Pacific that can potentially cause either an increase in the productivity of the stock, an increase in the availability to the fisheries, or both? Is there a possibility of an increase in the connectivity with the western and central South Pacific?

To scrutinize the hypothesis of changes in productivity, a review of the origin of the productivity for the South EPO swordfish stock is needed, as well as of factors that may influence in the variability in productivity. The South EPO swordfish stock is highly associated with the Humboldt current system (HCS), one of the most productive marine ecosystems in the word (Thiel et al. 2007). The HCS is the eastern portion of the basin-scale southeast Pacific anti-cyclonic gyre, limited by the West Wind Drift (WWD) in the south and the equatorial current system in the north. The HCS is characterized by a northward flow of cold surface water originated at subantarctic latitudes and a strong upwelling of cool waters originated in equatorial areas. The nutrient-rich waters sustain a large primary production, which is the basis for abundant production in higher trophic levels. The HCS extends from latitude 42°S, in south Chile, up to Ecuador and the Galapagos Islands, in the equator. The upwelling occurs in the northern portion almost permanently and seasonally in the southern portion, with localized high upwelling areas (*e.g.*, main upwelling centers are 20-22°S, 32-34°S and 36-38°S). The northern latitude at which the WWD approaches the

continent shifts seasonally from 35°S to 40°S in austral winter to ~45°S in austral summer. The subsurface waters of the HCS have low oxygen. The HCS presents intense seasonality due to the periodic intrusion of equatorial waters. The areas with the highest catches of swordfish in the South EPO are in the main upwelling areas of the HCS. Off the coast of Chile, swordfish move seasonally from 40°S starting in March each year to about 18°S by February in the next year, roughly following the spatiotemporal displacement of the 18° and 17°C isotherms (Espíndola et al. 2011).

The seasonality of the HCS interacts with the El Niño Southern Oscillation (ENSO). Oceanic ENSO signals originate in the Western Pacific and move eastward as equatorial Kelvin waves that propagate poleward up to 40°S as coastally trapped waves (CTWs) (Thiel et al. 2007). The ENSO incurring strong interannual variability on the mean seasonal pattern, with decreasing intensity as one moves south. During the warm El Niño phase, the sea level height raises, the thermocline deepens, and the sea surface temperature anomaly becomes positive in the coastal area of the EPO. The Peru coastal current (PCC) and the Chile coastal current (CCC), that normally flow towards the equator, may decrease in intensity or even reverse flow. The CTWs have high energy. The upwelling may be of warm nutrient-poor water from above the deepened thermocline. During the cold La Niña phase, the coastal sea level decreases, the thermocline shallows, and the sea surface temperature anomaly becomes negative. The coastal equatorward flow of PCC and the CCC strengthens. The CTWs weaken.

Swordfish is one of the key species in the pelagic food web in the central and eastern PO (Lin and Zhu, 2020). They prey mostly during the day, when they can be either basking in surface waters, preying in the mixed-layer distribution between sub-surface waters and the thermocline, or doing prolonged dives below the thermocline, often to depths of > 600 m (Moore 2020, Sepulveda *et al.*, 2010; Evans *et al.*, 2014; Sepulveda *et al.*, 2018). During the evening they prefer to stay closer to the surface.

## 6.1. Increase in productivity

Swordfish are one of the main top predators of the HCS (Trophic level 5.2, <u>SAC-13-10</u>). In recent years their preferred prey, jumbo squid (*Dosidicus gigas*, Ibanez *et al.* 2004, Zambrano-Zambrano *et al.* 2019), has increased in abundance, which may justify an increase in productivity of the swordfish stock. Catches of squids have increased in a disproportional way in the southeast Pacific Ocean in comparison with neighbor areas in the south Pacific (Figure 21). The catches increased fifteen-fold from the early 1990s to the early 2010s in the Southeast PO, fourfold in the western central PO, doubled in the eastern central PO, and have declined 30% in the southwest PO. Although some of the increase in catches may be consequence of the increase in effort, it seems that the South EPO has become an important hotspot for squid, especially jumbo squid. Prior to 1989, the landings of jumbo squid in Peru were less than 1,000 t a year. Directed fishing started only after 1991 and in 1994 the catches were close to 200,000 t (Csirke *et al.* 2015). The higher abundance of this species in the EPO has attracted a large fleet of squid-jiggers, catching more than half a million tons of jumbo squid a year, making it the third largest fisheries resource in biomass in the HCS, after the anchovy and the jack mackerel (Montecino and Lange 2009). The range expansion of jumbo squid was also observed in the northern hemisphere (Zeidberg and Robison 2007).

Jumbo squids are fast growing, short-lived animals, with plasticity in life-history and fast response to environmental changes. Their population is usually composed of individuals from a single year-class (Csirke *et al.* 2015). However, in La Nina conditions, the squids may increase survival to 1.5-2 years, as well more than double in size than in an El Niño year, associated with low temperatures during a key developmental period (Arkhipkin *et al.* 2015). The sudden increase in biomass in the jumbo flying squid in the La Niña years of 2000-2001 maybe related both the increase in somatic growth and in longevity.

The conditions for expansion of the jumbo squid may be persisting after the 2000-2001 La Niña years. After the year 2000, and at least up to 2012, the jumbo squid fished off Peru were almost three times larger than those caught in from 1989 to 1999 in sizes, and the areas with high CPUE have expanded considerably (Csirke *et al.* 2015). Acoustic estimates of jumbo squid population abundance inside the

Peruvian EEZ indicated an increase in abundance from less than 200,000 t in 1999 to 1.8 million t in 2004 (Csirke, 2015). In 2015, the acoustic estimates were about 0.8 million t just in the Peruvian EEZ. Off Chile, the biomass of jumbo squid increased about 17x, from about 40,000 t in 2001 to about 680,000t in 2003 (Alarcón-Muñoz et al, 2008). In 2012, the jumbo squid was the main species caught by the artisanal fisheries in Perú (Guevara-Carrasco and Bertrand, 2017). This increase in the population of the main prey species of swordfish may have created the conditions for the increase in productivity of the swordfish population.

### 6.2. Increase in availability

The second hypothesis to explain the change in the indices of abundance is a change in availability. The availability of the fish may be understood as the density and distribution of the fish in relation to that of the distribution of the gear (Ward 2008). It is one of the key components of catchability, which can be defined as the proportion of animals in a population caught by one unit effort. Other components of catchability are related to the fishing gear and the fishing operations. Because the increase was observed in all indices simultaneously, including indices of external areas such as the index for the New Zealand longline fishery (SAC-13 INF-M, Finucci *et al.*, 2021), and in different gears, it is less likely that, if the increase is truly an increase in catchability, it would be due to a technological change adopted in all those fleets at about the same time.

For longliners, several changes have been documented that may have increase the catchability for sword-fish. The use of light sticks may increase the catch rate 5-fold depending on the color of the light used (Hazin et al. 2005). There is absence of data on the use of light sticks for most fleets. The Japanese fleet may have started using light sticks in the late 1990s (Ward and Hindmarsh, 2007). When available and included in the standardization of the CPUE data (e.g., the index done using the CPUE for the New Zealand longline fleet), the index still showed an increase after the mid-2000s (SAC-13 INF-M, Finucci et al, 2021). The ability to detect suitable habitats for swordfish may have contributed to the increase in catchability. The availability of satellite imagery increased in sophistication and decreased in price over time. Already in the mid-1970s, the Japanese fleet had access to sea surface temperature images. In the early 2000s, ocean color images and sea surface height images were available for that fleet (Ward and Hindmarsh, 2007). Those data associated with the precise location of the vessel given by the global positioning system (available since the mid-1980s for the Japanese fleet), may help indicate the proximity to suitable sword-fish habitat and assist in refining the fishing tactic. In addition, the use of Doppler profiler (available since the late 1980s for the Japanese fleet, Ward and Hindmarsh, 2007) may contribute to the decision making on gear deployment in relation to the currents.

The areas of high availability of swordfish seem to be frontal areas of high kinetic energy. In the HCS, mesoscale eddies and filaments advect offshore, for hundreds of kilometers, the cold and nutrient-rich coastal waters (Thiel et al. 2007). Eddy kinetic energy is stronger and more closely associated with the coast (~600 km) in the region between about 30°S and 38 °S, and away from the coast (>300 km) off Peru and at about 30°S, off Chile. Similar to other areas (e.g., the California Current System, Scales et al., 2018), the highest CPUE for the Chilean longline fishery was associated with the highest frontal energy (measured by the encounter of the 17°C and 18°C isotherms) given by the intrusion of equatorial waters towards the southern area (south of 36°S) (Espíndola et al. 2009, Espíndola et al. 2011). However, swordfish seem to prefer the edges of the eddies (unpublished analyses from Fernando Espíndola, IFOP), where they hunt as solitary predators. The eddies may accumulate nutrients or make them available in the photic zone increasing the primary and secondary productivity (Olson, 1991, Prants, 2022). The warm-core eddies seem particularly attractive for swordfish. In the Kuroshio current system, the swordfish CPUE in warmcore eddies is about 2-3 times higher than the cold-core eddies (Durán Gómez et al. 2020). The detection of those areas using technological tools may increase the catchability for swordfish, while changes in the environment that increase the amount of mesoscale eddies. Those two factors combined or in isolation may have the effect of increasing the availability of swordfish to both longline and gillnet simultaneously.

The availability of swordfish may have increased due to changes in the distribution and quantity of frontal structures, such as eddies and especially warm-core eddies, after the year 2000 as a result of oceanographic changes. Scales *et al.* (2018) proposed a method to quantify the strength and number of eddies and frontal areas, named collectively as "Lagrangian coherent structures" (LCS). Using this method, the authors estimated catch rates and higher probability of capture in areas with higher number and stronger LCS. Future work should consider studying the dynamic of LCS and its relations to swordfish catch rates, and the ENSO in the South EPO to understand whether there is support for the hypothesis of increase in availability.

## 6.3. Increase in productivity and availability

This hypothesis combines an increase in productivity, caused potentially by the increase in the preferred prey of swordfish, and an increase in availability due to changes in the environment.

## 6.4. Increase in connectivity

The average density estimated by the spatiotemporal model of the longline catch and effort operational level data from Japan indicated that the spatial areas of high density (or availability) in the early period were disconnected (SAC-13 INF-N). This pattern supported Hinton and Deriso's hypothesis of at least three populations in the EPO, one in the north, one in the south and one in the equatorial area. From 1994 to 2009, there are areas of higher density (or availability) and a slight increase in connectivity among those areas. After 2010, the connectivity of the high-density areas increases strikingly between the equatorial area and the South EPO. It is plausible that the connectivity with the WCPO might have increased as well. Preliminary analyses of the density estimated from the catch and effort data from the Spanish longline fleet suggest a corridor of areas of high density and large average sizes in the southern oceans around 35°S. The South WCPO swordfish assessment (SC17-SA-WP-04) showed similar trends to this assessment (Figure 16) in depletion, from about 80% to about 40% of the dynamic B0from 2000 to 2010, which coincide with increase in catches both in the South WCPO and South EPO.. That assessment also considers catches in the EPO that take place in the overlap management area between the IATTC and the WCPFC (south of 4°S and between 150°W and 130°W), which are also part of the current stock assessment for the South EPO. The published genetic and genomic data is inconclusive about clear-cut stock separation and even suggest similarities between swordfish collected in Australia and in Chile (Lu et al. 2006, Lu et al. 2016, Aguila et al presentation at SWO-01, SWO-01-Rep). Future studies should investigate the potential connectivity between South WCPO and EPO.

# 7. CONCLUSION

The indices of abundance are generally treated as the main information that needs to be fitted well by an assessment model (Francis 2011), this is under the hypothesis that the population would decrease with fishing (and vice versa) and that the indices would detect the effect of fishing. The South EPO swordfish stock assessment departs considerably from this hypothesis, as the indices seem to indicate that the higher catches could be sustained due to increases in productivity or movement from the South WCPO, or the indices are showing only changes in availability of swordfish, or a mix of these. The increase in productivity hypothesis is not supported by some of the composition data. This can be the result of model misspecification which, if addressed and once resolved, may reconcile the data components. Alternative data sources may be needed to discriminate among those hypotheses. Regardless of the high uncertainty, all the models estimated that the stock did not breach the suggested biomass and fishing limit reference points but may be approaching the target reference points. Thus, the stock should be closely monitored.

The review of external evidence suggests that the hypothesis of increase in productivity cannot be ruled out, as it seems that the extreme increase in jumbo squid may have favored the swordfish stock, perhaps even in detriment of other stocks (Alarcón-Muñoz et al, 2008 suggest that decreases in the Chilean hake population, an important pray of jumbo squid in the region, may be due to the increase in jumbo squid).

Here we modelled change in productivity as change in recruitment. The real process may be, however, connected to other parameters, such as changes in adult natural mortality, because the energy provided by the abundance of prey may translate into increased recruitment, survival, or changes in growth. If there is a real increase in abundance of swordfish in the South EPO and this increase is associated with the increase in jumbo squid, the management actions should consider the possibility of that source of energy decreasing in the future and the swordfish population returning to a lower productivity state.

The increases in the indices of abundance with the increase in catches was the feature that dominated the focus of this assessment. Lowering natural mortality (sensitivity runs), however, was more influential in the stock status than any of those hypotheses. If the natural mortality for the stock was lower in general, the stock would be experiencing higher fishing intensity and would be in a lower population size than the levels corresponding to the suggested LRPs. Natural mortality and potential changes in natural mortality due to increase in prey abundance should be explored in the future.

### 8. RESEARCH RECOMMENDATIONS

In addition to the research recommendations from the participants of the SWO-01 (<u>SWO-01-REP</u>), the following research should be undertaken:

### Stock structure:

Research into stock structure of swordfish in the Pacific Ocean should be continued. Studies that associate archival tagging with genomic information seem to be promising (e.g., Aguila et al <u>presentation to the SWO-01</u>, <u>SWO-01-REP</u>). The connectivity between the WCPO stock and the EPO stock should be studied with a well-designed electronic tagging study, which should tag fish between longitudes 150°W to 130°W, both in the equatorial areas and in the temperate areas around 35°S to 40°S.

### Data:

<u>Catch</u>: The catch reporting needs to be improved for some CPCs such as Central and South American nations. The catches need to be reported at minimum by gear, quarter, with indication of the area of origin and in the original unit they were recorded (by weight or by number), to avoid relying on arbitrary assumptions to partition it. The catches should be reported on a 5° latitude by 5° longitude by month resolution as required by Resolution <u>C-03-05</u>, both in numbers and in weight, if those two units are recorded. The availability of both numbers and weight allows for the estimation of average weight in space and time, which may be informative on both biological and fisheries processes.

<u>Indices of abundance</u>: The indices of abundances were obtained from standardization of operational level (set-by-set) or fine-resolution catch and effort data. The indices should continue to be obtained from operational level data and more covariables should be included. Effort measures in numbers of hooks by set should be included in the set-by set data for the Spanish fleet, and data for sets that caught no swordfish should also be included to be able to standardize the CPUE adequately.

Other variables that may contribute to increase in catchability should be recorded in the logbooks such as the number and color of light sticks (Hazin et al. 2005), and the use of satellite services to find the ideal oceanographic conditions for high swordfish catch rates (Ward and Hindmarsh, 2007). Data on the catches of other species should be included as it may be useful for modelling changes in target species or fishing strategy (e.g., Hoyle et al, 2019).

Despite the lack of important fishing strategy catchability covariates, the increase shown in several types of indices of different fleets and gears raised the hypotheses of changes in availability. Conditions that may be causing changes in availability need to be elucidated. Thus, studies to identify favorable oceano-graphic conditions for high swordfish CPUE (specifically presence of warm-core eddies) and to track

changes of those conditions over time should be done to evaluate if the hypothesis of increase in availability is plausible.

Spatiotemporal models: expanding the spatial domain of the CPUE standardization using spatiotemporal models to include the western and central Pacific Ocean should be done so that alternative stock structure hypotheses could be modelled more adequately.

<u>Composition data</u>: The composition data was influential in the results of some of the models. While length-frequency data was available through the submission to the IATTC under the Data Provision Resolution <u>C-03-05</u>, there is no meta-data information associated with these data to understand the sampling and the methodology for estimating the length frequency for the total catch of the fleet. Meta-data information on sample size, sample design and methodology should be reported so that data could be better represented in the assessment model and in the standardization models. For example, the amount of length-frequency data for the Spanish fleet equated to the catch in numbers, indicating that the values submitted had been raised to the catch total. However, the length-frequency data showed different spatial distribution than the catches, with some high catch areas having no samples. Some fleets have very limited samples that appear not to be representative of the catches, in those cases the sampling design should be revised, and the sample sizes increased.

Male and female swordfish differ not only in their life history parameters but also in their behavior and movement patterns (Palko *et al.* 1981; DeMartini *et al.* 2000; Dewar *et al.* 2011, Moore 2022). The only sex-specific data available for this assessment were the data for the Chilean fleet. It is commendable that Chile has such a thorough sampling program. The other fleets should implement data collection by sex so aspects of the life history and specially of the movements and habitat utilization can be elucidated, to best model the growth, natural mortality and selectivity by sex. The Chilean conditional age-at-length data was not used in this assessment because the time step chosen for the population dynamics was quarter, while the data was available in an annual scale. In the future, the data could be disaggregated into quarters and used to better estimate growth and natural mortality by sex and explore temporal changes in those parameters.

## Modelling:

This assessment showed that there are at least four hypotheses that can explain the paradoxical patterns of increasing indices of abundance with simultaneous increase in catches. The available data does not contain the information necessary to be able to indicate which hypothesis is more plausible. Other types of data may need to be collected with that aim. For example, the feasibility of implementing close-kin mark recapture (e.g., <u>SAC-12-14</u>) to estimate abundance (and natural mortality, movement, and stock structure) should be evaluated.

Future work may consider the use of multispecies models, predator-prey models or models of intermediate complexity for ecosystem assessments (*e.g.*, Plaganyi *et al*. 2022) to explore the hypothesis of increase in productivity raised in this assessment. The influence of jumbo squid abundance on natural mortality and growth of swordfish, in addition to recruitment, should also be investigated to determine if it can reconcile the conflict between the composition data and the indices of abundance.

## Reference points:

Target and limit reference points and a harvest control rule should be adopted for the South EPO stock by the IATTC. Interim references points proposed in SAC-14-INF-O should be considered for adoption while final reference points are formally tested through a management strategy evaluation process.

## 9. ACKNOWLEDGEMENTS

The staff is grateful to the national scientists and authorities of Chile, Spain, Japan, Korea and Ecuador for sharing confidential data and information, and collaborating in several studies supporting this assessment,

and to the participants of the 1<sup>st</sup> Technical Workshop on Swordfish in the South EPO (<u>SWO-01</u>) for suggestions and recommendations.

### **10. REFERENCES- REFERENCIAS**

- Alarcón-Muñoz, R., Cubillos, L., Gatica, C. 2008. Jumbo squid (*Dosidicus gigas*) biomass off central Chile: effects on Chilean hake (*Merluccius gayi*). CalCOFI Rep., Vol. 49: 157-166/
- Arkhipkin, A., Argüelles, J., Shcherbich, Z., Yamashiro, C. Ambient temperature influence adult size and life span in jumbo squid *Dosidicus gigas*
- Barría Martínez, P., González Pizarro, A., Devia Cortés, Mora Opazo, S., Miranda Pérez, H., Barraza Sáez, A., Cerna Troncoso, F., Cid Mieres, L., Ortega Carrasco, J.C., 2019. Informe Final. Convenio de Desempeño 2018. Seguimiento Pesquerías Recursos Altamente Migratorios. Aspectos biológico pesqueros, año 2018. Instituto de Fomento Pesquero.
- Carvalho, F., Winker, H., Courtney, D., Kapur, M., Kell, L., Cardinale, M., Schirripa, M., Kitakado, T., Yemane, Y., Piner, K.R., Maunder, M.N., Taylor, I., Wetzel, C.R., Doering, K., Johnson, K.F., Methot, R.D. 2021. A cookbook for using model diagnostics in integrated stock assessments. Fisheries Research 240. doi.org/10.1016/j.fishres.2021.105959
- Cerna, J. F. 2009. Age and growth of the swordfish (*Xiphias gladius* Linnaeus, 1758) in the southeastern Pacific off Chile (2001). Latin American Journal of Aquatic Research 37(1): 59-69.
- Claramunt, G., G. Herrera, M. Donoso and E. Acuña. 2009. Spawning period and fecundity of swordfish (*Xiphias gladius*) caught in the southeastern Pacific. Latin American Journal of Aquatic Research 37(1): 29-41.
- Cope, J.M., Punt, A.E., 2011. Reconciling stock assessment and management scales under conditions of spatially varying catch histories. Fisheries Research 107: 22–38
- Csirke, J., Alegre, A., Argüelles, J., Guevara-Carrasco, R., Mariátegui, L., Segura, M., Tafúr, R. and Yamashiro, C. 2015 Main Biological and fishery aspects of the Jumbo squid in the Peruvian Humboldt Current System. South Pacific Regional Fisheries Management Organisation. 3rd Meeting of the Scientific Committee SC-03-27
- DeMartini, E. E., J. H. Uchiyama, R. L. Humphreys Jr., J. D. Sampaga and H. A. Williams. 2007. Age and growth of swordfish (*Xiphias gladius*) caught by the Hawaii-based pelagic longline fishery. Fishery Bulletin 105: 356–367.
- Dewar, H., Prince, E.D., Musyl, M.K., Brill, R.W., Sepulveda, C., Luo, J., Foley, D., Orbesen, E. S., Domeier, M.L., Nasby-Lucas, N., Snodgrass, D., Laurs, R.M., Hoolihan, J.P., Block, B.A., McNaughton, L.M. (2011) Movements and behaviours of swordfish in the Atlantic and Pacific Oceans examined using pop-up satellite archival tags. *Fisheries Oceanography*, 20: 219–241.
- Durán Gómez, G.S., Nagai, T., Yokawa, K. 2020. Mesoscale Warm-Core Eddies Drive Interannual Modulations of Swordfish Catch in the Kuroshio Extension System. Front. Mar. Sci. 7:680. doi: 10.3389/fmars.2020.00680
- Espíndola, F., Vega, R., Yáñez, E. 2009. Identification of the spatial-temporal distribution pattern of swordfish (Xiphias gladius) in the southeastern Pacific. Latin American Journal of Aquatic Research, 37(1): 43-57.
- Espíndola, F., Yáñez, E., Barbieri, M.A. 2011. El Niño Southern Oscillation and spatial-temporal variability of the nominal performances of swordfish (*Xiphias gladius*) in the southeastern Pacific. Revista de Biología Marina y Oceanografía 46(2): 231-242
- Evans, K., Abascal, F., Kolody, D., Sippel, T., Holdsworth, J., Maru, P. 2014. The horizontal and vertical dynamics of swordfish in the South Pacific Ocean. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 450: 55–67.

- Finucci, B., Griggs, L., Sutton, P., Fernandez, D., Anderson, O. 2021. Characterisation and CPUE indices for swordfish (*Xiphias gladius*) from the New Zealand tuna longline fishery, 1993 to 2019. New Zealand Fisheries Assessment Report 2021/07.
- Francis, R.I.C.C. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 68(6): 1124-1138. https://doi.org/10.1139/f2011-025.
- Goodyear, C. P. 1993. Spawning stock biomass per recruit in fisheries management: foundation and current use. In S. J. Smith, J. J. Hunt and D. Rivard [ed.] Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 120: 67-81. https://www.iattc.org/GetAttachment/86c09697-ff71-4b6c-9d65-3cec53d762ae/Meeting-SWO-01%20report
- Guevara-Carrasco R., Bertrand A. (Eds.). 2017. Atlas de la pesca artesanal del mar del Perú. Edición IMARPE-IRD, Lima, Perú, 183 pp.
- Hazin, H.G., Hazin, F.H.V., Travassos, P., Erzini, K.2005. Effect of light-sticks and electralume attractors on surface-longline catches of swordfish (*Xiphias gladius*, Linnaeus, 1959) in the southwest equatorial Atlantic. Fisheries Research 72: 271–277.
- Hinton, M.G. and Deriso, R.B. (1998) Distribution and stock assessment of swordfish, Xiphias gladius, in the eastern Pacific Ocean from catch and effort data standardized on biological and environmental parameters. Proceedings of the International Symposium on Pacific Swordfish, December 10-13, 1994. Ensenada, Mexico. NOAA Technical Report 142. 161-179
- Hinton, M.G. and Maunder, M.N. 2012. Status of swordfish in the eastern Pacific Ocean in 2010 and outlook for the future. IATTC Stock Assessment Report 12. Status of the tuna and billfish stocks in 2010.
  Pag. 133 177
- Ibáñez, C.M., González, C., Cubillos, L. 2004. Dieta del pez espada *Xiphias gladius* Linnaeus, 1758, en aguas oceánicas de Chile central en invierno de 2003. Invest. Mar., Valparaíso, 32(2): 113-120.
- Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A., Minami, M. 2013. Defining population spatial units: Simultaneous analysis of frequency distributions and time series. Fisheries Research 139: 85–92.
- Lin, Q., Zhu, J. 2020. Topology-based analysis of pelagic food web structure in the central and eastern tropical Pacific Ocean based on longline observer data. Acta Oceanol. Sin. 39 (6): 1–9.
- Lu, C. P., Chen, C. A., Hui, C. F., Tzeng, T. D., & Yeh, S. Y. 2006. Population genetic structure of the swordfish, *Xiphias gladius* (Linnaeus, 1758), in the Indian Ocean and west pacific inferred from the complete DNA sequence of the mitochondrial control region. Zoological studies, 45(2): 269-279.
- Lu, C-H, Smith, B.L., Hinton, M.G., Alvarado Bremer, J.R. 2016. Bayesian analyses of Pacific swordfish (*Xiphias gladius* L.) genetic differentiation using multilocus single nucleotide polymorphism (SNP) data. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 482:1-17. http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2016.03.010
- Martínez-Ortiz J, Aires-da-Silva AM, Lennert-Cody CE, Maunder MN (2015) The Ecuadorian Artisanal Fishery for Large Pelagics: Species Composition and Spatio-Temporal Dynamics. PLoS ONE 10(8): e0135136. doi:10.1371/journal.pone.0135136
- Maunder, M.N., Thorson, J.T., Xu, H., Oliveros-Ramos, R, Hoyle, S.D., Tremblay-Boyer, L. Lee, H.H., Kai, M., Chang, S.-K., Kitakado, T., Albertsen, C.M., Minte-Vera, C.V., Lennert-Cody, C.E., Aires-da-Silva, A.M., Piner, K.R. 2020a. The need for spatio-temporal modeling to determine catch-per-unit effort based indices of abundance and associated composition data for inclusion in stock assessment models. Fisheries Research 229 https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105594
- Mejuto, J., and B. García-Cortés. 2005. Update of scientific and technical information on the activity of the EU-Spanish surface longline fleet targeting the swordfish (*Xiphias gladius*) in the Pacific, with special reference to recent years: 2002 and 2003. Manuscript. Doc BSTC 2005, Lanzarote, Spain, June 26-27, 2005: 17 p.

- Methot, R.D., and Wetzel, C.R. 2013. Stock synthesis: a biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. Fisheries Research 142: 86-99.
- Methot, R.D., and Wetzel, C.R., Taylor, I.G., and Doering, K. 2020. Stock Synthesis User Manual Version 3.30.15. NOAA Fisheries Seattle, WA. NOAA. Processed Report NMFS-NWFSC-PR-2020-05
- Methot, R.D., Taylor, I.G. 2011. Adjusting for bias due to variability of estimated recruitments in fishery assessment models. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 68: 1744–1760
- Minte-Vera, C.V., Maunder, M.N., Xu, H., Valero, J.L. Lennert-Cody, C.E., Aires-da-Silva, A. 2020. Yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean, 2019: benchmark assessment. 11th meeting of the Scientific Advisory Committee. Document SAC-11-07. Available from: https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2020/SAC-11/Docs/\_English/SAC-11-07-

MTG\_Yellowfin%20tuna%20benchmark%20assessment%202019.pdf

- Minte-Vera,C.V., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A. 2021. Auxiliary diagnostic analyses used to detect model misspecification and highlight potential solutions in stock assessments: application to yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. ICES Journal of Marine Science. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab213
- Montecino, V., Lange, C.B. 2009. The Humboldt Current System: Ecosystem components and processes, fisheries, and sediment studies. Progress in Oceanography 83: 65–79
- Moore, B.R. 2020.Biology, stock structure, fisheries and status of swordfish, *Xiphias gladius*, in the Pacific Ocean a review. NIWA Client Report 20200361WN. National Institute of Water and Atmospheric Research, Wellington, NZ. 46 p.
- Olson, D. B., Hitchcock, G.L., Mariano, A.J., Ashjian, C.J., Peng, G., Nero, R.W., Podestá, G. P. 1991. Life on the edge: marine life and fronts. Oceanography 7(2): 52-60.
- Palko, B.J., Beardsley, G.L., Richards, W.J. (1981) Synopsis of the biology of the swordfish, *Xiphias gladius* Linnaeus. FAO Fisheries Synopsis No. 127.
- Patterson, T., Evans, K., Hillary, R. 2021. Broadbill swordfish movements and transition rates across stock assessment spatial regions in the western and central Pacific. Western and Central Pacific Fisheries Commission. Scientific Committee Seventeenth Regular Session. WCPFC-SC17-2021/SA-IP-17
- Plaganyi, E., Blamey, L.K., Rogers, J.G.D., Tulloch, V.J.D. 2022. Playing the detective: Using multispecies approaches to estimate natural mortality rates. Fisheries Research 249: 106229. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106229
- Prants, S.V. 2022. Marine life at Lagrangian fronts. Progress in Oceanography. 204: 102790. https://doi.org/10.1016/j.pocean.2022.102790
- Ramos-Cartelle, A., Fernández-Costa, J., García-Cortés, B., Mejuto, J. 2021. Updated standardized catch rates for the north Atlantic stock of swordfish (*Xiphias gladius*) from the Spanish surface longline fleet for the period 1986-2019. SCRS/2021/087 Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 78(7): 94-108
- Reeb, C.A, Arcangeli, L., Block, B.A. 2000. Structure and migration corridors in Pacific populations of the swordfish *Xiphias gladius*, as inferred through analyses of mitochondrial DNA. Marine Biology 136: 1123-1131.
- Sáez, A. P. B., Martínez, P.B., Miranda, H., 2020. Estimación de un modelo estadístico para la CPUE estandarizada en la pesquería de especies altamente migratorias. Infome. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.
- Scales, K.L., Hazen, E.L., Jacox, M.G., Castruccio, F., Maxwelle, S.M., Lewison, R.L., Bograd, S.J. 2018. Fisheries bycatch risk to marine megafauna is intensified in Lagrangian coherent structures PNAS 7362–7367.

- Sepulveda, C.A., Wang, M., Aalbers, S.A., Alvarado-Bremer, J.R. 2020. Insights into the horizontal movements, migration patterns, and stock affiliation of California swordfish. Fisheries Oceanography 29:152–168.
- Suda, A., Shaefer, M.B. 1965. General review of the Japanese tuna long-line fishery in the eastern tropical Pacific Ocean 1956-1962. Available from: <u>https://www.iattc.org/GetAttachment/02d462c2-a703-4ce4-ae4a-ff81f8ad76fd/Vol-9-No-6-1965-SUDA,-AKIRA,-and-MILNER-B-SCHAEFER\_General-review-of-the-Japanese-tuna-long-line-fishery-in-the-eastern-tropical-Pacific-Ocean-1956-1962.pdfThiel, M., Macaya,E.C., Acuña, E., Arntz, W.E. et al. 2007. The Humboldt current system of northern and central Chile: Oceanographic processes, ecological interactions and socioeconomic feedback. Oceanography and Marine Biology: An Annual Review, 45: 195-344</u>
- Uchiyama, J.H., E.E. DeMartini and H.A. Williams. 1999. Length-weight interrelationships for swordfish, *Xiphias gladius* L., caught in the central north Pacific. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-284, 82 p.
- Ward, P., Hindmarsh, S. 2007. An overview of historical changes in the fishing gear and practices of pelagic longliners, with particular reference to Japan's Pacific fleet. Review Fish Biology and Fisheries 17:501– 516. doi 10.1007/s11160-007-9051-0
- Waterhouse, L., Sampson, D.B., Maunder, M., Semmens, B.X. 2014. Using areas-as-fleets selectivity to model spatial fishing: asymptotic curves are unlikely under equilibrium conditions. Fisheries Research 158:15-25. <u>https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.01.009</u>
- Xu, H., Maunder, M.N., Minte-Vera, C., Valero, J.L., Lennert-Cody, C., Aires-da-Silva, A.2020. Bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean, 2019: benchmark assessment. Inter-American Tropical Tuna Commission. 11th meeting of the Scientific Advisory Committee. Document SAC-11-06. Available from: https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2020/SAC-11/Docs/\_English/SAC-11-06-MTG\_Bigeye%20tuna%20benchmark%20assessment%202019.pdf
- Zambrano-Zambrano, R.W., Mendoza-Moreira, P.E., Gómez-Zamora, W., Varela, J.L, 2019. Feeding ecology and consumption rate of broadbill swordfish (*Xiphias gladius*) in Ecuadorian waters. Marine Biodiversity. 49:373–380
- Zeidberg, L.D., Robison, B.H. 2007. Invasive range expansion by the Humboldt squid, *Dosidicus gigas*, in the eastern North Pacific. 104 (31) 12948-12950. <u>https://doi.org/10.1073/pnas.0702043104</u>





**FIGURA 1.** Modelo conceptual para el pez espada del OPO sur (Barría Martínez et al. 2020) superpuesto sobre un mapa de las áreas conocidas de reproducción y ciclo vital temprano (compilado por Lu et al. 2016).



**FIGURE 2.** A: Map of distant water longline catches (t) of swordfish, *Xiphias glad*ius, by decade and 5° square from the Pacific Ocean, a) 1979–1988, b) 1989–1998, c) 1999–2008, d) 2009–2018 compiled by Moore (2021) overlayed with the regions corresponding to the three stock structure assumptions. **B**: Areas used for fishery definitions (Table 2) for each stock structure hypothesis. The areas for H1 are the same as in the 2011 assessment. The areas for H2 are based on tree analyses of the length frequencies, which are extended into the WCPO for H3.

**FIGURA 2. A:** Mapa de capturas palangreras en aguas lejanas (t) de pez espada, *Xiphias glad*ius, por década y cuadrícula de 5° del Océano Pacífico, a) 1979–1988, b) 1989–1998, c) 1999–2008, d) 2009–2018, compilado por Moore (2021), superpuesto con las regiones correspondientes a los tres supuestos de estructura de la población. **B:** Áreas utilizadas para las definiciones de las pesquerías (Tabla 2) para cada hipótesis de estructura de la población. Las áreas para H1 son las mismas que las de la evaluación de 2011. Las áreas para H2 se basan en análisis de árbol de las frecuencias de talla, que se extienden al OPOC para H3.



**FIGURE 3.** Annual catches (in weight) of swordfish in the EPO south of 10°N by fishing gear and corresponding CPC included in the stock assessment of swordfish for the South EPO.. The CPC abbreviations are: BLZ – Belize, CHL – Chile, CHN – China, COL - Colombia, CRI – Costa Rica, ECU – Ecuador, ESP – Spain, GTM – Guatemala, HND – Honduras, JPN – Japan, KOR – Korea, NIC – Nicaragua, PAN – Panamá, PER – Perú, PRT – Portugal, PYF – French Polynesia, SLV – El Salvador, TWN – Chinese Taipei, URY – Uruguay, VUT – Vanuatu. The gear abbreviations are HAR – Harpoon, LL – Longline, GN – Gillnet.

**FIGURA 3.** Capturas anuales (en peso) de pez espada en el OPO al sur de 10°N, por arte de pesca y CPC correspondiente incluidas en la evaluación de la población de pez espada del OPO sur. Las abreviaturas de los CPC son: BLZ - Belice, CHL - Chile, CHN - China, COL - Colombia, CRI - Costa Rica, ECU - Ecuador, ESP - España, GTM - Guatemala, HND - Honduras, JPN - Japón, KOR - Corea, NIC - Nicaragua, PAN - Panamá, PER - Perú, PRT - Portugal, PYF - Polinesia Francesa, SLV - El Salvador, TWN - Taipéi Chino, URY - Uruguay, VUT - Vanuatu. Las abreviaturas de las artes de pesca son HAR - Arpón, LL - Palangre, GN - Red agallera.



**FIGURE 4.** Catches of swordfish (in weight) by fishing gear and type of fishery corresponding to the three stock-structure hypotheses, areas for fishery definitions (Table 2) and neighbor areas assumed in the stock assessment of swordfish for the south EPO. The rectangles indicate the catches included in each stock structure hypothesis.

**FIGURA 4.** Capturas de pez espada (en peso) por arte de pesca y tipo de pesquería, correspondientes a las tres hipótesis de estructura de la población, áreas para las definiciones de las pesquerías (Tabla 2) y áreas adyacentes supuestas en la evaluación del pez espada del OPO sur. Los rectángulos indican las capturas incluidas en cada hipótesis de estructura de la población.



**FIGURE 5.** Seasonality of the catches of swordfish (in weight) by fishing gear and type of fishery corresponding to the stock structure hypotheses, areas for fishery definitions (Table 2) and neighboring areas for the stock assessment of swordfish for the south EPO.

**FIGURA 5.** Estacionalidad de las capturas de pez espada (en peso) por arte de pesca y tipo de pesquería, correspondiente a las hipótesis de estructura de la población, áreas para las definiciones de las pesquerías (Tabla 2) y áreas adyacentes para la evaluación del pez espada del OPO sur.



**FIGURE 6a.** Spatial domains maps (area corresponding to the indices) and estimated indices (and 95% confidence interval) included in the assessment models.

**FIGURA 6a.** Mapas de dominios espaciales (área correspondiente a los índices) e índices estimados (e intervalo de confianza de 95%) incluidos en los modelos de evaluación.


**FIGURE 6b.** Nominal and standardized gillnet CPUE (and 95% confidence interval for the estimated year effect) for the Chilean fleet (from: Sáez et al. 2020 and Sáez <u>presentation to SWO-01</u>) **FIGURA 6b.** CPUE de redes agalleras nominal y estandarizada (e intervalo de confianza de 95% para el efecto de año estimado) para la flota chilena (de: Sáez et al. 2020 y <u>presentación de Sáez en SWO-01</u>).





**FIGURA 7.** Comparación de los índices de Japón de la evaluación de 2011 y de SAC-13 INF-M, agregados en área costera y de alta mar.



**FIGURE 8.** Biological assumptions for the swordfish assessment in the south EPO. **A:** Assumed mean length at age for males and females, the shaded region represents variation in length-at-age, assuming a CV = 10% (mean ± 1.96 standard deviations). **B:** Length-weight relationship for males and females. **C.** Maturity at age for females. **D.** Fecundity at age for females.

**FIGURA 8.** Supuestos biológicos para la evaluación del pez espada del OPO sur. **A:** Talla promedio por edad supuesta para machos y hembras, el área sombreada representa la variación en talla por edad, suponiendo un CV = 10% (promedio ± 1.96 desviaciones estándar). **B:** Relación talla-peso para machos y hembras. **C.** Madurez por edad para las hembras. **D.** Fecundidad por edad para las hembras.



**FIGURE 9.** Average length compositions weighted by the sample sizes associated with fisheries and indices. The observed values are shown as shaded area and the values predicted by the M0 model are shown as lines.

**FIGURA 9.** Composiciones por talla promedio ponderadas por los tamaños de muestra asociados a las pesquerías y los índices. Los valores observados se muestran como áreas sombreadas y los valores predichos por el modelo M0 se muestran como líneas.



**FIGURE 10.** Selectivity functions estimated from the reference model M0, for fisheries and for indices. **FIGURA 10.** Funciones de selectividad estimadas a partir del modelo de referencia M0, para pesquerías y para índices.



**FIGURE 11a.** Landings (t), aggregated by fishery and season, for the initial reference model and models that assume the stock structure hypothesis H2.

**FIGURA 11a**. Descargas (t), agregadas por pesquería y estación, para el modelo de referencia inicial y los modelos que suponen la hipótesis de estructura de población H2.



**FIGURE 11b.** Spawning biomass ratio  $(SSB_t/SSB_{F=0,t})$  and recruitment deviations for the initial reference model M0 and its age structure production model (ASPM) and catch curve analysis (CCA) diagnostics. **FIGURA 11b.** Cociente de biomasa reproductora  $(SSB_t/SSB_{F=0,t})$  y desviaciones del reclutamiento para el modelo de referencia inicial M0 y sus diagnósticos de modelo de producción estructurado por edad (ASPM) y análisis de curva de captura (ACC).



**FIGURE 11c.** Fit to the indices of abundance of the initial reference model M0 and its ASPM and CCA diagnostics.

**FIGURA 11c.** Ajuste a los índices de abundancia del modelo de referencia inicial M0 y sus diagnósticos de ASPM y ACC.



**FIGURE 11d.** Obseved mean length and its expected uncertainty and mean length predicted by the initial reference model and the CCA diagnostic.

**FIGURA 11d.** Talla promedio observada y su incertidumbre esperada, y talla promedio predicha por el modelo de referencia inicial y el diagnóstico de ACC.



**FIGURE 12.** Estimated spawning biomass, recruitment deviations, for the 2011 assessment, update model (H1) and initial reference model M0.

**FIGURA 12.** Biomasa reproductora estimada, desviaciones del reclutamiento, para la evaluación de 2011, modelo actualizado (H1) y modelo de referencia inicial M0.



**FIGURE 13.** Estimated spawning biomass, recruitment deviations, depletion and recruitment estimate for the reference model M0, estimate natural mortality model (M0\_natMest), M=0.2 (M0\_natM0\_2) and h=0.75 (M0\_h075) sensitivity models.

**FIGURA 13.** Biomasa reproductora estimada, desviaciones del reclutamiento, estimación de reducción y reclutamiento para el modelo de referencia M0, modelo de mortalidad natural estimada (M0\_natMest), modelos de sensibilidad M=0.2 (M0\_natM0\_2) y h=0.75 (M0\_h075).





**FIGURA 14.** Arriba: desviaciones del reclutamiento. Abajo: Estimaciones de reclutamiento absoluto para el modelo de referencia inicial MO y los modelos correspondientes a las cuatro hipótesis que explican el aumento simultaneo de los índices de abundancia y las capturas.



**FIGURE 15.** Spawning biomass for the initial reference model M0, and the models corresponding to the four hypotheses that explain the simultaneous increase in indices of abundance and catches. **FIGURA 15.** Biomasa reproductora para el modelo de referencia inicial M0 y los modelos correspondientes a las cuatro hipótesis que explican el aumento simultaneo de los índices de abundancia y las capturas.



**FIGURE 16.** Ratio of the estimated spawning stock biomass and the virgin spawning stock biomass (equilibrium) for the models corresponding to the four hypotheses that explain the simultaneous increase in indices of abundance and catches and the model corresponding to the stock structure hypothesis H1 (north boundary at 5°S). Note that M4 corresponds to the stock structure hypothesis H3 (western boundary at 170°W).

**FIGURA 16.** Razón entre la biomasa de la población reproductora estimada y la biomasa de la población reproductora virgen (equilibrio) para los modelos correspondientes a las cuatro hipótesis que explican el aumento simultáneo de los índices de abundancia y las capturas y el modelo correspondiente a la hipótesis de estructura de la población H1 (límite norte en 5°S). Nótese que el modelo M4 corresponde a la hipótesis de estructura de la población H3 (límite occidental en 170°O).



**FIGURE 17.** Ratio of the estimated spawning stock biomass and spawning stock biomass with no fishing (dynamic) for the models corresponding to the four hypotheses that explain the simultaneous increase in indices of abundance and catches and the model corresponding to the stock structure hypothesis H1 (north boundary at 5°S). Note that M4 corresponds to the stock structure hypothesis H3 (western boundary at 170°W).

**FIGURA 17.** Razón entre la biomasa de la población reproductora estimada y la biomasa de la población reproductora sin pesca (dinámica) para los modelos correspondientes a las cuatro hipótesis que explican el aumento simultáneo de los índices de abundancia y las capturas y el modelo correspondiente a la hipótesis de estructura de la población H1 (límite norte en 5°S). Nótese que el modelo M4 corresponde a la hipótesis de estructura de la población H3 (límite occidental en 170°O).



**FIGURE 18.** Fishing intensity (1-SPR) for the models corresponding to the four hypotheses that explain the simultaneous increase in indices of abundance and catches and the model corresponding to the stock structure hypothesis H1 (north boundary at 5°S). Note that M4 corresponds to the stock structure hypothesis H3 (western boundary at 170°W). Fishing intensity is a proxy for fishing mortality, based on SPR (proportion of the spawning biomass produced by each recruit with fishing relative to biomass per recruit in the unfished condition, Goodyear 1993). Large SPR are indicative of low fishing mortality, thus a proxy for fishing mortality is 1-SPR.

**FIGURA 18.** Intensidad de pesca (1-SPR) para los modelos modelos correspondientes a las cuatro hipótesis que explican el aumento simultáneo de los índices de abundancia y las capturas y el modelo correspondiente a la hipótesis de estructura de la población H1 (límite norte en 5°S). Nótese que el modelo M4 corresponde a la hipótesis de estructura de la población H3 (límite occidental en 170°O). La intensidad de pesca es un sustituto de la mortalidad por pesca, con base en SPR (proporción de la biomasa reproductora producida por cada recluta con pesca en relación con la biomasa por recluta en ausencia de pesca, Goodyear 1993). Una SPR alta indica una mortalidad por pesca baja, por lo que 1-SPR es sustituto de la mortalidad por pesca.



Spawning biomass / TRP-Biomasa reproductora / PRL

**FIGURE 19.** Phase plots: Estimated spawning biomass relative to the biomass target reference point (40%SSB<sub>F=0</sub>) versus fishing intensity relative to the suggested targer reference point (F40%) for the models corresponding to the four hypotheses that explain the simultaneous increase in indices of abundance and catches and the model corresponding to the stock structure hypothesis H1 (north boundary at 5°S). Note that M4 corresponds to the stock structure hypothesis H3 (western boundary at 170°W). The dashed lines correspond to the LRP of F20% and 20% SSB<sub>F=0</sub>

**FIGURA 19.** Gráficas de fase: Biomasa reproductora estimada en relación con el punto de referencia objetivo de biomasa (40%SSB<sub>F=0</sub>) frente a la intensidad de pesca en relación con el punto de referencia objetivo sugerido (F40%SPR) para los modelos correspondientes a las cuatro hipótesis que explican el aumento simultáneo de los índices de abundancia y las capturas y el modelo correspondiente a la hipótesis de estructura de la población H1 (límite norte en 5°S). Nótese que el modelo M4 corresponde a la hipótesis de estructura de la población H3 (límite occidental en 170°O). Las líneas punteadas corresponden al PRL de F20% y 20% SSB<sub>F</sub>=0.



**FIGURE 20.** Fisheries impact: estimated trends in spawning biomass, with (red line) and without fishing (blue line), from fits of models corresponding to the four hypotheses that explain the simultaneous increase in indices of abundance and catches and the model corresponding to the stock structure hypothesis H1 (north boundary at 5°S). Note that M4 corresponds to the stock structure hypothesis H3 (western boundary at 170°W). The area between the red and the blue line represents the impact of the fisheries on the spawning biomass.

**FIGURA 20.** Impacto de la pesca: tendencias estimadas de la biomasa reproductora, con (línea roja) y sin (línea azul) pesca, a partir de ajustes de los modelos correspondientes a las cuatro hipótesis que explican el aumento simultáneo de los índices de abundancia y las capturas y el modelo correspondiente a la hipótesis de estructura de la población H1 (límite norte en 5°S). Nótese que el modelo M4 corresponde a la hipótesis de estructura de la población H3 (límite occidental en 170°O). El área entre la línea roja y la línea azul representa el impacto de la pesca en la biomasa reproductora.



**FIGURE 21.** Catches of squids recorded at the FAO database<sup>6</sup>. The main squid species targeted by fisheries in the Pacific Ocean in jumbo squid.

**FIGURA 21.** Capturas de calamares registradas en la base de datos de la FAO. La principal especie de calamar pescada en el Océano Pacífico es el calamar gigante.

<sup>&</sup>lt;sup>6</sup> Available from <u>https://www.fao.org/fishery/en/topic/18238?lang=en</u> (accessed on 03/09/2022)

**TABLE 1.** Annual SWO catches in weight in the eastern Pacific Ocean south of 10°N (as March 9<sup>th</sup>, 2022, see text for details) by flag, gear and year for comparisons only. Catches in the assessment are input in the reported units. Catches for JPN in this table are an approximation done by transforming catch in numbers into weight using average weight for each area for the whole series obtained from other CPCs that report weight and numbers. JPN reports only catch in numbers in 5 by 5 by month resolution. The flag abbreviations are: CHL, Chile; COL, Colombia; CRI, Costa Rica; ECU, Ecuador; GTM, Guatemala; HDN, Honduras; NIC, Nicaragua; PAN, Panamá; PER, Perú; SLV, El Salvador; BLZ, Belize; CHN, China; JPN, Japan—Japón; KOR, Republic of Korea—República de Corea; PRT, Portugal; PYF, French Polynesia—Polinesia Francesa; TWN, Chinese Taipei— Taipei Chino, URY, Uruguay; VUT, Vanuatu; ESP, Spain—España. The gear abbreviations are: HAR – harpoon, LL - longline, GN – gillnet, OTH-other gear.

	Coastal fleets									Distant waters fleets														
	CHL	CHL	CHL	COL	CRI	ECU	ECU	GTM	HND	NIC	PAN	PER	PER	SLV	BLZ	CHN	JPN	KOR	PRT	PYF	TWN	URY	VUT	ESP
	GN	HAR	LL	LL	LL	GN	LL	LL	LL	LL	LL	GN	LL	LL	LL	LL	LL	LL	LL	LL	LL	LL	LL	LL
1945		1455																						
1946		2166																						
1947		1701																						
1948		1209																						
1949		690																						
1950		786											6969											
1951		870											2424											
1952		570											1919											
1953		416											909											
1954		334											707				21							
1955		237											404				16							
1956		386											606				10							
1957		357											606				146							
1958		392											404				112							
1959		555											404				86							
1960		456											404				148							
1961		394											303				655							
1962		297											404				1071							
1963		94											202				1897							
1964		312											909				1983				0			
1965		151											303				1230				0			
1966		175											202				1462				0			
1967		203											1313				1527				31			
1968		175											808				1668				17			
1969		314											1212				5393				6			
1970		243											2424				3449				26			
1971		181											202				2008				18			
1972		141											606				1759				38			
1973		410											1960				3237				30			
1974		218											475				2134				33			
1975		137											160				1902	10			9			
1976		13											298				2995	34			34			
1977		32											424				4237	39			31			
1978		56											440				3884	37			8			
1979		40											190				3999	37			30			
1980		104											218				3408	46			17			
1981		294											92				2999	127			35			

1982		285											156				2814	69			32			
1983		342											240				3454	60			9			
1984		103											346				1862	49			15			
1985		342											93				2488	157			12			
1986	502	245	17										33				3272	316			12			
1987	1624	245	190										74				2895	203			29			
1988	3727	245	483										130				2892	110			38			
1989	4496	245	1083										84				2404	107			111			
1990	3605	245	1105				397						2				2454	430			34			
1991	3041	245	3969	29	107		305						3				2485	586			40			
1992	2556	245	3578		27		395						21				5004	269		2	32			
1993	2488	245	1979		20		29	22					77				2598	286		2	19			
1994	2307	245	1249		27		81						313				2194	256		16	44			
1995	1840	245	509		29		193						7				1449	289		24	8			
1996	385	245	2515		315		0	2					1023				1447	362		25	35			
1997	718	245	3077		1072		0	3		1			24				2010	415		23	29			2018
1998	1605	245	2642	6	419		218			4			99				2219	440		19	34			1302
1999	673	245	2007		99		177			3			42				1160	351		30	81			1121
2000	400	0	1742		407		422	1	192	1			20	2			2004	400		46	608			1807
2001	1087	21	2560		653		537	2	450	7			360	2		316	3757	840		47	1710			3426
2002	1258	15	2799		638		573		238	11			281	20		827	3469	557		4	5471			5629
2003	1006	29	2806		286		229	0	320	12		40	40			982	3035	147		69	3212			5912
2004	1697	13	1564		179		1	0	181	7		28	0	2		483	2139	946		48	2076	343		5607
2005	1987	48	1946		191		111	0	50	2		14	14			350	1535	275		51	917			4962
2006	1766	13	1259		444		811	1				47	47			350	1395	586		57	996			5152
2007	1978	12	1874		242		510	0				29	29	2		166	1504	238		35	708		81	4730
2008	2110	14	672		302		1419	1		2		63	63	3		453	1783	116		44	361		112	6717
2009	2604	20	893		447		1015	7		1		635	0	1	141	479	1960	628		45	549		122	8010
2010	3280	17	1071		673		671	1		7		422	0	1	226	649	2902	669	300	43	927		208	9115
2011	4028	26	895		929		934	3		4		1376	0		510	923	3076	765	82	47	769		114	9674
2012	5168	34	1143		2205		2414			17		2784	0		847	1223	3489	1028	156	64	1024		125	8959
2013	4186	19	652		830		1494			10		1549	0		1265	1537	3182	1347		76	908		178	8466
2014	5463	13	331		1119		2211	20		23		1877	0		298	1531	3366	985	2	89	1158		778	8034
2015	5786	29	218		1366		1851	16		19		311	0		195	1958	3347	1167	509	86	1282		596	9944
2016	6972	41	478		1330	232	3243	20		29	323	459	0		55	1414	3226	1095		77	1941		290	10602
2017	7639	23	260		1250	312	2976			8	486	154	0		78	1831	2689	1289	532	104	2345		486	8902
2018	6570	23	174		1356	287	7397	6		28	230	206	0	4	78	2519	1790	836	815	170	2336		290	11405
2019	8788	16	2		1041	48	6368	5			1301	334	0	0	51	1398	1160	464	777	133	1430		770	10538
2020						598	4642								128	1440	1370	720		133	1628		803	9979

**TABLE 2.** Fisheries defined for the stock assessment of swordfish in the south EPO. Gear: HAR: harpoon; LL: longline; GN: gillnet.

Fishery	Gear	Origin	Area #	Area	Quarter	Catch data	Unit	Fishery abbreviation
F1	LL	Chile	4	Coast	All	Retained catch	t	CHL_LL
F2	All	Chile + Perú	4	Coast	All	Retained catch	t	CHL + PER
F3	LL	Distant waters	3	Offshore	All	Retained catch	t	JPN + Like
F4	LL	Distant waters	4	Coast	All	Retained catch	t	JPN_Coast
F5	LL	Spain	3	Offshore	All	Retained catch	t	ESP_Off
F6	LL	Spain	4	Coast	All	Retained catch	t	ESP_Coast
F7	LL	Chile	4	Coast	All	Retained catch	1,000 s	CHL_LL_num
F8	LL	Distant waters	3	Offshore	All	Retained catch	1,000 s	JPN+Like_num
F9	LL	Distant waters	4	Coast	All	Retained catch	1,000 s	JPN_Coast_num
F10	LL	Spain	3	Offshore	All	Retained catch	1,000 s	ESP_Off_num
F11	LL	Spain	4	Coast	All	Retained catch	1,000 s	ESP_Coast_num
Survey	Gear	Origin	Area #	Area	Quarter	Period	Unit	
11	LL	Japan	4	Coast	All	1976-1993	1,000 s	JPN_index_early_coast
12	LL	Japan	4	Coast	All	1994-2009	1,000 s	JPN_index_mid_coast
13	LL	Japan	4	Coast	All	2009-2019	1,000 s	JPN_index_late_coast
14	LL	Japan	3	Offshore	All	1976-1993	1,000 s	JPN_index_early_oceanic
15	LL	Japan	3	Offshore	All	1994-2009	1,000 s	JPN_index_mid_oceanic
16	LL	Japan	3	Offshore	All	2009-2019	1,000 s	JPN_index_late_oceanic

Stock structure Hypothesis H1: east of 150°W and south of 5°S

## Stock Structure Hypothesis H2: east of 150°W and south of 10°N; H3: as H2 but east of 170°W

Fishery	Gear	Origin	Area H2	Area H3	Quarter	Catch data	Unit	Fishery abbreviation
F1	HAR	Coastal	4, 5	4, 5	All	Retained catch	t	F1_HAR
F2	GN	Coastal	4	4	All	Retained catch	t	F2_GN_A4
F3	GN	Coastal	5	5	All	Retained catch	t	F3_GN_A5
F4	LL	Coastal	4	4	All	Retained catch	t	F4_LL_Coast_A4
F5	LL	Coastal	5	5	All	Retained catch	t	F5_LL_Coast_A5
F6	LL	Spain	2	2,6	All	Retained catch	t	F6_ESP_A2
F7	LL	Spain	3	3, 7	All	Retained catch	t	F7_ESP_A3
F8	LL	Spain	4	4	All	Retained catch	t	F8_ESP_A4
F9	LL	Spain	5	5	All	Retained catch	t	F9_ESP_A5
F10	LL	Distant waters	2	2, 6	All	Retained catch	t	F10_LL_DW_A2
F11	LL	Distant waters	3	3, 7	All	Retained catch	t	F11_LL_DW_A3
F12	LL	Distant waters	4	4	All	Retained catch	t	F12_LL_DW_A4
F13	LL	Distant waters	5	5	All	Retained catch	t	F13_LL_DW_A5
F14	LL	Spain	2	2,6	All	Retained catch	1,000 s	F14_ESP_A2_n
F15	LL	Spain	3	3, 7	All	Retained catch	1,000 s	F15_ESP_A3_n
F16	LL	Spain	4	4	All	Retained catch	1,000 s	F16_ESP_A4_n
F17	LL	Spain	5	5	All	Retained catch	1,000 s	F17_ESP_A5_n
F18	LL	Distant waters	2	2,6	All	Retained catch	1,000 s	F18_LL_DW_Coast_A2_n
F19	LL	Distant waters	3	3, 7	All	Retained catch	1,000 s	F19_LL_DW_Coast_A3_n
F20	LL	Distant waters	4	4	All	Retained catch	1,000 s	F20_LL_DW_Coast_A4_n
F21	LL	Distant waters	5	5	All	Retained catch	1,000 s	F21_LL_DW_Coast_A5_n
Survey	Gear	Origin	Area H2	Area H3		Period		
1	LL	Chile	5	5	2	2000-2019	1,000 s	I1_Chile_Q2
12	LL	Chile	5	5	3	2000-2019	1,000 s	I2_Chile_Q3
13	LL	Japan	2-5	2-5	All	1976-1993	1,000 s	I3_JPN_early
14	LL	Japan	2-5	2-5	All	1994-2009	1,000 s	I4_JPN_mid
15	LL	Japan	2-5	2-5	All	2009-2019	1,000 s	I5_JPN_late
16	LL	Spain	2-5	2-5	1	2000-2019	t	I6_ESP_Q1
17	LL	Spain	2-5	2-5	2	2000-2019	t	I7_ESP_Q2
18	LL	Spain	2-5	2-5	3	2000-2019	t	18_ESP_Q3
19	LL	Spain	2-5	2-5	4	2000-2019	t	19_ESP_Q4

Flag/index name	Data	Summary	Advantages	Disadvantages	Main assumptions	Reference
JPN I3_JPN_early I4_JPN_mid I5_JPN_late	Gear: longline Operational level data (set-by- set) catch and effort (CPUE) data from the logbooks Japa- nese fleet. Catch in numbers, effort number of hooks	Spatiotemporal model using R-INLA. Serie split in three due to changes in fleet strategies. Three indices obtained (1975 to 1993, 1994-2010, 2011- 2019).	Large spatial and tem- poral coverage, standard- ized average weight available, index derived from operational level data through collabora- tion with Japan.	No associated length composition, po- tential changes in catchability over time not removed in the standardization modelling due to lack of covariate val- ues. Indices in a broader temporal scale (year) than the model (quarter), no sea- sonality effect included in the standardi- zation.	Catchability changes are well captured in the three temporal blocks, unraised fisheries length composition represent well the population.	<u>SAC-13-INF-</u> <u>N</u>
<b>CHL</b> I1_Chile_Q2 I2_Chile_Q3	Gear: longline Industrial longline data availa- ble through collaboration with Chile from logbooks, spatial resolution is 2° latitude by 2° longitude. Catch in numbers Port sampling data for age and length composition. Effort in number of hooks.	Spatiotemporal model using VAST with stand- ardized length-frequen- cies (2000 – 2018). Indi- ces for quarter 2 and quarter 3 estimated sep- arately due to changes in spatial anisotropy by quarter.	Large sampling of length and age composition, large coverage of log- books, index derived from fine spatial resolu- tion	Spatial coverage restricted to areas off the Chilean coast, effort decreased over time and fleet ceased to operate in 2019.	Well mixed stock, dy- namic of the stock is cap- tured by an index with restricted spatial cover- age.	Unpublished analyses
CHL Not used	Gear: gillnet Logbook data from the Chilean artisanal gillnet fleet, spatial resolution is 2°latitude by 2°longitude. Catch in numbers. Effort in m <sup>2</sup> of deployed nets. Port sampling data for age and length composition.	Generalized linear model using Tweedie distribu- tion.	Large sampling of length and age composition, large coverage of log- books The gillnet fleet expanded over time, and the industry is flourish- ing, guaranteeing the continuation of the index into the future.	Spatial coverage restricted to areas off the Chilean coast. Effort measure in area of gillnet may not fully represent the ef- fort (which may also depend of soaking time). Index in a broader temporal scale (year) than the model (quarter), no sea- sonality effect included in the standardi- zation.	Well mixed stock, dy- namic of the stock is cap- tured by an index with re- stricted spatial coverage.	Barraza, <i>et al.</i> presentation to SWO- 01,SWO-01- REP
KOR Not used	Gear: longline CPUE with fine spatial resolu- tion (1° by 1°) obtained through collaboration with Ko- rea. Catch in numbers, effort in number of hooks	Spatiotemporal model in- cluding hooks-between- floats effect.	Large coverage of log- books, index show simi- lar trends when com- pared with Japanese fleet.	Spatial coverage restricted to equatorial from 130° to the 150°W, 10°N to 15°S, far from the area where the bulk of the catches are taken.	Well mixed stock, dy- namic of the stock is cap- tured by an index with re- stricted spatial coverage	<u>SAC-13-INF-</u> <u>M</u>
<b>SPN</b> I6_ESP_Q1 I7_ESP_Q2 I8_ESP_Q3 I9_ESP_Q4	Gear: longline CPUE from operational level data available through collabo- ration with Spain. Only positive catches available. Catch in weight, not in numbers. Effort in numbers of set. No infor- mation on numbers of hooks.	Spatiotemporal model us- ing VAST (2005-2020). Unit: kg / sets	Large coverage of log- books, large spatial cov- erage of the fleet in rela- tion to the stock distribu- tion	Catch species composition data available for reduced area (which could allow for inclusion of target effect in the standard- ization model, <i>e.g.</i> , Ramos-Cartelle <i>et al</i> . 2021). Only number of sets available as effort measure for 2005-2017. There is indication that the number of hooks is not constant among sets or overtime (from 2018-2020 data). No gear charac- teristics available.	Number of hooks does not have systematic changes over time or in space. There are no other changes in the fishing strategy that may have in- fluenced the catchability. Anisotropy invariant in space	Unpublished analyses

## **TABLE 3.** Indices of abundance for the South EPO swordfish stock.

Structure	Assumption	Sensitivity	Reference
Starting year	1945		
End year	2019		
Starting condition	Virgin stock		
Temporal scale	Annual model with four seasons in a year		
Spatial scale	One area model, "areas-as-fleet" approach		
Sex	Sex-specific model, with sex-specific growth		
Recruitment function	Beverton-Holt model with steepness h=1	h=0.75	
	0.6 .The bias correction ramp and full bias correction		Methot and Taylor (2011)
Recruitment variability	were estimated using a single iteration of the approach		
,	of Methot and Taylor (2011) as implemented in r4ss.		
Recruitment devia-	1964-2019 constrained to sum to zero		
tions			
Early recruitment de-	1960-1963		
viations			
	1 and 2, season 2 recruitment is estimated relative to		
Recruitment season	season 1		
	0 for ages 1 and 1, 0.6 for age 2, 0.8 for age 3 and 1 for		DeMartini et al. 2007,
Maturity ogive	ages 4 and older		Claramunt et al. 2009
, -			(based on maturity at length)
Fecundity	Equal to mature female biomass		
Natural mortality rate	0.4 -year <sup>1</sup>	0.2 year <sup>1</sup>	
Plus group	18 years (H2/H3) 15 years (H1)		
	von Bertalanffy growth curve with fixed parameters		Cerna (2009)
	females: K = 0.113, Linf = 321, size at age 1 = 118		
Growth	males: K = 0.158, Linf = 279, size at age 1 =122 cm		
Glowth	CV of age 1 = 0.10, CV of oldest age = 0.15, linear inter-		
	polation for ages in between linear growth during age		
	zero, from 10 cm to size at age 1		
Eye to fork length	LJFL = 8.0084 + 1.07064 × EFL for the Japanese fleet		Uchiyama et al. (1999) for the
(EFL) x Lower jaw for	LJFL = 10.502+ 1.062× EFL for the Ecuadorian fleet		Japanese fleet
length (LJFL) relation-			Appendix 1 for the Ecuadorian
ship			fleet
Length-weight rela-	Females Weight (kg) = 3.7 × 10 <sup>-6</sup> LJFL (cm) <sup>3.26</sup> ; and		Unpublished results from Fran-
tionshin	Males Weight (kg) = $4.5 \times 10^{-6} \times \text{LJFL} (\text{cm})^{3.21}$		cisco Cerna
tionship			(IFOP <sup>7</sup> -Chile)
	Population: minimum size= 10 cm, maximum size (accu-		
	mulator size) 350 cm, size intervals = 1cm		
	Data: minimum size= 50 cm, maximum size (accumula-		
Size structure	tor size) 340 cm, size intervals = 10 cm; 70-270 cm,		
	10cm for standardized size composition for Spanish in-		
	dices; 80-300 cm, 20cm for standardized size composi-		
	tion for Chilean indices		
Gilled and gutted	WW= 1.3332 GG (n=1680 about half females and half		Unpublished results from Fran-
weight (GG) to whole	males, R2=0.9947)		cisco Cerna
weight relationship	. ,		(IFOP-Chile)
(ww)			

**TABLE 4**. Model assumptions for the initial reference model M0 and sensitivity models.

<sup>&</sup>lt;sup>7</sup> Instituto de Fomento Pesquero

Likelihood component	Weighting assumption
Catches	CV=0.05
Indices	CV = 0.2 for Japanese indices (plus extra CV estimated for I4_JPN_mid)
	CV as estimated in the standardization model added to an estimated extra CV (except for
	plus I1_Chile_Q2, I2_Chile_Q3, for which it was the extra CV was fixed at 0.1)
Size and age composition	Proxy for sample size X weighting using Francis method (Francis 2011). For the standard-
	ized length composition data associated with the Spanish indices of abundance
	(I6_ESP_Q1, I7_ESP_Q2, I8_ESP_Q3, I9_ESP_Q4) the proxy of sample size was set to 50
	(see Table 6 for final weights)

**TABLE 5.** Data weighting assumptions used in the initial reference model M0 and derived models.

**TABLE 6.** Selectivity assumptions for the fisheries and the indices of abundance, associated composition data and composition data weighting initial reference model M0 and derived models.

Fishery abbreviation	Composition data associated	Weighting	Selectivity function at length
F1_HAR	Length	0.1	Double normal
F2_GN_A4	Length (not fitted)	0	Logistic
F3_GN_A5	Length / Age raised to the catch	0.3 / 1	Mirror F2
F4_LL_Coast_A4	Length (not fitted)	0	Double normal
F5_LL_Coast_A5	Length /Age raised to the catch	1.2 / 1.2156	Mirror F
F6_ESP_A2	Length raised to the catch	0.5	Double normal
F7_ESP_A3	Length raised to the catch	0.4	Double normal
F8_ESP_A4	Length raised to the catch	0.5	Double normal
F9_ESP_A5	Length raised to the catch	0.6	Double normal
F10_LL_DW_A2	Length	0.015	Double normal
F11_LL_DW_A3	Length	0	Mirror F10
F12_LL_DW_A4	Length	0.02307	Double normal
F13_LL_DW_A5	Length	0.026206	Double normal
F14_ESP_A2_n	None	-	Mirror F6
F15_ESP_A3_n	None	-	Mirror F7
F16_ESP_A4_n	None	-	Mirror F8
F17_ESP_A5_n	None	-	Mirror F9
F18_LL_DW_Coast_A2_n	None	-	Mirror F10
F19_LL_DW_Coast_A3_n	None	-	Mirror F11
F20_LL_DW_Coast_A4_n	None	-	Mirror F12
F21_LL_DW_Coast_A5_n	None	-	Mirror F13
Index abbreviation	Composition data associated		Selectivity function at length
I1_Chile_Q2	Standardized length using VAST	0.71254	Double normal
I2_Chile_Q3	Standardized length using VAST	0.53954	Double normal
I3_JPN_early	Length	0.05	Logistic
I4_JPN_mid	Length / Standardized average weight (R-Inla)	0.05 / 1	Spline 3 knots
I5_JPN_late	Length / Standardized average weight (R-Inla)	0.05 / 1	Spline 3 knots
I6_ESP_Q1	Standardized length using VAST	1	Double normal
I7_ESP_Q2	Standardized length using VAST	1	Double normal
18_ESP_Q3	Standardized length using VAST	1	Double normal
19_ESP_Q4	Standardized length using VAST	1	Double normal

**TABLE 7.** Hypotheses that explain the simultaneous increase in indices of abundance and catches in the south EPO and corresponding assessment models.

Hypothesis	Label in figures	Interpretation	Model description
1.Real increase in abundance	Productivity	There is an increasing trend in productivity due to increasing recruitment.	A regime shift in InRo is estimated, as a trend starting in a fixed lower productivity value (InRo for a model for 1945 to 1993)
2.Increased catchabil- ity (availability)	Availability	Increasing indices may be due to a general in- crease in availability of the fish to all the gear. The indices do not represent the abundance of the population.	The catch curve model based on M0 is estimated: The model is fit only to mean weight, age, length, and generalized size-composition data. The change in availability to the indices is com- puted as the difference from the expected values for the indices and the observed indices
3.Increase both in abundance and avail- ability	Productivity and availability	Factors that increase availability may also in- crease abundance	A model like M0 is estimated, the changes in availability are obtained by estimating time-vary- ing catchability parameters for all indices except
4. Stock structure and connectivity	Connectivity	Connectivity from the equatorial area and the southern EPO seems to have increased after 2010, perhaps connectivity between WCPO and EPO also increased.	Like M0 but include the catches in the CPO (areas 6 and 7 in Figure 2 stock structure hypothesis H3)

**TABLE 8.** Support of each data component to each model measured as the difference between the negative log-likelihood (NLL) for the model being analyzed and best fitting model for that data component. The components that have three or more units of maximum difference are shown in bold, except for indices of abundance with variable catchability parameter (q). For those components, the model corresponding to each of the four hypotheses with the highest support by data component is shaded in grey. Since M2 is not fit to indices of abundance, the NLL used for this calculation are the predicted values. M0: initial reference model, M1: Productivity, M2: Availability, M3: Productivity and availability, M4: Connectivity (Larger stock).

Data component	Fishery	M0	M1	M2	M3	M4	Maximum difference	model support, notes
Indices	I1_Chile_Q2	22.3	22.2	32.8	0.0	22.4	32.8	*
	I2_Chile_Q3	21.5	21.0	42.1	0.0	21.6	42.1	*
	I3_JPN_early	0.0	0.0	1.5	0.0	0.0	1.5	M1, M3, M4, **
	I4_JPN_mid	0.8	0.5	59.1	0.0	0.9	59.1	*
	I5_JPN_late	0.1	0.1	0.8	0.0	0.2	0.8	M1, M3, M4, **
	I6_ESP_Q1	0.0	0.7	7.2	1.6	0.1	7.2	*
	I7_ESP_Q2	0.0	0.1	5.2	1.2	0.0	5.2	*
	I8_ESP_Q3	0.0	0.1	10.1	1.9	0.2	10.1	*
	I9_ESP_Q4	0.2	0.0	25.3	3.0	0.5	25.3	*
Average weight	I4_JPN_mid	1.0	0.5	0.4	1.4	1.0	1.4	
	I5_JPN_late	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.2	
Generalized size comps	I1_Chile_Q2	2.9	3.0	0.4	0.0	3.0	3.0	M3
	I2_Chile_Q3	4.2	4.3	0.5	0.0	4.3	4.3	M3
Age comps	F3_GN_A5	1.8	2.0	0.0	7.5	1.4	7.5	M2
	F5_LL_Coast_A5	17.3	17.5	0.5	0.0	17.4	17.5	M3
Length comps	Total	30.4	31.5	0.0	23.1	31.5	31.5	M2
	F1_HAR	0.0	0.0	0.6	1.1	0.0	1.1	
	F2_GN_A4	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.1	
	F3_GN_A5	0.9	1.1	0.0	0.9	0.8	1.1	
	F4_LL_Coast_A4	0.3	0.3	0.0	0.0	0.4	0.4	
	F5_LL_Coast_A5	17.1	17.8	5.1	0.0	17.6	17.8	M3
	F6_ESP_A2	0.2	0.1	0.0	3.7	0.1	3.7	M1, M2, M4
	F7_ESP_A3	13.1	13.9	0.0	3.6	13.6	13.9	M2
	F8_ESP_A4	11.3	11.2	11.5	0.0	11.8	11.8	M3
	F9_ESP_A5	0.2	0.4	7.8	15.6	0.0	15.6	M1, M4
	F10_LL_DW_A2	6.5	5.2	0.0	5.0	6.8	6.8	M2
	F12_LL_DW_A4	0.3	0.0	3.9	1.1	0.4	3.9	M1, M4
	F13_LL_DW_A5	0.1	0.0	2.3	0.4	0.1	2.3	
	<pre>I3_JPN_early</pre>	3.9	4.4	0.0	4.3	4.0	4.4	M2
	I4_JPN_mid	7.3	8.0	0.0	3.2	7.0	8.0	M2
	I5_JPN_late	0.5	0.5	0.0	15.4	0.4	15.4	M2, M4
	I6_ESP_Q1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	
	I7_ESP_Q2	0.2	0.2	0.0	0.0	0.2	0.2	
	I8_ESP_Q3	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.2	
	I9_ESP_Q4	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	

\* Not used in M2, Variable q in M3

\*\* Not used in M2

### **APPENDIX 1. Length composition data from Ecuador**

The size composition data submitted by Ecuador were for years 2018 to 2020. The data was provided in either fork length (FL) or eye-fork length (EFL). In some instances, both measurements were provided. From the paired measurements, a transformation of eye-fork length into fork length was computed using a linear model (Table A2.1, Figure A2.1), on data from area 4 (as defined in Figure 2 H2/H3) and for fish above 50 cm.

<b>TABLE A1.1.</b> Estimated coefficients for the regression of fork length (FL) into eye-fork length (EFI), Im(f	or-
mula = FL ~ EFL), R²= 0.9894, n= 3554.	

Coefficients	Estimate	Standard Error
Intercept	10.502	0.275866
Slope	1.062	0. 001848
Residual standard error	3.2	





**FIGURA A1.1**. Conversión de longitud ojo-cauda furcal a talla furcal basada en datos de Ecuador de 2018-2020 para el Área 4 (Figura 2 H2/H3).

The length composition data reported in EFL was transformed into FL to compute the length frequencies by year and quarter. The length frequencies were also raised to the total catch from Ecuador.



**FIGURE A1.2.** Length composition data submitted from Ecuador raised to the catches. The top panel (a) shows the data by year and quarter, the bottom panel (b) show the aggregated data for a year. **FIGURA A1.2.** Datos de composición por talla presentados por Ecuador expandidos a las capturas. El panel superior (a) muestra los datos por año y trimestre, el panel inferior (b) muestra los datos agregados para un año.

#### **APPENDIX 2. Early model**

An "early" short model (Model 1B) was built by fitting Model 0 to data from 1945 to 1993 (Figures A2.1A-C). The estimated recruitment deviations and estimated spawning biomass trajectory with and without fishing are shown in Figures A2.1D and E. From an age-structure production model based on Model 1B, the early productivity was estimated (as InR0) (Figure A2.2). This value was used as the starting InR0 in the trend in productivity assumed for Models 1 and 3 in order to guarantee that the baseline value for the trend in recruitment would be estimated based only on early data before the indices showed an increase.



**FIGURE A2.1.** Model 1B: Catches 1945- 1993 (A); fit to the I3\_JPN\_early longline index (B); fits to the length composition data (C); estimates of log recruitment deviations (D), Estimated spawning biomass trajectory with and without fishing (trajectory of the spawning biomass of a simulated population of swordfish was never exploited), the area between the red and the blue lines is the impact of fishing (E).

**FIGURA A2.1.** Modelo 1B: capturas 1945-1993 (A); ajuste al índice de palangre I3\_JPN\_early (B); ajustes a los datos de composición por talla (C); estimaciones de las desviaciones logarítmicas del reclutamiento (D); trayectoria estimada de la biomasa reproductora con y sin pesca (trayectoria de la biomasa reproductora de una población simulada de pez espada nunca explotada), el área entre la línea roja y la línea azul es el impacto de la pesca (E).



**FIGURE A2.2.** Model 2: ASPM Early productivity. **A:** fit to the I3\_JPN\_early longline index **B**: Estimated spawning biomass at equilibrium and trajectory with and without fishing.

**FIGURE A2.2.** Modelo 2: ASPM productividad temprana. **A:** ajuste al índice de palangre I3\_JPN\_early; **B**: biomasa reproductora estimada en equilibrio y trayectoria con y sin pesca.





**FIGURE A3.1** Time series of estimated catchability deviations (computed as expected index – observed index) for Model 2.

**FIGURA A3.1.** Series de tiempo de las desviaciones estimadas de la capturabilidad (calculadas como índice esperado - índice observado) para el Modelo 2.



APPENDIX 4. Fits to the indices of abundance of the models according to the hypotheses

**FIGURE A4.1** Fits to the indices of abundance. **FIGURA A4.1.** Ajustes a los índices de abundancia.

# EVALUACIÓN DE REFERENCIA DEL PEZ ESPADA EN EL OPO SUR EN 2019

Carolina Minte-Vera, Mark N. Maunder, Haikun Xu, Juan Valero, Alexandre Aires-da-Silva

ÍNDICE

RESUMEN EJECUTIVO1		103
1.	INTRODUCCIÓN	107
2.	EL MODELO CONCEPTUAL Y SUPUESTOS DE ESTRUCTURA DE POBLACIÓN	107
3.	DATOS	108
3.1.	Capturas	108
3.1.1	1. Estimación de las capturas	108
3.1.2	2. Tendencias de las capturas	109
3.1.3	3. Definiciones de las pesquerías	111
3.2.	Índices de abundancia	112
3.3.	Datos de composición	112
3.4.	Ponderación de datos	113
4.	MODELOS DE REFERENCIA	114
4.1.	Estructura general de los modelos	114
4.2.	Selectividades	114
4.3.	Modelos por hipótesis	114
5.	RESULTADOS	116
5.1.	Modelo de referencia inicial (Modelo 0)	116
5.2.	Modelos por hipótesis	117
5.3.	Condición de la población	118
6.	Discusión	120
6.1.	Aumento en la productividad	121
6.2.	Aumento en la disponibilidad	122
6.3.	Aumento en la productividad y la disponibilidad	123
6.4.	Aumento en la conectividad	123
7.	Conclusión	124
8.	Recomendaciones de investigación	124
9.	Agradecimientos	126
10.	REFERENCIAS	62
ANE	XO 1 . Datos de composición por talla de Ecuador	136
ANEXO 2. Modelo temprano		
ANEXO 3. Estimaciones de la capturabilidad, por año, para los índices de abundancia del Modelo 2141		
ANEXO 4. Ajustes a los índices de abundancia de los modelos según las hipótesis142		

#### **RESUMEN EJECUTIVO**

- 1. La última evaluación del pez espada en el Océano Pacífico oriental (OPO) sur se realizó en 2011.
- 2. En este documento se presenta la evaluación de la población de pez espada del OPO sur de 2022. Se incluyeron datos hasta 2019, que para la mayoría de las flotas es el último año en que se cuenta con datos notificados.
- 3. Todos los modelos fueron condicionados a las capturas estimadas. Las capturas se calcularon principalmente mediante la agregación por área y por trimestre de los datos de captura por mes y por cuadrícula de 5° x 5° que presentaron los CPC. Los datos de captura que faltaban o que se presentaron

en otros formatos se sustituyeron y se agregaron conforme a una serie de reglas.

- 4. Los datos principales, además de las capturas, son los índices de abundancia. Se construyeron diversos índices a partir de la estandarización de los datos de captura y esfuerzo de las flotas palangreras de Japón, Corea, España y Chile por medio de modelos espaciotemporales, y de la flota chilena de red agallera por medio de modelos lineales generalizados. Ninguno de los índices se consideró ideal para representar la población debido a una serie de limitaciones de cada uno. Todos los índices mostraron tendencias crecientes similares ya evidentes en la evaluación de 2011.
- 5. Los datos secundarios fueron los datos de composición. Los datos de composición por talla más frecuentes disponibles fueron los de longitud mandíbula inferior-cauda furcal. También se disponía de datos de peso promedio y de composición por edad, así como de longitud ojo-cauda furcal. Se ponderaron los datos de composición en los modelos para minimizar su efecto en la estimación de abundancia, permitiendo al mismo tiempo una caracterización precisa de la selectividad de cada pesquería.
- 6. Existe una incertidumbre considerable en la estructura de la población. Se desarrollaron tres modelos para representar tres hipótesis sobre la estructura de la población. La primera hipótesis (H1) supone que la población se distribuye al sur de 5°S y al este de 150°O, al igual que en la evaluación de 2011. En los últimos 10 años, se ha visto un aumento marcado en las capturas en la región ecuatorial; por lo tanto, la segunda hipótesis (H2) considera aquellas capturas como provenientes de la población del OPO sur y extiende el límite latitudinal de la población a 10°N, manteniendo el límite longitudinal en 150°O. La tercera hipótesis (H3) es como la H2, excepto que amplía el límite longitudinal a 170°O y de esta manera incluye las capturas del Pacífico central. Se considera H2 como caso de referencia.
- 7. Los modelos se construyeron con el enfoque de "áreas como flotas". Para determinar las áreas, se maximizaron las diferencias en talla para cada flota entre las áreas y se minimizó dicha diferencia dentro de un área por medio de análisis de árbol de regresión. Se establecieron cuatro áreas, que se definieron dividiendo la región al sur de 10°N en 110°O y luego dividiendo las dos áreas resultantes en 20°S. Las áreas coinciden con el modelo conceptual de la población y se aproximan al desplazamiento estacional. En el caso de la hipótesis de estructura de población H1, se utilizaron las mismas áreas que en la evaluación anterior (dos áreas divididas en 90°O), a efectos de comparación.
- 8. Los datos de captura recopilados para el OPO al sur de 10°N mostraron un aumento drástico en las capturas desde mediados de los años 2000. La captura promedio anual de 2000 a 2009 fue de unas 15,000 toneladas, mientras que de 2010 a 2019, la captura promedio anual aumentó casi al doble, alcanzando unas 29,000 toneladas. En los últimos tres años del periodo de datos recopilados (de 2017 a 2019), la captura promedio fue de unas 34,000 toneladas por año. Las flotas más importantes actualmente son la flota española de palangre, que captura alrededor del 30% del total de capturas por peso, y le siguen la flota chilena de red agallera, con un 22%, y la flota ecuatoriana de palangre, con un 20%.
- 9. Un modelo de referencia inicial (el Modelo 0) concilió el aumento simultáneo en las capturas y en los índices por un aumento paulatino en el reclutamiento, a través de un aumento en las desviaciones de reclutamiento estimadas, que se suponen independientes e idénticamente distribuidas (iid) según una distribución lognormal. La tendencia en las desviaciones de reclutamiento viola el supuesto iid, lo que indica una especificación errónea del modelo. Se obtuvieron los mismos resultados independientemente de la hipótesis de estructura de población.
- 10. Se investigaron cuatro hipótesis alternativas que podrían explicar los aumentos simultáneos en la captura y en los índices de abundancia, mediante la aplicación de diferentes modelos basados en modificaciones del modelo de referencia inicial (Modelo 0):

- Modelo 1: Un aumento real en la productividad. El aumento en el reclutamiento se modeló con una tendencia estimada de modo que los residuales del reclutamiento dejan de presentar un patrón y satisfacen el supuesto de distribución iid.
- Modelo 2: Aumento en la disponibilidad. Debido a que los índices derivados de diferentes flotas y artes de pesca muestran un aumento en la densidad, puede ser que el aumento aparente no sea el efecto de un cambio en las estrategias de una flota o tipo de arte de pesca determinado, sino de un cambio general en la disponibilidad para todas las artes de pesca. Este modelo ignora por completo los índices de abundancia y se ajusta únicamente a los datos de composición. Los valores esperados de los índices se utilizan para estimar las tendencias de la capturabilidad.
- Modelo 3: Aumentos tanto en la productividad como en la disponibilidad. Se trata de una combinación de las dos hipótesis anteriores ya que la causa subyacente del aumento de disponibilidad puede también resultar favorable para la población y de esta manera pudo haber dado lugar al aumento de productividad (mayor reclutamiento). El modelo se ajusta a todos los datos y se estima un recorrido aleatorio en la capturabilidad para algunos índices.
- Modelo 4: Estructura de la población y conectividad. Los índices derivados de las flotas que operan en el Océano Pacífico occidental muestran un aumento en la densidad en momentos similares a los de los índices del OPO (<u>SAC-13-INF-M</u>). La conectividad entre la zona ecuatorial y el OPO subtropical sur parece haber aumentado después de 2010; es posible que también haya aumentado la conectividad con el Océano Pacífico occidental y central (OPOC). Este modelo incluye las capturas en el OPOC hasta 170°O (por lo que se implementa la hipótesis de estructura de población H3).
- 11. En cierta medida, los Modelos 2 y 3 eliminan la tendencia en el reclutamiento, mientras que el Modelo 1 supone que se trata de un verdadero aumento en la productividad derivado de una tendencia creciente en el reclutamiento promedio. Todos los archivos de entrada y los resultados de salida de los modelos de esta evaluación están disponibles en formatos html y pdf.
- 12. La CIAT aún no adopta puntos de referencia para el pez espada en el OPO sur. Se utilizaron puntos de referencia dinámicos a título ilustrativo para informar sobre la condición de la población debido a los cambios potenciales en la productividad. Según puntos de referencia de biomasa reproductora arbitrarios utilizados simplemente con fines comparativos (un punto de referencia límite (PRL) de 20% de la biomasa en ausencia de pesca y un punto de referencia objetivo (PRO) de 40% de la biomasa en ausencia de pesca), la población se aproxima al PRO de la biomasa en el Modelo 3 (SSB<sub>actual</sub>/SSB<sub>F=0</sub>= 0.42). La población reproductora sería mayor que el valor correspondiente al PRO para los otros modelos (SSB<sub>actual</sub>/SSB<sub>F=0</sub>> 0.5).
- 13. Se midió la mortalidad por pesca como el efecto en la razón de potencial de desove (SPR), que es la biomasa de la población reproductora por recluta en relación con la biomasa de la población reproductora por recluta en ausencia de pesca. Una SPR alta indica una mortalidad por pesca baja, por lo que 1-SPR es sustituto de la mortalidad por pesca. Todos los modelos estiman un fuerte aumento en la mortalidad por pesca desde el inicio de la pesquería. La intensidad de pesca se encuentra ligeramente por encima del PRO de intensidad de pesca para el Modelo 3 y por debajo del mismo para los otros modelos.
- 14. No existe suficiente información en los datos actuales para determinar la plausibilidad relativa de las hipótesis que puedan explicar los aumentos simultáneos de las capturas y de los índices de abundancia. Sin embargo, sí existen pruebas externas de que un aumento en la productividad de la población puede ser razonable debido al aumento de la presa principal del pez espada en el OPO sur,

el calamar gigante. Si es así, la ordenación de la población deberá tener en cuenta las posibles disminuciones en la productividad si disminuye la abundancia de la especie presa. No obstante, las demás hipótesis también son plausibles y deben tenerse en cuenta.

15. Las investigaciones futuras deberían centrarse en información que podría ayudar a discriminar entre estas hipótesis, como estudios de marcado y recaptura por parientes cercanos, estudios de marcado electrónico, investigaciones sobre modelado de hábitats y cambios en el hábitat con el tiempo y la investigación de cambios en las estrategias de pesca. Los modelos que incluyen la dinámica de los depredadores y las presas pueden aportar información sobre las fuerzas que impulsan el aparente aumento en la productividad de la población de pez espada en el OPO sur.

## 1. INTRODUCCIÓN

Este informe presenta los resultados de la evaluación de referencia del pez espada (*Xiphias gladius*) en el Océano Pacífico oriental (OPO) sur, realizada por medio de Stock Synthesis (versión 3.30.19), una plataforma de modelado estadístico integrado de evaluación de poblaciones por edad (Methot y Wetzel 2013, Methot *et al.* 2020). Se realizaron gráficas y análisis auxiliares por medio de la biblioteca *r4ss* de R<sup>1</sup>. Se trata de la primera evaluación de la especie realizada por el personal científico de la CIAT en los últimos 10 años. Todos los archivos de entrada y los resultados de salida de los modelos de esta evaluación están disponibles en formatos <u>html y pdf</u>.

## 1.1. Antecedentes

El mandato de la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) en virtud de la Convención de Antigua consiste en asegurar la conservación y uso sostenible a largo plazo de los atunes, especies afines y otras especies en el OPO, lo que consigue mediante la promoción, coordinación y realización de investigaciones científicas y la adopción de medidas de conservación y ordenación. Lo anterior incluye el pez espada, una especie objetivo en el OPO tanto para las pesquerías palangreras de alta mar como para las pesquerías costeras y recreativas.

El personal de la CIAT evaluó la población de pez espada en el OPO sur por última vez en 2011 (<u>Hinton y</u> <u>Maunder 2012</u>), por medio de un modelo de evaluación integrado ajustado a un índice de abundancia basado en datos de palangre y a datos de frecuencia de edad y talla de múltiples pesquerías. La especie está incluida en el plan de trabajo de investigación del personal (IATTC-95-08). En diciembre de 2020, el personal organizó el 1<sup>er</sup> taller técnico sobre el pez espada en el OPO sur (<u>SWO-01</u>), que tuvo por objetivo –entre otros– realizar una revisión del estado actual de los conocimientos de la población de pez espada en el OPO sur, construir un modelo conceptual de la estructura y las dinámicas de la población y las pesquerías asociadas, e identificar fuentes de datos que pudieran utilizarse en la evaluación de la población de pez espada en el OPO sur que se realizaría en 2022. Los participantes formularon una serie de recomendaciones y sugerencias, de las cuales se utilizaron la mayoría en la evaluación actual (<u>SWO-01-REP</u>).

Después del taller, se trabajó de manera colaborativa sobre diversos aspectos de los datos y del modelado y este trabajo se explica con detalle en este documento. En particular, al personal se le concedió el acceso a datos confidenciales de alta resolución de parte de diversos CPC, lo cual le permitió estimar algunos índices de abundancia. En el caso de los índices japoneses, el personal trabajó en colaboración con científicos nacionales.

## 2. EL MODELO CONCEPTUAL Y SUPUESTOS DE ESTRUCTURA DE POBLACIÓN

En el modelo conceptual (Figura 1) para la población del pez espada en el OPO sur se postula que la población presenta desplazamiento estacional (<u>SWO-01-REP</u>). Durante el otoño e invierno austral (trimestres 2 y 3), el pez espada migra hacia zonas de alimentación en el área de influencia de la corriente de Humboldt, más cerca de la costa. Durante la primavera y verano austral (trimestres 4 y 1), el pez espada se desplaza hacia las aguas más cálidas de alta mar, donde se produce el desove. No está claro el alcance de este desplazamiento, pero el marcado electrónico frente a las costas de California y Australia muestra que el pez espada es capaz de realizar migraciones extensas y de volver más o menos al mismo lugar de liberación (Evans *et al.* 2014, Sepulveda *et al.* 2020).

En el OPO sur, se encuentran zonas frontales en las áreas de influencia de la corriente de Humboldt, donde la productividad primaria y la densidad de las presas, como el calamar y la caballa, son altas. En enero-

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> https://github.com/r4ss
febrero, los individuos grandes/maduros se desplazan hacia el este para alimentarse; la CPUE también incrementa en la pesquería chilena en ese momento. De julio a septiembre, esos individuos más grandes se desplazan hacia el norte. Más tarde en el año, los remolinos obligan a los peces a desplazarse hacia el oeste y de esta manera desaparecen de las capturas chilenas. La isoterma de 24°C determina la zona de desove pero no se sabe con certeza la extensión exacta de las zonas de desove para la población del OPO sur. Se encontraron hembras reproductoras alrededor de la Isla de Pascua y también se encuentran hembras con un alto índice gonadosomático –lo cual indica el desove inminente– en zonas ecuatoriales alrededor de 180° y 140°O. Se han encontrado juveniles desde el continente hasta a 60 millas de Perú.

Estudios genéticos y genómicos apoyan la diferenciación entre poblaciones en el Océano Pacífico, pero los patrones no son evidentes. Reeb *et al.* (2000) detectaron conectividad genética en forma de  $\supset$  por medio de material de ADN mitocondrial, con indicación de una conexión de Australia, Chile, Océano Pacífico central hasta California/México y Hawái, y cierta conexión de Hawái y California/México con Japón, que a su vez era distinto de Australia. Estudios genómicos (Lu *et al.* 2016) mostraron que no existían diferencias entre muestras de las zonas templadas del Pacífico, pero que sí existían algunas diferencias entre muestras de zonas tropicales y que las zonas tropicales y templadas formaban dos grupos distintos. Existe una posibilidad de que las diferencias genómicas observadas entre los grupos de zonas templadas y zonas tropicales estén relacionadas con la diferenciación sexual (Dr. Alvarado-Bremer, comunicación personal, <u>SWO-01-REP</u>).

En la evaluación de 2011, se consideró como límite de la población el área al sur de 5°S con base en el análisis de tasas de captura por trimestre (Hinton y Deriso 1998). Las capturas de la población del OPO sur se concentraban entonces en las zonas frente a las costas de Chile y Perú. Sin embargo, en los últimos 10 años, las capturas han incrementado considerablemente en la región ecuatorial. Dichas capturas deben tenerse en cuenta en una evaluación de la población. Durante el taller sobre el pez espada, se recomendó considerar el área del OPO central entre 5°S y 10°N, ya sea en el caso base o en modelos de sensibilidad. Otra incertidumbre en la estructura de la población son las capturas al oeste de 150°O. En 150°O, las capturas son altas y parecen formar una zona continua que se extiende desde 130°O aproximadamente hasta 170°O aproximadamente. La inclusión de dicha área también se consideró en una sensibilidad. La evaluación de la población de 2022 presenta un área de traslapo con la evaluación del pez espada del OPOC sur de 2021 (SC17-SA-WP-04), lo cual corresponde al traslapo de jurisdicción entre la CIAT y la WCPFC (de 150°O a 130°S y al sur de 4°S).

A raíz de la incertidumbre en la estructura de la población, en esta evaluación se consideraron tres hipótesis de estructura de población:

H1: La población se distribuye al sur de 5°S y al este de 150°O, tal como se supuso en la evaluación anterior.

H2: La población se distribuye al sur de 10°N y al este de 150°O. Esta hipótesis se considera como caso de referencia.

H3: La población se distribuye al sur de 10°N y al este de 170°O.

3. DATOS

## 3.1. Capturas

#### 3.1.1. Estimación de las capturas

Las capturas por artes distintas a la red de cerco son notificadas anualmente a la CIAT por los Miembros y no Miembros Cooperantes (CPC) individuales, conforme a la resolución C-03-05 sobre la provisión de datos. Las capturas se notifican por especie, pero la disponibilidad y el formato de los datos varían entre

las flotas. La mayor parte de las capturas son realizadas por las flotas palangreras. La pesquería de red agallera es importante frente a las costas de Chile. Los arpones eran comunes hasta la década de 1980.

Las principales flotas palangreras notifican las capturas y el esfuerzo con datos agregados en una resolución de 5° de latitud por 5° de longitud por mes, así como para el OPO entero. Las bases de datos de la CIAT incluyen datos sobre las distribuciones espaciales y temporales de las capturas palangreras de pez espada en el OPO, al menos durante un año, para las flotas de CPC de aguas lejanas (Belice, China, Taipéi Chino, Polinesia Francesa, Japón, Corea, España, Vanuatu) y CPC ribereños (Panamá, México y Estados Unidos). Otras flotas, como las de los países ribereños, notifican las capturas palangreras y de red agallera únicamente con datos agregados por año para el OPO entero y es necesario recurrir a supuestos sobre la ubicación y cronología de las capturas para dividir las capturas según las escalas espaciales y temporales del modelo de evaluación. Las capturas pueden notificarse en unidades de peso, en números o de ambas maneras. Para la evaluación actual, Chile realizó una presentación especial de datos de capturas por red agallera y palangre, por trimestre de 2000 a 2019, y Ecuador realizó una presentación especial de capturas de viajes individuales para los años 2016 a 2020. Para los CPC centroamericanos y sudamericanos, se consultaron los datos disponibles en la base de datos de producción de capturas regionales de la FAO, actualizada hasta 2019, a través del "espacio de trabajo regional" (Regional workspace) en el programa FishStatJ<sup>2</sup> y se compararon con los datos presentados a la CIAT; en caso de encontrar discrepancias, se utilizaron los valores mayores, bajo un enfoque precautorio.

Se incorporaron a la evaluación actual los datos de captura nuevos y actualizados (hasta 2019) de pesquerías palangreras a disposición del personal de la CIAT al 9 de marzo de 2022. Para los años en los que podía no haber datos de captura disponibles, se fijó la captura, por CPC, en un valor igual al último año para el cual se disponía de datos de captura. Para las flotas que agregaban los datos de captura por año y por espacio, se utilizó la proporción de capturas por trimestre y por área para el año más cercano para el cual se disponía de datos con la misma resolución para desagregar las datos. Las capturas de un CPC ribereño que notificó datos de capturas agregados se sumaron al área que contenía la zona económica exclusiva (ZEE) de dicho CPC. En el caso de los CPC centroamericanos y Colombia, se utilizó la proporción de capturas por trimestre según las proporciones de los años anteriores a 2000, las capturas de Chile fueron prorrateadas por trimestre según las proporciones de los años posteriores a 2000. Chile no notificó capturas con arpón de 1987 a 1999. Debido a que hubo capturas antes de 1987 y después de 1999, se supuso una ausencia de notificaciones y no una ausencia de capturas, por lo que se supuso que las capturas eran iguales a las de 1986. Todas las decisiones sobre la sustitución y la división de datos se presentan con detalle en el algoritmo de estimación de capturas<sup>3</sup>.

## 3.1.2. Tendencias de las capturas

La población de pez espada en el OPO sur es objeto de explotación desde la década de 1940, en un inicio por dos países ribereños: Chile y Perú. La pesquería más antigua es la pesquería chilena de arpón, con capturas notificadas desde 1945 (Tabla 1, Figura 2). Perú empezó a notificar las capturas de pesquerías palangreras poco tiempo después, en 1950. A mediados de la década de 1950, la flota japonesa de palangre inició operaciones en el OPO (Suda y Shaeffer 1965); Taipéi Chino le siguió diez años después y Corea veinte años después. Antes de 1986, la población era explotada por esas dos flotas costeras y esas tres flotas de aguas lejanas. En ese periodo, las capturas conocidas fueron en promedio de 3,000 t y oscilaban entre unas 650 t y unas 7,800 t, con un pico notable en 1950 cuando Perú empezó a notificar capturas y registró unas 7,000 t. Otras flotas iniciaron operaciones en los años 1990 y rápidamente la flota española empezó a dominar las capturas.

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Disponible en <u>https://www.fao.org/fishery/es/global-search?q=18238&lang=en</u> (consultado el 03/09/2022)

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup> github.com/cminte/SEPO SWO assessment 2022

A diferencia de las otras flotas de aguas lejanas que capturan pez espada como parte de la pesca de atunes con palangre, la flota española pesca pez espada como especie objetivo y llevó al Océano Pacífico su experiencia en la pesca del pez espada en otros océanos. La flota española es la principal de la pesquería desde principios de los años 2000 y actualmente (2017-2019) representa un 30% de las capturas, mientras que las otras flotas de aguas lejanas representan en conjunto el 24%.

A finales de los años 1980, Chile inició una pesquería de palangre que alcanzó su pico de capturas en 1991 y luego fue disminuyendo lentamente hasta que detuvo por completo sus operaciones en 2019. Simultáneamente, se desarrolló una pesquería de red agallera que alcanzó su apogeo inicial en 1989 y experimentó una disminución en la década de 1990, cuando las capturas chilenas palangreras fueron más altas, hasta que repuntó nuevamente a principios de los años 2000 y prosperó en los años 2010. Se registraron las mayores capturas de la pesquería chilena de red agallera en 2019.

Ecuador empezó a notificar capturas de pez espada en los años 1990, del orden de 300 a 550 t al año hasta 2007, con algunos años en los que no hubo notificación. A partir de 2008 se implementó un sistema exhaustivo de recolección de datos. Las capturas notificadas aumentan por encima de 1,000 t en la mayoría de los años y por encima de unas 3,000 t a partir de 2016 y son realizadas principalmente por la flota palangrera, que cuenta con un componente oceánico artesanal compuesto de embarcaciones nodriza con esquifes de fibra de vidrio asociados ('fibras') (Martínez-Ortiz *et al.* 2015). Se registró el máximo histórico de capturas de pez espada en 2019. También se utilizan redes agalleras, principalmente en zonas más cercanas a la costa, pero se desconocen las capturas con dicho arte de pesca antes de 2016. Para el periodo de 2016 a 2020, los datos de la presentación especial realizada por Ecuador permitieron estimar las capturas por red agallera, que son del orden de cientos de toneladas.

De modo similar a Chile, Perú también ha realizado una transición a las redes agalleras y, desde finales de los años 2000, se ha estimado que las redes agalleras eran el arte más utilizado (Guevara-Carrasco y Bertrand 2017). En años recientes, el pico de las capturas se produjo en 2012, con aproximadamente 3,000 t, muy por debajo del máximo histórico de los años 1950.

Costa Rica es el siguiente país ribereño por orden de importancia para la pesquería de pez espada. Las capturas se realizan con palangre. Desde 1991 los valores notificados oscilan entre 20 y 2,200 t, con un promedio de unas 600 t.

Otros países ribereños que han notificado capturas de pez espada asignadas a las áreas al sur de 10°N son Colombia, Guatemala, Honduras, Nicaragua y Panamá; las mayores capturas fueron registradas por Panamá en 2019 (1,300 t).

Las pesquerías de los países ribereños representan el 46% de las capturas recientes (de 2017 a 2019), de las cuales la pesquería chilena de red agallera es la más importante (22%), seguida de la pesquería ecuatoriana de palangre (16%).

A mediados de los años 1990, diversas flotas iniciaron operaciones en el OPO y las capturas aumentaron a unas 12,000 t en 1992. En esa década, las capturas siempre se encontraban por encima de 4,500 t, con un promedio de 8,000 t al año. En los años 2000, las capturas volvieron a aumentar y nunca bajaron de 8,000 t al año, con un promedio de 15,000 t. En esa década, se registró el mayor nivel de capturas en 2002, con un máximo de unas 22,000 t. En esas dos décadas, se observó una disminución después de cada pico. En los años 2010, hubo otro aumento considerable en las capturas, que oscilaron desde unas 21,000 t hasta el máximo histórico de 36,500 t en 2018. En la última década, las capturas han alcanzado un promedio de unas 29,000 t al año, casi el doble de la década anterior. En los últimos dos años considerados en esta evaluación, las capturas alcanzaron su máximo histórico de 36,500 t en 2018 y se redujeron ligeramente en 2019 hasta 34,600 t.

#### 3.1.3. Definiciones de las pesquerías

Esta evaluación, al igual que la anterior, adopta el enfoque de "áreas como flotas", en el que la información espacial se considera de manera indirecta, dividiendo la supuesta distribución geográfica de la población en áreas más pequeñas con diferente disponibilidad de edades/tallas/sexos de peces (Cope y Punt 2011; Waterhouse *et al.* 2014). La disponibilidad y la selectividad de contacto de las artes de pesca se resumen entonces en una única función de selectividad. Así, las capturas se agregaron en "pesquerías" definidas por el área espacial de operación, el arte de pesca, el origen de la flota y la unidad de notificación<sup>4</sup> con la esperanza de poder combinar estrategias de pesca similares y regiones con disponibilidad similar para representar de manera precisa el efecto de las capturas en diferentes componentes de la población en el modelo de evaluación. La combinación de información espacial, el origen, el arte de pesca y la unidad de notificación llevó a definir 11 pesquerías para H1 y 21 pesquerías para H2/H3 (Tabla 2, Figura 2).

Las definiciones de las pesquerías varían según la hipótesis de estructura de población. Para la hipótesis H1, se mantuvieron las mismas definiciones de pesquerías que en la evaluación de 2011 (<u>Hinton y</u> <u>Maunder 2012</u>) para poder realizar una comparación directa con dicha evaluación. Las dos zonas definidas en la evaluación fueron, por una parte, una zona costera (al este de 90°O) y otra oceánica (de 90°O a 150°O). Para las hipótesis H2 y H3, se determinaron las zonas dividiendo los datos de frecuencia de talla disponibles por medio de árboles de regresión (Lennert-Cody *et al.* 2013). El análisis también incluyó trimestres y combinaciones cíclicas de trimestres como variables de separación debido a que la disponibilidad del pez espada puede depender de la estación en algunas regiones del OPO. Sin embargo, en comparación con las variables espaciales, la estación no explicó suficiente variabilidad para utilizarse para definir pesquerías. Para H2, se definieron cuatro áreas correspondientes a los cuatro cuadrantes obtenidos al dividir la región en 100°O y 20°S. Para H3, se añadieron las capturas de dos áreas adicionales en el Pacífico central (de 150°O a 170°O, divididas en 20°S) a las áreas adyacentes en el OPO, simplemente como una continuación de las áreas aledañas del OPO.

Se dispone de información espacial sobre las capturas de las flotas de aguas lejanas, pero falta para las flotas de los CPC ribereños, que operan en general más cerca de la costa. Para H1, las capturas de Chile y Perú se asignaron a la zona costera (área 4) y las capturas de los demás países ribereños no se incluyeron. Para H2 y H3, las capturas chilenas con palangre se asignaron a la zona costera sur (área 5, al sur de 20°S) y las capturas con red agallera se asignaron a la zona costera norte (área 4, al sur de 10°N y al norte de 10°S), mientras que las capturas peruanas, así como las capturas de los demás países ribereños, se asignaron a la zona costera norte.

El origen de la flota también se incluyó en la definición de pesquerías. Se definieron tres orígenes: ribereño, lo que incluye todos los países ribereños que pescan con embarcaciones más pequeñas; de aguas lejanas, lo que incluye todas las flotas palangreras industriales de CPC no ribereños a excepción de España, que se separó en otro grupo. La flota española es la única de aguas lejanas que pesca pez espada como especie objetivo; las otras flotas pueden tener el pez espada como objetivo secundario, siendo el objetivo principal el atún patudo. Las estrategias de pesca que utilizan estos dos grupos pueden ser diferentes. La flota española es la de mayor distribución, mientras que las otras flotas de aguas lejanas se concentran principalmente en las zonas ecuatoriales hacia el Océano Pacífico central, a excepción de la japonesa, que también puede pescar en zonas costeras (el área 4 en H1 o las áreas 4 y 5 en H2/H3).

<sup>&</sup>lt;sup>4</sup> En números y en peso; el peso utilizado a efectos de la conversión entre números y peso se calcula internamente en el modelo de evaluación.

Han incrementado las capturas en todas las áreas en las últimas tres décadas (Figura 3), **con el mayor aumento en la zona costera norte** (área 4 en H2/H3, Figura 4), **donde las capturas promedio recientes (2010-2019) son aproximadamente tres veces superiores a las de la década anterior (2000-2009).** Las capturas también muestran una estacionalidad distinta según el área. La mayoría de las capturas se realizan en los trimestres 2 y 3 en las zonas costeras (área 4 en H1 y áreas 4 y 5 en H2/H3, Figura 5). En cambio, en las zonas de alta mar, la mayoría de las capturas se realizan en el trimestre 4 y en cierta medida en el trimestre 1. Esta estacionalidad coincide con el modelo conceptual de la población (ver Figura 1, Sección 2).

#### 3.2. Índices de abundancia

En Stock Synthesis, un "estudio" (*survey*) es una representación de datos que no cuentan con capturas asociadas, como índices de abundancia y sus composiciones por edad/talla correspondientes. Se definieron seis estudios para H1 y nueve estudios para H2/H3 (Tabla 2), provenientes de los índices de abundancia descritos a continuación.

Un buen índice de abundancia representaría bien la población y sería proporcional al tamaño de la población. Idealmente, un índice debería abarcar periodos de tasas de explotación contrastantes para ser informativo; por ende, resulta preferible un índice que inicia cuando la tasa de explotación era baja (al inicio de la historia de explotación). Para las poblaciones de pez espada, al igual que para la mayoría de las poblaciones de peces pelágicos grandes, no se dispone de estudios independientes de la pesca y los índices de abundancia se construyen con base en datos de captura y esfuerzo (y más recientemente, en la estructura por edad o talla de las capturas, Maunder *et al.* 2020). Es necesario evaluar cuidadosamente los conjuntos de datos candidatos para la estandarización para evaluar si es probable que se cumpla el supuesto de representatividad.

Para el pez espada del OPO sur, se analizaron cuatro conjuntos de datos candidatos para producir índices de abundancia (Figura 6). Ninguno se puede considerar como ideal y en la Tabla 3 se exponen sus limitaciones y ventajas. Cabe destacar que los índices de la flota española solo se basaron en las capturas positivas debido a las limitaciones de los datos disponibles para el personal. Además, también se disponía de un índice de redes agalleras de Sáez *et al.* 2020 (Figura 6b, ver también la <u>presentación de Sáez en SWO-01, SWO-01-REP</u>) y otro de datos de palangre de Corea (<u>SAC-13 INF-M</u>), pero no se utilizaron para ajustar los modelos. De todos los índices construidos, los índices de Japón (<u>SAC-13 INF-N</u>), Chile y España se incluyeron en los modelos para H2 y H3. Para H1, de modo similar a la evaluación de 2011, se construyeron índices para la zona costera y la zona oceánica (Figura 7) basados únicamente en la CPUE estandarizada de la flota japonesa (<u>SAC-13 INF-N</u>). Para ello, se resumieron para cada zona (la costera y la de alta mar) las predicciones espaciales de densidad derivadas de los índices japoneses. **Todos los índices muestran el fuerte aumento de principios a mediados de los años 2000, principalmente en las zonas costeras.** 

#### 3.3. Datos de composición

Se dispone de datos de composición por talla, edad o peso para la mayoría de las flotas.

Para las flotas palangreras de aguas lejanas, se utilizaron todos los datos de composición por talla disponibles. La mayoría de los datos provienen de la flota japonesa, que notifica la longitud ojo-cauda furcal (OCF); esta medida se transformó en longitud mandíbula inferior-cauda furcal (MICF) (Tabla 4). La resolución temporal fue de un mes y la resolución espacial varió (por ejemplo, 1° por 1°, 5° por 5°, 5° por 10°). Los datos se agregaron por pesquería y por trimestre.

Para Chile, el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) puso a disposición del personal los datos de composición por edad y talla. Se disponía de datos de MICF para el periodo de 2000 a 2019 y para las pesquerías de red agallera y palangre en una resolución de 2° por 2° por mes. Se pueden consultar detalles sobre la recolección de datos y la metodología de determinación de edad en Barría Martínez *et al.* (2021) y Cerna (2009).

Para Ecuador, la Subsecretaría de Recursos Pesqueros de dicho país puso a disposición del personal datos de composición por talla. Se disponía de datos de MICF para el periodo de 2018 a 2020 (Anexo 1, Figura A1.2). Los datos de 2018 y 2020 mostraron una distribución centrada en tallas pequeñas, mientras que los datos de 2019 mostraron una distribución centrada en tallas más grandes, como las de la flota chilena al sur (F5\_LL\_Coast\_A5, Figura 9a). Los datos combinados de 2018-2019 para Ecuador mostraron un patrón bimodal (F4\_LL\_Coast\_A4, Figura 9a). No se utilizaron los datos de composición de Ecuador para ajustar el modelo debido a que no se entiende bien el fuerte cambio en la talla. Los datos se dejaron en el modelo para ver si el modelo podía predecirlos.

En las hipótesis de estructura de población H2/H3, las selectividades de las pesquerías costeras fueron reflejadas entre sí, debido a que sólo se disponía de suficientes datos para una sola área.

Las composiciones por talla de las capturas se agregaron en intervalos de 10 cm, desde 50 cm hasta 310+ cm. Los tamaños de las muestras de entrada se calcularon como el número total de peces muestreados dividido por 100. Para la flota española, los datos fueron expandidos a la captura antes de su presentación a la CIAT; sin embargo, no existía información sobre los tamaños de muestra originales, y la cobertura espacial de la composición por talla es diferente de las capturas.

Las composiciones por talla correspondientes a los índices de abundancia se agregaron en intervalos de 10 cm, desde  $\leq$ 50 cm hasta  $\geq$ 270 cm (índices españoles), o en intervalos de 20 cm, desde  $\leq$  80 cm hasta  $\geq$  300 cm (índice chileno). Para la flota japonesa, se obtuvo también el peso promedio estandarizado (captura en peso/captura en número por lance) (<u>SAC-13 INF-N</u>), pero no se estimó la composición por talla estandarizada.

## 3.4. Ponderación de datos

La función objetivo incluye verosimilitudes de datos y penalizaciones de parámetros. La verosimilitud de cada componente de datos incluye un factor de ponderación relacionado con la variabilidad de cada punto de datos y un factor de ponderación global (lambda o varianza) para el componente (Tabla 5). Las funciones de verosimilitud abarcan no sólo la variabilidad del muestreo (observación), sino también la especificación errónea de modelos y la variabilidad de proceso no modelada. Para dar cabida a estas fuentes de variabilidad, a los índices elegidos para representar mejor cada periodo se les asignó un CV fijo de 0.2 (I3\_JPN\_early, I5\_JPN\_late) o bien la variabilidad estimada del modelo espaciotemporal utilizado para producir el índice se sumó a una constante de 0.1 (11 Chile Q2, 12 Chile Q3), de modo que en promedio el CV fuera de 0.2 aproximadamente. Para los demás índices se asignó un CV fijo igual ya sea a 0.2 (I4 JPN mid) o a las estimaciones de los modelos espaciotemporales más un parámetro de variabilidad adicional que se estimaría dentro del modelo de evaluación. Los datos de composición fueron ponderados mediante el enfoque de Francis (TA1.8 en Francis 2011), que tiene en cuenta correlaciones en los residuales, lo que da más peso a los índices a la vez que se ponderan los datos de composición lo suficiente como para poder estimar las selectividades. La única excepción fue la ponderación de los datos de composición para los índices, ya que se supone que representan la población. Se supuso que las composiciones por talla estandarizadas asociadas con los índices de abundancia de España y Chile tuvieron un tamaño de muestra de 50 para cada año y trimestre. El peso promedio estandarizado asociado

con los índices de abundancia japoneses (I4\_JPN\_mid, I5\_JPN\_late) se fijó igual a la variabilidad estimada en el peso promedio (calculado como la variación en el peso promedio predicho por el modelo espaciotemporal para cada celda de 1° por 1°).

## 4. MODELOS DE REFERENCIA

## 4.1. Estructura general de los modelos

Se configuró un modelo de referencia inicial (Modelo 0, MO) usando la hipótesis 2 de estructura de población (al sur de 10°N y al este de 150°O) siguiendo los supuestos que figuran en la Tabla 4. Ese modelo se modificó para producir los modelos de sensibilidad (Tabla 4) y los modelos correspondientes a las hipótesis alternativas para explicar el aumento simultáneo en las capturas y los índices. Varios de los supuestos utilizados para la estructura del modelo son los mismos que en la evaluación anterior y son comunes a los diferentes modelos, tal como se resume en la Tabla 4. La curva de crecimiento individual y la relación talla-peso se definen por sexo (Figura 8). La mortalidad natural es la misma para ambos sexos y es igual a 0.4. También se calcularon para el Modelo 0 análisis diagnósticos como un modelo de producción estructurado por edad (ASPM) y un análisis de curva de captura (ACC) (Carvalho *et al.* 2021, Minte-Vera *et al.* 2021).

## 4.2. Selectividades

Se estimaron selectividades por medio de funciones de distribución normal doble, lo cual permitió estimar selectividades en forma de domo o asintóticas, y *splines* o funciones logísticas (Tabla 6). Para algunas flotas fue necesario recurrir a *splines* para permitir una mayor flexibilidad en la forma de la función. Los *splines* y los valores iniciales de todas las selectividades se configuraron mediante la biblioteca en R *empirical\_selectivity* (Olivero-Ramos 2021, disponible en GitHub<sup>5</sup>).

Para algunas pesquerías se incluyeron bloques de tiempo para la selectividad. Las pesquerías españolas que operan en las zonas costeras (F8 y F9) tenían un bloque de 2000 a 2019. Alrededor del año 2000, el arte de pesca que utilizaban estas pesquerías sufrió un cambio total en su configuración y su operación, cuando pasó del método tradicional al "palangre americano" (Mejuto y García-Cortes 2005). Por lo tanto, la pesquería costera española se modeló con un bloque de tiempo que establecía una separación entre las pesquerías anteriores y posteriores a 2000. El análisis de los residuales en los datos de frecuencia de talla derivados de los análisis preliminares indicó claramente un cambio en la selectividad, lo que a su vez indicó la necesidad de esta estructura adicional en el modelo. Las flotas de aguas lejanas que operan en la zona costera (F12) también tenían un bloque de 1994 a 2019, cuando la flota cambió los materiales de las líneas y de los anzuelos entre flotadores (<u>SAC-13 INF-M</u>).

## 4.3. Modelos por hipótesis

Modelo H1: este modelo supone la hipótesis de estructura de población H1, es decir, que la población se distribuye **al sur de 5°S y al este de 150°O**, como se supuso en la evaluación de 2011. Este modelo utiliza las mismas definiciones de pesquerías que la evaluación de 2011 e índices de abundancia similares. Todos los datos están actualizados.

Los Modelos 0 a 3 a continuación suponen la hipótesis de estructura de población H2: la población se distribuye al **sur de 10°N y al este de 150°O**.

<sup>&</sup>lt;sup>5</sup> remotes::install\_github("roliveros-ramos/fks")

remotes::install\_github("roliveros-ramos/empirical.selectivity")

El Modelo 0 (modelo de referencia inicial) concilia el aumento en las capturas (Figura 11a) con el aumento en los índices (Figuras 6 y 7) mediante la estimación de una tendencia constante de aumento del reclutamiento a través de una tendencia en las desviaciones de reclutamiento estimadas (Figura 11a). En el Modelo 0, las desviaciones de reclutamiento modelan la manera en que el reclutamiento difiere del reclutamiento promedio en cada año. Se supone que las desviaciones son independientes, están idénticamente distribuidas y siguen una distribución lognormal iid. Una tendencia en las desviaciones de reclutamiento podría deberse a la especificación errónea del modelo y el aumento observado en las capturas y los índices podría explicarse por múltiples hipótesis: 1) un aumento en la productividad, 2) un aumento en la conectividad como en la disponibilidad y 4) un aumento en la conectividad con el OPOC. Para investigar más a fondo estas hipótesis, se aplicaron varios modelos, de los cuales se seleccionaron cuatro (Tabla 7) para representarlas mejor, según se describe a continuación:

**Modelo 1:** <u>Aumento en la productividad</u>. Esta hipótesis representa la posibilidad de que la productividad de la población haya incrementado paulatinamente, desde una fase de productividad baja hasta una fase de productividad alta, debido a cambios en el reclutamiento promedio. Con el fin de representar mejor la hipótesis del aumento en el reclutamiento y evitar la violación del supuesto de desviaciones de reclutamiento iid, en el Modelo 1 se aplicó una tendencia en el parámetro de régimen para el reclutamiento. La tendencia inicia en 0, en 1945, cuando el (logaritmo del) reclutamiento virgen (InRO) se fija para que sea igual a una línea base. El InRO base se obtuvo a partir de un ASPM para un modelo corto (ejecutado solo de 1945 a 1993, Anexo 2). El modelo estima una curva logística para representar la tendencia; los parámetros estimados son la amplitud de la tendencia, el año central de la tendencia y el valor de régimen final. Los límites inferior y superior para el año central de la tendencia se especificaron como 1995 y 2019. El Modelo 1 también estima desviaciones de reclutamiento para tener en cuenta la variación en el reclutamiento alrededor de la tendencia.

**Modelo 2:** <u>Aumento en la disponibilidad</u>: Esta hipótesis explora la posibilidad de que el aumento observado en todos los índices de abundancia corresponda en realidad a un aumento en la disponibilidad de los peces para todas las flotas y artes de pesca, tal vez debido a una causa común como un cambio en el medio ambiente o un cambio en la tecnología pesquera que se utiliza tanto en los buques de palangre como en los de redes agalleras. Lo anterior implica que los índices no son sustitutos para la abundancia de la población. Así, para aplicar este modelo se ajusta un modelo como el Modelo 0 únicamente a la captura, peso promedio, edad, talla y datos generalizados de composición por talla (como un análisis de curva de captura, Carvalho *et al.* 2021). El cambio en la disponibilidad se calcula como la diferencia respecto de los valores esperados para los índices dados el Modelo 2 y los índices observados. Se comparan los coeficientes de capturabilidad por año y la biomasa vulnerable para evaluar si siguen la misma tendencia entre índices.

**Modelo 3:** <u>Aumento en la disponibilidad y aumento en la productividad</u>: Esta hipótesis se aplica mediante un modelo como el Modelo 0, pero en el que se estima la capturabilidad variable con el tiempo para todos los índices que incluyen el "periodo de transición" en el que la disponibilidad pudo haber aumentado (es decir, aproximadamente desde 1995 hasta 2009). Se supone que la capturabilidad de los índices varía con el tiempo según una distribución normal con una media de cero y una desviación estándar de 0.3, lo cual es aproximadamente igual al error de observación supuesto, y una autocorrelación de 0.4, con lo que se estiman un InR0 y desviaciones de reclutamiento. Si la productividad aumenta, se producirá una tendencia creciente en el reclutamiento promedio, lo que dará lugar a un reclutamiento promedio al final del régimen de reclutamiento mayor al InR0 base estimado por el ASPM para un modelo corto (es decir, un modelo que se ejecuta de 1945 a 1993, Anexo 2). Inicialmente esta hipótesis se realizó incluyendo una

tendencia de cambio de régimen como en el Modelo 1; sin embargo, el modelo no convergió. Por lo tanto, se formuló este modelo simplificado.

El modelo a continuación aborda la especificación errónea del modelo mediante la implementación de la hipótesis de estructura de población **H3**: la población se distribuye **al sur de 10°N y al este de 170°O**.

**Modelo 4**: <u>Conectividad y estructura de población</u>: El modelo ideal para representar esta hipótesis es un modelo espacial que tiene en cuenta el desplazamiento desde el OPOC hasta el OPO e incluye datos de marcado o al menos estimaciones de la tasa de desplazamiento basadas en datos de marcado (por ejemplo, Patterson *et al.* 2021). Con los datos actuales, el modelo aplicado para representar esta hipótesis es simplemente como el Modelo 0 pero también incluye las capturas en el OPOC al sur de 10°N, entre 150°O y 170°O. Los índices y los datos de composición no se actualizan para incluir datos al oeste de 150°O.

## 5. RESULTADOS

#### 5.1. Modelo de referencia inicial (Modelo 0)

El Modelo O tuvo un gradiente máximo pequeño en la solución y produjo una matriz hessiana definida positiva que indicaba convergencia. El modelo fue capaz, en promedio, de ajustarse bien a los datos de composición por talla, lo que indica que las capturas se realizan aproximadamente en las tallas y edades correctas de la población y que hay una buena representación de las clases de talla que componen los índices de abundancia (Figura 9). Los únicos datos que no se predicen bien son las frecuencias de talla para F4 LL Coast A4, que no se ajustan al modelo y corresponden a datos de Ecuador, que tiene una mezcla de años con frecuencias de talla pequeñas seguidas de años con frecuencias de talla mayores (Anexo 1). Las selectividades estimadas indicaron que, además de F3\_GN\_A5 que se supuso que tenía una selectividad asintótica, las pesquerías F7 ESP A3 y F5 LL Coast A5 también capturaron peces grandes (Figura 10). La selectividad de la flota española, que opera en las zonas costeras (F8 ESP A4), pasó en el año 2000 de un rango estrecho de selectividad centrado principalmente entre 150 y 200 cm a un rango más amplio, y capturaron peces desde 100 cm hasta la talla máxima (350 cm). Las flotas de aguas lejanas (F12 LL DW A4) tuvieron el cambio opuesto alrededor del año 2000, pasando de una amplia gama de tallas con alta selectividad (es decir, de 100 cm en adelante) a un rango estrecho centrado principalmente en juveniles de unos 80 a 100 cm. Para los índices, la selectividad elegida para ser asintótica fue 13 JPN early. Sin embargo, se estimó que la selectividad para I6 ESP Q1 era casi asintótica.

En el Modelo O, la tendencia creciente de los índices durante el periodo de aumento de las capturas (Figura 11a) coincidía con un aumento continuo del reclutamiento estimado desde mediados de la década del 2000 (Figura 11b), lo que permitió un buen ajuste a los índices de abundancia (Figura 11c). Como era de esperar, un ASPM basado en el Modelo O no pudo seguir los índices (Figura 11c), ya que el aumento de la captura no era consistente con el índice de abundancia y solo puede explicarse por una tendencia creciente en el reclutamiento. Un ACC basado en el Modelo O no pudo predecir los índices, lo que indica que la tendencia implícita en los datos de composición está en contradicción con los índices (Figura 11c). El ACC fue capaz de predecir bien la talla promedio de la composición por talla asociada a los índices de abundancia (Figura 11d).

El cambio del modelo a una actualización de la evaluación de 2011, que considera la hipótesis H1 para la estructura de la población (límite norte en 5°S), no resolvió la tendencia de aumento del reclutamiento (Figura 12). De hecho, la evaluación de 2011 ya presentaba el mismo patrón de reclutamiento a partir de 1990, con un aumento más pronunciado que el modelo H1 actualizado y el Modelo 0.

Los modelos de sensibilidad mostraron el mismo aumento constante del reclutamiento (Figura 13). El patrón en las desviaciones del reclutamiento no se resuelve cuando se supone que la mortalidad natural es de 0.2 en lugar de 0.4, o la inclinación es de 0.75 en lugar de 1, como se esperaba. Estos supuestos reducen la productividad de la población, que debe compensarse con reclutamientos aún mayores para dar cuenta de las capturas recientes. La estimación de la tasa de mortalidad natural ( $\hat{M}$  = 0.269) tampoco resolvió el patrón del reclutamiento.

#### 5.2. Modelos por hipótesis

Los modelos implementados para representar las cuatro hipótesis que pueden explicar el aumento en los índices con el aumento simultáneo en las capturas convergieron, como lo indican la estimación de una matriz hessiana definida positiva, la matriz de varianza-covarianza y un gradiente bajo en la solución EMV. El Modelo 4 presenta el mismo patrón de tendencia del reclutamiento que el Modelo 0, como se esperaba, ya que la única diferencia entre estos dos modelos es el aumento de las capturas dado por la inclusión de las capturas en el Océano Pacífico central (Figura 14). Los Modelos 1 y 2 muestran una distribución aleatoria alrededor del reclutamiento promedio en los últimos años, pero el Modelo 1 lo hace modelando una tendencia en el reclutamiento promedio. El Modelo 3 disminuye el patrón del reclutamiento, pero no lo resuelve completamente, ya que el aumento de la productividad no se modela explícitamente utilizando una tendencia como en el Modelo 1.

Las estimaciones del reclutamiento son muy inciertas para el periodo anterior a mediados de los años 70 (Figura 14). Para todos los modelos, existe una tendencia a la baja en el reclutamiento desde mediados de la década de 1970 hasta mediados de la década de 1980. El mismo patrón se repite dos veces en los siguientes 20 años. Después del año 2000, las estimaciones de reclutamiento varían según la hipótesis, pero los ciclos son evidentes en todas ellas (Figura 14).

La estimación más alta de la biomasa reproductora actual corresponde al Modelo 4, como se esperaba, ya que este modelo considera que la población es mayor (Figura 15). Sin embargo, después de la década de 1970, la incertidumbre de las estimaciones se superpone con las del Modelo 0 y el Modelo 1. Es posible que la incertidumbre de la biomasa reproductora esté subestimada para el Modelo 1 y el Modelo 3, porque InRO se establece en un valor fijo igual a la estimación de un modelo temprano corto (ver 4.3. Modelos por hipótesis y Anexo 2). El InRO se fijó en esos modelos para garantizar que el valor base para la tendencia en el reclutamiento se estimara basándose solamente en los datos tempranos antes de que los índices mostraran un aumento. El Modelo 3 estima una biomasa reproductora estable en los últimos 20 años debido al aumento de la productividad estimada (mayor reclutamiento promedio), además de una mayor disponibilidad. Esto significa que el modelo hace frente al aumento de las capturas incrementando el reclutamiento promedio y mejora el ajuste a los índices modificando también su capturabilidad a lo largo del tiempo. El Modelo 2 muestra una estimación mucho mayor e incierta de la biomasa virgen. Comparte con los otros modelos la disminución de finales de la década de 1970 y principios de la década de 1980, y hasta cierto punto el periodo de estabilidad de finales de las décadas de 1980 y 1990, pero muestra una continua disminución de la biomasa reproductora a partir de principios de la década del 2000 porque la pesca se produce en una población que se supone que no tiene tendencia en la productividad, y los cambios en los índices se explican por los cambios en la capturabilidad. Para poder soportar las capturas actuales sin un aumento en la productividad, el Modelo 2 estima una productividad general mucho mayor.

Todos los modelos estiman aproximadamente la misma reducción hasta el año 2000, cuando las diferencias entre los modelos comienzan a ser visibles, ya que cada modelo explica el aumento de los índices y las capturas de forma diferente (Figura 16). Todos los modelos estiman una reducción casi nula hasta principios de la década de 1970, y luego una disminución de la biomasa reproductora desde mediados de la década de 1970 hasta finales de la década de 1980, lo que supone un aumento de la reducción, seguido de un periodo de biomasa reducida que duró unos 10 años. A este periodo le siguió uno de aumento de la biomasa reproductora desde finales de la década de 1990 hasta principios de los 2000. Los Modelos 1, 2 y 3 tienen trayectorias de biomasa reproductora muy diferentes después de principios de la década del 2000. El modelo de aumento en la productividad (Modelo 1) estima que la población a partir de 2010 es aún mayor que las condiciones vírgenes. Dado que el Modelo 1 estima un aumento en la productividad, la biomasa reproductora tiende a aumentar constantemente después de 1999 hasta que se estabiliza en un segundo régimen de productividad después de 2012. El Modelo 2 estima una disminución que da lugar a una reducción de alrededor del 50% en los últimos años, ya que se hipotetiza que el aumento de las capturas es el resultado simplemente del aumento en la disponibilidad del pez espada para todas los artes de pesca. El Modelo 3 sigue un patrón intermedio entre el Modelo 1 y el Modelo 2 porque no solo se estima que la productividad general es mayor, sino que también el modelo estima las tendencias del reclutamiento desde el año 2000 para poder ajustarse mejor a los índices de abundancia.

Las diferencias entre los modelos se hacen evidentes después del año 2000, cuando las capturas aumentan sustancialmente y se dispone de más datos de composición. Los índices de abundancia no son útiles para discriminar entre las hipótesis, ya que la estimación de la capturabilidad variable (Anexo 3), sin duda, se ajustaría mejor a los índices (Anexo 4). Por lo tanto, es esencial analizar los ajustes a los datos de composición y peso promedio para investigar si estos datos apoyan una hipótesis más que las otras. La Tabla 8 muestra la diferencia de verosimilitud logarítmica negativa (NLL) entre el modelo que mejor se ajusta a un componente de datos en particular y el modelo analizado. Solo se analizaron los componentes de datos de composición por talla, lo que indica que apoya la hipótesis de aumento en la disponibilidad. Las hipótesis del aumento en la productividad y la disponibilidad están respaldadas por varios componentes de datos relacionados con las flotas palangreras que operan en las zonas costeras (por ejemplo, componentes de talla generalizados asociados con los índices palangreros chilenos I1\_Chile\_Q2, I2\_Chile\_Q3, y la composición por talla y por edad para la pesquería F5\_LL\_Coast\_A5, y la composición por talla para F8\_ESP\_A4).

#### 5.3. Condición de la población

La CIAT aún no ha establecido puntos de referencia para el pez espada en el OPO sur. Puesto que el objetivo principal de la Convención de Antigua es "... asegurar la conservación y el uso sostenible a largo plazo de las poblaciones de peces abarcadas por esta Convención, de conformidad con las normas pertinentes del derecho internacional", y pide a los Miembros de la Comisión "... determinar si, de acuerdo con la mejor información científica disponible, una población de peces ... está plenamente explotada o sobre explotada y, sobre esta base, si un incremento en la capacidad de pesca y/o el nivel de esfuerzo de pesca pondría en peligro la conservación de esa población", en esta evaluación interpretamos que la orientación general dada por la Convención de Antigua es la necesidad de determinar si la población es capaz de reponerse dada la mortalidad por pesca actual. Además, dado que existe una gran incertidumbre respecto a la productividad de la población, los puntos de referencia basados en RMS parecen

inadecuados. Por lo tanto, centraremos la determinación de la condición de la población en posibles puntos de referencia límite.

Debido a la posibilidad de grandes cambios en la productividad de la población, los puntos de referencia dinámicos podrían ser más apropiados, ya que tienen en cuenta la variabilidad de la productividad al calcular los niveles de referencia. Para una mayor exhaustividad, se muestran dos tipos de puntos de referencia límite candidatos, los de equilibrio y los dinámicos. Los puntos de referencia límite de equilibrio (PRL) se basan en los que se utilizan para los atunes tropicales en la CIAT (<u>Res C-16-02</u>). La CIAT adoptó un punto de referencia límite de biomasa igual a la biomasa reproductora correspondiente a una reducción del 50% del reclutamiento cuando se supone que la inclinación de la curva de reclutamiento de la población de Beverton-Holt es de 0.75. Esto corresponde a una reducción de aproximadamente el 7.7%. El punto de referencia de la mortalidad por pesca es aquélla que lleva a la población a ese nivel de reducción, dada la combinación actual de selectividades en las pesquerías. El punto de referencia dinámico se basa en el de la WCPFC. La WCPFC adoptó un punto de referencia límite dinámico de biomasa para todas las poblaciones bajo su jurisdicción del 20% de la biomasa en ausencia de pesca (20%SSB\_F=0 cuando el tiempo t es igual al tiempo actual) (<u>https://www.wcpfc.int/harvest-strategy</u>). La biomasa en ausencia de pesca se define como lo que sería la biomasa actual sin pesca, por lo que considera la variabilidad estimada en el reclutamiento.

El punto de referencia objetivo (PRO) es el nivel correspondiente al RMS. Los valores presentados aquí tienen el único propósito de comparar modelos, ya que los puntos de referencia para el pez espada aún no han sido adoptados por la CIAT. El punto de referencia objetivo se interpretó como un valor dinámico en las últimas evaluaciones de atunes tropicales (Minte-Vera *et al.* 2020, Xu *et al.* 2020) pero como un nivel de equilibrio anteriormente (Minte-Vera *et al.* 2018). El nivel de RMS de equilibrio para YFT fue de aproximadamente el 27% de SSB0, mientras que para BET fue del 23% de SSB0. En el caso del pez espada debería ser mayor, ya que es una especie más longeva que los atunes tropicales y su mortalidad natural es baja. Para los puntos de referencia objetivo, se calculan dos valores, 40% SSB\_F=0(t) y 50% SSB\_F=0(t), que son valores supuestos en la EEO del atún albacora del Pacífico norte (<u>NC17-IP-06</u>), que es más longevo que los atunes tropicales, y se muestran aquí solo como referencia.

Basándose en el PR de equilibrio, todos los modelos están por encima del PRL para los atunes tropicales (Figura 16). Según el PR dinámico, todos los modelos están por encima del PRL del 20% de biomasa en ausencia de pesca (Figura 17). La población se acerca al PRO del 40% de biomasa en ausencia de pesca si el aumento en los índices se debe tanto a un aumento en la productividad como a un aumento en la disponibilidad (Modelo 3). Si el aumento de los índices es efectivamente un aumento real de la productividad, la población está por encima del 50% de la biomasa en ausencia de pesca, aun cuando H1 o H3 se consideren como hipótesis para la estructura de la población (Modelos 1, 4 y H1). Aunque algunos componentes de datos apoyan una hipótesis sobre las demás, se considera que no hay información clara en los datos actuales para determinar la plausibilidad relativa de las hipótesis.

La mortalidad por pesca se mide como la disminución en la proporción de la biomasa reproductora producida por cada recluta debido a la pesca en relación con la biomasa por recluta en ausencia de pesca (SPR) (Goodyear 1993). Una SPR alta es indicativa de una mortalidad por pesca baja, por lo que 1-SPR es sustituto de la mortalidad por pesca. Por ejemplo, para mantener a la población en un punto de referencia objetivo de biomasa dinámico del 40% de SSB\_F=0(t)), la intensidad de pesca sería de 0.6 a largo plazo.

Todos los modelos estiman un aumento constante de la intensidad de pesca desde la década de 1970 hasta el año 2000, cuando las capturas aumentan (Figura 18). Después del 2000, el Modelo 2 mostró un aumento más pronunciado en la intensidad de pesca que los otros modelos y estima la intensidad de

pesca actual más alta, seguido por el Modelo 3, pero como el Modelo 3 estimó una mortalidad por pesca más alta en 2000, terminó en una mortalidad por pesca más alta en 2019. Estos dos modelos estiman que se ha traspasado el PRO de F50%; el Modelo 3 estimó que también se ha traspasado el PRO de F40%.

Las gráficas de fase indican que el PRL de F20% no se ha traspasado en ninguna de las cuatro hipótesis más la hipótesis H1 de menor población. (Figura 19). Sin embargo, los modelos de sensibilidad indicaron que, si la mortalidad natural es menor, tanto el PRL de biomasa como el de intensidad de pesca de F20% se habrían traspasado.

El impacto de la pesca más alto es para el Modelo 3, productividad y disponibilidad, seguido del Modelo 2, disponibilidad, porque el Modelo 2 estima una productividad general mucho mayor para tener en cuenta las altas capturas actuales (Figura 20).

## 6. DISCUSIÓN

El aumento simultáneo en los índices de abundancia y en las capturas de la población de pez espada del OPO sur condujo al desarrollo de cuatro hipótesis alternativas para explicar dichos patrones. La primera hipótesis es que hay un aumento real en la productividad de la población de pez espada del OPO sur, y los índices están siguiendo un verdadero aumento en la abundancia de la población. La segunda hipótesis es que hay cambios en la disponibilidad de la población, que pueden traducirse en cambios en los parámetros de capturabilidad a lo largo del tiempo para cada índice, lo que hace que los índices no sean proporcionales a la abundancia. La tercera hipótesis es que parte de las capturas del Océano Pacífico occidental y central provienen de hecho del OPO, por lo que parte de la productividad allí se desplaza al OPO. Añadir las capturas fue la forma más sencilla de modelar la conectividad con el OPOC con los datos disponibles, lo que supone efectivamente que la conectividad es siempre alta, como en una población más grande y bien mezclada.

Para evaluar las hipótesis propuestas es necesario abordar dos preguntas: ¿Existen condiciones en el Pacífico sur que puedan causar un posible aumento en la productividad de la población, un aumento en la disponibilidad para las pesquerías o ambos? ¿Existe la posibilidad de un aumento en la conectividad con el Pacífico occidental y central?

Para analizar la hipótesis de los cambios en la productividad, es necesario revisar el origen de la productividad de la población de pez espada del OPO sur y de los factores que pueden influir en la variabilidad de la productividad. La población de pez espada del OPO sur está altamente asociada con el sistema de corriente de Humboldt (HCS), uno de los ecosistemas marinos más productivos del mundo (Thiel et al. 2007). El HCS es la porción oriental del giro anticiclónico del Pacífico suroriental a escala de cuenca, limitado por la Deriva de los Vientos del Oeste (WWD) en el sur y el sistema de corriente ecuatorial en el norte. El HCS se caracteriza por un flujo hacia el norte de agua superficial fría originada en latitudes subantárticas y una fuerte afloramiento de aguas frías originadas en las zonas ecuatoriales. Las aguas ricas en nutrientes sostienen una gran producción primaria, que es la base de una abundante producción en los niveles tróficos más altos. El HCS se extiende desde la latitud 42°S, en el sur de Chile, hasta Ecuador y las Islas Galápagos, en la línea ecuatorial. El afloramiento ocurre en la porción norte de forma casi permanente y estacional en la porción sur, con áreas localizadas de gran afloramiento (por ejemplo, los principales centros de afloramiento son 20-22°S, 32-34°S y 36-38°S). La latitud norte a la que la WWD se aproxima al continente cambia estacionalmente de 35°S a 40°S en el invierno austral a ~45°S en el verano austral. Las aguas subsuperficiales del HCS tienen bajo nivel de oxígeno. El HCS presenta una intensa estacionalidad debido a la intrusión periódica de aguas ecuatoriales. Las zonas con las mayores capturas de pez espada en el OPO sur se encuentran en las principales zonas de afloramiento del HCS. Frente a la

costa de Chile, el pez espada se desplaza estacionalmente de 40°S a partir de marzo de cada año hasta aproximadamente 18°S en febrero del año siguiente, siguiendo aproximadamente el desplazamiento espaciotemporal de las isotermas de 18° y 17°C (Espíndola *et al.* 2011).

La estacionalidad del HCS interactúa con El Niño Oscilación del Sur (ENOS). Las señales oceánicas del ENOS se originan en el Pacífico occidental y se desplazan hacia el este como ondas Kelvin ecuatoriales que se propagan hacia el polo hasta 40°S como ondas atrapadas en la costa (OAC) (Thiel *et al.* 2007). El ENOS incurre en una fuerte variabilidad interanual en el patrón estacional promedio, con una intensidad decreciente a medida que avanza hacia el sur. Durante la fase cálida de El Niño, la altura del nivel del mar aumenta, la termoclina se profundiza y la anomalía de la temperatura de la superficie del mar se vuelve positiva en el área costera del OPO. La Corriente Costera Peruana (CCP) y la Corriente Costera Chilena (CCC), que normalmente fluyen hacia la línea ecuatorial, pueden disminuir en intensidad o incluso invertir su flujo. Las OAC tienen una energía elevada. El afloramiento puede ser de agua cálida y pobre en nutrientes desde arriba de la termoclina profundizada. Durante la fase fría de La Niña, el nivel del mar costero disminuye, la termoclina se hace menos profunda y la anomalía de la temperatura de la superficie del mar se vuelve del mar se vuelve negativa. El flujo costero hacia la línea ecuatorial de la CCP y CCC se fortalece. Las OAC se debilitan.

El pez espada es una de las especies clave en la red trófica pelágica en el Océano Pacífico central y oriental (Lin y Zhu, 2020). Se alimentan principalmente durante el día, cuando pueden estar nadando en aguas superficiales, depredando en la distribución de la capa mixta entre las aguas subsuperficiales y la termoclina, o haciendo inmersiones prolongadas debajo de la termoclina, a menudo a profundidades > 600 m (Moore 2020, Sepulveda *et al.*, 2010; Evans *et al.*, 2014; Sepulveda *et al.*, 2018). Durante la noche, prefiere permanecer más cerca de la superficie.

## 6.1. Aumento en la productividad

El pez espada es uno de los principales depredadores ápice del HCS (nivel trófico 5.2, <u>SAC-13-10</u>). En los últimos años, su presa preferida, el calamar gigante (Dosidicus gigas, Ibanez et al. 2004, Zambrano-Zambrano et al. 2019), ha aumentado en abundancia, lo que puede justificar un aumento en la productividad de la población de pez espada. Las capturas de calamares han aumentado de manera desproporcionada en el Océano Pacífico oriental sur en comparación con las zonas adyacentes del Pacífico sur (Figura 21). Las capturas se multiplicaron por quince desde principios de la década de 1990 hasta principios de la década de 2010 en el OPO sur, se cuadriplicaron en el Pacífico central occidental, se duplicaron en el Pacífico central oriental y disminuyeron un 30% en el Pacífico occidental sur. Aunque parte del aumento de las capturas puede ser consecuencia del aumento del esfuerzo, parece que el OPO sur se ha convertido en un importante punto álgido para el calamar, especialmente el calamar gigante. Antes de 1989, las descargas de calamares gigantes en Perú eran inferiores a 1000 t al año. La pesca dirigida comenzó solo después de 1991 y en 1994 las capturas rondaron las 200 000 t (Csirke et al. 2015). La mayor abundancia de esta especie en el OPO ha atraído a una gran flota de buques poteros de calamar que capturan más de medio millón de toneladas de calamar gigante al año, lo que lo convierte en el tercer recurso pesquero en biomasa en el HCS, después de la anchoa y el jurel (Montecino y Lange 2009). La expansión del área de distribución del calamar gigante también se observó en el hemisferio norte (Zeidberg y Robison 2007).

Los calamares gigantes son animales crecimiento rápido y vida corta, con plasticidad en su ciclo vital y una respuesta rápida a los cambios ambientales. Su población suele estar compuesta por individuos de una sola clase anual (Csirke *et al.* 2015). Sin embargo, en condiciones de La Niña, los calamares pueden aumentar su supervivencia a 1.5-2 años, así como más del doble de talla que en un año de El Niño, asociado a las bajas temperaturas durante un periodo clave de desarrollo (Arkhipkin *et al.* 2015). El

repentino aumento de la biomasa en el calamar gigante en los años de La Niña de 2000 a 2001 puede estar relacionado tanto con el aumento del crecimiento somático como con la longevidad.

Es posible que las condiciones para la expansión del calamar gigante persistan después de los años 2000 a 2001 de La Niña. Después del año 2000, y por lo menos hasta 2012, el calamar gigante que se pesca frente a Perú fueron casi tres veces más grandes en tamaño que los que se capturaron entre 1989 y 1999, y las áreas con CPUE elevada se han expandido considerablemente (Csirke *et al.* 2015). Las estimaciones acústicas de la abundancia de la población de calamar gigante dentro de la ZEE peruana indicaron un aumento en la abundancia de menos de 200,000 t en 1999 a 1.8 millones de t en 2004 (Csirke, 2015). En 2015, las estimaciones acústicas fueron de alrededor de 0.8 millones de t solo en la ZEE peruana. Frente a Chile, la biomasa del calamar gigante aumentó alrededor de 17 veces, pasando de unas 40,000 t en 2001 a unas 680,000 t en 2003 (Alarcón-Muñoz *et al.* 2008). En 2012, el calamar gigante fue la principal especie capturada por las pesquerías artesanales de Perú (Guevara-Carrasco y Bertrand, 2017). Este aumento en la población de la principal presa del pez espada puede haber creado las condiciones para el aumento de la productividad de la población de pez espada.

#### 6.2. Aumento en la disponibilidad

La segunda hipótesis para explicar el cambio en los índices de abundancia es un cambio en la disponibilidad. La disponibilidad de los peces puede entenderse como la densidad y distribución de los peces en relación con la de las artes de pesca (Ward 2008). Es uno de los componentes clave de la capturabilidad, que puede definirse como la proporción de animales en una población capturados por una unidad de esfuerzo. Otros de sus componentes están relacionados con las artes y las operaciones de pesca. Debido a que el aumento se observó en todos los índices simultáneamente, incluyendo índices de zonas externas como el índice de la pesquería de palangre de Nueva Zelanda (<u>SAC-13 INF-M</u>, Finucci *et al.*, 2021), y en diferentes artes, es menos probable que, si el aumento es realmente un incremento de la capturabilidad, este se deba a un cambio tecnológico adoptado en todas esas flotas aproximadamente al mismo tiempo.

En el caso de los palangreros, se han documentado varios cambios que pueden haber aumentado la capturabilidad del pez espada. Es posible que el uso de palos de luz aumente la tasa de captura 5 veces dependiendo del color de la luz que se utilice (Hazin et al. 2005). No se dispone de datos sobre el uso de palos de luz en la mayoría de las flotas. Es posible que la flota japonesa haya comenzado a utilizarlos a finales de la década de 1990 (Ward y Hindmarsh, 2007). Cuando está disponible y se incluye en la estandarización de los datos de CPUE (por ejemplo, el índice realizado a partir de la CPUE de la flota palangrera neozelandesa), el índice mostró un aumento después de mediados de la década de 2000 (SAC-13 INF-M, Finucci et al., 2021). La capacidad de detectar hábitats adecuados para el pez espada puede haber contribuido al aumento de la capturabilidad. La disponibilidad de imágenes por satélite aumentó en sofisticación y disminuyó en precio con el tiempo. Ya a mediados de la década de 1970, la flota japonesa tenía acceso a imágenes de la temperatura superficial del mar. A principios de la década del 2000, dicha flota disponía de imágenes en color del océano y de la altura de la superficie del mar (Ward y Hindmarsh, 2007). Estos datos, asociados a la ubicación precisa del buque dada por el sistema de posicionamiento global (disponible desde mediados de la década de 1980 para la flota japonesa), pueden ayudar a indicar la proximidad al hábitat adecuado para el pez espada y ayudar a perfeccionar la táctica de pesca. Además, el uso del perfilador Doppler (disponible desde finales de la década de 1980 para la flota japonesa, Ward y Hindmarsh, 2007) puede contribuir a la toma de decisiones sobre el despliegue de las artes en relación con las corrientes.

Las zonas de alta disponibilidad de pez espada parecen ser zonas frontales de alta energía cinética. En el HCS, los remolinos y filamentos de mesoescala arrastran hacia alta mar, a lo largo de cientos de kilómetros, aguas costeras frías y ricas en nutrientes (Thiel *et al.* 2007). La energía cinética de los remolinos

es más fuerte y más estrechamente asociada a la costa (~600 km) en la región entre aproximadamente 30°S y 38°S, y se aleja de la costa (>300 km) frente a Perú y aproximadamente en 30°S frente a Chile. De manera similar a otras zonas (por ejemplo, el sistema de la corriente de California, Scales et al., 2018), la CPUE más alta para la pesquería de palangre chilena se asoció con la energía frontal más alta (medida por el encuentro de las isotermas de 17°C y 18°C) dada por la intrusión de aguas ecuatoriales hacia la zona sur (sur de 36°S) (Espíndola et al. 2009, Espíndola et al. 2011). Sin embargo, el pez espada parece preferir las orillas de los remolinos (análisis sin publicar de Fernando Espíndola, IFOP), donde cazan como depredadores solitarios. Los remolinos pueden acumular nutrientes o hacer que estén disponibles en la zona fótica, lo que aumenta la productividad primaria y secundaria (Olson, 1991, Prasants, 2022). Los remolinos de núcleo cálido parecen particularmente atractivos para el pez espada. En el sistema de corrientes de Kuroshio, la CPUE del pez espada en los remolinos de núcleo cálido es aproximadamente 2 a 3 veces mayor que en los remolinos de núcleo frío (Durán Gómez et al. 2020). La detección de esas zonas mediante el uso de herramientas tecnológicas puede aumentar la capturabilidad del pez espada, mientras que los cambios en el medio ambiente que aumentan la cantidad de remolinos de mesoescala. Estos dos factores combinados o aislados pueden tener el efecto de aumentar la disponibilidad de pez espada tanto para el palangre como para la red agallera de manera simultánea.

Es posible que la disponibilidad del pez espada haya aumentado debido a los cambios en la distribución y cantidad de estructuras frontales, como los remolinos y especialmente aquellos de núcleo cálido, después del año 2000 como resultado de cambios oceanográficos. Scales *et al.* (2018) propusieron un método para cuantificar la fuerza y el número de remolinos y áreas frontales, denominado colectivamente como "estructuras lagrangianas coherentes" (LCS). Con este método, los autores estimaron las tasas de captura y la mayor probabilidad de captura en áreas con mayor número y fuerza de LCS. Los trabajos futuros deberían considerar el estudio de la dinámica de las LCS y sus relaciones con las tasas de captura del pez espada, así como el ENOS en el OPO sur para comprender si se respalda la hipótesis del aumento en la disponibilidad.

## 6.3. Aumento en la productividad y la disponibilidad

Esta hipótesis combina un aumento en la productividad, causado potencialmente por el aumento de la presa preferida del pez espada, y un aumento en la disponibilidad debido a cambios en el medio ambiente.

## 6.4. Aumento en la conectividad

La densidad promedio estimada por el modelo espaciotemporal de los datos operacionales de palangre de captura y esfuerzo de Japón indicó que las áreas espaciales de alta densidad (o disponibilidad) en el periodo temprano estaban desconectadas (SAC-13 INF-N). Este patrón apoyó la hipótesis de Hinton y Deriso de al menos tres poblaciones en el OPO, una en el norte, una en el sur y una en el área ecuatorial. De 1994 a 2009, hay áreas de mayor densidad (o disponibilidad) y un ligero aumento en la conectividad entre esas zonas. Después de 2010, la conectividad de las áreas de alta densidad aumenta notablemente entre la zona ecuatorial y el OPO sur. Es plausible que la conectividad con el OPOC también haya aumentado. Los análisis preliminares de la densidad estimada a partir de los datos de captura y esfuerzo de la flota palangrera española sugieren un corredor de áreas de alta densidad y tallas promedio grandes en los océanos del sur alrededor de 35°S. La evaluación del pez espada en el OPOC sur (SC17-SA-WP-04) mostró tendencias de reducción similares a las de esta evaluación (Figura 16), de alrededor del 80% a alrededor del 40% de la B0 dinámica de 2000 a 2010, que coincide con el aumento en las capturas en el OPOC sur y en el OPO sur. Esta evaluación también considera las capturas en el OPO que tienen lugar en el área de traslapo CIAT-WCPFC (al sur de 4°S y entre 150°O y 130°O), que también forman parte de la actual evaluación para el OPO sur. Los datos genéticos y genómicos publicados no son concluyentes en cuanto a una separación clara de las poblaciones e incluso sugieren similitudes entre el pez espada

capturado en Australia y en Chile (Lu *et al.* 2006, Lu *et al.* 2016, <u>presentación de Águila *et al.*</u> En <u>SWO-01</u>, <u>SWO-01-REP</u>). Los estudios futuros deberían investigar la conectividad potencial entre el OPO y el OPOC sur.

## 7. CONCLUSIÓN

Los índices de abundancia se tratan generalmente como la principal información que debe ajustarse bien por un modelo de evaluación (Francis 2011) bajo la hipótesis de que la población disminuiría con la pesca (y viceversa) y que los índices detectarían el efecto de la pesca. La evaluación de la población de pez espada del OPO sur se aleja considerablemente de esta hipótesis, ya que los índices parecen indicar que las mayores capturas podrían mantenerse debido a aumentos en la productividad o al desplazamiento del OPOC, o los índices muestran solo cambios en la disponibilidad del pez espada, o una combinación de estos. La hipótesis del aumento en la productividad no está respaldada por algunos de los datos de composición. Esto puede ser el resultado de una especificación errónea del modelo que, si se trata y se resuelve, puede conciliar los componentes de datos. Es posible que se necesiten fuentes de datos alternativas para discriminar entre estas hipótesis. Independientemente de la gran incertidumbre, todos los modelos estimaron que la población no rebasó los puntos de referencia límite de biomasa y pesca sugeridos, pero que podría estar acercándose a los puntos de referencia objetivo. Por lo tanto, la población debería monitorearse de cerca.

El análisis de pruebas externas sugiere que no se puede descartar la hipótesis del aumento en la productividad, ya que parece que el aumento extremo del calamar gigante puede haber favorecido a la población de pez espada, quizá incluso en detrimento de otras poblaciones (Alarcón-Muñoz *et al.* 2008 sugieren que la disminución en la población de merluza chilena, una importante presa del calamar gigante en la región, puede deberse al aumento del calamar gigante). Aquí se modeló el cambio en la productividad como un cambio en el reclutamiento. Sin embargo, es posible que el proceso real esté vinculado a otros parámetros, como cambios en la mortalidad natural de los adultos, ya que la energía proporcionada por la abundancia de presas puede traducirse en un aumento del reclutamiento, la supervivencia o cambios en el crecimiento. Si existe un aumento real de la abundancia del pez espada en el OPO sur y este está asociado con el aumento del calamar gigante, las acciones de ordenación deberían considerar la posibilidad de que esa fuente de energía disminuya en el futuro y la población de pez espada vuelva a un estado de menor productividad.

Los incrementos en los índices de abundancia con el incremento de las capturas fue la característica que dominó el enfoque de esta evaluación. Sin embargo, la reducción de la mortalidad natural (análisis de sensibilidad) influyó más en la condición de la población que cualquiera de esas hipótesis. Si la mortalidad natural de la población fuera menor en general, la población estaría experimentando una mayor intensidad de pesca y tendría un tamaño de población menor que los niveles correspondientes a los PRL sugeridos. La mortalidad natural y los posibles cambios en ella debido al aumento en la abundancia de presas deberían explorarse en el futuro.

## 8. RECOMENDACIONES DE INVESTIGACIÓN

Además de las recomendaciones de investigación de los participantes en el taller <u>SWO-01</u> (<u>SWO-01-REP</u>), deberían realizarse las siguientes investigaciones:

## Estructura de la población:

Se debe seguir investigando la estructura de la población del pez espada en el Océano Pacífico. Los estudios que asocian marcas archivadoras con información genómica parecen prometedores (por ejemplo, la <u>presentación de Águila *et al.*</u> En <u>SWO-01</u>, <u>SWO-01-REP</u>). La conectividad entre la población del OPOC y la del OPO debería estudiarse con un estudio de marcado electrónico bien diseñado, en el que se

marquen peces entre las longitudes 150°O y 130°O, tanto en las áreas ecuatoriales como en las áreas templadas alrededor de 35°S a 40°S.

#### Datos:

<u>Captura:</u> Algunos CPC, como las naciones de Centro y Suramérica, necesitan mejorar la notificación de capturas. Las capturas deben notificarse como mínimo por arte, trimestre, indicando el área de origen y en la unidad original en la que se registraron (por peso o por número), para evitar basarse en supuestos arbitrarios para dividirla. Las capturas deberían notificarse con una resolución de 5° de latitud por 5° de longitud por mes, tal como lo requiere la resolución C-03-05, tanto en números como en peso, si se registran esas dos unidades. La disponibilidad tanto de los números como del peso permite estimar el peso promedio en espacio y tiempo, lo que puede proporcionar información sobre los procesos biológicos y pesqueros.

<u>Índices de abundancia</u>: Los índices de abundancia se obtuvieron a partir de la estandarización de datos operacionales (por lance individual) o de resolución fina de captura y esfuerzo. Se deberían seguir obteniendo índices a partir de datos operacionales e incluir más covariables. Deberían incluirse medidas de esfuerzo en número de anzuelos por lance en los datos por lance individual de la flota española, así como datos de los lances en los que no se capturó pez espada para poder estandarizar la CPUE de forma adecuada.

En las bitácoras deberían registrarse otras variables que pueden contribuir al aumento de la capturabilidad, como el número y el color de los palos de luz (Hazin *et al.* 2005), y el uso de servicios satelitales para encontrar las condiciones oceanográficas ideales para obtener tasas elevadas de captura de pez espada (Ward y Hindmarsh, 2007). Se deberían incluir datos sobre las capturas de otras especies, ya que pueden ser útiles para modelar cambios en las especies objetivo o en la estrategia de pesca (por ejemplo, Hoyle *et al.* 2019).

A pesar de la falta de covariables de capturabilidad de estrategias de pesca importantes, el aumento mostrado en varios tipos de índices de diferentes flotas y artes planteó las hipótesis de cambios en la disponibilidad. Es necesario aclarar las condiciones que pueden causar cambios en ella. Por lo tanto, deberían realizarse estudios para identificar las condiciones oceanográficas favorables para una CPUE elevada de pez espada (concretamente, la presencia de remolinos de núcleo cálido) y realizar un seguimiento de los cambios de dichas condiciones a lo largo del tiempo para evaluar si la hipótesis de aumento de disponibilidad es plausible.

Modelos espaciotemporales: Debería ampliarse el dominio espacial de la estandarización de la CPUE mediante modelos espaciotemporales para incluir el Océano Pacífico occidental y central, a fin de poder modelar de forma más adecuada hipótesis alternativas sobre la estructura de la población.

<u>Datos de composición</u>: Los datos de composición influyeron en los resultados de algunos de los modelos. Si bien los datos de frecuencia de talla estaban disponibles a través de la presentación a la CIAT bajo la resolución <u>C-03-05</u> sobre provisión de datos, no hay información de metadatos asociada con estos datos para comprender el muestreo y la metodología de estimación de la frecuencia de talla para la captura total de la flota. Se debería notificar información de metadatos sobre el tamaño de la muestra y el diseño y la metodología del muestreo; para que los datos estén mejor representados en el modelo de evaluación y en los modelos de estandarización. Por ejemplo, la cantidad de datos de frecuencia de talla de la flota española equivalía a la captura en números, lo que indica que los valores presentados se habían expandido al total de las capturas. Sin embargo, los datos de frecuencia de talla mostraron una distribución espacial diferente a la de las capturas, con algunas zonas de capturas elevadas sin muestras. Algunas flotas tienen muestras muy limitadas que parecen no ser representativas de las captura; en esos casos se debería revisar el diseño de muestreo e incrementar los tamaños de las muestras.

Los machos y hembras de pez espada difieren no solo en sus parámetros de ciclo vital sino también en sus patrones de comportamiento y desplazamiento (Palko *et al.* 1981; DeMartini *et al.* 2000; Dewar *et al.* 2011, Moore 2022). Los únicos datos por sexo disponibles para esta evaluación fueron los datos de la flota chilena. Es admirable que Chile tenga un programa de muestreo tan completo. Las otras flotas deberían implementar la recolección de datos por sexo para que se puedan dilucidar aspectos del ciclo vital y especialmente de los desplazamientos y la utilización del hábitat, para modelar mejor el crecimiento, la mortalidad natural y la selectividad por sexo. En esta evaluación no se utilizaron los datos condicionales de edad por talla de Chile porque el intervalo temporal elegido para la dinámica de la población fue trimestral, mientras que los datos estaban disponibles en una escala anual. En el futuro, los datos podrían desagregarse en trimestres y utilizarse para estimar mejor el crecimiento y la mortalidad natural por sexo y explorar los cambios temporales en esos parámetros.

#### Modelado:

Esta evaluación mostró que existen al menos cuatro hipótesis que pueden explicar los patrones paradójicos del aumento en los índices de abundancia con el incremento simultáneo en las capturas. Los datos disponibles no contienen la información necesaria para poder indicar qué hipótesis es la más plausible. Es posible que sea necesario recolectar otros tipos de datos con ese fin. Por ejemplo, debería evaluarse la factibilidad del marcado y recaptura por parientes cercanos (por ejemplo, <u>SAC-12-14</u>) para estimar la abundancia (y la mortalidad natural, el desplazamiento y la estructura de la población).

Los trabajos futuros pueden considerar el uso de modelos multiespecíficos, modelos de depredador-presa o modelos de complejidad intermedia para evaluaciones de ecosistemas (por ejemplo, Plaganyi *et al.* 2022) para explorar la hipótesis de aumento de la productividad que se plantea en esta evaluación. También debería investigarse la influencia de la abundancia del calamar gigante en la mortalidad natural y el crecimiento del pez espada, además del reclutamiento, para determinar si puede conciliar el conflicto entre los datos de composición y los índices de abundancia.

#### Puntos de referencia:

La CIAT debería adoptar puntos de referencia objetivo y límite y una regla de control de extracción para la población del OPO sur. Los puntos de referencia provisionales propuestos en el documento SAC-14 INF-O deberían considerarse para su adopción mientras se prueban formalmente los puntos de referencia definitivos mediante un proceso de evaluación de estrategias de ordenación.

#### 9. AGRADECIMIENTOS

El personal agradece a los científicos y autoridades nacionales de Chile, España, Japón, Corea y Ecuador por compartir datos e información confidenciales, y colaborar en varios estudios que respaldan esta evaluación, así como a los participantes del 1<sup>er</sup> Taller Técnico sobre el Pez Espada en el OPO Sur (<u>SWO-01</u>) por sus sugerencias y recomendaciones.

**TABLA 1.** Capturas anuales de SWO en peso en el Océano Pacífico oriental al sur de 10°N (9 de marzo de 2022, ver el texto para más detalles) por pabellón, arte y año solo para comparaciones. Las capturas en la evaluación se introducen en las unidades notificadas. Las capturas de JPN en esta tabla son una aproximación realizada transformando la captura en números en peso utilizando el peso promedio de cada área para la serie completa obtenida de otros CPC que notifican peso y números. JPN solo notifica capturas en números con una resolución de 5 por 5 por mes. Las abreviaturas de los pabellones son: CHL, Chile; COL, Colombia; CRI, Costa Rica; ECU, Ecuador; GTM, Guatemala; HDN, Honduras; NIC, Nicaragua; PAN, Panamá; PER, Perú; SLV, El Salvador; BLZ, Belice; CHN, China; JPN, Japón; KOR, República de Corea; PRT, Portugal; PYF, Polinesia Francesa; TWN, Taipéi Chino, URY, Uruguay; VUT, Vanuatu; ESP, España. Las abreviaturas de las artes son: HAR - arpón, LL - palangre, GN - red agallera, OTH - otras artes.

		Flotas costeras											Flotas de aguas lejanas											
	CHL	CHL	CHL	COL	CRI	ECU	ECU	GTM	HND	NIC	PAN	PER	PER	SLV	BLZ	CHN	JPN	KOR	PRT	PYF	TWN	URY	VUT	ESP
	GN	HAR	LL	LL	LL	GN	LL	LL	LL	LL	LL	GN	LL	LL	LL	LL	LL	LL	LL	LL	LL	LL	LL	LL
1945		1455																						
1946		2166																						
1947		1701																						
1948		1209																						
1949		690																						
1950		786											6969											
1951		870											2424											
1952		570											1919											
1953		416											909											
1954		334											707				21							
1955		237											404				16							
1956		386											606				10							
1957		357											606				146							
1958		392											404				112							
1959		555											404				86							
1960		456											404				148							
1961		394											303				655							
1962		297											404				10/1							
1963		94											202				1897				0			
1964		312											909				1983				0			
1905		175											303				1462				0			
1900		202											1212				1402				21			
1068		175											200				1669				17			
1969		314											1212				5393				6			
1970		243											2424				3449				26			
1971		181											202				2008				18			
1972		141											606				1759				38			
1973		410											1960				3237				30			
1974		218											475				2134				33			
1975		137											160				1902	10			9			
1976		13											298				2995	34			34			
1977		32											424				4237	39			31			
1978		56											440				3884	37			8			
1979		40											190				3999	37			30			
1980		104											218				3408	46			17			
1981		294											92				2999	127			35			
1982		285											156				2814	69			32			

1983		342											240				3454	60			9			
1984		103											346				1862	49			15			
1985		342											93				2488	157			12			
1986	502	245	17										33				3272	316			12			
1987	1624	245	190										74				2895	203			29			
1988	3727	245	483										130				2892	110			38			
1989	4496	245	1083										84				2404	107			111			
1990	3605	245	1105				397						2				2454	430			34			
1991	3041	245	3969	29	107		305						3				2485	586			40			
1992	2556	245	3578		27		395						21				5004	269		2	32			
1993	2488	245	1979		20		29	22					77				2598	286		2	19			
1994	2307	245	1249		27		81						313				2194	256		16	44			
1995	1840	245	509		29		193						7				1449	289		24	8			
1996	385	245	2515		315		0	2					1023				1447	362		25	35			
1997	718	245	3077		1072		0	3		1			24				2010	415		23	29			2018
1998	1605	245	2642	6	419		218			4			99				2219	440		19	34			1302
1999	673	245	2007		99		177			3			42				1160	351		30	81			1121
2000	400	0	1742		407		422	1	192	1			20	2			2004	400		46	608			1807
2001	1087	21	2560		653		537	2	450	7			360	2		316	3757	840		47	1710			3426
2002	1258	15	2799		638		573		238	11			281	20		827	3469	557		4	5471			5629
2003	1006	29	2806		286		229	0	320	12		40	40			982	3035	147		69	3212			5912
2004	1697	13	1564		179		1	0	181	7		28	0	2		483	2139	946		48	2076	343		5607
2005	1987	48	1946		191		111	0	50	2		14	14			350	1535	275		51	917			4962
2006	1766	13	1259		444		811	1				47	47			350	1395	586		57	996			5152
2007	1978	12	1874		242		510	0				29	29	2		166	1504	238		35	708		81	4730
2008	2110	14	672		302		1419	1		2		63	63	3		453	1783	116		44	361		112	6717
2009	2604	20	893		447		1015	7		1		635	0	1	141	479	1960	628		45	549		122	8010
2010	3280	17	1071		673		671	1		7		422	0	1	226	649	2902	669	300	43	927		208	9115
2011	4028	26	895		929		934	3		4		1376	0		510	923	3076	765	82	47	769		114	9674
2012	5168	34	1143		2205		2414			17		2784	0		847	1223	3489	1028	156	64	1024		125	8959
2013	4186	19	652		830		1494			10		1549	0		1265	1537	3182	1347		76	908		178	8466
2014	5463	13	331		1119		2211	20		23		1877	0		298	1531	3366	985	2	89	1158		778	8034
2015	5786	29	218		1366		1851	16		19		311	0		195	1958	3347	1167	509	86	1282		596	9944
2016	6972	41	478		1330	232	3243	20		29	323	459	0		55	1414	3226	1095		77	1941		290	10602
2017	7639	23	260		1250	312	2976			8	486	154	0		78	1831	2689	1289	532	104	2345		486	8902
2018	6570	23	174		1356	287	7397	6		28	230	206	0	4	78	2519	1790	836	815	170	2336		290	11405
2019	8788	16	2		1041	48	6368	5			1301	334	0	0	51	1398	1160	464	777	133	1430		770	10538
2020						598	4642								128	1440	1370	720		133	1628		803	9979

**TABLA 2.** Pesquerías definidas para la evaluación de la población de pez espada en el OPO sur. Artes: HAR: arpón; LL:palangre; GN: red agallera.

Pesquería	Arte	Origen	# área	Área	Trimestre	Datos de captura	Unidad	Abreviatura de la pesquería
F1	LL	Chile	4	Costera	Todos	Captura retenida	t	CHL_LL
F2	All	Chile + Perú	4	Costera	Todos	Captura retenida	t	CHL + PER
F3	LL	Aguas lejanas	3	Alta mar	Todos	Captura retenida	t	JPN + Like
F4	LL	Aguas lejanas	4	Costera	Todos	Captura retenida	t	JPN_Coast
F5	LL	España	3	Alta mar	Todos	Captura retenida	t	ESP_Off
F6	LL	España	4	Costera	Todos	Captura retenida	t	ESP_Coast
F7	LL	Chile	4	Costera	Todos	Captura retenida	1,000 s	CHL_LL_num
F8	LL	Aguas lejanas	3	Alta mar	Todos	Captura retenida	1,000 s	JPN+Like_num
F9	LL	Aguas lejanas	4	Costera	Todos	Captura retenida	1,000 s	JPN_Coast_num
F10	LL	España	3	Alta mar	Todos	Captura retenida	1,000 s	ESP_Off_num
F11	LL	España	4	Costera	Todos	Captura retenida	1,000 s	ESP_Coast_num
Estudio	Arte	Origen	# área	Área	Trimestre	Periodo	Unidad	Abreviatura de la pesquería
11	LL	Japón	4	Costera	Todos	1976-1993	1,000 s	JPN_index_early_coast
12	LL	Japón	4	Costera	Todos	1994-2009	1,000 s	JPN_index_mid_coast
13	LL	Japón	4	Costera	Todos	2009-2019	1,000 s	JPN_index_late_coast
14	LL	Japón	3	Alta mar	Todos	1976-1993	1,000 s	JPN_index_early_oceanic
15	LL	Japón	3	Alta mar	Todos	1994-2009	1,000 s	JPN_index_mid_oceanic
16	LL	Japón	3	Alta mar	Todos	2009-2019	1,000 s	JPN_index_late_oceanic

Hipótesis de estructura de población H1: al este de 150°O y al sur de 5°S

Hipótesis de estructura de población H2: al este de 150°O y al sur de 10°S; H3: como H2 pero al este

de 170°O

Pesquería	Arte	Origen	Área H2	Área H3	Trimestre	Datos de captura	Unidad	Abreviatura de la pesquería
F1	HAR	Coastal	4, 5	4, 5	Todos	Captura retenida	t	F1_HAR
F2	GN	Coastal	4	4	Todos	Captura retenida	t	F2_GN_A4
F3	GN	Coastal	5	5	Todos	Captura retenida	t	F3_GN_A5
F4	LL	Coastal	4	4	Todos	Captura retenida	t	F4_LL_Coast_A4
F5	LL	Coastal	5	5	Todos	Captura retenida	t	F5_LL_Coast_A5
F6	LL	España	2	2,6	Todos	Captura retenida	t	F6_ESP_A2
F7	LL	España	3	3, 7	Todos	Captura retenida	t	F7_ESP_A3
F8	LL	España	4	4	Todos	Captura retenida	t	F8_ESP_A4
F9	LL	España	5	5	Todos	Captura retenida	t	F9_ESP_A5
F10	LL	Aguas lejanas	2	2,6	Todos	Captura retenida	t	F10_LL_DW_A2
F11	LL	Aguas lejanas	3	3, 7	Todos	Captura retenida	t	F11_LL_DW_A3
F12	LL	Aguas lejanas	4	4	Todos	Captura retenida	t	F12_LL_DW_A4
F13	LL	Aguas lejanas	5	5	Todos	Captura retenida	t	F13_LL_DW_A5
F14	LL	España	2	2,6	Todos	Captura retenida	1,000 s	F14_ESP_A2_n
F15	LL	España	3	3, 7	Todos	Captura retenida	1,000 s	F15_ESP_A3_n
F16	LL	España	4	4	Todos	Captura retenida	1,000 s	F16_ESP_A4_n
F17	LL	España	5	5	Todos	Captura retenida	1,000 s	F17_ESP_A5_n
F18	LL	Aguas lejanas	2	2,6	Todos	Captura retenida	1,000 s	F18_LL_DW_Coast_A2_n
F19	LL	Aguas lejanas	3	3, 7	Todos	Captura retenida	1,000 s	F19_LL_DW_Coast_A3_n
F20	LL	Aguas lejanas	4	4	Todos	Captura retenida	1,000 s	F20_LL_DW_Coast_A4_n
F21	LL	Aguas lejanas	5	5	Todos	Captura retenida	1,000 s	F21_LL_DW_Coast_A5_n
Estudio	Arte	Origen	Área H2	Área H3	Trimestre	Periodo	Unidad	Abreviatura de la pesquería
11	LL	Chile	5	5	2	2000-2019	1,000 s	I1_Chile_Q2
12	LL	Chile	5	5	3	2000-2019	1,000 s	I2_Chile_Q3
13	LL	Japón	2-5	2-5	Todos	1976-1993	1,000 s	I3_JPN_early
14	LL	Japón	2-5	2-5	Todos	1994-2009	1,000 s	I4_JPN_mid
15	LL	Japón	2-5	2-5	Todos	2009-2019	1,000 s	I5_JPN_late
16	LL	España	2-5	2-5	1	2000-2019	t	I6_ESP_Q1
17	LL	España	2-5	2-5	2	2000-2019	t	I7_ESP_Q2
18	LL	España	2-5	2-5	3	2000-2019	t	I8_ESP_Q3
19	LL	España	2-5	2-5	4	2000-2019	t	I9_ESP_Q4

# **TABLA 3.** Índices de abundancia para la población de pez espada del OPO sur.

Nombre de pabellón/índice	Datos	Resumen	Ventajas Desventajas		Principales supuestos	Referencia
JPN I3_JPN_early I4_JPN_mid I5_JPN_late	Arte: palangre Datos operacionales (por lance individual) de captura y esfuerzo (CPUE) de las bitácoras de la flota japonesa. Capturas en número, esfuerzo en número de anzuelos.	Modelo espaciotemporal que usa R-INLA. La serie se divide en tres debido a cambios en las estrategias de la flota. Tres índices obtenidos (1975 a 1993, 1994-2010, 2011-2019).	Amplia cobertura espacial y temporal, peso promedio estandarizado disponible, índice derivado de datos operacionales a través de la colaboración con Japón.	Sin composición por talla asociada, cambios potenciales en la capturabilidad a lo largo del tiempo no eliminados en el modelado de estandarización debido a la falta de valores de covariables. Índices en una escala temporal más amplia (año) que el modelo (trimestre), sin efecto de estacionalidad incluido en la estandarización.	Los cambios en la capturabilidad están bien capturados en los tres bloques temporales, la composición por talla no expandida de la pesquería representa bien a la población.	SAC-13-INF-N
CHL I1_Chile_Q2 I2_Chile_Q3	Arte: palangre Datos de palangre industrial disponibles mediante la colaboración con Chile a partir de bitácoras; la resolución espacial es de 2° de latitud por 2° de longitud. Capturas en números. Datos de muestreo en puerto para composición por talla y edad. Esfuerzo en número de anzuelos.	Modelo espaciotemporal que utiliza VAST con frecuencias de talla estandarizadas (2000 - 2018). Índices para el trimestre 2 y el trimestre 3 estimados por separado debido a los cambios en la anisotropía espacial por trimestre.	Amplio muestreo de la composición por talla y edad, gran cobertura de bitácoras, índice derivado de una resolución espacial fina.	Cobertura espacial restringida a áreas frente a la costa chilena, el esfuerzo disminuyó con el tiempo y la flota dejó de operar en 2019.	Población bien mezclada, la dinámica de la población está capturada por un índice con cobertura espacial restringida.	Análisis no publicados
CHL No utilizado	Arte: red agallera Datos de bitácora de la flota artesanal de redes agalleras de Chile; la resolución espacial es de 2° de latitud por 2° de longitud. Capturas en números. Esfuerzo en m <sup>2</sup> de redes caladas. Datos de muestreo en puerto para composición por talla y edad.	Modelo lineal generalizado que utiliza la distribución de Tweedie.	Amplio muestreo de la composición por talla y edad, gran cobertura de bitácoras. La flota de red agallera se expandió con el tiempo, y la industria está floreciendo, garantizando la continuación del índice en el futuro.	Cobertura espacial restringida a áreas frente a la costa chilena. La medida del esfuerzo en el área de las redes agalleras puede no representar totalmente el esfuerzo (que también puede depender del tiempo de inmersión). Índice en una escala temporal más amplia (año) que el modelo (trimestre), sin efecto de estacionalidad incluido en la estandarización.	Población bien mezclada, la dinámica de la población está capturada por un índice con cobertura espacial restringida.	Barraza <i>et al.</i> presentación a <u>SWO-01,</u> <u>SWO-01-REP.</u>
KOR No utilizado	Arte: palangre CPUE con resolución espacial fina (1° por 1°) obtenida mediante la colaboración con Corea. Capturas en números, esfuerzo en número de anzuelos.	Modelo espaciotemporal que incluye el efecto de anzuelos entre flotadores.	Gran cobertura de bitácoras, índice muestra tendencias similares en comparación con la flota japonesa.	Cobertura espacial restringida a la zona ecuatorial de 130° a 150°O, 10°N a 15°S, lejos del área donde se realiza la mayor parte de las capturas.	Población bien mezclada, la dinámica de la población está capturada por un índice con cobertura espacial restringida.	<u>SAC-13-INF-</u> <u>M</u>
SPN I6_ESP_Q1 I7_ESP_Q2 I8_ESP_Q3 I9_ESP_Q4	Arte: palangre CPUE a partir de datos operacionales disponibles mediante la colaboración con España. Solo se dispone de capturas positivas. Capturas en peso, no en números. Esfuerzo en número de lances. No hay información sobre el número de anzuelos.	Modelo espaciotemporal que utiliza VAST (2005- 2020).	Gran cobertura de bitácoras, amplia cobertura espacial de la flota en relación con la distribución de la población.	Datos de composición por especie de las capturas disponibles para un área reducida (lo que podría permitir la inclusión del efecto objetivo en el modelo de estandarización, p. ej., Ramos-Cartelle <i>et al.</i> 2021). Solo se dispone del número de lances como medida de esfuerzo para 2005-2017. Hay indicios de que el número de anzuelos no es constante entre lances o a lo largo del tiempo (a partir de datos de 2018-2020). No se dispone de características de las artes.	El número de anzuelos no presenta cambios sistemáticos a lo largo del tiempo ni en el espacio. No hay otros cambios en la estrategia de pesca que puedan haber influido en la capturabilidad. Anisotropía invariante en el espacio.	Análisis no publicados

TABLA 4. Supuestos de modelo par	ara el modelo de referencia inicial M0 y	/ modelos de sensibilidad.
----------------------------------	--	----------------------------

Estructura	Supuesto	Sensibilidad	Referencia
Año de inicio	1945		
Año final	2019		
Condición inicial	Población virgen		
Escala temporal	Modelo anual con cuatro estaciones en un año		
Escala espacial	Un modelo de área, enfoque de "áreas como flotas"		
Sexo	Modelo por sexo, con crecimiento por sexo		
Función de reclutamiento	Modelo Beverton-Holt con inclinación h=1	h=0.75	
Variabilidad del reclutamiento	0.6. La rampa de corrección de sesgo y la corrección de sesgo completa se estimaron utilizando una única iteración del enfoque de Methot y Taylor (2011) como se implementó en r4ss.		Methot y Taylor (2011)
Desviaciones del reclutamiento	1964-2019 constrained to sum to zero		
Desviaciones del reclutamiento	1960-1963		
tempranas			
Estación de reclutamiento	1 y 2, el reclutamiento de la estación 2 se estima en relación con la estación 1		
Ojiva de madurez	0 para edades 1 y 1, 0.6 para edad 2, 0.8 para edad 3 y 1 para edades 4 y superiores		DeMartini <i>et al.</i> 2007, Claramunt <i>et al.</i> 2009 (con base en madurez por talla)
Fecundidad	Igual a la biomasa de hembras maduras		
Tasa de mortalidad natural	0.4 -año <sup>1</sup>	0.2 año <sup>1</sup>	
Grupo <i>plus</i>	18 años (H2/H3) 15 años (H1)		
Crecimiento	Curva de crecimiento von Bertalanffy con parámetros fijos Hembras: K = 0.113, Linf = 321, talla a edad 1 = 118 Machos: K = 0.158, Linf = 279, talla a edad 1 =122 cm CV de edad 1 = 0.10, CV de edad mayor = 0.15, interpolación lineal para edades intermedias Crecimiento lineal durante edad cero, de 10 cm a talla a edad 1		Cerna (2009)
Relación longitud ojo-cauda furcal (OCF) x longitud mandíbula inferior- cauda furcal (MICF)	MICF = 8.0084 + 1.07064 × OCF para la flota japonesa MICF = 10.502 + 1.062 × OCF para la flota ecuadoriana		Uchiyama et al. (1999) para la flota japonesa Anexo 1 para la flota ecuatoriana
Relación talla-peso	Hembras Peso (kg) = $3.7 \times 10^{-6}$ MICF (cm) <sup>3.26</sup> ; y Machos Peso (kg) = $4.5 \times 10^{-6} \times [MICF (cm)^{3.21}]$		Resultados no publicados de Francisco Cerna (IFOP <sup>6</sup> , Chile)
Estructura de tallas	Población: talla mínima= 10 cm, talla máxima (talla de acumulador) 350 cm, intervalos de talla = 1cm Datos: talla mínima = 50 cm, talla máxima (talla de acumulador) 340 cm, intervalos de talla = 10 cm; 70-270 cm, 10cm para la composición por talla estandarizada de los índices españoles; 80-300 cm, 20cm para la composición por talla estandarizada de los índices chilenos.		
Relación peso desagallado y	WW= 1.3332 GG (n=1680 aproximadamente mitad		Resultados no
eviscerado (GG)/peso entero (WW)	hembras y mitad machos, R2=0.9947)		publicados de Francisco Cerna (IFOP-Chile)

<sup>&</sup>lt;sup>6</sup> Instituto de Fomento Pesquero

**TABLA 5.** Supuestos de ponderación de datos usados en el modelo de referencia inicial M0 y en los modelos derivados.

Componente de verosimilitud	Supuesto de ponderación
Capturas	CV=0.05
Índices	CV = 0.2 para los índices japoneses (más CV extra estimado para I4_JPN_mid)
	CV estimado en el modelo de estandarización añadido a un CV extra estimado
	(excepto para I1_Chile_Q2, I2_Chile_Q3, para los que el CV extra se fijó en 0.1).
Composición por talla y por edad	Sustituto del tamaño de la muestra por la ponderación mediante el método de Francis
	(Francis 2011). Para los datos de composición por talla estandarizados asociados a los
	índices de abundancia españoles (I6_ESP_Q1, I7_ESP_Q2, I8_ESP_Q3, I9_ESP_Q4) el
	sustituto del tamaño de la muestra se fijó en 50 (ver la Tabla 6 para consultar las
	ponderaciones finales).

Abreviatura de la pesquería	Datos de composición asociados	Ponderación	Función de selectividad por talla
F1_HAR	Talla	0.1	Doble normal
F2_GN_A4	Talla (no ajustada)	0	Logística
F3_GN_A5	Talla/edad expandidas a la	0.3 / 1	Espejo F2
	captura		
F4_LL_Coast_A4	Talla (no ajustada)	0	Doble normal
F5_LL_Coast_A5	Talla/edad expandidas a la	1.2 / 1.2156	Espejo F
	captura		
F6_ESP_A2	Talla expandida a la captura	0.5	Doble normal
F7_ESP_A3	Talla expandida a la captura	0.4	Doble normal
F8_ESP_A4	Talla expandida a la captura	0.5	Doble normal
F9_ESP_A5	Talla expandida a la captura	0.6	Doble normal
F10_LL_DW_A2	Talla	0.015	Doble normal
F11_LL_DW_A3	Talla	0	Espejo F10
F12_LL_DW_A4	Talla	0.02307	Doble normal
F13_LL_DW_A5	Talla	0.026206	Doble normal
F14_ESP_A2_n	Ninguno	-	Espejo F6
F15_ESP_A3_n	Ninguno	-	Espejo F7
F16_ESP_A4_n	Ninguno	-	Espejo F8
F17_ESP_A5_n	Ninguno	-	Espejo F9
F18_LL_DW_Coast_A2_n	Ninguno	-	Espejo F10
F19_LL_DW_Coast_A3_n	Ninguno	-	Espejo F11
F20_LL_DW_Coast_A4_n	Ninguno	-	Espejo F12
F21_LL_DW_Coast_A5_n	Ninguno	-	Espejo F13
Abreviatura del índice	Datos de composición asociados	Ponderación	Función de selectividad por talla
I1_Chile_Q2	Talla estandarizada usando VAST	0.71254	Doble normal
I2_Chile_Q3	Talla estandarizada usando VAST	0.53954	Doble normal
I3_JPN_early	Talla	0.05	Logística
I4_JPN_mid	Talla/Peso promedio	0.05 / 1	Spline 3 nudos
	estandarizado (R-Inla)		
I5_JPN_late	Talla/Peso promedio	0.05 / 1	Spline 3 nudos
	estandarizado (R-Inla)		
I6_ESP_Q1	Talla estandarizada usando VAST	1	Doble normal
I7_ESP_Q2	Talla estandarizada usando VAST	1	Doble normal
18_ESP_Q3	Talla estandarizada usando VAST	1	Doble normal
19_ESP_Q4	Talla estandarizada usando VAST	1	Doble normal

**TABLA 6.** Supuestos de selectividad para las pesquerías y los índices de abundancia, datos de composición asociados y ponderación de los datos de composición del modelo de referencia inicial M0 y los modelos derivados.

**TABLA 7.** Hipótesis que explican el aumento simultaneo de los índices de abundancia y las capturas en el OPO sur y modelos de evaluación correspondientes.

Hipótesis	Etiqueta en figuras	Interpretación	Descripción del modelo
1. Aumento real de la abundancia	Productividad	Existe una tendencia creciente de la productividad debido al aumento del reclutamiento.	Se estima un cambio de régimen en InRo como una tendencia que comienza en un valor fijo de productividad inferior (InRo para un modelo de 1945 a 1993).
2. Aumento de la capturabilidad (disponibilidad)	Disponibilidad	Es posible que el aumento de los índices se deba a un aumento general de la disponibilidad de los peces para todas las artes. Los índices no representan la abundancia de la población.	Se estima el modelo de curva de captura basado en M0: El modelo se ajusta solo al peso promedio, edad, talla y datos generales de composición por talla. El cambio en la disponibilidad de los índices se calcula como la diferencia entre los valores esperados de los índices y los índices observados.
3. Aumento de la abundancia y la disponibilidad	Productividad y disponibilidad	Es posible que los factores que aumentan la disponibilidad también aumenten la abundancia.	Se estima un modelo como M0, los cambios en la disponibilidad se obtienen estimando parámetros de capturabilidad que varían con el tiempo para todos los índices.
<ol> <li>Estructura de la población y conectividad</li> </ol>	Conectividad	La conectividad del área ecuatorial y el OPO sur parece haber aumentado después de 2010, tal vez la conectividad entre el OPOC y el OPO también haya aumentado.	Como M0 pero incluyendo las capturas en el OPC (áreas 6 y 7 en la Figura 2 hipótesis de estructura de la población H3).

**TABLA 8.** Apoyo de cada componente de datos a cada modelo medido como la diferencia entre la verosimilitud logarítmica negativa (NLL) para el modelo analizado y el modelo de mejor ajuste para ese componente de datos. Los componentes que tienen tres o más unidades de diferencia máxima se muestran en negritas, excepto en el caso de los índices de abundancia con parámetro de capturabilidad (q) variable. Para esos componentes, el modelo correspondiente a cada una de las cuatro hipótesis con mayor apoyo por componente de datos aparece sombreado en gris. Dado que M2 no se ajusta a índices de abundancia, la NLL utilizada para este cálculo son los valores predichos. M0: modelo de referencia inicial, M1: Productividad, M2: Disponibilidad, M3: Productividad y disponibilidad, M4: Conectividad (población más grande).

Componente de datos	Pesquería	MO	M1	M2	M3	M4	Dif. máxima	Apoyo modelos, notas
Índices	I1_Chile_Q2	22.3	22.2	32.8	0.0	22.4	32.8	*
	I2_Chile_Q3	21.5	21.0	42.1	0.0	21.6	42.1	*
	<pre>I3_JPN_early</pre>	0.0	0.0	1.5	0.0	0.0	1.5	M1, M3, M4, **
	I4_JPN_mid	0.8	0.5	59.1	0.0	0.9	59.1	*
	I5_JPN_late	0.1	0.1	0.8	0.0	0.2	0.8	M1, M3, M4, **
	I6_ESP_Q1	0.0	0.7	7.2	1.6	0.1	7.2	*
	I7_ESP_Q2	0.0	0.1	5.2	1.2	0.0	5.2	*
	I8_ESP_Q3	0.0	0.1	10.1	1.9	0.2	10.1	*
	19_ESP_Q4	0.2	0.0	25.3	3.0	0.5	25.3	*
Peso promedio	I4_JPN_mid	1.0	0.5	0.4	1.4	1.0	1.4	
	I5_JPN_late	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.2	
Composiciones por talla	I1_Chile_Q2	2.9	3.0	0.4	0.0	3.0	3.0	M3
generalizadas	I2_Chile_Q3	4.2	4.3	0.5	0.0	4.3	4.3	M3
Composiciones por edad	F3_GN_A5	1.8	2.0	0.0	7.5	1.4	7.5	M2
	F5_LL_Coast_A5	17.3	17.5	0.5	0.0	17.4	17.5	M3
Composiciones por talla	Total	30.4	31.5	0.0	23.1	31.5	31.5	M2
	F1_HAR	0.0	0.0	0.6	1.1	0.0	1.1	
	F2_GN_A4	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.1	
	F3_GN_A5	0.9	1.1	0.0	0.9	0.8	1.1	
	F4_LL_Coast_A4	0.3	0.3	0.0	0.0	0.4	0.4	
	F5_LL_Coast_A5	17.1	17.8	5.1	0.0	17.6	17.8	M3
	F6_ESP_A2	0.2	0.1	0.0	3.7	0.1	3.7	M1, M2, M4
	F7_ESP_A3	13.1	13.9	0.0	3.6	13.6	13.9	M2
	F8_ESP_A4	11.3	11.2	11.5	0.0	11.8	11.8	M3
	F9_ESP_A5	0.2	0.4	7.8	15.6	0.0	15.6	M1, M4
	F10_LL_DW_A2	6.5	5.2	0.0	5.0	6.8	6.8	M2
	F12_LL_DW_A4	0.3	0.0	3.9	1.1	0.4	3.9	M1, M4
	F13_LL_DW_A5	0.1	0.0	2.3	0.4	0.1	2.3	
	<pre>I3_JPN_early</pre>	3.9	4.4	0.0	4.3	4.0	4.4	M2
	I4_JPN_mid	7.3	8.0	0.0	3.2	7.0	8.0	M2
	I5_JPN_late	0.5	0.5	0.0	15.4	0.4	15.4	M2, M4
	I6_ESP_Q1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	
	I7_ESP_Q2	0.2	0.2	0.0	0.0	0.2	0.2	
	I8_ESP_Q3	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.2	
	I9_ESP_Q4	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	

\* No utilizado en M2, variable q en M3

\*\* No utilizado en M2

#### ANEXO 1 . Datos de composición por talla de Ecuador

Los datos de composición por talla presentados por Ecuador corresponden a 2018-2020. Los datos se proporcionaron en talla furcal (TF) o en longitud ojo-cauda furcal (OCF). En algunos casos, se proporcionaron ambas mediciones. A partir de las mediciones en pares, se calculó una conversión de longitud ojo-cauda furcal a talla furcal utilizando un modelo lineal (Tabla A2.1, Figura A2.1), en datos del Área 4 (como se define en la Figura 2 H2/H3) y para peces de más de 50 cm.

**TABLA A1.1.** Coeficientes estimados para la regresión de talla furcal (TF) en longitud ojo-cauda furcal (OCF),  $Im(formula = FL \sim EFL)$ ,  $R^2 = 0.9894$ , n= 3554.

Coeficientes	Estimación	Error estándar
Intersección	10.502	0.275866
Pendiente	1.062	0. 001848
Error estándar residual	3.2	



Eye fork length (cm)-Longitud ojo horquilla (cm)

**FIGURE A1.1.** Conversion of eye-fork length to fork length based on data from Ecuador from 2018-2020 for area 4 (Figure 2 H2/H3).

**FIGURA A1.1**. Conversión de longitud ojo-cauda furcal a talla furcal basada en datos de Ecuador de 2018-2020 para el Área 4 (Figura 2 H2/H3).

Los datos de composición por talla reportados en OCF se transformaron en TF para calcular las frecuencias de talla por año y trimestre. Las frecuencias de talla también se ajustaron a la captura total de Ecuador.



**FIGURE A1.2.** Length composition data submitted from Ecuador raised to the catches. The top panel (a) shows the data by year and quarter, the bottom panel (b) show the aggregated data for a year. **FIGURA A1.2**. Datos de composición por talla presentados por Ecuador expandidos a las capturas. El panel superior (a) muestra los datos por año y trimestre, el panel inferior (b) muestra los datos agregados para un año.

#### ANEXO 2. Modelo temprano

Se construyó un modelo "temprano" corto (Modelo 1B) ajustando el Modelo 0 a datos de 1945 a 1993 (Figuras A2.1A-C). Las desviaciones de reclutamiento estimadas y la trayectoria estimada de la biomasa reproductora con y sin pesca se muestran en las Figuras A2.1D y E. A partir de un modelo de producción estructurado por edad basado en el Modelo 1b, se estimó la productividad temprana (como InRO) (Figura A2.2). Este valor se utilizó como InRO de partida en la tendencia de la productividad supuesta para los Modelos 1 y 3 para garantizar que el valor base para la tendencia en el reclutamiento se estimara basándose solamente en los datos tempranos antes de que los índices mostraran un aumento.



**FIGURE A2.1.** Model 1B: Catches 1945- 1993 (A), fit to the I3\_JPN\_early longline index (B), fits to the length composition data (C).

**FIGURA A2.1.** Modelo 1B: capturas 1945-1993 (A); ajuste al índice de palangre I3\_JPN\_early (B); ajustes a los datos de composición por talla (C);



**FIGURE A2.2.** Model 2: ASPM Early productivity. **A:** fit to the I3\_JPN\_early longline index **B**: Estimated spawning biomass at equilibrium and trajectory with and without fishing.

**FIGURE A2.2.** Modelo 2: ASPM productividad temprana. **A:** ajuste al índice de palangre I3\_JPN\_early; **B**: biomasa reproductora estimada en equilibrio y trayectoria con y sin pesca.

#### ANEXO 3. Estimaciones de la capturabilidad, por año, para los índices de abundancia del Modelo 2



**FIGURE A3.1** Time series of estimated catchability deviations (computed as expected index – observed index) for Model 2.

**FIGURA A3.1.** Series de tiempo de las desviaciones estimadas de la capturabilidad (calculadas como índice esperado - índice observado) para el Modelo 2.



ANEXO 4. Ajustes a los índices de abundancia de los modelos según las hipótesis

**FIGURE A4.1.** Fits to the indices of abundance **FIGURA A4.1.** Ajustes a los índices de abundancia

# LIMIT AND TARGET REFERENCE POINTS FOR SKIPJACK TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

Mark N. Maunder

#### SUMMARY

Analyses based on assumptions about the steepness of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship (h = 0.75) for skipjack tuna in the EPO support the conservative  $S_{MSY}/S_0 = 0.3$  proxy target biomass reference point previously proposed based on values estimated for bigeye and yellowfin tuna in the EPO.

#### 1. INTRODUCTION

During 2022 an *interim* stock assessment was conducted for skipjack tuna in the EPO (SAC-13-07). This is the first stock assessment that has been considered by the IATTC staff to be reliable enough to be used for management advice (IATTC-100-04). The ter*m inter*im results from additional improvements being expected on the skipjack assessment under the ongoing 2021-proposed methodology and workplan to develop a benchmark stock assessment for skipjack in 2024 that includes tagging data (see Document SAC-12-06). This upcoming 2024 benchmark assessment will take into consideration the results of the  $1^{st}$  External Review of the IATTC staff's stock assessment of skipjack tuna in the EPO.

Although it can be interpreted that, by default, the Antigua Convention establishes MSY (Maximum Sustainable Yield) reference points (RP) for tuna fisheries at IATTC, this is not straightforward for skipjack. Yield-per-recruit analyses for skipjack in the EPO have indicated that maximum yield occurs at very high or infinite exploitation rates due to the combination of natural mortality and growth used in the assessment and the estimated selectivities (SAC-13-07). These results, in combination with the assumption that recruitment is independent from spawning stock biomass (steepness =1), make defining MSY (Maximum Sustainable Yield) based reference points for skipjack tuna in the EPO problematic. For this reason, SAC-13-07 proposed a conservative proxy target biomass reference point of 30% of the unexploited spawning biomass (0.3S<sub>0</sub>) based on the range estimated under different assumptions for yellowfin (SAC-11-07 REV) and bigeye (SAC-11-06 REV) tuna in the EPO.

This paper re-evaluates the target reference points for skipjack tuna in the EPO and define the limit reference points. The IATTC harvest control rule (HCR) defined in IATTC <u>Resolution C-16-02</u> is also described. Finally, the status of the stock estimated by the 2022 skipjack assessment relative to these reference points is evaluated and these results are discussed with respect to the HCR.

## 2. LIMIT REFERENCE POINTS

Limit reference points are related to stock levels or fishing mortality levels that should be avoided because further stock depletion or higher fishing mortalities could endanger the biological sustainability of the stock. The IATTC adopted an interim biomass limit reference point in 2014 for tropical tunas (IATTC <u>Resolution C-16-02</u>). This reference point is defined as the spawning biomass that produces 50% of the virgin recruitment (R<sub>0</sub>) assuming that the spawner-recruitment relationship follows the Beverton-Holt function with a conservative steepness (h) of 0.75 (<u>SAC-05-14</u>). The spawning biomass at the limit reference point is equal to 0.077 of the equilibrium unfished spawning biomass (S<sub>0</sub> or B<sub>0</sub>). The fishing mortality (F) limit reference point is the value of F that, under equilibrium conditions, maintains the spawning biomass at the biomass limit reference point.
## 3. TARGET REFERENCE POINT

Target reference points are related to the management objectives. Article VII 1(c) of the IATTC's Antigua Convention states that "[The Commission shall perform the following functions...] to maintain or restore the populations of harvested species at levels of abundance which can produce the maximum sustainable yield". In conjunction with IATTC <u>Resolution C-16-02</u>, this can be interpreted as defining target reference points that correspond to MSY.

Considering that MSY reference points are not definable for SKJ, <u>SAC-13-07</u> proposed a conservative proxy target biomass reference point of  $S_{MSY}/S_0 = 0.3$  based on the range estimated for yellowfin and bigeye tuna in the EPO under different assumptions (<u>Table 1</u>). The definition of this reference point was based on the same productivity-susceptibility argument that has been used previously to manage skipjack tuna based on the assessments of yellowfin and bigeye tuna (i.e., skipjack is more productive than the other two species and has similar susceptibility). It is therefore considered a conservative reference point. Other more arbitrary proxy reference points such as the value advocated by the Marine Stewardship Council (MSC) for stocks that do not have explicitly calculated reference points, SPR = 0.4, could also be used. SPR is equivalent to S/S<sub>0</sub> when steepness = 1.

In this paper, a conservative target reference point for skipjack tuna in the EPO are explicitly derived by taking the biology assumed and the selectivities estimated in the stock assessment and using these to calculate a target reference point based on a conservative value for the steepness of the stock-recruitment relationship (i.e., we run Stock Synthesis starting from the par file estimated from the stock assessment, with the steepness value replaced with the desired value, and turn estimation off by making the maximum phase zero). We use steepness of h=0.75 to be consistent with the assumption used in calculating the limit reference point. For the reference model, this results in  $S_{MSY}/S_0 = 0.15$ . The  $S_{MSY}/S_0$  values for most of the other alternative models are the same with a few higher up to 0.23 (Table 2). These values are all at a more depleted level than the original proposed proxy (0.3S<sub>0</sub>) based on the yellowfin and bigeye assessments. This analysis provides supportive evidence that the proxy of 0.3S<sub>0</sub> proposed as target reference point for skipjack in the EPO is conservative and thus adequate.

## 4. HARVEST CONTROL RULE

The IATTC HCR for tropical tunas as defined in IATTC <u>Resolution C-16-02</u> requires action be taken if the probability of the spawning biomass being below the limit reference point is greater than 10% [i.e.  $P(S_{cur} < 0.077) > 0.1$ ]. The HCR also requires action to be taken if the probability that the current fishing mortality is above the limit reference point is greater than 10% [i.e.  $P(F_{cur} > F_{S/S0=0.077}) > 0.1$ ]. The scientific recommendations for management action, as defined by the HCR, are based on the stock of the three tropical tunas (yellowfin, bigeye, and skipjack) that requires the strictest management.

# 5. EVALUATION OF STATUS RELATIVE TO REFERENCE POINTS

# 5.1. Current status

The probability of exceeding a reference point is computed by assuming that the probability distribution for the ratio  $S/S_0$  is normally distributed. Some approximations had to be applied because  $S/S_0$  was calculated using  $S_0$  based on average recruitment rather than the parameter  $R_0$ , but the standard deviation estimated in Stock Synthesis is for  $S/S_0$ . Therefore, the CV of  $S/S_0$  was first calculated and then applied to the recruitment-adjusted value to get the corresponding standard deviation. The estimated standard deviation was not available for one of the scenarios, so the average CV across all other scenarios was simply used. The standard deviations were not available for the dynamic depletion, and due to the correlation between  $dS_0$  and S, the standard deviation is likely to be different, but the general conclusions from the probabilities should be similar. The average CV of  $S_{cur}/S_0$  is 16% for all the models with a range between 12%-19% (<u>Table 3</u>). The CV for  $S_{MSY}/S_0$  was assumed to be small as only the selectivities were estimated (Growth, M, and steepness were fixed in the stock assessment model) and could not be calculated given how the proxy was defined. Therefore, the large differences in the probabilities are mostly influenced by the estimate of  $S_{cur}/S_0$  rather than by the uncertainty in  $S_{MSY}/S_0$ .

The estimated probability of being below the limit reference point is zero for all models (<u>Table 3</u>). All except 3 models have a 95% or higher chance of being above the proposed  $S/S_0 = 0.30$  target reference point. The eastern stock model (Model I) has a 91% chance, and the models that avoid dome-shaped selectivity for at least one unassociated fishery (Model j and o) have little or no chance (<u>Table 3</u>). There is more of a range of probabilities of being above the  $S/S_0 = 0.40$  target reference point (<u>Table 3</u>).

## 5.2. Projections

The model is projected into the future for 10 years using the current fishing mortality (the average agespecific fishing mortality over 2019-2021) by basically treating the future as part of the estimation period. This allows the uncertainty in future recruitments, which are treated as estimated parameters penalized by a distributional assumption, to be incorporated in addition to parameter estimation uncertainty. The penalty, which is based on a distributional assumption for recruitment variation, represents the uncertainty about the recruitment in the future. Since there is no data on future recruitment, the lognormal bias correction is not applied for future years. The probabilities being above the biomass reference points are calculated.

The projections have currently only been run for the reference model because the hessian matrix needs to be run to calculate the standard deviations and this takes a substantial amount of computational time. The projected (uncorrected  $S/S_0$ ) is plotted in Figure 1 and the probability of being above the  $S/S_0 = 0.3$  and  $S/S_0 = 0.4$  target reference points in 2032 is 0.98 and 0.90, respectively. The projection shows that there is substantial variation in  $S/S_0$  in the future due to recruitment and this could influence the probability of exceeding the reference points, particularly for models with lower estimated  $S_{cur}/S_0$ .

## 6. **DISCUSSION**

The analyses show that the originally proposed  $S_{MSY}/S_0 = 0.3$  target reference point (SAC-13-07), which was based on those estimated for yellowfin and bigeye tuna, is a reasonable conservative proxy target reference point for skipjack tuna in the EPO. The analyses also show that there is no risk of the limit reference point having been exceeded during the assessment period. Low probability of being above the  $S_{MSY}/S_0 = 0.3$  target reference point only occurs if one of the NOA fisheries is assumed to not have dome-shaped selectivity.

Projections show that there is more uncertainty about the future  $S/S_0$  due to the effect of uncertainty about recruitment, but, at least in the reference model, there is still a very high probability of the skipjack biomass being above the target reference point and no probability of being below the limit biomass reference point.

The value of the steepness of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship used in the analyses (h = 0.75) is an arbitrary value that is assumed to be conservative (low) for skipjack, which is a short-lived, highly-fecund, pelagic spawner that has high recruitment variability. The data provides very weak evidence for lower values of steepness (Figure 2), but this information is tenuous because it ignores autocorrelation and regime-shifts. There are various meta-analyses that attempt to provide general information about the value of steepness for species groups (e.g., Myers, 2001), but the estimates for tunas (and other species) are highly dubious due to model misspecification and regime shifts (e.g., Szuwalski, 2015).

#### 7. REFERENCES

Myers, R.A., 2001. Stock and recruitment: generalizations about maximum reproductive rate, density dependence, and variability using meta-analytic approaches. ICES J. Mar. Sci. J. Cons. 58, 937–951.

Szuwalski, C.S., Vert-Pre, K.A., Punt, A.E., Branch, T.A. and Hilborn, R., 2015. Examining common assumptions about recruitment: a meta-analysis of recruitment dynamics for worldwide marine fisheries. Fish Fish., 16, 633-648.

**TABLE 1.** Ranges of  $S_{MSY}/S_0$  estimated in the bigeye (<u>SAC-11-06, Table 7</u>) and yellowfin (<u>SAC-11-07, table 8</u>) stock assessments.

Steepness (h)	Bigeye	Yellowfin
1.0	0.20 - 0.24	0.23 – 0.32
0.9	0.25 – 0.27	0.28 – 0.35
0.8	0.28 - 0.30	0.32 – 0.37
0.7	0.31 - 0.32	0.35 – 0.40

**TABLE 2**. Estimates of  $S_{MSY}/S_0$  for the different models when steepness is fixed at 0.75.

	Model	Smsy/So
	Reference	0.15
а	Linf = 73	0.15
b	Linf = 83	0.15
с	Lcv = 0.05	0.15
d	Lcv = 0.07	0.15
е	Adjusted Catch	0.15
f	No Echo	0.15
g	No LL	0.15
h	ОВЈ	0.15
i	NOA	0.15
j	NOA asym	0.22
k	OBJ asym	0.18
1	Eastern	0.19
m	Higher Adult M	0.23
n	High F	0.15
0	Rapid reduction in growth	0.16

Model	S∕S₀	SE	cv	Recruitment adjusted S/S <sub>0</sub>	SE	Limit 0.077	Target 0.3	Target 0.4
Reference	0.52	0.08	0.16	0.53	0.08	1.00	1.00	0.94
а	0.53	0.09	0.16	0.54	0.09	1.00	1.00	0.95
b	0.50	0.08	0.17	0.51	0.09	1.00	0.99	0.90
с	0.52	0.08	0.16	0.53	0.08	1.00	1.00	0.94
d	0.52	0.09	0.16	0.52	0.09	1.00	0.99	0.92
е	0.53	0.08	0.16	0.53	0.08	1.00	1.00	0.94
f	1.09	0.20	0.19	1.05	0.20	1.00	1.00	1.00
g	0.40	0.07	0.16	0.41	0.07	1.00	0.95	0.56
h	0.52	0.07	0.14	0.54	0.07	1.00	1.00	0.97
i	0.53	0.07	0.14	0.54	0.08	1.00	1.00	0.97
j	0.17	0.03	0.17	0.17	0.03	1.00	0.00	0.00
k	0.41		0.16	0.42	0.07	1.00	0.96	0.62
Ι	0.36	0.04	0.12	0.36	0.04	1.00	0.91	0.18
m	0.72	0.13	0.19	0.72	0.13	1.00	1.00	0.99
n	0.52	0.08	0.16	0.53	0.09	1.00	1.00	0.94
0	0.22	0.04	0.18	0.22	0.04	1.00	0.02	0.00

**TABLE 3.** Probability of the spawning biomass being above the biomass reference points.



**FIGURE 1.** Estimated and projected  $S/S_0$  (unadjusted) for the reference Model with 90% confidence intervals compared to the proxy target biomass reference point ( $S/S_0 = 0.3$ ). The vertical dashed line is the start of 2022.

**FIGURA 1.**  $S/S_0$  estimado y proyectado (sin ajustar) para el modelo de referencia con intervalos de confianza de 90%, en comparación con el sustituto de punto de referencia de biomasa objetivo ( $S/S_0 = 0.3$ ). La línea vertical discontinua indica el inicio de 2022.



**FIGURE 2.** Scaled negative log-likelihood profile of steepness. **FIGURA 2.** Perfil a escala de la verosimilitud logarítmica negativa de la inclinación.

# PUNTOS DE REFERENCIA LÍMITE Y OBJETIVO PARA EL ATÚN BARRILETE EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

Mark N. Maunder

#### RESUMEN

Análisis basados en supuestos sobre la inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (h = 0.75) para el atún barrilete en el OPO respaldan el punto de referencia de biomasa objetivo sustituto conservador  $S_{RMS}/S_0 = 0.3$ , propuesto anteriormente a partir de valores estimados para el atún patudo y el atún aleta amarilla en el OPO.

### 1. INTRODUCCIÓN

Durante 2022 se realizó una evaluación provisional del atún barrilete en el OPO (<u>SAC-13-07</u>). Se trata de la primera evaluación que el personal de la CIAT considera lo suficientemente fiable como para utilizarse con fines de asesoramiento de ordenación (<u>IATTC-100-04</u>). El término "provisional" resulta de mejoras adicionales que se esperan en la evaluación del barrilete bajo la metodología y plan de trabajo propuestos en 2021 para desarrollar una evaluación de referencia del barrilete en 2024 que incluya datos de marcado (ver Documento <u>SAC-12-06</u>). Esta próxima evaluación de referencia en 2024 tomará en consideración los resultados de la <u>1ª revisión externa</u> de la evaluación de la población de atún barrilete en el OPO realizada por el personal de la CIAT.

Aunque puede interpretarse que, por defecto, la Convención de Antigua establece puntos de referencia (PR) de RMS (Rendimiento Máximo Sostenible) para las pesquerías atuneras en la CIAT, esto no es tan sencillo en el caso del barrilete. Análisis de rendimiento por recluta para el barrilete en el OPO han indicado que se produce el rendimiento máximo a tasas de explotación muy altas o infinitas debido a la combinación de mortalidad natural y crecimiento que se utiliza en la evaluación y las selectividades estimadas (SAC-13-07). Estos resultados, en combinación con el supuesto de que el reclutamiento es independiente de la biomasa de la población reproductora (inclinación = 1), hacen que resulte problemático definir puntos de referencia basados en el RMS (rendimiento máximo sostenible) para el atún barrilete en el OPO. Por tal motivo, en el documento SAC-13-07 se propuso un punto de referencia de biomasa objetivo sustituto conservador correspondiente al 30% de la biomasa reproductora no explotada ( $0.3S_0$ ) a partir del rango estimado bajo diferentes supuestos para el atún aleta amarilla (SAC-11-06 REV) en el OPO.

En este documento se reevalúan los puntos de referencia objetivo para el atún barrilete en el OPO y definimos los puntos de referencia límite. También se describe la regla de control de extracción (RCE) de la CIAT, definida en la <u>resolución C-16-02</u> de la CIAT. Finalmente, se evalúa la condición de la población estimada por la evaluación de barrilete de 2022 respecto de estos puntos de referencia y se discuten los resultados con respecto a la RCE.

#### 2. PUNTOS DE REFERENCIA LÍMITE

Los puntos de referencia límite se relacionan con los niveles de población o de mortalidad por pesca que deberían evitarse porque una mayor reducción de la población o mortalidades por pesca más altas podrían poner en peligro la sostenibilidad biológica de la población. La CIAT adoptó un punto de referencia límite de biomasa provisional en 2014 para los atunes tropicales (<u>resolución C-16-02</u> de la CIAT). Este punto de referencia se define como la biomasa reproductora que produce el 50% del reclutamiento virgen ( $R_0$ ) suponiendo que la relación reproductor-reclutamiento sigue la función de Beverton-Holt con una inclinación (h) conservadora de 0.75 (<u>SAC-05-14</u>). La biomasa reproductora en el punto de referencia límite es igual a 0.077 respecto de la biomasa reproductora no explotada de equilibrio ( $S_0$  o  $B_0$ ). El punto

de referencia límite de mortalidad por pesca (F) corresponde al valor de F que, bajo condiciones de equilibrio, mantiene la biomasa reproductora en el punto de referencia límite de biomasa.

## 3. PUNTO DE REFERENCIA OBJETIVO

Los puntos de referencia objetivo se relacionan con los objetivos de ordenación. El Artículo VII 1(c) de la Convención de Antigua de la CIAT declara que "[La Comisión desempeñará las siguientes funciones...] mantener o restablecer las poblaciones de las especies capturadas a niveles de abundancia que puedan producir el máximo rendimiento sostenible". Conjuntamente con la <u>resolución C-16-02</u>, esto puede interpretarse como la definición de puntos de referencia objetivo que corresponden al RMS.

Dado que los puntos de referencia de RMS no son definibles para el barrilete, en el documento <u>SAC-13-07</u> se propuso un punto de referencia de biomasa objetivo sustituto conservador de  $S_{RMS}/S_0 = 0.3$  a partir del rango estimado para el atún aleta amarilla y el atún patudo en el OPO bajo diferentes supuestos (<u>Tabla</u><u>1</u>). La definición de este punto de referencia se basó en el mismo argumento de productividad-susceptibilidad que se ha utilizado anteriormente para gestionar el atún barrilete a partir de las evaluaciones del atún aleta amarilla y el atún patudo (es decir, que el barrilete es más productivo que las otras dos especies y presenta una susceptibilidad similar). Por ende, se considera un punto de referencia conservador. Se podrían utilizar también otros puntos de referencia sustitutos más arbitrarios, como el valor propugnado por el Marine Stewardship Council (MSC) para las poblaciones que no cuentan con puntos de referencia explícitamente calculados, SPR = 0.4. SPR equivale a S/S<sub>0</sub> cuando la inclinación = 1.

En este documento, se deriva explícitamente un punto de referencia objetivo conservador para el atún barrilete en el OPO, tomando la biología supuesta y las selectividades estimadas en la evaluación de la población y empleando estos datos para calcular un punto de referencia objetivo basado en un valor conservador de la inclinación de la relación población-reclutamiento (es decir, ejecutamos Stock Synthesis a partir del archivo par estimado de la evaluación de la población, sustituyendo el valor de inclinación por el valor deseado, y deshabilitamos la estimación fijando la fase máxima en cero). Utilizamos una inclinación de h=0.75 para coincidir con el supuesto utilizado en el cálculo del punto de referencia límite. Para el modelo de referencia, esto da como resultado  $S_{RMS}/S_0 = 0.15$ . Los valores de  $S_{RMS}/S_0$  para la mayoría de los demás modelos alternativos son los mismos, siendo unos cuantos más elevados hasta 0.23 (Tabla 2). Estos valores corresponden todos a un nivel más reducido que el sustituto original propuesto (0.3S<sub>0</sub>) basado en las evaluaciones del aleta amarilla y el patudo. Este análisis proporciona pruebas que apoyan que el sustituto de 0.3S<sub>0</sub> propuesto como punto de referencia objetivo para el barrilete en el OPO es conservador y, por lo tanto, adecuado.

## 4. REGLA DE CONTROL DE EXTRACCIÓN

La RCE de la CIAT para los atunes tropicales, tal como se define en la <u>resolución C-16-02</u>, requiere que se tome acción si la probabilidad de que la biomasa reproductora se encuentre por debajo del punto de referencia límite es mayor al 10% (es decir,  $P(S_{act} < 0.077) > 0.1$ ). La RCE también requiere que se tome acción si la probabilidad de que la mortalidad por pesca actual se encuentre por encima del punto de referencia límite es mayor al 10% (es decir,  $P(F_{act} > F_{S/S0=0.077}) > 0.1$ ]. Las recomendaciones científicas para la acción de ordenación, según la definición de la RCE, se basan en la población de los tres atunes tropicales (aleta amarilla, patudo y barrilete) que precisa la ordenación más estricta.

## 5. EVALUACIÓN DE LA CONDICIÓN RESPECTO DE LOS PUNTOS DE REFERENCIA

#### 5.1. Condición actual

Para calcular la probabilidad de rebasar un punto de referencia, se supone que la distribución de probabilidad para la relación S/S<sub>0</sub> presenta una distribución normal. Fue necesario aplicar algunas aproximaciones porque S/S<sub>0</sub> se calculó utilizando un valor de S<sub>0</sub> basado en el reclutamiento promedio y

no el parámetro R0, pero la desviación estándar estimada en Stock Synthesis corresponde a S/S<sub>0</sub>. Por lo tanto, primero se calculó el CV de S/S<sub>0</sub> y posteriormente lo aplicamos al valor ajustado por el reclutamiento para obtener la desviación estándar correspondiente. No se disponía de una estimación de desviación estándar para uno de los escenarios, entonces simplemente se utilizó el CV promedio de todos los demás escenarios. No se disponía de desviaciones estándar para la reducción dinámica y debido a la correlación entre dSO y S, es probable que la desviación estándar sea diferente, pero las conclusiones generales de las probabilidades deben ser similares.

El CV promedio de  $S_{act}/S_0$  es de 16% para todos los modelos, con un rango entre 12% y 19% (<u>Tabla 3</u>). Se supuso que el CV de  $S_{RMS}/S_0$  era pequeño ya que sólo se estimaron las selectividades (el crecimiento, M y la inclinación estaban fijos en el modelo de evaluación de la población) y éstas no podían calcularse debido a la forma en que estaba definido el sustituto. Por lo tanto, las grandes diferencias en las probabilidades se ven influenciadas principalmente por la estimación de  $S_{act}/S_0$  más que por la incertidumbre existente en  $S_{RMS}/S_0$ .

La probabilidad estimada de encontrarse por debajo del punto de referencia límite es de cero para todos los modelos (Tabla 3). Todos los modelos, excepto tres, presentan una probabilidad igual o mayor al 95% de encontrarse por encima del punto de referencia objetivo propuesto de  $S/S_0 = 0.30$ . El modelo de población del este (el Modelo I) tiene una probabilidad del 91% y los modelos que evitan la selectividad en forma de domo para al menos una pesquería no asociada (Modelos j y o) tienen una probabilidad escasa o nula (Tabla 3). Existe un mayor rango de probabilidades de encontrarse por encima del punto de referencia objetivo de  $S/S_0 = 0.40$  (Tabla 3).

### 5.2. Proyecciones

El modelo se proyecta a 10 años en el futuro utilizando la mortalidad por pesca actual (la mortalidad por pesca por edad promedio de 2019 a 2021); para ello, básicamente se consideró el futuro como parte del periodo de estimación. Lo anterior permite incorporar la incertidumbre en reclutamientos futuros, que son tratados como parámetros estimados penalizados por un supuesto distribucional, además de la incertidumbre en la estimación de parámetros. La penalización, que se basa en un supuesto distribucional para la variación en el reclutamiento, representa la incertidumbre sobre el reclutamiento futuro. Debido a que no existen datos sobre el reclutamiento futuro, la corrección de sesgo logarítmico normal no se aplica para años futuros. Se calculan las probabilidades de encontrarse por encima de los puntos de referencia de biomasa.

Hasta ahora, solamente se han realizado proyecciones para el modelo de referencia porque debe realizarse la matriz hessiana para calcular las desviaciones estándar, lo cual requiere mucho tiempo de cálculo. En la <u>Figura 1</u> se traza la proyección de S/S<sub>0</sub> (sin corregir) y la probabilidad de encontrarse por encima de los puntos de referencia objetivo de S/S<sub>0</sub> = 0.3 y S/S<sub>0</sub> = 0.4 en 2032 es de 0.98 y 0.90, respectivamente. La proyección muestra que existe una variación sustancial en S/S<sub>0</sub> en el futuro debido al reclutamiento, lo cual podría influir en la probabilidad de rebasar los puntos de referencia, particularmente en el caso de los modelos con un valor de S<sub>act</sub>/S<sub>0</sub> estimado más bajo.

## 6. DISCUSIÓN

Los análisis muestran que el punto de referencia objetivo originalmente propuesto de  $S_{RMS}/S_0 = 0.3$  (SAC-13-07), el cual se basó en las estimaciones para el atún aleta amarilla y el atún patudo, constituye un punto de referencia objetivo sustituto conservador razonable para el atún barrilete en el OPO. Los análisis también muestran que no existe riesgo de haber rebasado el punto de referencia límite durante el periodo de evaluación. Solamente ocurre una baja probabilidad de encontrarse por encima del punto de referencia objetivo de  $S_{RMS}/S_0 = 0.3$  si se supone que alguna de las pesquerías NOA no tiene selectividad en forma de domo.

Las proyecciones muestran que existe mayor incertidumbre sobre S/S<sub>0</sub> en el futuro debido al efecto de la incertidumbre sobre el reclutamiento, pero al menos en el modelo de referencia, todavía existe una muy alta probabilidad de que la biomasa del barrilete se encuentre por encima del punto de referencia objetivo y una probabilidad nula de encontrarse por debajo del punto de referencia de biomasa límite.

El valor de la inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt utilizado en los análisis (h = 0.75) es un valor arbitrario que se supone conservador (bajo) para el barrilete, que es un reproductor pelágico de corta vida y alta fecundidad que tiene una alta variabilidad de reclutamiento. Los datos proporcionan pruebas muy débiles de valores más bajos de inclinación (Figura 2), pero esta información es tenue porque ignora la autocorrelación y los cambios de régimen. Existen varios metaanálisis que intentan proporcionar información general sobre el valor de la inclinación para grupos de especies (por ejemplo, Myers 2001), pero las estimaciones para los atunes (y otras especies) son muy dudosas debido a especificaciones erróneas del modelo y cambios de régimen (por ejemplo, Suzuwalski 2015).

## 7. REFERENCIAS

Myers, R.A., 2001. Stock and recruitment: generalizations about maximum reproductive rate, density dependence, and variability using meta-analytic approaches. ICES J. Mar. Sci. J. Cons. 58, 937–951.

Szuwalski, C.S., Vert-Pre, K.A., Punt, A.E., Branch, T.A. and Hilborn, R., 2015. Examining common assumptions about recruitment: a meta-analysis of recruitment dynamics for worldwide marine fisheries. Fish Fish., 16, 633-648.

**TABLA 1.** Rangos de  $S_{RMS}/S_0$  estimados en las evaluaciones de las poblaciones de patudo (<u>SAC-11-06, Tabla</u> <u>7</u>) y aleta amarilla (<u>SAC-11-07, Tabla 8</u>).

Inclinación (h)	Patudo	Aleta amarilla
1.0	0.20 - 0.24	0.23 – 0.32
0.9	0.25 – 0.27	0.28 – 0.35
0.8	0.28 - 0.30	0.32 – 0.37
0.7	0.31 - 0.32	0.35 – 0.40

**TABLA 2**. Estimaciones de  $S_{RMS}/S_0$  para los diferentes modelos al fijar la inclinación en 0.75.

	Modelo	S <sub>RMS</sub> /S <sub>0</sub>
	Referencia	0.15
а	Linf = 73	0.15
b	Linf = 83	0.15
с	Lcv = 0.05	0.15
d	Lcv = 0.07	0.15
е	Captura ajustada	0.15
f	Sin ecosonda	0.15
g	Sin LL	0.15
h	OBJ	0.15
i	NOA	0.15
j	NOA asintótico	0.22
k	OBJ asintótico	0.18
1	Este	0.19
m	M más alta para adultos	0.23
n	Falta	0.15
0	Reducción rápida en el crecimiento	0.16

Modelo	S/S₀	SE	cv	S/S₀ ajustado por el reclutamiento	SE	Límite 0.077	Objetivo 0.3	Objetivo 0.4
Referencia	0.52	0.08	0.16	0.53	0.08	1.00	1.00	0.94
а	0.53	0.09	0.16	0.54	0.09	1.00	1.00	0.95
b	0.50	0.08	0.17	0.51	0.09	1.00	0.99	0.90
С	0.52	0.08	0.16	0.53	0.08	1.00	1.00	0.94
d	0.52	0.09	0.16	0.52	0.09	1.00	0.99	0.92
е	0.53	0.08	0.16	0.53	0.08	1.00	1.00	0.94
f	1.09	0.20	0.19	1.05	0.20	1.00	1.00	1.00
g	0.40	0.07	0.16	0.41	0.07	1.00	0.95	0.56
h	0.52	0.07	0.14	0.54	0.07	1.00	1.00	0.97
i	0.53	0.07	0.14	0.54	0.08	1.00	1.00	0.97
j	0.17	0.03	0.17	0.17	0.03	1.00	0.00	0.00
k	0.41		0.16	0.42	0.07	1.00	0.96	0.62
Ι	0.36	0.04	0.12	0.36	0.04	1.00	0.91	0.18
m	0.72	0.13	0.19	0.72	0.13	1.00	1.00	0.99
n	0.52	0.08	0.16	0.53	0.09	1.00	1.00	0.94
0	0.22	0.04	0.18	0.22	0.04	1.00	0.02	0.00

**TABLA 3.** Probabilidad de que la biomasa reproductora se encuentre por encima de los puntos de referencia de biomasa.

# INTERIM LIMIT AND TARGET REFERENCE POINTS FOR TUNA, BILLFISH AND OTHER HIGHLY PRODUCTIVE FISHES IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

Mark N. Maunder, Alexandre Aires-da-Silva, Carolina Minte-Vera, and Juan Valero

#### SUMMARY

Although MSY-based reference points are established for the tropical tuna stocks in the eastern Pacific Ocean (EPO) under <u>Resolution C-16-02</u>, they are currently only defined for yellowfin and bigeye tuna, and a proposal has been recently made for skipjack tuna. Reference points are considered a standard component of contemporary fisheries management and are an integral component of most, if not all, ecolabeling and consumer-based certification programs. In addition, according to the FAO Code of Conduct for Responsible Fishing, Regional Fisheries Management Organizations (RFMOs) should adopt, on the basis of the best scientific information available, stock-specific target and limit reference points, and corresponding management actions. Therefore, reference points are needed for all species associated with the EPO tuna fisheries. Unfortunately, the relevant information may not be available to reliably estimate reference points for all species and the formal adoption of reference points can be time consuming. Therefore, the IATTC staff proposes *interim* limit and target reference points are based on the *interim* reference points currently used for bigeye and yellowfin and the assumption of a conservative value for the steepness (h = 0.75) of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship.

**Limit Reference Point:** defined as the spawning biomass that produces 50% of the virgin recruitment ( $R_0$ ) when the spawner-recruitment relationship follows the Beverton-Holt function with an assumed steepness (*h*) of 0.75. The spawning biomass at the limit reference point is equal to 0.077 of the equilibrium unfished spawning biomass ( $S_0$  or  $B_0$ ). The fishing mortality (*F*) limit reference point is the value of *F* that, under equilibrium conditions, maintains the spawning biomass at the biomass limit reference point.

**Target Reference Point:** defined as 0.3 of the dynamic unfished spawning biomass ( $S_0$  or  $B_0$ ) or the spawning biomass that maximizes yield under current relative age specific fishing mortality when the spawner-recruitment relationship follows the Beverton-Holt function with an assumed steepness (h) of 0.75, whichever is largest. The fishing mortality (F) target reference point is the value of F that, under equilibrium conditions, maintains the spawning biomass at the biomass target reference point.

These *interim* limit and target reference points would be adopted for species for which there are no reference points, interim or otherwise, until sufficient information is available (i.e., there is sufficient knowledge about the stock-recruitment relationship or the tradeoffs related to the age-specific selectivities to the fisheries) for a stock to produce species-specific reference points.

## 1. INTRODUCTION

Reference points are considered a standard component of contemporary fisheries management and are an integral component of most, if not all, ecolabeling and consumer-based fishery certification programs. MSY (Maximum Sustainable Yield) based target and recruitment-based limit reference points were adopted for the tropical tuna in the EPO at the 87<sup>th</sup> Meeting of the IATTC in 2014. When adopted, the Commission noted these reference points as *interim* and *"considered that work on this item should*"

continue to test their robustness". Although these reference points have become well established for yellowfin and bigeye in the EPO, recent work has shown challenges in defining the same MSY-based reference points for skipjack, and the staff proposed *proxy* reference points based on the *interim* reference points for yellowfin and bigeye (SAC-13-07). Reference points are also needed for effective conservation and management of other species associated with the EPO tuna fisheries. Unfortunately, it is not uncommon that the relevant information needed to estimate and adopt reference points (e.g., knowledge about the stock-recruitment relationship) is not available for many of these species. Finally, adopting reference points through individual resolutions for each species could be a very time-consuming process. Under these circumstances, it may be convenient to establish an *interim* definition of reference points at IATTC, appliable to a wider range of highly productive fishes.

Although it could be interpreted that, by default, the Antigua Convention establishes MSY-based target reference points for the tuna fisheries in the EPO, this interpretation is not straightforward to implement. MSY is defined as the maximum yield that can be sustained from the stock on a long-term basis and is typically calculated using equilibrium conditions. MSY is a function of the stock's biology (growth, natural mortality, and the stock-recruitment relationship) and size/age of the fish caught (selectivity). One complicating factor is that because MSY is dependent on the size/age of the fish caught, MSY can change depending on the allocation of effort among the different fisheries (e.g., between the longline and purseseine tuna fisheries in the EPO). Some studies (e.g., Maunder, 2002) have calculated the highest MSY that can be obtained (i.e., by optimizing the age at entry into the fishery and assuming a knife edged selectivity), but due to practical issues of implementing such a harvest strategy, many MSY calculations are based on the current allocation of effort among the different fisheries acting on the stock (Maunder, 2002). Furthermore, MSY is highly dependent on the stock-recruitment relationship, which is essentially unknown for tuna stocks. MSY can be viewed as the product of yield-per-recruit (YPR) and the stockrecruitment relationship. If recruitment is assumed to be independent of spawning stock biomass, MSY calculations are identical to YPR calculations. Yield-per-recruit analyses sometimes determine that maximum yield occurs at very high or infinite exploitation rates due to the combination of natural mortality and growth used in the assessment and the estimated selectivities (e.g., skipjack tuna in the EPO, SAC-13-07). These results, in combination with the assumption that recruitment is independent from spawning stock biomass (steepness = 1), make defining MSY based reference points problematic for some stocks. For this reason, conservative reference points are often proposed on a stock by stock basis as it was the case of skipjack (e.g., <u>SAC-13-07</u>).

This paper proposes limit and target reference points for tuna, billfish, and other highly productive fishes in the EPO. There are two key precautionary concepts behind the proposed reference points: 1) precautionary reference points are defined by explicitly making a conservative assumption about the steepness of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship (h = 0.75); and 2) until more detailed analyses are conducted, low target biomass reference points, possibly due to the current selectivity patterns, should be avoided. In the absence of adopted reference points for any particular highly productive fish stock, these *interim* reference points would be used until information (e.g., knowledge about the stock-recruitment relationship or the tradeoffs related to the age-specific selectivities to the fisheries) is available from which stock-specific reference points could be derived.

## 2. LIMIT REFERENCE POINTS

Limit reference points are related to stock levels or fishing mortality levels that should be avoided because further stock depletion or higher fishing mortalities could endanger the biological sustainability of the stock. The IATTC adopted an *interim* biomass limit reference point in 2014 for tropical tunas (IATTC <u>Resolution C-16-02</u>). This reference point is defined as the spawning biomass that produces 50% of the virgin recruitment ( $R_0$ ) when the spawner-recruitment relationship follows the Beverton-Holt function

with an assumed conservative steepness (*h*) of 0.75 (SAC-05-14). The spawning biomass at the limit reference point is equal to 0.077 of the equilibrium unfished spawning biomass ( $S_0$  or  $B_0$ ) and is independent of the stock for which the reference point is applied. The fishing mortality (*F*) limit reference point is the value of *F* that, under equilibrium conditions, maintains the spawning biomass at the biomass limit reference point. Since, the corresponding *F* will depend on the biology and selectivity, the *F* will differ among stocks.

## 3. TARGET REFERENCE POINTS

Target reference points are related to the management objectives. Article VII 1(c) of the IATTC's Antigua Convention states that *"[The Commission shall perform the following functions...] to maintain or restore the populations of harvested species at levels of abundance which can produce the maximum sustainable yield"*. In conjunction with IATTC <u>Resolution C-16-02</u>, the target reference points are interpreted to be those corresponding to MSY.

<u>SAC-13-07</u> proposed a conservative *proxy* target biomass reference point for skipjack tuna of  $S_{MSY}/S_0 = 0.3$  based on the range of  $S_{MSY}/S_0$  estimated for yellowfin and bigeye tuna in the EPO under different assumptions (<u>Table 1</u>). The definition of this reference point was based on the same productivity-susceptibility argument that has been used previously to manage skipjack tuna based on the assessments of yellowfin and bigeye tuna (i.e., skipjack is more productive than the other two species and has similar susceptibility to bigeye). Given the higher productivity of skipjack,  $S_{MSY}/S_0 = 0.3$  is therefore considered a conservative reference point. Other more arbitrary *proxy* reference points such as the value advocated by the Marine Stewardship Council (MSC) for stocks that do not have explicitly calculated reference points, SPR<sup>1</sup> = 0.4, could also be used. SPR is equivalent to  $S/S_0$  when steepness = 1. However, these reference points do not take into consideration the characteristics of most species caught in the EPO tuna fisheries.

Most teleosts commonly caught in EPO tuna fisheries are highly productive fishes. They are highly fecund pelagic spawners, exhibit rapid growth rates and are often short lived. Typically, these species have highly variable recruitment, show no evidence of a stock-recruitment relationship, and have ample favorable habitat for larval development in the tropical areas of the EPO. There are examples of highly depleted stocks capable of producing recruitment levels like those achieved at much higher spawning biomass levels. For example, north Pacific bluefin tuna was depleted to around 3% of its unfished value and rebuilt rapidly when exploitation rates were reduced (International Scientific Committee for Tuna and Tuna-Like Species in the North Pacific Ocean, 2022, Figure 5-11). There is no evidence of higher recruitment levels before the stock became highly depleted or when the stock rebuilt back to higher spawning biomass. Maunder (2022) refers to these species as having a saturating life history strategy where the number of eggs produced is far more than is needed to saturate the available habitat even at low adult population sizes. Maunder and Deriso (2013) argue that the spatial-temporal extent of spawning is more important than the number of spawners. Based on these arguments, the staff reiterates that the IATTC interim limit reference points for tropical tunas calculated with h = 0.75 value for steepness of the Beverton-Holt stockrecruitment relationship are conservative. In the absence of any adopted target reference points (e.g., from conventional stock assessments), this same conservative assumption could be used to define target reference points for highly productive species caught in the EPO tuna fisheries.

The IATTC staff proposes taking the biological assumptions and the fishery selectivities estimated in the stock assessment and use these to calculate a target reference point assuming a conservative value for

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> SPR spawning potential ratio defined as spawning stock biomass (*S*) /recruits (*R*) over spawning stock biomass in an unfished condition (dynamic  $S_0$ )/recruits in an unfished condition (dynamic  $R_0$ ).

the steepness of the stock-recruitment relationship<sup>2</sup>. We use steepness of h = 0.75 to be consistent with the assumption used in calculating the limit reference points. However, to add additional precaution and to avoid low levels of  $S_{MSY}/S_0$  due to the selectivity of the fisheries, we also apply a minimum of  $S_{MSY}/S_0 \ge$ 0.3 based on bigeye and yellowfin tunas. The target fishing mortality reference point is the *F* that produces the target biomass reference point under average conditions.

These reference points are illustrated here using skipjack tuna (see SAC-14-09) and south EPO swordfish (SAC-14-15). The reference model for skipjack tuna results in  $S_{MSY}/S_0 = 0.15$ . This value occurs at a more depleted level than  $0.3S_0$  and therefore  $0.3S_0$  is used as the target reference point. The stock assessment of south EPO swordfish uses five models as a reference set, which encompasses different stock structure hypotheses, and hypotheses that explain the simultaneous increase in catches and indices of abundance observed in the last 20 years. Due to the uncertainty on the process that generated this peculiar pattern, it is considered that the MSY estimated with h = 1 is not appropriate. The  $S_{MSY}/S_0$  for South EPO swordfish computed using the mix of fisheries in the last three years of the assessment (2017-2019) and steepness of 0.75 is on average 0.25 (Table 2, the average is done considering equal weight for all models as suggested in WSRSK-02). Therefore, for the South EPO stock a target reference point of 0.3  $S_0$  would be more precautionary and should be used.

The proposed protocol for defining *interim* reference points for tuna, billfish and other highly fecund species caught by EPO fisheries is as follows:

1. A formal stock assessment exists:

1.1. MSY-based RPs are definable. Adopt these. Example of YFT and BET (see Table 1).

1.2. MSY-based RPs are not definable. Apply the proposed *interim* RPs (apply the minimum of 0.3 and the value from the assessment parameters with h = 0.75) (example with skipjack, see <u>SAC-14-09</u>).

This protocol is similar to the tier system described by <u>Quiroz and Morán (2023)</u>, except that our proposed level 1 has two subcomponents which relate to their first and second "tiers" and we do not define a reference point for stocks that are not assessed.

# 4. DISCUSSION

The proposed value of the steepness of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship (h = 0.75) is an arbitrary value that is assumed to be conservative for highly-fecund, pelagic spawners that have high recruitment variability. There are various meta-analyses that attempt to provide general information about the value of steepness for species groups (e.g., Myers, 2001), but the estimates for tunas and other species are highly dubious due to model misspecification and regime shifts (e.g., Szuwalski, 2015). Due to the lack of evidence suggesting recruitment is reduced when  $S_{MSY}/S_0 \ge 0.3$  for highly fecund pelagic spawning teleost species, we believe that the proposed reference points are conservative for these species.

# 5. REFERENCES

International Scientific Committee for Tuna and Tuna-Like Species in the North Pacific Ocean. 2022. Stock assessment of Pacific bluefin tuna in the Pacific Ocean in 2022. ANNEX 13 of the 22nd Meeting of the International Scientific Committee for Tuna and Tuna-Like Species in the North Pacific Ocean, Kona, Hawai'i, U.S.A., July 12-18, 2022. Available from: https://isc.fra.go.jp/pdf/ISC22/ISC22 ANNEX13 Stock Assessment for Pacific Bluefin Tuna.pdf

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Stock Synthesis is run starting from the parameter file estimated from the stock assessment, with the steepness value replaced with the desired value, estimation is turned off by making the maximum phase zero.

Maunder, M.N. 2022. Stock-recruitment models from the viewpoint of density-dependent survival and the onset of strong density-dependence when a carrying capacity limit is reached. Fisheries Research 249, 106249.

Maunder, M.N. 2002. The relationship between fishing methods, fisheries management and the estimation of MSY. Fish and Fisheries, 3: 251-260.

Maunder, M. N., Deriso, R. B. 2013. A stock–recruitment model for highly fecund species based on temporal and spatial extent of spawning. Fisheries Research, 146: 96-101.

Myers, R.A., 2001. Stock and recruitment: generalizations about maximum reproductive rate, density dependence, and variability using meta-analytic approaches. ICES J. Mar. Sci. J. Cons. 58, 937–951.

Szuwalski, C.S., Vert-Pre, K.A., Punt, A.E., Branch, T.A. and Hilborn, R., 2015. Examining common assumptions about recruitment: a meta-analysis of recruitment dynamics for worldwide marine fisheries. Fish Fish., 16, 633-648.

Steepness (h)	Bigeye	Yellowfin
1.0	0.20 - 0.24	0.23 – 0.32
0.9	0.25 – 0.27	0.28 – 0.35
0.8	0.28 - 0.30	0.32 – 0.37
0.7	0.31 - 0.32	0.35 – 0.40

**TABLE 1.** Ranges of  $S_{MSY}/S_0$  estimated in the bigeye (<u>SAC-11-06, Table 7</u>) and yellowfin (<u>SAC-11-07, table 8</u>) stock assessments.

**TABLE 2.** Potential target reference points for the reference set of models that compose the south EPO swordfish stock assessment (<u>SAC-14-15</u>) computed with steepness assumption = 0.75.

Model	SMSY/S0
H1	0.263
1	0.244
2	0.242
3	0.244
4	0.244
Average	0.247

# PUNTOS DE REFERENCIA LÍMITE Y OBJETIVO PROVISIONALES PARA ATUNES, PECES PICUDOS Y OTROS PECES ALTAMENTE PRODUCTIVOS EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

Mark N. Maunder, Alexandre Aires-da-Silva, Carolina Minte-Vera, y Juan Valero

#### RESUMEN

Aunque en la resolución C-16-02 se establecen puntos de referencia basados en el RMS para las poblaciones de atunes tropicales en el Océano Pacífico oriental (OPO), actualmente solo están definidos para los atunes aleta amarilla y patudo, y recientemente se presentó una propuesta para el atún barrilete. Los puntos de referencia se consideran un componente estándar de la ordenación pesquera contemporánea y son un componente integral de la mayoría, si no es que de todos, los programas de ecoetiquetado y certificación basados en el consumidor. Además, según el Código de Conducta para la Pesca Responsable de la FAO, las Organizaciones Regionales de Ordenación Pesquera (OROP) deben adoptar, con base en la mejor información científica disponible, puntos de referencia objetivo y límite por población, así como las medidas de ordenación correspondientes. Por lo tanto, se necesitan puntos de referencia para todas las especies asociadas con las pesquerías atuneras del OPO. Desgraciadamente, es posible que no se disponga de la información pertinente para estimar puntos de referencia fiables para todas las especies y la adopción formal de puntos de referencia puede llevar mucho tiempo. Por lo tanto, el personal de la CIAT propone puntos de referencia límite y objetivo provisionales que pueden ser usados para atunes, peces picudos y otros peces altamente productivos en el OPO. Estos puntos de referencia se basan en los puntos de referencia provisionales usados actualmente para el patudo y el aleta amarilla y el supuesto de un valor conservador para la inclinación (h = 0.75) de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt.

**Punto de referencia límite:** se define como la biomasa reproductora que produce el 50% del reclutamiento virgen ( $R_0$ ) cuando la relación reproductor-reclutamiento sigue la función de Beverton-Holt con una inclinación (h) supuesta de 0.75. La biomasa reproductora en el punto de referencia límite es igual al 0.077 de la biomasa reproductora de equilibrio en ausencia de pesca ( $S_0 \circ B_0$ ). El punto de referencia límite de mortalidad por pesca (F) es el valor de F que, en condiciones de equilibrio, mantiene la biomasa reproductora en el punto de referencia límite de mortalidad por puesca (F) es el valor de F que, en condiciones de equilibrio, mantiene la biomasa reproductora en el punto de referencia límite de biomasa.

**Punto de referencia objetivo:** se define como el 0.3 de la biomasa reproductora dinámica en ausencia de pesca ( $S_0 \circ B_0$ ) o la biomasa reproductora que maximiza el rendimiento bajo la mortalidad por pesca por edad relativa actual cuando la relación reproductor-reclutamiento sigue la función de Beverton-Holt con una inclinación supuesta (h) de 0.75, la que sea mayor. El punto de referencia objetivo de mortalidad por pesca (F) es el valor de F que, en condiciones de equilibrio, mantiene la biomasa reproductora en el punto de referencia objetivo de biomasa.

Estos puntos de referencia límite y objetivo *provisionales* se adoptarían para las especies para las que no existen puntos de referencia, provisionales o de otro tipo, hasta que se disponga de información suficiente (es decir, hasta que se conozca suficientemente la relación población-reclutamiento o las ventajas y desventajas relacionadas con las selectividades por edad para las pesquerías) para una población con el fin de producir puntos de referencia por especie.

#### 1. INTRODUCCIÓN

Los puntos de referencia se consideran un componente estándar de la ordenación pesquera contemporánea y son un componente integral de la mayoría, si no es que de todos, los programas de ecoetiquetado y certificación basados en el consumidor. En la 87ª reunión de la CIAT, celebrada en 2014, se adoptaron puntos de referencia objetivo basados en el rendimiento máximo sostenible (RMS) y puntos de referencia límite basados en el reclutamiento para los atunes tropicales en el OPO. Cuando se adoptaron, la Comisión señaló que estos puntos de referencia eran provisionales y "consideró que el trabajo sobre este tema debería continuar para probar su robustez". Aunque estos puntos de referencia están bien establecidos para el aleta amarilla y el patudo en el OPO, trabajos recientes han mostrado dificultades para definir los mismos puntos de referencia basados en el RMS para el barrilete, y el personal propuso puntos de referencia sustitutos basados en los puntos de referencia provisionales para el aleta amarilla y el patudo (SAC-13-07). Los puntos de referencia también son necesarios para la conservación y ordenación eficaz de otras especies asociadas con las pesquerías atuneras del OPO. Desgraciadamente, no es inusual que la información pertinente necesaria para estimar y adoptar puntos de referencia (por ejemplo, conocimientos sobre la relación población-reclutamiento) no esté disponible para muchas de estas especies. Por último, la adopción de puntos de referencia mediante resoluciones individuales para cada especie podría ser un proceso muy largo. Bajo estas circunstancias, podría ser conveniente establecer una definición provisional de puntos de referencia en la CIAT, aplicable a una gama más amplia de peces altamente productivos.

Aunque podría interpretarse que, por defecto, la Convención de Antigua establece puntos de referencia objetivo basados en el RMS para las pesquerías atuneras en el OPO, esta interpretación no es fácil de implementar. El RMS se define como el rendimiento máximo que se puede sostener de la población a largo plazo y generalmente se calcula usando condiciones de equilibrio. El RMS es una función de la biología de la población (crecimiento, mortalidad natural y relación población-reclutamiento) y de la talla/edad de los peces capturados (selectividad). Un factor que complica la situación es que, dado que el RMS depende de la talla/edad de los peces capturados, el RMS puede cambiar en función de la distribución del esfuerzo entre las diferentes pesquerías (por ejemplo, entre las pesquerías atuneras de palangre y de cerco en el OPO). Algunos estudios (por ejemplo, Maunder, 2002) han calculado el RMS más alto que puede obtenerse (es decir, optimizando la edad de entrada a la pesquería y suponiendo una selectividad de filo de cuchillo), pero debido a los problemas prácticos de la implementación de dicha estrategia de extracción, muchos cálculos del RMS se basan en la distribución actual del esfuerzo entre las distintas pesquerías que actúan sobre la población (Maunder, 2002). Además, el RMS depende en gran medida de la relación población-reclutamiento, que es esencialmente desconocida para las poblaciones de atunes. El RMS puede considerarse como el producto del rendimiento por recluta (RPR) y la relación población-reclutamiento. Si se supone que el reclutamiento es independiente de la biomasa de la población reproductora, los cálculos del RMS son idénticos a los del RPR. Los análisis de rendimiento por recluta determinan a veces que el rendimiento máximo ocurre a tasas de explotación muy altas o infinitas debido a la combinación de la mortalidad natural y el crecimiento usados en la evaluación y las selectividades estimadas (por ejemplo, atún barrilete en el OPO, SAC-13-07). Estos resultados, junto con el supuesto de que el reclutamiento es independiente de la biomasa de la población reproductora (inclinación = 1), hacen que la definición de puntos de referencia basados en el RMS sea problemática para algunas poblaciones. Por este motivo, a menudo se proponen puntos de referencia conservadores para cada población, como en el caso del barrilete (por ejemplo, <u>SAC-13-07</u>).

En el presente documento se proponen puntos de referencia límite y objetivo para atunes, peces picudos y otros peces altamente productivos en el OPO. Hay dos conceptos precautorios clave detrás de los puntos de referencia propuestos: 1) los puntos de referencia precautorios se definen haciendo explícitamente un

supuesto conservador sobre la inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (*h* = 0.75); y 2) hasta que se realicen análisis más detallados, deberían evitarse los puntos de referencia objetivo de biomasa bajos, posiblemente debido a los patrones de selectividad actuales. A falta de puntos de referencia adoptados para cualquier población de peces altamente productiva en particular, estos puntos de referencia *provisionales* se utilizarían hasta que se disponga de información (por ejemplo, conocimientos sobre la relación población-reclutamiento o las ventajas y desventajas relacionadas con las selectividades por edad para las pesquerías) de la que puedan derivarse puntos de referencia por población.

## 2. PUNTOS DE REFERENCIA LÍMITE

Los puntos de referencia límite están relacionados con los niveles de la población o los niveles de mortalidad por pesca que deberían evitarse porque una mayor reducción de la población o una mayor mortalidad por pesca podrían poner en peligro la sostenibilidad biológica de la población. La CIAT adoptó un punto de referencia límite de biomasa *provisional* en 2014 para los atunes tropicales (resolución <u>C-16-02</u> de la CIAT). Este punto de referencia se define como la biomasa reproductora que produce el 50% del reclutamiento virgen ( $R_0$ ) cuando la relación reproductor-reclutamiento sigue la función Beverton-Holt con una inclinación (h) conservadora supuesta de 0.75 (<u>SAC-05-14</u>). La biomasa reproductora en el punto de referencia límite es igual al 0.077 de la biomasa reproductora de equilibrio en ausencia de pesca ( $S_0$  o  $B_0$ ) y es independiente de la población a la que se aplique el punto de referencia. El punto de referencia límite de mortalidad por pesca (F) es el valor de F que, en condiciones de equilibrio, mantiene la biomasa reproductora en el punto de referencia límite de biomasa. Dado que la F correspondiente dependerá de la biología y la selectividad, la F diferirá entre poblaciones.

## 3. PUNTOS DE REFERENCIA OBJETIVO

Los puntos de referencia objetivo están relacionados con los objetivos de ordenación. El Artículo VII 1(c) de la Convención de Antigua de la CIAT establece que "[La Comisión desempeñará las siguientes funciones...] mantener o restablecer las poblaciones de las especies capturadas a niveles de abundancia que puedan producir el máximo rendimiento sostenible". En conjunto con la resolución <u>C-16-02</u> de la CIAT, se interpreta que los puntos de referencia objetivo son los correspondientes al RMS.

En el documento <u>SAC-13-07</u> se propuso un punto de referencia objetivo de biomasa *sustituto* conservador para el atún barrilete de  $S_{RMS}/S_0 = 0.3$  basado en el rango de  $S_{RMS}/S_0$  estimado para los atunes aleta amarilla y patudo en el OPO bajo diferentes supuestos (Tabla 1). La definición de este punto de referencia se basó en el mismo argumento de productividad-susceptibilidad que se ha utilizado anteriormente para la ordenación del atún barrilete con base en las evaluaciones de los atunes aleta amarilla y patudo (es decir, el barrilete es más productivo que las otras dos especies y tiene una susceptibilidad similar al patudo). Dada la mayor productividad del barrilete,  $S_{RMS}/S_0 = 0.3$  se considera un punto de referencia conservador. También podrían utilizarse otros puntos de referencia *sustitutos* más arbitrarios, como el valor recomendado por el Marine Stewardship Council (MSC) para las poblaciones que no cuentan con puntos de referencia explícitamente calculados, SPR<sup>3</sup> = 0.4. SPR equivale a S/S<sub>0</sub> cuando la inclinación = 1. Sin embargo, estos puntos de referencia no toman en cuenta las características de la mayoría de las especies capturadas en las pesquerías atuneras del OPO.

La mayoría de los teleósteos capturados habitualmente en las pesquerías atuneras del OPO son peces altamente productivos. Son reproductores pelágicos altamente fecundos, presentan tasas de crecimiento

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup> La razón de potencial de desove (SPR, de *spawning potential ratio*) se define como la biomasa de la población reproductora (*S*)/reclutas (*R*) sobre la biomasa de la población reproductora en ausencia de pesca ( $S_0$  dinámica)/reclutas en ausencia de pesca ( $R_0$  dinámico).

rápidas y suelen tener una vida corta. Por lo general, estas especies tienen un reclutamiento muy variable, no muestran indicios de una relación población-reclutamiento y disponen de un amplio hábitat favorable para el desarrollo larvario en las áreas tropicales del OPO. Existen ejemplos de poblaciones muy reducidas capaces de producir niveles de reclutamiento similares a los alcanzados en niveles de biomasa reproductora mucho más elevados. Por ejemplo, el atún aleta azul del Pacífico norte se redujo a alrededor del 3% de su valor sin pesca y se recuperó rápidamente cuando se redujeron las tasas de explotación (International Scientific Committee for Tuna and Tuna-Like Species in the North Pacific Ocean, 2022, Figuras 5-11). No existen pruebas de niveles de reclutamiento más elevados antes de que la población quedara muy reducida o cuando la población se recuperó hasta alcanzar una biomasa reproductora más elevada. Maunder (2022) se refiere a estas especies como especies con una estrategia de ciclo vital de saturación en la que el número de huevos producidos es muy superior al necesario para saturar el hábitat disponible, incluso con poblaciones con pocos adultos. Maunder y Deriso (2013) argumentan que la extensión espaciotemporal del desove es más importante que el número de reproductores. Con base en estos argumentos, el personal reitera que los puntos de referencia límite provisionales de la CIAT para los atunes tropicales calculados con el valor de h = 0.75 para la inclinación de la relación poblaciónreclutamiento de Beverton-Holt son conservadores. En ausencia de puntos de referencia objetivo adoptados (por ejemplo, de evaluaciones de poblaciones convencionales), se podría usar este mismo supuesto conservador para definir puntos de referencia objetivo para especies altamente productivas capturadas en las pesquerías atuneras del OPO.

El personal de la CIAT propone tomar los supuestos biológicos y las selectividades estimadas en la evaluación y usarlos para calcular un punto de referencia objetivo suponiendo un valor conservador para la inclinación de la relación población-reclutamiento<sup>4</sup>. Utilizamos una inclinación de h = 0.75 para ser consistentes con el supuesto utilizado en el cálculo de los puntos de referencia límite. Sin embargo, para añadir una precaución adicional y evitar niveles bajos de S<sub>RMS</sub>/S<sub>0</sub> debido a la selectividad de las pesquerías, también aplicamos un mínimo de S<sub>RMS</sub>/S<sub>0</sub>  $\ge 0.3$  basado en los atunes patudo y aleta amarilla. El punto de referencia objetivo de mortalidad por pesca es la *F* que produce el punto de referencia objetivo de biomasa en condiciones promedio.

Estos puntos de referencia se ilustran aquí utilizando el atún barrilete (ver <u>SAC-14-09</u>) y el pez espada del OPO sur (<u>SAC-14-15</u>). El modelo de referencia para el atún barrilete da como resultado  $S_{RMS}/S_0 = 0.15$ . Este valor se produce en un nivel más reducido que  $0.3S_0$  y, por lo tanto, se utiliza  $0.3S_0$  como punto de referencia objetivo. La evaluación de la población de pez espada del OPO sur utiliza cinco modelos como conjunto de referencia, que abarca diferentes hipótesis sobre la estructura de la población e hipótesis que explican el aumento simultáneo de las capturas y los índices de abundancia observado en los últimos 20 años. Debido a la incertidumbre sobre el proceso que generó este peculiar patrón, se considera que el RMS estimado con h = 1 no es apropiado. El S<sub>RMS</sub>/S<sub>0</sub> para el pez espada del OPO sur calculado usando la mezcla de pesquerías en los últimos tres años de la evaluación (2017-2019) y una inclinación de 0.75 es en promedio 0.25 (Tabla 2; el promedio se realiza considerando igual peso para todos los modelos como se sugirió en <u>WSRSK-02</u>). Por lo tanto, para la población del OPO sur, un punto de referencia objetivo de 0.3S<sub>0</sub> sería más precautorio y debería utilizarse.

El protocolo propuesto para definir puntos de referencia *provisionales* para atunes, peces picudos y otras especies altamente fecundas capturadas por las pesquerías del OPO es el siguiente:

1. Existe una evaluación de la población formal:

<sup>&</sup>lt;sup>4</sup> Se ejecuta Stock Synthesis partiendo del archivo de parámetros estimado a partir de la evaluación, reemplazando el valor de la inclinación por el valor deseado, y se desactiva la estimación haciendo que la fase máxima sea cero.

1.1. Los PR basados en el RMS son definibles. Adoptarlos. Ejemplo de YFT y BET (ver Tabla 1).

1.2. Los PR basados en el RMS no son definibles. Aplicar los PR *provisionales* propuestos (aplicar el mínimo de 0.3 y el valor de los parámetros de evaluación con h = 0.75) (ejemplo con el barrilete, ver <u>SAC-14-09</u>).

Este protocolo es similar al sistema de niveles descrito por <u>Quiroz y Morán (2023)</u>, excepto que nuestro nivel 1 propuesto tiene dos subcomponentes que se relacionan con su primer y segundo "nivel" y no definimos un punto de referencia para las poblaciones que no han sido evaluadas.

## 4. DISCUSIÓN

El valor propuesto de la inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (h = 0.75) es un valor arbitrario que se supone conservador para reproductores pelágicos altamente fecundos que tienen una alta variabilidad de reclutamiento. Existen varios metaanálisis que intentan proporcionar información general sobre el valor de la inclinación para grupos de especies (por ejemplo, Myers, 2001), pero las estimaciones para los atunes y otras especies son muy dudosas debido a la especificación errónea de los modelos y los cambios de régimen (por ejemplo, Szuwalski, 2015). Debido a la falta de pruebas que sugieran que el reclutamiento se reduce cuando  $S_{RMS}/S_0 \ge 0.3$  para las especies de teleósteos reproductores pelágicos altamente fecundos, creemos que los puntos de referencia propuestos son conservadores para estas especies.

### 5. REFERENCIAS

International Scientific Committee for Tuna and Tuna-Like Species in the North Pacific Ocean. 2022. Stock assessment of Pacific bluefin tuna in the Pacific Ocean in 2022. ANNEX 13 of the 22nd Meeting of the International Scientific Committee for Tuna and Tuna-Like Species in the North Pacific Ocean, Kona, Hawai'i, U.S.A., July 12-18, 2022. Available from:

https://isc.fra.go.jp/pdf/ISC22/ISC22\_ANNEX13\_Stock\_Assessment\_for\_Pacific\_Bluefin\_Tuna.pdf

Maunder, M.N. 2022. Stock-recruitment models from the viewpoint of density-dependent survival and the onset of strong density-dependence when a carrying capacity limit is reached. Fisheries Research 249, 106249.

Maunder, M.N. 2002. The relationship between fishing methods, fisheries management and the estimation of MSY. Fish and Fisheries, 3: 251-260.

Maunder, M. N., Deriso, R. B. 2013. A stock–recruitment model for highly fecund species based on temporal and spatial extent of spawning. Fisheries Research, 146: 96-101.

Myers, R.A., 2001. Stock and recruitment: generalizations about maximum reproductive rate, density dependence, and variability using meta-analytic approaches. ICES J. Mar. Sci. J. Cons. 58, 937–951.

Szuwalski, C.S., Vert-Pre, K.A., Punt, A.E., Branch, T.A. and Hilborn, R., 2015. Examining common assumptions about recruitment: a meta-analysis of recruitment dynamics for worldwide marine fisheries. Fish Fish., 16, 633-648.

Inclinación ( <i>h</i> )	Patudo	Aleta amarilla
1.0	0.20 - 0.24	0.23 – 0.32
0.9	0.25 – 0.27	0.28 – 0.35
0.8	0.28 - 0.30	0.32 – 0.37
0.7	0.31 - 0.32	0.35 – 0.40

**TABLA 1.** Rangos de  $S_{RMS}/S_0$  estimados en las evaluaciones de las poblaciones de patudo (<u>SAC-11-06, Tabla</u> <u>7</u>) y aleta amarilla (<u>SAC-11-07, Tabla 8</u>).

**TABLA 2.** Puntos de referencia objetivo potenciales para el conjunto de referencia de los modelos que conforman la evaluación de la población de pez espada del OPO sur (<u>SAC-14-15</u>) calculados con el supuesto de inclinación = 0.75.

Modelo	S <sub>RMS</sub> /SO
H1	0.263
1	0.244
2	0.242
3	0.244
4	0.244
Promedio	0.247

# **ECOSYSTEM CONSIDERATIONS**

#### CONTENTS

1.	Introduction	. 168
2.	Data sources	. 169
2.1.	Purse-seine	. 170
2.2.	Longline	. 171
3.	Fishery interactions with species groups	. 172
3.1.	Tunas and billfishes	. 172
3.2.	Marine mammals	. 172
3.3.	Sea turtles	. 173
3.4.	Seabirds	. 174
3.5.	Sharks	. 175
3.6.	Rays	. 177
3.7.	Other large fishes	. 178
3.8.	Forage species	. 179
4.	Physical environment	. 179
4.1.	Environmental indicators	. 180
4.2.	Spatio-temporal exploration of environmental conditions	. 181
4.3.	Environmental conditions and distribution of catches	. 181
5.	Identification of species at risk	. 182
6.	Ecosystem dynamics	. 182
6.1.	Ecological indicators	. 183
7.	Future developments	. 184
Ackn	owledgments	. 185
Liter	ature cited	. 186

## 1. INTRODUCTION

Over the past two decades, the scope of management of many fisheries worldwide has broadened to take into account the impacts of fishing on non-target species in particular, and the ecosystem generally. This ecosystem approach to fisheries management (EAFM) is important for maintaining the integrity and productivity of ecosystems while maximizing the utilization of commercially-important fisheries resources, but also ecosystem services that provide social, cultural and economic benefits to human society.

EAFM was first formalized in the 1995 FAO *Code of Conduct for Responsible Fisheries*, which stipulates that "*States and users of living aquatic resources should conserve aquatic ecosystems*" and that "*manage-ment measures should not only ensure the conservation of target species, but also of species belonging to the same ecosystem or associated with or dependent upon the target species*". In 2001, the Reykjavik Declaration on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem elaborated these principles with a commitment to incorporate an ecosystem approach into fisheries management.

The IATTC's Antigua Convention, which entered into force in 2010, is consistent with these instruments and principles. Article VII (f) establishes that one of the functions of the IATTC is to "adopt, as necessary, conservation and management measures and recommendations for species belonging to the same ecosystem and that are affected by fishing for, or dependent on or associated with, the fish stocks covered by this Convention, with a view to maintaining or restoring populations of such species above levels at which their reproduction may become seriously threatened". Prior to that, the 1999 Agreement on the International Dolphin Conservation Program (AIDCP) introduced ecosystem considerations into the management of the tuna fisheries in the EPO. Consequently, for over twenty years the IATTC has been aware of ecosystem issues, and has moved towards EAFM in many of its management decisions (e.g., <u>SAC-10 INF-B; Juan-Jorda et al. 2018</u>). Within the framework of the Strategic Science Plan (SSP), the IATTC staff is conducting novel and innovative ecological research aimed at obtaining the data and developing the tools required to implement EAFM in the tuna fisheries of the EPO. Current and planned ecosystem-related activities by the staff is summarized in the SSP (<u>IATTC-93-06a; SAC-14-01a</u>) and the Staff Activities and Research report (<u>SAC-14-01b</u>).

Determining the ecological sustainability of EPO tuna fisheries is a significant challenge, given the wide range of species with differing life histories with which those fisheries interact. While relatively good information is available for catches of tunas and billfishes across the entire fishery, this is not the case for most non-target (i.e. "bycatch") species, especially those that are discarded at sea or have low economic value (see section 2 and <u>IATTC Special Report 25</u>). Furthermore, environmental processes that operate on a variety of time and spatial scales (e.g., El Niño-Southern Oscillation, Pacific Decadal Oscillation, ocean warming, anoxia and acidification) can influence the abundance and horizontal and vertical distribution of species to different degrees, which in turn affects their potential to interact with tuna fisheries.

Biological reference points, based on estimates of fishing mortality, spawning stock biomass, recruitment, and other biological parameters, have been used for traditional single-species management of target species, but the reliable catch and/or biological data required for determining such reference points, or alternative performance measures, are unavailable for most bycatch species. Similarly, given the complexity of marine ecosystems, there is no single indicator that can holistically represent their structure and internal dynamics and thus be used to monitor and detect the impacts of fishing and the environment.

The staff has presented an *Ecosystem Considerations* report since 2003, but in recent years this report has continued to evolve in content, structure, and purpose. Its primary purpose is to complement the annual report on the fishery (SAC-14-03) with information on non-target species and on the effect of the fishery on the ecosystem, and to describe how ecosystem research can contribute to management advice and the decision-making process. It also describes some important recent advances in research related to assessing ecological impacts of fishing and the environment on the EPO ecosystem and its associated species.

# 2. DATA SOURCES

In this report, estimated total catches of bycatch species were obtained from observer data for the largevessel purse-seine fishery<sup>1</sup>, nominal catches reported by the limited observer coverage onboard the smallvessel purse-seine fishery<sup>2</sup>, and gross annual removals by the longline fishery were obtained from annual summary reports (TASK I data, see <u>SAC-12-09</u>, <u>WSDAT-01-01</u>) submitted to the IATTC by CPCs. Minimum catches in 2021 reported by observers on longline vessels are also included as an interim measure until observer coverage increases to at least 20% that may allow total annual catches for some bycatch species to be reliably estimated. Currently, observer coverage for some CPCs is about or less than the mandated 5% and are not considered by staff to be representative of the activities of their longline fleets (see section 2.2. below and <u>BYC-10 INF-D</u>). Additionally, a previously undetected error in longline observer data submitted to the IATTC resulted in over-reporting of sharks and large fishes published in SAC-13-10. These values were corrected in April 2023 (see <u>SAC-13-10 CORR</u>), and the data quality control procedures were modified to catch a possible repeat of this issue. Longline data were available through 2021 as the deadline for data reporting for the previous year occurs after the annual SAC meeting (see Resolutions <u>C-03-</u> <u>05; C-19-08</u>). However, some CPCs have temporarily suspended their longline observer programs due to the COVID-19 pandemic and these have not resumed to date. Therefore, 2021 data from these programs

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Size class 6 purse-seine vessels with a carrying capacity > 363 t

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Vessels with a carrying capacity  $\leq$ 363 t

is not available. Purse-seine data were available through 2022, with data from the last 2 years considered preliminary as of March 2023. Each data source and associated data gaps is described in detail below. Additional information on bycatch data available by fishery can be found in documents <u>SAC-07-INF-C(d)</u> and <u>SAC-12-09</u>.

## 2.1. Purse-seine

Data from the purse-seine fishery is compiled from 3 data sources: 1) IATTC and National Program observer data, 2) vessel logbook data extracted by staff at the Commission's field offices in Latin American tuna ports, and 3) cannery data. The observer data from the large-vessel (Class 6) fishery are the most comprehensive in terms of bycatch species, since the 1992 Agreement on the Conservation of Dolphins (the La Jolla Agreement) has required an observer be placed on all trips for Class- 6 vssels since 1993. An historical perspective of bycatch data collection from the observer programs was recently published and is described in IATTC Special Report 25. Observers of the IATTC and the various National Programs provide detailed bycatch data by species, catch, disposition and effort for the exact fishing position (i.e., the latitude and longitude of the purse-seine set). Both the fisher-completed logbook and cannery datasets contain very limited data on bycatch species as reporting is primarily focused on commercially important tuna species. The logbook data, like the observer data, includes the exact fishing position, but limited effort data are recorded with only one entry per day, regardless of the number of sets made. The cannery (or "unloading") data do not have an exact fishing position but rather a broad geographic region where fish were caught (e.g., the eastern Pacific or western Pacific Ocean). These data contain bycatch species only if they were retained in a purse-seine well during the fishing operation.

Smaller (Class 1-5) purse-seine vessels are not systematically required to carry observers, except under specific circumstances (e.g., certification purposes, fishing during closure periods). The primary sources of unobserved data are logbook records, cannery unloading records, and port sampling by IATTC field office staff, all of which focus on tuna species. The FAD form, a logbook designed in late 2018 to be used by skippers of small vessels fishing on FADs, is also a source of unobserved data for tunas and sensitive species groups, but bycatch data is currently of little use for the purposes of this report as data are aggregated into broad taxonomic groups and data quality is uncertain. As such, there is limited information recorded on interactions with bycatch species by smaller vessels. In recent years there has been an increase in the number of smaller vessels that have carried observers. This is due to AIDCP requirements for fishing during closure periods for Class 6 purse-seine vessels, a desire for dolphin-safe fishery certification, an IATTC pilot project trialing the efficacy of electronic monitoring methodologies (SAC-11-11), and a voluntary observer program for smaller vessels established by the Tuna Conservation Group (TUNACONS)-a consortium of Ecuadorian tuna fishing companies-that began in 2018. The minimum observer-derived catch reported by observers for bycatch species by small vessel trips are included in this report (Table J-8) to provide the basic information currently available for this fishery, with a view to expanding reporting on this fishery as data provision is hoped to improve in future. In 2022, most trips (66%) made by smaller vessels were unobserved, 27% were from the voluntary TUNACONS observer program, 5% from the Ecuadorian National Observer program, 2% from the IATTC observer program and 1% from the Colombian National Observer program.

Therefore, in this report we primarily focus on the comprehensive observer dataset from large purseseine vessels to provide catch estimates for bycatch species. The bycatch data provided by the observers is used to estimate total catches, by set type (i.e., floating objects (OBJ), unassociated tunas (NOA), and dolphins (DEL))<sup>3</sup>. The numbers of sets of each type made in the EPO during 2007–2022 are shown in Table A-7 of Document SAC-14-03.

Despite the observer requirement on all Class-6 trips, some sets are known to have taken place, based on logbooks and other sources, but were not observed. For example, at the start of bycatch data collection

in 1993, about 46% of sets were observed, increasing to 70% in 1994. From 1994 to 2008, the average percent of sets observed was around 80%. From 2009 onwards, nearly 100% of sets were observed. Catch-per-day data for both target and non-target bycatch species are extrapolated<sup>3</sup> to account for such instances.

## 2.2. Longline

The considerable variability in reporting formats of longline data has hindered the staff's ability to estimate EPO-wide catches for bycatch species (SAC-08-07b, SAC-08-07d, SAC-08-07e, BYC-10 INF-D). Bycatch data for longline fisheries reported here were obtained using data of gross annual removals estimated by each CPC and reported to the IATTC in summarized form annually (i.e., termed "TASK I" data). Because there is uncertainty in whether the IATTC is receiving all bycatch data from the longline fishery of each CPC and considerable variability has been observed in the reported data by taxa, these data are considered incomplete, or 'sample data', and are therefore regarded as minimum annual reported catch estimates for 1993–2021. A staff-wide collaboration is underway to update the data provision Resolution C-03-05 to improve the quality of data collection, reporting, and analysis to align with IATTC's responsibilities set forth in the Antigua Convention and the SSP (SAC-12-09). A preliminary objective of this work is to initiate a series of collaborative workshops between the staff and CPCs to assess the feasibility of collecting desirable data types and develop data collection templates for each gear type, with clear standards and procedures for data submission that will explicitly include interactions with bycatch species. The first workshop in the series—focused on the industrial longline fishery—was held by videoconference on 09-10 January 2023 and garnered nearly 100 participants. A background document detailing the need for improving longline data, along with case examples, and staff recommendations was prepared by the staff (WSDAT-01-01); a series of presentations on this document, as well as a presentation by an invited speaker, were discussed during the workshop. Staff recommendations for updating Resolution C-03-05, pertaining to industrial longline data, were further revised based on input from workshop participants and consultations with individual CPCs (see SAC-14-14). The workshop report has also been posted to the IATTC website (WSDAT-01-RPT).

As part of the data-review process for gathering information on data reported to the IATTC under Resolution C-03-05, the staff were able to determine that the longline catches of sharks, reported by CPCs were several times higher than previously reported catches for the longline fishery. A review of the data revealed that a high proportion of shark catches were assigned to "other gears" in the annual <u>Fishery</u> <u>Status Reports</u> since 2006 but were in fact taken by longline by coastal CPCs. Therefore, the resulting transfer of catch data from "other gears" to "longline" significantly increased the longline catches of sharks from 2006 onwards (see Table A2c in <u>SAC-11-03</u>).

Longline observer data reporting for longline vessels >20 m has been improving since Resolution <u>C-19-08</u> was adopted in 2019, updating the previous longline observer measure, C-11-08. The staff has received detailed set-by-set operational level observer data for several CPCs, although the level of observer coverage achieved by some CPCs has been less than the current mandated coverage of 5% of effort measured as either the total

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup> The observed data is aggregated by species, year, flag and set type. The number of known unobserved sets is taken from logbooks and other sources. Additionally, there are known EPO trips for which the staff do not know the number and type of sets made. Therefore, known bycatch-per-day from observer data is calculated by species, year, flag and set type, and applied to the number of days-at-sea for each trip to estimate the bycatch.

In some instances, there may be unobserved sets or days-at-sea data by a flag that have no equivalent observer data for that year to facilitate a reliable estimation of catch. For these trips, yearly data from a proxy flag is used. The proxy flag is determined by subsequent 5 trips made by the vessel where an observer was onboard, and adopting the predominant flag used for those trips as the proxy flag. Then the bycatch-per-set or day of the known proxy flag for the year in question is applied to the data for the unrepresented flag.

number of hooks or "effective days fishing" (see e.g., SAC-14 INF-B). This was further exacerbated by the challenges many CPCs had in placing observers during the COVID19 pandemic, which continued to impact at least one longline observer program in 2022. And while some challenges in meeting the 5% requirement persist, the IATTC staff, the Working Group on Bycatch and the Scientific Advisory Committee have recommended that the longline observer coverage requirement should be increased to at least 20%. IATTC staff discussed the insufficient of 5% coverage, as well as concerns about whether the existing observer coverage is representative of the activities of longline fleets in the EPO in BYC-10 INF-D. Although CPCs have made a tremendous effort in improving their reporting of longline observer data, results from the analysis showed that 5% observer coverage is insufficient for estimating the total catch of the relatively data-rich yellowfin and bigeye tunas, and so catch estimates for bycatch species are likely to be less reliable given that less data are available for these species. Additionally, the COVID-19 pandemic has in some cases hindered progress in the reporting of longline observer data. The challenges to observer placement and reporting of observer data necessarily implies that the datasets presented in this report are provided for transparency and show only minimum estimates of interactions and mortalities submitted to the IATTC. IATTC staff will seek to provide fleet estimates of longline catches in the EPO based on observer data in the future, but the results of the aforementioned analyses highlight a clear need for data reporting of bycatch species to improve (see SAC-12-09, WSDAT-01-01) prior to data expansion attempts.

## 3. FISHERY INTERACTIONS WITH SPECIES GROUPS

## 3.1. Tunas and billfishes

Data on catches of the principal species of tunas and bonitos of the genera *Thunnus, Katsuwonis, Euthynnus*, and *Sarda*, and of billfishes in the Istiophoridae and Xiphiidae families, are reported in Document <u>SAC-14-03</u>. An investigation on the effects of the COVID-19 pandemic on the catches of tropical tunas is provided in SAC-14 INF-D. The staff has developed <u>stock assessments</u> and/or stock status indicators (SSIs) for tropical tunas (SAC-14-04), exploratory analyses for bigeye (SAC-14-05) and yellowfin (SAC-14-06) tunas, and skipjack tuna assessment (SAC-14-08), proposed target and limit reference points for skipjack (SAC-14-09), and developed a fisheries independent abundance index for skipjack using echosounder buoy data for the OBJ fishery (e.g., FAD-06-03, FAD-07-03), which was included in the interim skipjack assessment (<u>SAC-13-07</u>). The staff has also collaborated in the assessments of <u>Pacific bluefin</u> and <u>albacore</u> tunas led by the International Scientific Committee for Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean (ISC), the assessment of <u>south Pacific albacore tuna</u> led by the Western and Central Pacific Fisheries Commission (WCPFC), and collaborated on the ISC assessments for north Pacific <u>swordfish</u> (2018), <u>blue marlin</u> (2021), <u>striped marlin</u> (2019) and shortfin mako (2022–2023). A southern EPO swordfish benchmark assessment is provided in <u>SAC-14-15</u>.

## 3.2. Marine mammals

Marine mammals, especially spotted dolphins (*Stenella attenuata*), spinner dolphins (*S. longirostris*), and common dolphins (*Delphinus delphis*), are frequently associated with yellowfin tuna in the EPO. Purseseine fishers commonly set their nets around herds of dolphins and the associated yellowfin tuna, and then release the dolphins while retaining the tunas. The incidental mortality of dolphins was high during the early years of the fishery, but declined dramatically in the early 1990s, and has remained at low levels thereafter (AIDCP-43-02; Figure J-1). The IATTC staff is collaborating on two research projects on dolphins focused on improving current understanding of the potential impacts of tuna fisheries on dolphin populations (SAC-14 INF-K), including a cow-calf separation study and an abundance survey.

Estimates of incidental mortality of dolphins in the purse-seine fishery of large vessels during 1993–2022 are shown in <u>Table J-1a.</u> In 2022, the stock of dolphins with the highest incidental mortality was the whitebelly spinner (n=300), followed by the eastern spinner (n=271), the western-southern spotted (n=197), and northeastern spotted dolphins (n=147). Common dolphins were least impacted by the fishery, with mortalities of 2 central, 20 southern, and 23 northern common dolphins. The staff plans to analyze available reported and observed marine mammal interaction data for the purse-seine fisheries in the near future.

In recent years significant improvements have been made to the minimum data standards of longline observer data submitted to the IATTC, which now require submission of operational level data under Resolution <u>C-19-08</u>. However, as discussed in section 2.2 the low level of observer coverage (at least 5%) currently mandated for these vessels is not representative of the different fleet components and hinders the extrapolation of observed data to generate fleet totals (see <u>BYC-10 INF-D</u>). For the time being, only the minimum number of observed interactions and mortalities reported for marine mammals is presented for 2021 (<u>Table J-1b</u>). Interactions and mortalities were defined by subjective classification of fate (injured, released, or not reported) and release condition (alive and healthy or not reported) as recorded by observers. Dispositions not reported were precautionarily assumed to represent mortalities. Under these assumptions, all 11 marine mammals reported by observers in 2021 were considered to be mortalities. The staff reiterates that the level of observer coverage should be increased to at least the recommended 20% to help facilitate expansion of the number of interactions and mortalities to the total fleet activities for marine mammals and other vulnerable bycatch species.

### 3.3. Sea turtles

Sea turtles are occasionally caught in the purse-seine fishery in the EPO, usually when associated with floating objects that are encircled, although they are sometimes also caught by happenstance in sets on unassociated tunas or tunas associated with dolphins. They can also become entangled in the webbing of fish-aggregating devices (FADs) or other floating objects (FAD-07-04) and drown or be injured or killed by fishing gear.

The number of estimated sea turtle mortalities and interactions recorded by observers on large purseseine vessels, by set type, from 1993–2022 is shown in <u>Figure J-2a</u> and <u>b</u>, respectively. Interactions were defined from observer information recorded as fate on the dedicated turtle form as: entangled, released unharmed, light injuries, escaped from net, observed but not involved in the set and other/unknown, while mortalities were defined as those with fates recorded as: grave injuries, killed, or consumed. The olive Ridley turtle (*Lepidochelys olivacea*) is, by far, the species of sea turtle most frequently caught, with a total of 21,850 interactions and 951 mortalities (~4%) during 1993–2022, but only 168 interactions and no mortalities occurred in 2022 (<u>Table J-2a</u>). In 2022, there were 44 interactions recorded with eastern Pacific green, 28 loggerhead, 11 hawksbill, 4 leatherback, and 116 unidentified turtles and no mortalities.

In the longline fishery, sea turtles are caught when they swallow a baited hook, are accidentally hooked, or drown after becoming entangled in the mainline, floatlines or branchlines and cannot reach the surface to breathe. They are also caught in coastal pelagic and bottom-set gillnet fisheries, where they become enmeshed in the net or entangled in the floatlines or headrope. Although very few data are available on incidental mortality of turtles by longline and gillnet fishing, the mortality rates in the EPO industrial long-line fishery are likely to be lowest in "deep" sets (around 200–300 m) targeting bigeye tuna and albacore, and highest in "shallow" sets (<150 m) targeting swordfish. There is also a sizeable fleet of artisanal long-line and gillnet fleets from coastal nations that are known to catch sea turtles, but limited data are available (see <u>BYC-11-02</u>).

Data on sea turtle interactions and mortalities in the longline fishery have not been available (<u>SAC-08-07b</u>), although they are beginning to improve with the submission of operational-level observer data since 2019 pursuant to Resolution <u>C-19-08</u>. Recalling the observer coverage for most longline vessels is 5% or less (see <u>BYC-10 INF-D</u>), compared to 100% of observed trips in the large-vessel purse-seine fishery, the observer data provided by CPCs for 2021 are considered minimum numbers of interactions and mortalities (Table J-2b) that have been reported to the IATTC (see section 2.2). Here interactions and mortalities were

defined by fate (discarded, injured, grave injuries, released, released with hook, or not reported) and/or release condition (alive and healthy, alive and injured, dead, unknown, or not reported) as recorded by observers. Only 8 interactions of sea turtles (5 olive Ridley turtles and 3 loggerhead turtles) were reported for 2021 and these all resulted in mortalities. The staff hopes to use the new operational observer data submissions required under C-19-08 to report the first total longline fleet catch estimate for sea turtle species in the future, although BYC-10 INF-D cautions that the current 5% observer coverage is insufficient for producing reliable estimates of total catch.

Various IATTC resolutions, most recently <u>C-19-04</u>, have been intended to mitigate fishing impacts on sea turtles and establish safe handling and release procedures for sea turtles caught by purse-seine and longline gears. Additionally, a "circle hook" workshop was held prior to the 13<sup>th</sup> SAC meeting to discuss a) the effects of different sizes of circle hooks on mitigating bycatch of sea turtles and other vulnerable species in the longline fishery and b) the minimum hook size to satisfy the requirements outlined in Resolution <u>C-19-04</u>. The workshop participants discussed the use of different circle hooks in longline fisheries to satisfy C-19-04, with minimum width of the hook defined on a fishery-specific basis and dependent upon the target species. However, no definitive conclusions or recommendation were made (<u>WSHKS-01</u>), although discussions on this topic resumed during the 11<sup>th</sup> Bycatch Working Group meeting, in May 2022 and are expected to continue at the 1<sup>st</sup> Ecosystem and Bycatch Working Group meeting in May 2023.

A preliminary vulnerability assessment was conducted in collaboration with the Inter-American Convention for the Protection and Conservation of Sea Turtles (IAC) for the eastern Pacific stock of leatherback turtles for 2018, using the Ecological Assessment of Sustainable Impacts of Fisheries (EASI-Fish) approach (see section 5) (<u>BYC-10 INF-B</u>). The vulnerability status of the stock was determined to be "most vulnerable" in 2018. The staff continued to collaborate with IAC in 2020–2023 to improve the species distribution model (<u>BYC-11-01</u>) and vulnerability assessment using updated fisheries data from coastal CPCs (<u>BYC-11-02</u>). The final assessment showed that the vulnerability status of the stock remained as "most vulnerable" in 2019. Modelling of 70 management scenarios showed that the implementation of improved handling and release practices by industrial and artisanal fleets, or use of circle hooks, or use of fish bait by longline fleets could reduce at-vessel and/or post-release mortality to an extent where the vulnerability status of the population could improve to "least vulnerable", assuming fishing effort levels of all EPO fisheries do not increase. The use of these three measures in concert was predicted to reduce vulnerability even further. Detailed results from this work were presented in 2022 at the Bycatch Working Group meeting (<u>BYC-11-01</u>, <u>BYC-11-02</u>) and will be presented at the Ecosystem and Bycatch Working Group of ICCAT in May 2023 as an example of successful collaboration between organizations.

## 3.4. Seabirds

There are approximately 100 species of seabirds in the tropical EPO. Some of them associate with epipelagic predators, such as fishes (especially tunas) and marine mammals, near the ocean surface; for some, feeding opportunities are dependent on the presence of tuna schools feeding near the surface. Some seabirds, especially albatrosses and petrels, are caught on baited hooks in pelagic longline fisheries.

The IATTC has adopted one resolution on seabirds (<u>C-11-02</u>); also, the Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels (ACAP) and BirdLife International have updated their maps of seabird distribution in the EPO, and have recommended guidelines for seabird identification, reporting, handling, and mitigation measures (<u>SAC-05 INF-E</u>, <u>SAC-07-INF-C(d)</u>, <u>SAC-08-INF-D(a)</u>, <u>SAC-08-INF-D(b)</u>, <u>BYC-08 INF J(b)</u>). Additionally, ACAP has reported on the conservation status of albatrosses and large petrels (<u>SAC-08-INF-D(c)</u>; <u>BYC-08 INF J(a)</u>). <u>Guidelines</u> on fisheries electronic monitoring systems have also been reported by ACAP. Participants in the circle hook workshop, held in March 2022 (<u>WSHKS-01</u>), discussed the influence of circle hooks on seabird capture and mortality. The available data seem to be inconclusive to comment on any conservation value of circle hooks over other hook shapes or

sizes to seabirds given a lack of empirical studies.

As with sea turtles, data on seabird interactions and mortalities in the longline fishery have been unavailable (<u>SAC-08-07b</u>), but with the submission of operational-level observer data for longline vessels >20 m beginning in 2019 some minimum estimates for 2021 are available for reporting (<u>Table J-3</u>) (but see section 2.2 for uncertainties and data gaps in reported data).

The observer data submitted by CPCs for 2021 contained 340 interactions with seabirds—all recorded as "discarded" or precautionarily presumed dead due to incomplete disposition data. With these limited data, the white-chinned petrel, *Procellaria aequinoctialis*, was reported to have interacted the most with the gear (n=63; 19% of all interactions), followed by the wandering albatross, *Diomedea exulans* (n=58; 17%), and the black-browed albatross, *Thalassarche melanophrys* (n=53; 16%). The staff hopes to report the first total longline fleet catch estimate for seabird species in the future using the operational observer data as improvements in data collection continue—but see <u>BYC-10 INF-D</u> for a discussion on the current inadequacy of longline observer data for expanding data to the activities of the longline fleet to provide estimates of total catch.

## 3.5. Sharks

Sharks are caught as bycatch in EPO tuna purse-seine fisheries and as either bycatch or a target in longline and multi-species and multi-gear fisheries of the coastal nations.

Stock assessments or stock status indicators (SSIs) are available for only 4 shark species in the EPO: silky (*Carcharhinus falciformis*) (Lennert-Cody *et al.* 2018; <u>BYC-10 INF-A, BYC-11 INF-A, EBWG-01 INF-A</u>), blue (*Prionace glauca*) (ISC Shark Working Group), shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) (ISC Shark Working Group), and common thresher (*Alopias vulpinus*) (NMFS). As part of the <u>FAO Common Oceans Tuna Project</u>, Pacific-wide assessments of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the southern hemisphere (Clarke 2017) and the bigeye thresher shark (*Alopias superciliosus*) (Fu *et al.* 2018) were completed in 2017, and for the silky shark (Clarke 2018a) in 2018, as well as a risk assessment for the Indo-Pacific whale shark population (Clarke 2018b) also in 2018. Whale shark interactions with the tuna purse-seine fishery in the EPO are summarized in document <u>BYC-08 INF-A</u>. The impacts of tuna fisheries on the stocks of other shark species, not previously mentioned, in the EPO are unknown.

The first quantitative vulnerability assessment of sharks for EPO industrial and artisanal fisheries—using the EASI-Fish methodology (section 5)—was completed in 2022 and was presented at SAC-13 (SAC-13-11). Briefly, a total of 49 shark species were recorded to interact with EPO tuna fisheries, of which 32 species were formally assessed using EASI-Fish for 2019. Overall, 20 species were classified as "most vulnerable", including hammerhead sharks (4 species), requiem sharks (10 species), threshers (*Alopias superciliosus* and *A. pelagicus*), mesopelagic sharks (3 species) and the commercially important blue shark (*Prionace glauca*) and shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*). The remaining 12 species were classified as "least vulnerable" (9 species) or "increasingly vulnerable" (3 species). The report recommended further analysis to explore a range of potential hypothetical conservation and management measures (CMMs) that may be implemented—in isolation or in combination—within the EPO to reduce fishery impacts on particularly vulnerable shark species identified, including silky, thresher and hammerhead sharks. The EASI-Fish approach was applied to silky shark and hammerhead sharks during 2022–2023 to determine the relative benefits of alternative management scenarios on species' vulnerability (SAC-14-12).

Catches (t) of sharks in the large-vessel purse-seine fishery (1993-2022) and minimum reported catch

estimates<sup>4</sup> by longline fisheries (1993–2021) are provided in Table J-4a, while catches of the most frequently caught species, discussed below, are shown in Figure J-3a. Reporting of many shark species by longline gear began in 2006 (but see section 2 for data gaps, including high variability in this dataset). The majority of the shark catch is from floating object sets. The silky shark (family Carcharhinidae) is the species of shark most commonly caught in the purse-seine fishery with annual catches averaging 557 tprimarily from sets on floating objects (Figure J-3a)—and being 645 t in 2022. In contrast, minimum reported annual catch in the longline sample data for 2006–2021 averaged 10,683 t while only 12 t were reported in 2021. Annual catch for the oceanic whitetip shark (Carcharhinidae) in the purse-seine fishery averaged 56 t (also primarily from sets on floating objects) and was 12 t in 2022. The minimum reported annual catch in the longline fishery from 2006–2018 averaged 165 t and none were reported in 2019– 2021. Catches of oceanic whitetip have declined in the purse-seine fishery since the early 2000s, while minimum reported catches have been variable in the longline fishery (Figure J-3). Minimum annual reported catch of blue shark in the longline fishery from 1993-2021 averaged 6,220 t and was 8,323 t in 2021. By contrast, the annual catch in the purse-seine fishery averaged only 2 t, with 1 t caught in 2022. Anomalies in the reporting of longline data are likely related to the COVID-19 pandemic, although it's important to note the reporting of bycatch data is not compulsory according to the data provision resolution (C-03-05) and the corresponding memorandum of technical guidelines (see SAC-12-09, WSDAT-01-01) which contributes to the variability.

Other important species of sharks caught in the purse-seine and longline fisheries include the smooth hammerhead (*Sphyrna zygaena*), the pelagic thresher (*Alopias pelagicus*), and mako sharks (*Isurus* spp.) (Table J-4a, Figure J-3a). Catch estimates for the smooth hammerhead shark in the purse-seine fishery averaged 26 t (primarily caught in floating-object sets) and was 12 t in 2022, while in the longline fishery minimum annual reported catch averaged 900 t (2006–2021) and was 37 t in 2021. In contrast, the pelagic thresher was caught primarily in unassociated tuna school sets in the purse-seine fishery with the estimated annual catch averaging 4 t and was 1 t in 2022. Minimum annual reported catch of the pelagic thresher in the longline fishery averaged 1,928 t (2007–2021) and only 1 t was reported in 2021. Catch estimates for the mako sharks in the purse-seine fishery were lower than the aforementioned shark species averaging 3 t and was 2 t in 2022. However, in the longline fishery the minimum annual reported catch averaged 1,399 t in 2021.

Complementary to the shark catches presented in Figure J-3a and similar to the purse-seine based SSIs reported by set type for the tropical tunas (SAC-14-04), catch by set type was scaled so that their average equals 1 during the 1993–2022 time period (i.e., the start of bycatch data collection) for 3 species of sharks with the highest annual nominal catches by large purse-seine vessels (i.e., silky shark, oceanic whitetip shark and smooth hammerhead shark). This relative catch in weight (t), which helps to better understand anomalies in species catch, is presented in Figure J-3b. In the earlier years (pre-2000), the silky shark relative catch was 3–3.5 times greater than the mean for those caught in dolphin sets, and about 4.5 times greater than the mean (1993) for those caught in unassociated sets, while relative catches were less variable in the floating-object set fishery. For the oceanic white tip shark, a decreasing trend in relative catches was observed for all set types with the greatest relative catches occurring prior to 2000. The relative catches of smooth hammerhead sharks were variable in all set types with relative catches about 5 times greater than the mean in unassociated sets in 2004.

The spatial distribution by 5°x5° grid cells of the catch of the same 3 shark species by set type for the large-vessel purse-seine fishery is presented in <u>Figure J-4b</u> to provide an indication of current (i.e., 2022) and

<sup>&</sup>lt;sup>4</sup> Sharks caught by longline vessels are recorded using different weight metrics (e.g., round, trunk or whole weight) and thus, total annual reported catch estimates may contain a mix of these weight metrics. The staff is working on harmonizing shark data collection to improve the reliability of total catch estimates (e.g., <u>SAC-11-13</u>).

past (average of the last 5 years; 2017–2021) spatial catch dynamics. Catches of silky shark were widely distributed across the EPO, occurred primarily in floating-object sets and were slightly greater in 2022 compared to the 5-year average between the equator and 10°N. Catches of oceanic whitetip shark and smooth hammerhead shark were minimal in both time periods (i.e., primarily <1 t) and the distribution was limited in 2022 compared to the 5-year average (floating-object sets only). Minimal catches of oceanic whitetip were observed around the equator and west of 140°W in 2022 with no catches > 1 t in the 5-year average. For the smooth hammerhead shark, minimal catches were observed east of 100°W in 2022 while only 1 location (10°S and 90°W) had catches slightly >1 t during the 5-year average.

The limited observer data from small purse-seine vessels showed 29 t of silky shark and 4 t of scalloped hammerhead were caught in floating-object sets in 2022, while those of other shark species or species groups were minimal ( $\leq 2$  t) (Table J-8).

The minimum catches—derived only from observer data—for sharks caught by longline in 2021 are presented in <u>Table J-4b</u> (see section 2.2 and <u>BYC-10 INF-D</u> for uncertainties and data gaps in longline data). Blue shark was by far the most frequently caught shark species in this dataset with over 11,000 animals reported to have interacted with the gear in 2021, followed by the shortfin mako shark with nearly 1,000 animals. Under the disposition criteria described in <u>Table J-4b</u>, nearly all interactions resulted in mortalities for most of the shark species and species groups reported by observers.

The artisanal longline fisheries of the coastal CPCs seasonally target sharks, tunas, billfishes and dorado (*Coryphaena hippurus*), and some of these vessels are similar to industrial longline fisheries in that they operate in areas beyond national jurisdictions (Martínez-Ortiz *et al.* 2015). However, essential shark data from these longline fisheries are often lacking, and therefore conventional stock assessments and/or stock status indicators cannot be produced (see data challenges outlined in <u>SAC-07-06b(iii)</u>).

Since 2014, the IATTC staff has carried out extensive collaborative research with Organización del Sector Pesquero y Acuícola del Istmo Centroamericano (OSPESCA) and IATTC's Central American CPCs to develop a robust sampling methodology to improve data collection for shark fisheries in Central American EPO states. After approximately 7 years (2015–2021), this work—funded by the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) and the Global Environmental Facility (GEF) under the framework of the ABNJ Common Oceans program, the IATTC capacity building fund, and the European Union—was completed in December 2021. The project's final results will be presented at SAC-14 (SAC-14 INF-L), but there is a great need to maintain continuity of data collection to generate key fisheries data to assess and manage shark species in the EPO. Meanwhile, a second phase of the FAO-GEG ABNJ project is underway and the IATTC is receiving support to expand the previous work conducted in Central America to other EPO coastal States (SAC-14 INF-M). Data obtained from these projects may be included in future iterations of this report to provide improved catch estimates, albeit minimum estimates, for sharks by the various longline, gillnet and mixed gear fleets.

## 3.6. RAYS

To better represent estimated annual catches of manta rays (Mobulidae) and stingrays (Dasyatidae), these animals are now reported in numbers of individuals by the large-vessel purse-seine fishery (1993–2022) in <u>Table J-5a</u>, while catches of key species are shown in <u>Figure J-4a</u>. Rays have rarely been reported in the annual summary reports for the longline fishery, although data have been available in the more recently obtained observer data (see <u>Table J-5b</u>). The largest average catches in the purse-seine fishery were observed for unidentified mobulid rays (Mobulidae spp., average 1993–2022: 1,231 individuals; number of individuals in 2022: 246), followed by the pelagic stingray (average: 885; 2022: 684), the smoothtail manta (average: 348; 2022: 103), the spinetail manta (average: 249; 2022: 74), unidentified stingrays (Dasyatidae spp., average: 214; 50) and the giant manta ray (average: 119; 2022: 11 individuals). Although catches of these rays can be variable by set type, they have been highest in unassociated sets, followed by dolphin sets, and

lowest in floating-object sets (Figure J-4a).

Similar to the sharks, relative catches of rays in numbers of individuals (i.e., scaled catch with the average equal to 1) by set type for large purse-seine vessels is provided in <u>Figure J-4b</u>. As with the reported observed catch (<u>Figure J-4a</u>), ray relative catches were highly variable with no apparent trends, and peaks of relatively high catches were not consistent between species and set type. The spatial distribution of catches (5°x5° grid cell) was greatest for pelagic stingray with most catches occurring in floating-object sets east of 120°W for 2022 and the 5-year average (2017–2021) (<u>Figure J-4c</u>). Catches from unassociated sets occurred coastally off Baja California and South America, while catches from dolphin sets primarily occurred north of the equator. Minimal catches of the spinetail manta, smoothtail manta and giant manta were observed across space and time with most catches <5 individuals per spatial area.

For the small purse-seine vessel fishery, the limited available observer data for 2022 was minimal with the largest number of individuals caught in floating-object sets corresponding to the pelagic stingray (n=36), followed by the spinetail manta (n=18), the smoothtail manta (n=11) and unidentified manta rays (Mobulidae spp., n=10), while the number of other rays were <10 (Table J-8).

The minimal data available from the reported longline observer dataset for 2021 (see section 2.2. for data gaps and <u>BYC-10 INF-D</u>) showed that the most interactions were with the pelagic stingray (*Pteroplatytrygon violacea*) and 95% of these interactions (3,909 individuals) resulted in mortalities (3,703) (Table J-5b).

The vulnerability status and efficacy of potential conservation and management measures (CMMs) for the spinetail devil ray (Mobula mobular) impacted by industrial purse-seine and longline fisheries in the EPO was determined using the EASI-Fish methodology (section 5). In the assessment year of 2018, the estimated fishing mortality exceeded the F/F40% and SBR/SBR40% biological reference point, leading to a vulnerability status classification of "most vulnerable". A retrospective analysis of vulnerability from 1979–2018 showed the species to be classified as "least vulnerable" between 1979 and 1993, but became "most vulnerable" from 1994, which coincided with the rapid spatial expansion of the industrial purse-seine fishery. Vulnerability increased significantly from 2011 following the rapid increase in the number of purse-seine sets made on floating objects to 2018. Simulating the CMMs in place in 2018 for EPO tuna fisheries (i.e., an EPO-wide closure) and for mobulids specifically (i.e., use of best handling and release practices under C-15-04) resulted in 31 of the 45 scenarios changing the classification of the species from "most vulnerable" to "least vulnerable", which primarily involved a reduction of post-capture mortality by as little as 20%. Implementing appropriate best handling and release practices can be a reasonably simple, rapid and cost-effective conservation measure, but a recommendation from the work was to extend the EASI-Fish analysis to all species of mobulids impacted by EPO tuna fisheries, improve estimates of post-release mortality for these species through dedicated tagging studies, and improve species-specific catch reporting, especially in artisanal fisheries, to improve the reliability of outputs from EASI-Fish assessments.

## 3.7. Other large fishes

Species composition varies between purse-seine and longline fisheries. Large pelagic fishes caught by the large-vessel purse-seine, primarily on floating-object sets, (1993–2022) and longline (1993–2021) fisheries are shown in <u>Table J-6a</u>, with time series of catches of key species presented in <u>Figure J-5</u>. The most commonly-caught pelagic fishes in both fisheries is dorado (Coryphaenidae) with the estimated average annual catch for the purse-seine fishery being 1,356 t (2,334 t in 2022) and the minimum reported annual catch for the longline fishery averaging 5,812 t (1,413 t in 2021). Dorado is also one of the most important species caught in the artisanal fisheries of the coastal nations of the EPO (<u>SAC-07-06a(i)</u>). Recommendations for potential reference points and harvest control rules for dorado in the EPO were presented at SAC-10 (<u>SAC-10-11</u>).

Other key species caught by the purse-seine fishery include wahoo (Scombridae) and rainbow runner (Carangidae). Wahoo had an estimated average annual catch of 362 t for the purse-seine fishery, although

catches have declined from a peak of 1,025 t in 2001 to 164 t in 2022 (Figure J-5). Minimum reported annual catch of wahoo by the longline fishery have averaged 170 t and was 211 t in 2021. No catches of rainbow runner have been reported by the longline fishery. However, in the purse-seine fishery, estimated average annual catches of rainbow runner were 47 t, with the peak catch in 2007 at 158 t and declining thereafter to 36 t in 2022 (Figure J-5).

Pelagic fishes commonly reported by the longline fishery include opah (Lampridae), snake mackerels (Gempylidae) and pomfrets (Bramidae). Minimum reported annual catches for these species averaged 369 t (1993–2021), 369 t (2006–2021), and 53 t (1993–2021), respectively. Catches of all these taxa have increased after the mid-2000s (Figure J-5) but note the uncertainty and data gaps in this dataset (section 2.2). For the most recent year (2021), there were 449 t, 277 t, and 50 t of opah, snake mackerels, and pomfrets reported, respectively (Table J-5a).

The limited observer data available for 2022 for the small purse-seine fishery included 289 t of dorado and 26 t of wahoo caught in floating-object sets, while the remaining species or species groups of large fishes had  $\leq 2$  t reported (Table J-8).

For 2021, the minimal available data from longline observers (see section 2.2. and <u>BYC-10 INF-D</u>) is provided in <u>Table J-6b</u> and shows the most frequently caught species in this dataset was the long snouted lancetfish (*Alepisaurus ferox*) with about 11,000 interactions. Most interactions with large fishes resulted in mortalities.

## 3.8. Forage species

A large number of taxa occupying the middle trophic levels in the EPO ecosystem—generically referred to as "forage" species—play a key role in providing a trophic link between primary producers at the base of the food web and the upper-trophic-level predators, such as tunas and billfishes. Some small forage fishes are incidentally caught in the EPO by purse-seine vessels on the high seas, mostly in sets on floating objects, and by coastal artisanal fisheries, but are generally discarded at sea. Catches of these species are presented in <u>Table J-7</u> with key species as identified by catch data presented in <u>Figure J-6</u> for the large-vessel purse-seine fishery, with the majority of catches coming from floating object sets.

Bullet and frigate tunas (Scombridae) are by far the most commonly reported forage species with estimated annual catches averaging 1,021 t from 1993–2022. However, their catches have declined from 1,921 in 2005 to 699 t in 2022 (Figure J-6). Triggerfishes (Balistidae) and filefishes (Monacanthidae) are the second most commonly reported forage group with annual estimated catches averaging 262 t and totaling 545 t in 2022. Catches for this group peaked in 2004 at 922 t but have otherwise been variable. Annual catches of sea chubs (Kyphosidae) have averaged 17 t, and have remained minimal with 22 t in 2022. Lastly, annual catches of the various species in the category 'epipelagic forage fishes' averaged 7 t with 15 t estimated to be caught in 2022. A total of 128 t of bullet and frigate tunas and 84 t of triggerfishes and filefishes caught in floating-object sets were reported by observers on the limited number of trips on small purse-seine vessels that carried an observer in 2022. Catches of all other species or species groups of small fishes were minimal ( $\leq 3$  t) (Table J-8).

# 4. PHYSICAL ENVIRONMENT

Environmental conditions affect marine ecosystems, the dynamics and catchability of target and bycatch species, and the activities of fishers, and biophysical factors can have important effects on the distribution and abundance of marine species<sup>5</sup> (e.g., <u>SAC-10 INF-D</u>). The following summary of the biophysical environment covers: 1) short- and long-term environmental indicators, and 2) environmental conditions and their potential effect on the fishery during the previous year, in this case, 2022.

<sup>&</sup>lt;sup>5</sup> See <u>SAC-04-08</u>, *Physical Environment*, and <u>SAC-06 INF-C</u> for a comprehensive description of the effects of physical and biological oceanography on tunas, prey communities, and fisheries in the EPO.
#### 4.1. Environmental indicators

The ocean environment changes on a variety of time scales, from seasonal to inter-annual, decadal, and longer. Longer-term climate-induced changes, typically decadal (at intervals of 10–30 years) and characterized by relatively stable average conditions and patterns in physical and biological variables, are called "regimes". However, the dominant source of variability in the upper layers of the EPO is the El Niño-Southern Oscillation (ENSO), an irregular fluctuation involving the entire tropical Pacific Ocean and the world's atmosphere (Fiedler 2002). El Niño events occur at two- to seven-year intervals, and are characterized by weaker trade winds, deeper thermoclines, and higher sea-surface temperatures (SSTs) in the equatorial EPO. El Niño's opposite phase, commonly called La Niña, is characterized by stronger trade winds, shallower thermoclines, and lower SSTs. The changes in the biogeochemical environment caused by ENSO have an impact on the biological productivity, feeding, and reproduction of fishes, seabirds, and marine mammals (Fiedler 2002).

ENSO is thought to cause considerable variability in the availability for capture of commercially-important tunas and billfishes in the EPO (Bayliff 1989). For example, the shallow thermocline during a La Niña event can increase purse-seine catch rates for tunas by compressing the preferred thermal habitat of small tunas near the sea surface, while the deeper thermocline during an El Niño event likely could make tunas less vulnerable to capture, and thus reduce catch rates. Furthermore, warmer- or cooler-than-average SSTs can also cause the fish to move to more favorable habitats, which may also affect catch rates as fishers expend more effort on locating the fish.

Recruitment of tropical tunas in the EPO may also be affected by ENSO events. For example, strong La Niña events in 2007–2008 may have been partly responsible for the subsequent lower recruitment of bigeye tuna, while the largest recruitments corresponded to the extreme El Niño events in 1982–1983 and 1998 (SAC-09-05). Yellowfin recruitment was also low in 2007, but high during 2015–2016, after the extreme El Niño event in 2014–2016 (SAC-09-06).

The <u>Climate Diagnostics Bulletin</u> of the US National Weather Service reported that in 2022 anomalies defined in the Bulletin as a departure from the monthly mean—in oceanic and atmospheric characteristics (e.g., surface and sub-surface temperatures, thermocline depth, wind, and convection) were consistent with La Niña conditions for the entire year.

Indices of variability in such conditions are commonly used to monitor the direction and magnitude of ENSO events in the Pacific Ocean. In this report, the Oceanic Niño Index (ONI), used by the US National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) as the primary indicator of warm El Niño and cool La Niña conditions within the Niño 3.4 region in the east-central tropical Pacific Ocean (Dahlman 2016) (Figure J-7a), is used to characterize inter-annual variability in SST anomalies. The ONI is a measure of El Niño defined by NOAA as "a phenomenon in the equatorial Pacific Ocean characterized by a five consecutive 3-month running mean of SST anomalies in the Niño 3.4 region that is above (below) the threshold of +0.5°C (-0.5°C)." The ONI categorizes ENSO events from "extreme" to "weak" (Figure J-7b). For example, the "extreme" El Niño event in 1997–1998 was followed by a "very strong" La Niña event in 1998–2000. "Strong" La Niña events were also observed in 2007–2008 and 2010–2011. The highest ONI values (>2.5) were recorded during the 2015–2016 "extreme" El Niño event. Moderate La Niña conditions persisted throughout 2022 with values ranging from -1.1 to -0.8 (Figure J-7b).

The Pacific Decadal Oscillation (PDO; Figure J-8) index is used to describe longer-term fluctuations in the Pacific Ocean, and has also been used to explain, for example, the influence of environmental drivers on the vulnerability of silky sharks to fisheries in the EPO (Lennert-Cody *et al.* 2018). The PDO—a long-lived El Niño-like pattern of Pacific climate variability, with events persisting 20–30 years—tracks large-scale interdecadal patterns of environmental and biotic changes, primarily in the North Pacific Ocean (Mantua 1997), with secondary patterns observed in the tropical Pacific, the opposite of ENSO (Hare and Mantua

2000). As with ENSO, PDO phases are classified as "warm" or "cool". PDO values peaked at 2.79 in August 1997 and at 2.62 in April 2016, both of which coincided with the extreme El Niño events indicated by the ONI. The PDO has been in a "cool" phase since early 2020. During 2022, cool conditions persisted with values ranging from -2.22 to -1.35 (see <u>ERSST V5 PDO Time series data</u>).

# 4.2. Spatio-temporal exploration of environmental conditions

A time series of SST and chlorophyll-a concentration (CHL-a; an indicator of primary productivity biomass) (Figure J-9) in the eastern tropical Pacific (ETP) from 5°N to 5°S—the same latitudinal band used in the ONI—was explored to show the variability in these variables across space and time using time-longitude Hovmöller diagrams. The SST time series show mean monthly values from 1993–2022, while that for CHL-a concentrations covers data for 2003–2022 due limitations with data availability. The SST plot (Figure J-9, top panel) clearly shows the extension of warmer waters during the extreme El Niño events of 1997–1998 and 2015–2016 and cooler waters during the strong La Niña events in 1999–2000, 2007–2008 and 2010–2011 across the ETP. The CHL-a plot (Figure J-9, bottom panel), although the pattern is less clear than the SST plot, shows an increase in CHL-a concentrations following the strong La Niña events particularly in 2010–2011, likely due to increases in nutrient availability.

# 4.3. Environmental conditions and distribution of catches

The availability of fish, and thus catches, are strongly related to environmental conditions and processes, particularly in pelagic waters (Fiedler and Lavín 2017; Chassot *et al.* 2011). ENSO conditions are influenced by many oceanic and atmospheric factors, but both SST and CHL-a levels are known to be good explanatory variables to describe and predict the habitat and distributions of oceanic animals (Hobday and Hartog 2014).

<u>Figures J-10 and J-11</u> show quarterly mean SSTs and CHL-a concentrations, respectively, to: 1) provide a general indication of seasonal environmental variability for 2022, and 2) overlay the distribution of tropical tuna catches, as a first step, to illustrate the potential influence of environmental conditions on catches across the EPO during 2022. In future, the staff plans to incorporate the catch distribution of key bycatch species and develop species distribution models (SDMs) to better describe potential relationships between environment and species. In 2021–2022, SDMs were developed for the leatherback sea turtle (<u>BYC-11-01</u>) and 32 species of sharks (<u>SAC-13-11</u>) and several high-resolution SDMs are underway for other sensitive bycatch species, including oceanic whitetip, silky and hammerhead sharks.

Cooler waters occurred off northern Mexico and the southwestern United States north of 20°N and off South America, south of the equator and east of 100°W (Figure J-10). These cool waters extended westwards during quarters 1 (January–March) and 2 (April–June), and 3 (July–September) and 4 (October– December), respectively. Warmer waters developed off Central America and extended westwards during quarters 2 and 3 but retracted in quarter 4. A secondary, less intense, warm pool was observed in the southwestern EPO (10–20°S, 140°–150°W) during quarters 1 and 2.

<u>Figure J-11</u> shows CHL-a concentrations were highest along the equator and the coast of the Americas year-round. The oligotrophic<sup>6</sup> South Pacific Gyre—located between around 20°–40°S and extending from 150°–90°W—was present in quarter 1, slightly retracted in quarters 2 and 3, and returned in quarter 4.

During quarters 1 and 2, skipjack predominated in the catches in waters ~25°C off the coast of South America (Fig. J-10), where CHL-a concentration was high (Fig. J-11). Yellowfin tuna was the predominant tuna species in the catch primarily north of the equator during these same quarters; yellowfin catches were relatively minimal in the warmer waters (~28°–29°C) present off central America in quarter 2. During quarters 3 and 4, the tuna catches along the coast of South America decreased as cooler waters expanded throughout the region. Bigeye tuna catches mostly occurred south of 10°N with larger catches taken west

<sup>&</sup>lt;sup>6</sup> An area of low productivity, nutrients, and surface chlorophyll, often referred to as an "oceanic desert".

of ~110°W, particularly in quarters 2 and 3. No tuna catches occurred in the oligotrophic gyre located approximately south of 20°S and the western boundary of the EPO (150°W) to about 100°W.

# 5. IDENTIFICATION OF SPECIES AT RISK

The primary goal of EAFM is to ensure the long-term sustainability of all species impacted—directly or indirectly—by fishing. However, this is a significant challenge for fisheries that interact with many non-target species with diverse life histories, for which reliable catch and biological data for single-species assessments are lacking. An alternative for such data-limited situations, reflected in <u>Goal L</u> of the SSP, are Ecological Risk Assessments (ERAs), vulnerability assessments that are designed to identify and prioritize at-risk species for data collection, research and management.

'Vulnerability' is defined as the potential for the productivity of a stock to be diminished by the direct and indirect impacts of fishing activities. The IATTC staff has applied qualitative assessments, using Productivity-Susceptibility Analysis (PSA) to estimate the relative vulnerability of data-limited, nontarget species caught in the EPO by large purse-seine vessels (Duffy *et al.* 2019) and by the longline fishery (<u>SAC-08-07d</u>).

Because PSA is unable to quantitatively estimate the cumulative effects of multiple fisheries on data-poor bycatch species, a new approach—Ecological Assessment of Sustainable Impacts of Fisheries (EASI-Fish) was developed by the IATTC staff in 2018 (SAC-09-12) to overcome this issue. This flexible, spatially-explicit method uses a smaller set of parameters than PSA to first produce a proxy for the fishing mortality rate (*F*) of each species, based on the 'volumetric overlap' of each fishery on the geographic distribution of these species. The estimate of *F* is then used in length-structured yield and spawning biomass perrecruit models to assess the vulnerability of each species using conventional biological reference points (e.g.,  $F_{MSY}$ , SPR<sub>40%</sub>).

EASI-Fish was successfully applied to 24 species representing a range of life histories, including tunas, billfishes, tuna-like species, elasmobranchs, sea turtles and cetaceans caught in EPO tuna fisheries as a 'proof of concept' in 2018 (SAC-09-12). It was subsequently used to assess the vulnerability status of the spinetail devil ray (*Mobula mobular*), caught by all industrial tuna fisheries in the EPO (BYC-09-01), and the EPO stock of the critically-endangered leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) (BYC-10 INF-B, BYC-11-02). Therefore, it was decided in the SSP that EASI-Fish will be used in future to assess the vulnerability of all species groups (e.g., elasmobranchs, sea turtles, teleosts) impacted by EPO tuna fisheries. In 2022, EASI-Fish was used to assess the vulnerability of the eastern Pacific leatherback turtle and shark bycatch species in EPO tuna fisheries and the results were presented at BYC-11 (<u>BYC-11-02</u>) and SAC-13, respectively (SAC-13-11). An EASI-Fish assessment for silky shark and hammerheads will be presented at SAC-14, where the effect of different conservation and management measures will be simulated (SAC-14-12).

## 6. ECOSYSTEM DYNAMICS

Although vulnerability assessments (e.g., EASI-Fish) are useful for assessing the ecological impacts of fishing by assessing the populations of individual species, ecosystem models are required to detect changes in the structure and internal dynamics of an ecosystem. These models are generally dataand labor-intensive to construct, and consequently, few fisheries worldwide have access to a reliable ecosystem model to guide conservation and management measures. These models require a good understanding of ecosystem components and the direction and magnitude of the trophic flows between them, which require detailed ecological studies involving stomach contents and/or stable isotope studies. Purposefully, IATTC staff have had a long history of undertaking such trophic studies, including the experimental determination of consumption estimates of yellowfin tuna at the NMFS Kewalo Basin facility on Oahu, HI in the 1980s, to more recent analyses of stomach content and stable isotope analysis of a range of top-level predators. In 2003, the IATTC staff compiled the trophic data to complete the development of a model of the pelagic ecosystem in the tropical EPO (IATTC Bulletin, <u>Vol. 22, No. 3</u>)—named "ETP7"—to explore how fishing and climate variation might affect target species (e.g., tunas), byproduct species (e.g., wahoo, dorado), elasmobranchs (e.g., sharks), forage groups (e.g., flyingfishes, squids) and species of conservation importance (e.g., sea turtles, cetaceans). A simplified food-web diagram, with approximate trophic levels (TLs), from the model is shown in Figure J-12.

The model was calibrated to time series of biomass and catch data for a number of target species for 1961–1998. There have been significant improvements in data collection programs in the EPO since 1998, that has allowed the model to be updated with these new data up to 2018 ("ETP8"). The model required a further update in 2021 due to a significant change in how the IATTC staff have reclassified the catch data submitted by the CPCs for "other gears" into longline and other gear types following an internal review of the data. This resulted in a dramatic increase in reported longline catches of high trophic level predators (sharks), which can have a strong influence on ecosystem dynamics. Therefore, annual catch estimates by species for 1993–2018 were assigned to the relevant functional groups in the ETP-21 model, which was then rebalanced and recalibrated to time series data to provide an updated ecosystem status for 2021 and to undertake simulations to assess potential impacts of the FAD fishery on the structure of the ecosystem (<u>SAC-12-13</u>).

## 6.1. Ecological indicators

Since 2017, the most recent Ecopath model has been used in the *Ecosystem Considerations* report to provide annual values for seven ecological indicators that, together, can identify changes in the structure and internal dynamics of the ETP ecosystem. These indicators are: mean trophic level of the catch (TL<sub>c</sub>), the Marine Trophic Index (MTI), the Fishing in Balance (FIB) index, Shannon's index, and the mean trophic level of the modelled community for trophic levels 2.0–3.25 (TL<sub>2.0</sub>),  $\geq$ 3.25–4.0 (TL<sub>3.5</sub>), and >4.0 (TL<sub>4.0</sub>). A full description of these indicators is provided in <u>SAC-10-14</u>.

Following no update to the model in 2022, ETP-21 was updated in 2023 (named ETP-23) using annual catch estimates by species for 1993–2021 assigned to the relevant functional groups, which was then rebalanced to provide an updated ecosystem status for 2021.

Ecological indicators showed that values for  $TL_c$  and MTI decreased from their peak of 4.77 and 4.83 in 1991 to 4.62 and 4.65 in 2019 and 2018, respectively, as the purse-seine fishing effort on floating objects (OBJ) significantly increased (Figure J-13), where there was increasing catches of high trophic level bycatch species that tend to aggregate around floating objects (e.g., sharks, billfish, wahoo and dorado). Since its peak in 1991,  $TL_c$  declined by 0.05 of a trophic level in the subsequent 30 years, or 0.04 trophic levels per decade. The increasing number of OBJ sets is also seen in the FIB index that exceeds zero after 1990, as well as the continual change in the evenness of biomass of the community indicated by Shannon's index.

The above indicators generally describe the change in the exploited components of the ecosystem, whereas community biomass indicators describe changes in the structure of the ecosystem once biomass has been removed due to fishing. The biomass of the  $TL_{MC4.0}$  community was at one of its highest values (4.493) in 1986 but has continued to decline to 4.459 in 2021 (Figure J-13). As a result of changes in predation pressure on lower trophic levels, between 1993 and 2021 the biomass of the  $TL_{MC3.25}$  community increased from 3.801 to 3.816, while interestingly, the biomass of the  $TL_{MC2.0}$  community also increased from 3.092 to 3.114.

Together, these indicators show that the ecosystem structure has likely changed over the 42-year analysis period. The consistent patterns of change in each ecological indicator, particularly in the mean trophic level of the communities since 1993, certainly warrant the continuation, and ideally an expansion, of monitoring programs for fisheries in the EPO. The COVID-19 pandemic in 2020 allowed staff to examine the direct effects of reduced fishing effort on the ecosystem through use of ecological indicators. The most notable change was a 23% decrease in the number of purse-seine OBJ sets from 14,987 sets in 2019 to 11,543 sets in 2020. This decrease in effort resulted in abrupt changes in most ecological indicators for 2020 and mostly returning to pre-pandemic levels in 2021 when the number of OBJ sets increased to 14,865 (Figure J-13). These results suggest that the increase in OBJ sets are likely primarily responsible for the continued change in ecosystem structure over the past two decades.

### 7. FUTURE DEVELOPMENTS

It is unlikely, in the near future at least, that there will be stock assessments for most of the bycatch species. Therefore, the IATTC must continue to undertake ecological research and assessments that can provide managers with reliable information to guide the development of science-based conservation and management measures, where required, to ensure the IATTC continues to fulfil its responsibilities under the Antigua Convention and the objectives of the <u>SSP</u>. The priority research areas that have been identified by the scientific staff that require further development are detailed below:

- Following the development of the EASI-Fish approach, analysis of the full suite of over 100 impacted bycatch species will be conducted in stages, by taxonomic group (e.g., sharks, rays, teleosts, turtles and cetaceans). All pelagic shark species and the critically endangered eastern Pacific leatherback turtle stock were assessed in 2022.
- Given the high number of species classified as "most vulnerable" in the 2022 shark EASI-Fish assessment, a high priority is to develop a strategy for future conservation and management of these vulnerable species. As a first step EASI-Fish will be used to explore the potential efficacy of hypothetical conservation and management measures for silky and hammerhead sharks in 2023 (SAC-14-12).
- Significant knowledge gaps identified for sharks in the EASI-Fish assessment pertained to the fundamental parameter values required to characterize the population dynamics of several species in the EPO, even those that have been commonly recorded as bycatch for decades. Therefore, significant efforts are required by the IATTC and its Members to establish a strategy for undertaking cost-effective studies to collect data to develop morphometric relationships (e.g., lengthweight and length-length), growth curves, and maturity ogives. In addition to the GEF-FAO ABNJ shark fishery data collection work recently completed in Central America and about to expand to other IATTC Members in 2023, which could be seen as an opportunity to achieve such a strategy (SAC-13-12, SAC-14 INF-L, SAC-14 INF-M), the IATTC staff has prepared a document identifying data gaps and potential opportunities for a phase-based approach to obtaining morphometric measurements and biological sampling of tunas, billfishes, and priority bycatch species on purse seiners and longliners (SAC-14 INF-J).
- A shortcoming of the ETP-23 ecosystem model, from which the ecological indicators are derived, is that its structure is based on stomach content data from fish collected in 1992–1994. Given the significant environmental and fishery changes that have been observed in the EPO over the past decade, there is a critical need to collect updated trophic information. There have been proposals made by the staff in 2018–2023 to establish an ecological monitoring program to collect stomach content data to update the ecosystem model. Given the emerging requirements for biological data on sharks, such a monitoring program could incorporate all biological and ecological requirements of the IATTC. Again, the GEF-FAO ABNJ project which continues to expand among IATTC Members offers some opportunities for integrating such a sampling program, especially if the ABNJ pilot project continues in perpetuity as recommended by the staff. In addition, the proposed morphometric and biological sampling study (SAC-14 INF-J) aims to opportunistically collect biological samples, including stomachs, to obtain updated diet data for future use in a spatially-explicit ecosystem model.

- A second limitation of the ETP-23 model is that it describes only the tropical component of the EPO ecosystem, and results cannot be reliably extrapolated to other regions of the EPO. Therefore, after updated diet information is collected, future work will aim to develop a spatially-explicit model that covers the entire EPO and calibrate the model with available time series of catches, ideally for species representing different trophic levels, and effort data for key fisheries in the EPO.
- Environmental variables can have a profound influence on the catches of target and bycatch species, as has been shown previously by IATTC staff and now undertaken annually in this report. However, the staff's research to investigate the impact of environmental conditions on the fishery could be greatly improved with the availability of high-resolution operational level data for the longline fishery. Although IATTC Members and CPCs are now required to submit operational level observer data to the IATTC that covers at least 5% of their fleets, analyses conducted by the staff provide conclusive evidence that these data are not representative of the fleet (<u>BYC-10 INF-D</u>) and therefore brings into question the validity of using submitted longline data for future environmental analyses until the observer coverage reaches at least 20%.
- The task of disentangling the spatial and temporal overlap of multiple target and non-target species requires an in-depth exploration of risk and trade-offs across management scenarios and species groups. Although the scientific community has argued for the importance of exploring dynamic spatial management over the past 20 years, there are currently few examples of dynamic or adaptive spatial management measures being implemented in tuna fisheries to reduce bycatch. In fact, no spatial management measures have been implemented to date to specifically reduce the catch of non-target species in tuna RFMOs. The identification of areas of potential interest for spatial management in the open ocean is directly dependent on the everchanging species-environment relationship, which can be modeled to estimate and predict species' distributions and relative abundance across space and time and inform the design of adaptive management measures. Although the IATTC staff has started to investigate this issue in the EPO for both target and non-target species (e.g. <u>SAC-10 INF-D</u>, Pons et al 2022, BYC-11-04, Druon et al 2022), the potential implementation and operationalization of adaptive management options should be explored in the coming years.
- The quality of ecological analyses and the annual reporting of EPO-wide catch estimates for bycatch species is currently hampered by IATTC's existing resolution on data provision (C-03-05), which no longer aligns with IATTC's evolving responsibilities under the Antigua Convention (see SAC-12-09). Such responsibilities include ensuring the sustainable impacts of EPO fisheries on associated and dependent species, which is the primary reason for the creation, and annual updates of, this *Ecosystem Considerations* report. Presently, the only reliable source of bycatch data is from observers onboard large, size Class-6, purse-seine vessels. Limited to no data on bycatch exists for other pelagic fisheries in the EPO. Proposed capacity building opportunities and a series of workshops involving IATTC staff and CPCs to develop clear data reporting standards are expected to facilitate improved data submission, catch estimates and reporting, which in turn will improve ecological analyses to allow the IATTC to meet its obligations under the Antigua Convention. Discussions commenced during the first workshop on improving data collection for the industrial longline fisheries (WSDAT-01, WSDAT-01-RPT) and a series of staff recommendations, which culminated from workshop participation and individual consultation with CPCs, will be presented at this SAC (see SAC-14-14).
- The IATTC staff is collaborating on two research projects on dolphins focused on improving current understanding of the potential impacts of tuna fisheries on dolphin populations (SAC-14 INF-K), including a cow-calf separation study and an abundance survey.

### ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank Nick Vogel, Joydelee Marrow, and Joanne Boster for their assistance with data preparation, Alexandre Aires-da-Silva and Paulina Llano for their reviews of this document, and Christine Patnode for improving the figures. We gratefully acknowledge the early ecosystem research by Robert Olson that contributed to this report. His initiation of the *Ecosystem Considerations* report in 2003 was first presented at the 8<sup>th</sup> Meeting of the Working Group to Review Stock Assessments in 2007 (<u>SAR-8-17</u>]) and has been updated annually.

### LITERATURE CITED-LITERATURA CITADA

Bayliff, W.H. 1989. Inter-American Tropical Tuna Commission, Annual Report for 1988. IATTC, La Jolla, CA USA. 270 pp.

Chassot, E., S. Bonhommeau, G. Reygondeau, K. Nieto, J.J. Polovina, M. Huret, N.K. Dulvy, and H. Demarcq. 2011. Satellite remote sensing for an ecosystem approach to fisheries management. ICES Journal of Marine Science 68(4): 651-666.

Clarke, S. 2017. Southern Hemisphere porbeagle shark (*Lamna nasus*) stock status assessment. WCPFC-SC13-2017/SA-WP-12 (rev. 2). Pages 75. *Western and Central Pacific Fisheries Commission. Scientific Committee Thirteenth Regular Session*, Rarotonga, Cook Islands.

Clarke, S. 2018a. Pacific-wide silky shark (*Carcharhinus falciformis*) Stock Status Assessment. WCPFC-SC14-2018/SA-WP-08. Pages 137. *Western and Central Pacific Fisheries Commission*, Busan, Korea.

Clarke, S. 2018b. Risk to the Indo-Pacific Ocean whale shark population from interactions with Pacific Ocean purse-seine fisheries. WCPFC-SC14-2018/SA-WP-12 (rev. 2). Pages 55. *Western and Central Pacific Fisheries Commission, Scientific Committee Fourteenth Regular Session*, Busan, Korea.

Dahlman, L. 2016. Climate Variability: Oceanic Niño Index. <u>https://www.climate.gov/news-features/understanding-climate/climate-variability-oceanic-ni%C3%B1o-index</u>. National Oceanic and Atmospheric Administration.

Druon, J.-N., S. Campana, F. Vandeperre, F. Hazin, H. Bowlby, R. Coelho, N. Queiroz, F. Serena, F. Abascal, D. Damalas, M. Musyl, J. Lopez, B. Block, P. Afonso, H. Dewar, P.S. Sabarros, B. Finucci, A. Zanzi, P. Bach, I. Senina, F. Garibaldi, D. Sims, J. Navarro, P. Cermeño, A. Leone, G. Diez, M. Teresa, M. Deflorio, E. Romanov, A. Jung, M. Lapinski, M. Francis, H. Hazin, and P. Travassos. 2022. Global-scale environmental niche and habitat of blue shark (Prionace glauca) by size and sex: a pivotal step to improving stock management. Frontiers in Marine Science 9

Duffy, L.M., and S.P. Griffiths. 2019. Assessing attribute redundancy in the application of productivity-susceptibility analysis to data-limited fisheries. Aquatic Living Resources 32(20): 1-11.

Duffy, L.M., C.E. Lennert-Cody, R. Olson, C.V. Minte-Vera, and S.P. Griffiths. 2019. Assessing vulnerability of bycatch species in the tuna purse-seine fisheries of the eastern Pacific Ocean. Fisheries Research 219: 105316

Fiedler, P., and M. Lavín. 2017. Oceanographic Conditions of the Eastern Tropical Pacific. *In* P. W. Glynn, D. P. Manzello, and I. C. Enochs (eds.), Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific: Persistence and Loss in a Dynamic Environment, p. 59-83. Springer, Netherlands.

Fiedler, P.C. 2002. Environmental change in the eastern tropical Pacific Ocean: review of ENSO and decadal variability. Administrative Report LJ-02-16. Southwest Fisheries Science Center. Pages 38. National Marine Fisheries Service, NOAA, La Jolla, CA.

Fu, D., M.-J. Roux, S. Clarke, M. Francis, A. Dunn, S. Hoyle, and C. Edwards. 2018. Pacific-wide sustainability risk assessment of bigeye thresher shark (*Alopias superciliosus*). WCPFC-SC13-2017/SA-WP-11. Rev 3 (11 April 2018). *Western and Central Pacific Fisheries Commission. Scientific Committee Thirteenth Regular Session*, Rarotonga, Cook Islands.

Griffiths, S.P., and N. Lezama-Ochoa. 2021. A 40-year chronology of the vulnerability of spinetail devil ray (Mobula mobular) to eastern Pacific tuna fisheries and options for future conservation and management. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 31(10): 2910-2925.

Hare, S.R., and N.J. Mantua. 2000. Empirical evidence for North Pacific regime shifts in 1977 and 1989. Progress in Oceanography 47: 103-145.

Hobday, A.J., and J.R. Hartog. 2014. Derived Ocean Features for Dynamic Ocean Management. Oceanography 27(4): 134-145.

Lennert-Cody, C.E., S.C. Clarke, A. Aires-da-Silva, M.N. Maunder, P.J.S. Franks, M.H. Román, A.J. Miller, and M. Minami. 2018. The importance of environment and life stage on interpretation of silky shark relative abundance indices for the equatorial Pacific Ocean Fisheries Oceanography: 1-11

Mantua, N.J., S.R. Hare, Y. Zhang, J.M. Wallace, and R.C. Francis. 1997. A Pacific interdecadal climate oscillation with impacts on salmon production. Bulletin of the American Meteorological Society 78: 1069-1079.

Martínez-Ortiz, J., A. Aires-da-Silva, C.E. Lennert-Cody, and M.N. Maunder. 2015. The Ecuadorian artisanal fishery for large pelagics: species composition and spatio-temporal dynamics. PLoS ONE 10(8): e0135136.

Pons, M., J.T. Watson, D. Ovando, S. Andraka, S. Brodie, A. Domingo, M. Fitchett, R. Forselledo, M. Hall, E.L. Hazen, J.E. Jannot, M. Herrera, S. Jiménez, D.M. Kaplan, S. Kerwath, J. Lopez, J. McVeigh, L. Pacheco, L. Rendon, K. Richerson, R. Sant'Ana, R. Sharma, J.A. Smith, K. Somers, and R. Hilborn. 2022. Trade-offs between bycatch and target catches in static versus dynamic fishery closures. Proceedings of the National Academy of Sciences 119(4): e2114508119.

Pons, M., J.T. Watson, D. Ovando, S. Andraka, S. Brodie, A. Domingo, M. Fitchett, R. Forselledo, M. Hall, E.L. Hazen, J.E. Jannot, M. Herrera, S. Jiménez, D.M. Kaplan, S. Kerwath, J. Lopez, J. McVeigh, L. Pacheco, L. Rendon, K. Richerson, R. Sant'Ana, R. Sharma, J.A. Smith, K. Somers, and R. Hilborn. 2022. Trade-offs between bycatch and target catches in static versus dynamic fishery closures. Proceedings of the National Academy of Sciences 119(4): e2114508119.





**FIGURA J-1**. Número estimado de mortalidades incidentales de delfines por observadores a bordo de buques cerqueros grandes, 1993–2022.



FIGURE J-2. Estimated number of sea turtle a) mortalities and b) interactions by observers onboard large purse-seine vessels, 1993–2022, by set type (dolphin (DEL), unassociated (NOA), floating object (OBJ)). FIGURA J-2. Número estimado de a) mortalidades y b) interacciones de tortugas marinas por observadores a bordo de buques cerqueros grandes, 1993-2022, por tipo de lance (delfín (DEL), no asociado (NOA), objeto flotante (OBJ)).



**FIGURE J-3a.** Estimated catches in metric tons (t) of key shark species in the eastern Pacific Ocean recorded by observers onboard large purse-seine vessels and minimum longline (LL) estimates of gross annual removals reported by CPCs (see section 2.2. for uncertainty and data gaps in reporting of bycatch species caught by longline). Purse-seine catches are provided for size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2022) by set type: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Longline catches (1993–2021) are minimum reported gross-annual removals that may have been estimated using a mixture of different weight metrics (see footnote in section 3.5).

**FIGURA J-3a.** Capturas estimadas en toneladas (t) de especies clave de tiburones en el Océano Pacífico oriental registradas por observadores a bordo de buques cerqueros grandes y estimaciones mínimas de palangre (LL) de extracciones anuales brutas reportadas por los CPC (ver Sección 2.2. para consultar información sobre la incertidumbre y las deficiencias de los datos en la notificación de especies capturadas incidentalmente con palangre). Se presentan las capturas cerqueras para buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993-2022) por tipo de lance: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL). Las capturas palangreras (1993–2021) son extracciones anuales brutas mínimas reportadas que pueden haber sido estimadas usando una mezcla de diferentes métricas de peso (ver nota al pie de página en la sección 3.5).



**FIGURE J-3b.** Indicators of relative catch of key shark species reported by observers onboard large purseseine vessels (Class 6, carrying capacity > 363 t) by set type: dolphins (DEL), unassociated tuna schools (NOA) and floating object (OBJ). The solid line is the average equal to 1 and the dashed lines represent the 10<sup>th</sup> and 90<sup>th</sup> percentiles. FAL: silky shark (*Carcharhinus falciformis*), OCS: oceanic whitetip shark (*Carcharhinus longimanus*), SPZ: smooth hammerhead shark (*Sphyrna zygaena*).

**FIGURA J-3b.** Indicadores de captura relativa de especies clave de tiburones notificada por observadores a bordo de buques cerqueros grandes (clase 6, capacidad de acarreo > 363 t) por tipo de lance: sobre delfines (DEL), no asociados (NOA) y sobre objetos flotantes (OBJ). La línea continua es el promedio igual a 1 y las líneas punteadas representan los percentiles de 10 y 90%. FAL: tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*), OCS: tiburón oceánico punta blanca (*Carcharhinus longimanus*), SPZ: cornuda cruz (*Sphyrna zygaena*).



**FIGURE 3c.** Purse-seine catches (Class 6, carrying capacity > 363 t) (at 5°x5° resolution) of key species of sharks by set type: floating object (OBJ) unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL), for 2022 (left panel) and the 2017-2021 averages (right panel). FAL: silky shark (*Carcharhinus falciformis*), OCS: oceanic whitetip shark (*Carcharhinus longimanus*), SPZ: smooth hammerhead shark (*Sphyrna zygaena*). **FIGURA 3c.** Capturas cerqueras (clase 6, capacidad de acarreo > 363 t) (resolución de 5°x5°) de especies clave de tiburones por tipo de lance: sobre objetos flotantes (OBJ), no asociados (NOA) y sobre delfines (DEL), para 2022 (panel izquierdo) y los promedios de 2017-2021 (panel derecho). FAL: tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*), OCS: tiburón oceánico punta blanca (*Carcharhinus longimanus*), SPZ: cornuda cruz (*Sphyrna zygaena*).



**FIGURE J-4a.** Estimated purse-seine catches in numbers of individuals of key species of rays in the eastern Pacific Ocean. Purse seine catches are provided for size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2022) by set type: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). **FIGURA J-4a.** Capturas cerqueras estimadas en número de individuos de especies clave de rayas en el Océano Pacífico oriental. Se presentan las capturas cerqueras para buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993-2022) por tipo de lance: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL).



**FIGURE J-4b.** Indicators of relative number of individuals of rays reported by observers onboard large purse-seine vessels (Class 6, carrying capacity > 363 t) by set type: dolphins (DEL), unassociated tuna schools (NOA) and floating object (OBJ). The solid line is the average equal to 1 and the dashed lines represent the 10<sup>th</sup> and 90<sup>th</sup> percentiles. PLS: pelagic stingray (*Pteroplatytrygon violacea*), RMB: giant manta (*Mobula birostris*), RMJ: spinetail manta (*Mobula mobular*), RMO: smoothtail manta (*Mobula thurstoni*).

**FIGURA J-4b.** Indicadores del número relativo de individuos de rayas notificado por observadores a bordo de buques cerqueros grandes (clase 6, capacidad de acarreo > 363 t) por tipo de lance: sobre delfines (DEL), no asociados (NOA) y sobre objetos flotantes (OBJ). La línea continua es el promedio igual a 1 y las líneas punteadas representan los percentiles de 10 y 90%. PLS: raya pelágica (*Pteroplatytrygon violacea*), RMB: manta gigante (*Mobula birostris*), RMJ: manta mobula (*Mobula mobular*), RMO: manta diablo (*Mobula thurstoni*).



**FIGURE J-4c.** Purse-seine catches (Class 6, carrying capacity > 363 t) (at 5°x5° resolution) of key species of rays by set type: floating object (OBJ) unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL), for 2022 (left panel) and the 2017-2021 averages (right panel). PLS: pelagic stingray (*Pteroplatytrygon violacea*), RMB: giant manta (*Mobula birostris*), RMJ: spinetail manta (*Mobula mobular*), RMO: smoothtail manta (*Mobula thurstoni*).

**FIGURA J-4c.** Capturas cerqueras (clase 6, capacidad de acarreo > 363 t) (resolución de 5°x5°) de especies clave de rayas por tipo de lance: sobre objetos flotantes (OBJ), no asociados (NOA) y sobre delfines (DEL), para 2022 (panel izquierdo) y los promedios de 2017-2021 (panel derecho). PLS: raya pelágica (*Pteroplatytrygon violacea*), RMB: manta gigante (*Mobula birostris*), RMJ: manta mobula (*Mobula mobular*), RMO: manta diablo (*Mobula thurstoni*).



**FIGURE J-5.** Estimated purse-seine and longline catches in metric tons (t) of key species of large fishes in the eastern Pacific Ocean. Purse-seine catches are provided for size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2022) by set type: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Longline (LL) catches (1993–2021) are minimum reported gross-annual removals (see section 2.2. for uncertainty and data gaps in reporting of bycatch species caught by longline).

**FIGURA J-5.** Capturas cerqueras y palangreras estimadas en toneladas (t) de especies clave de peces grandes en el Océano Pacífico oriental. Se presentan las capturas cerqueras para buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993-2022) por tipo de lance: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL). Las capturas palangreras (LL) (1993–2021) son extracciones anuales brutas mínimas reportadas (ver la Sección 2.2 para consultar información sobre la incertidumbre y las deficiencias de los datos en la notificación de especies capturadas incidentalmente con palangre).



**FIGURE J-6.** Estimated purse-seine catches in metric tons (t) of key species of small fishes in the eastern Pacific Ocean. Purse seine catches are provided for size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2022) by set type: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). **FIGURA J-6.** Capturas cerqueras estimadas en toneladas (t) de especies clave de peces pequeños en el Océano Pacífico oriental. Se presentan las capturas cerqueras para buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993-2022) por tipo de lance: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL).



**FIGURE J-7.** El Niño regions used as indicators of El Niño Southern Oscillation (ENSO) events in the Pacific Ocean (top panel), and the Oceanic Niño Index (ONI) used to monitor ENSO conditions in Niño region 3.4 from 5°N to 5°S and 120°W to 170°W (bottom panel). Time series shows the running 3-month mean ONI values from the start of the IATTC observer program through December 2022. ONI data obtained from: <a href="http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\_monitoring/ensostuff/ONI\_v5.php">http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\_monitoring/ensostuff/ONI\_v5.php</a> **FIGURA J-7.** Regiones de El Niño utilizadas como indicadores de los eventos de El Niño-Oscilación del Sur (ENOS) en el Océano Pacífico (panel superior), e Índice de El Niño Oceánico (ONI) usado para dar seguimiento a las condiciones de ENOS en la región Niño 3.4 de 5°N a 5°S y de 120°O a 170°O (panel inferior)

miento a las condiciones de ENOS en la región Niño 3.4 de 5°N a 5°S y de 120°O a 170°O (panel inferior). Las series de tiempo muestran los valores del promedio móvil de 3 meses del ONI desde el inicio del programa de observadores de la CIAT hasta finales de diciembre de 2022. Datos del ONI obtenidos de: http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis monitoring/ensostuff/ONI v5.php







**FIGURE J-9.** Time-longitude Hovmöller diagram with data averaged across the tropical eastern Pacific Ocean from 5°N to 5°S for mean monthly SST for January 1993–December 2022 (top panel) (<u>https://www.esrl.noaa.gov/psd/)</u> and mean monthly chlorophyll-a concentration for January 2003–December 2022 (bottom panel) (<u>https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/erdMH1chlamday\_R2022SQ/index.html</u>)

**FIGURA J-9.** Diagrama de Hovmöller tiempo-longitud con datos promediados en el Océano Pacífico tropical oriental de 5°N a 5°S para la TSM promedio mensual de enero de 1993 a diciembre de 2022 (panel superior) (<u>https://www.esrl.noaa.gov/psd/</u>) y concentración promedio mensual de clorofila-a de enero de 2003 a diciembre de 2022 (panel inferior)

(https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/erdMH1chlamday\_R2022SQ/index.html).



Longitude

**FIGURE J-10**. Mean sea surface temperature (SST) for each quarter during 2022 with catches of tropical tunas overlaid. SST data obtained from NOAA NMFS SWFSC ERD on January 19, 2023, "Multi-scale Ultrahigh Resolution (MUR) SST Analysis fv04.1, Global, 0.01°, 2002–present, Monthly", <u>https://coast-watch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/jpIMURSST41mday/index.html</u>.

**FIGURA J-10** Temperatura superficial del mar (TSM) promedio para cada trimestre de 2022 con las capturas de atunes tropicales superpuestas. Datos de TSM obtenidos de NOAA NMFS SWFSC ERD el 19 de enero de 2023, "Multi-scale Ultra-high Resolution (MUR) SST Analysis fv04.1, Global, 0.01°, 2002–present, Monthly", <u>https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/jpIMURSST41mday/index.html</u>.



**FIGURE J-11**. Mean log chlorophyll-a concentration (in mg m<sup>3</sup>) for each quarter during 2022 with catches of tropical tunas overlaid. Chlorophyll data obtained from NOAA CoastWatch on March 3, 2023, "Chlorophyll-a, Aqua MODIS, NPP, L3SMI, Global, 4km, R2022 SQ, 2003-present (Monthly Composite)", NOAA NMFS SWFSC ERD, https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/erdMH1chlamday\_R2022SQ/index.html.

FIGURA J-11. Concentración promedio de clorofila-a (en mg m³) para cada trimestre de 20222 con las<br/>capturas de atunes tropicales superpuestas. Datos de clorofila obtenidos de NOAA CoastWatch el 3 de<br/>marzo de 2023, "Chlorophyll-a, Aqua MODIS, NPP, L3SMI, Global, 4km, R2022 SQ, 2003-present (Monthly<br/>Composite)", NOAA NMFS SWFSC ERD,<br/>https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/erdMH1chlamday\_R2022SQ/index.html.



**FIGURE J-12.** Simplified food-web diagram of the pelagic ecosystem in the tropical EPO. The numbers inside the boxes indicate the approximate trophic level of each group.

**FIGURA J-12.** Diagrama simplificado de la red trófica del ecosistema pelágico en el OPO tropical. Los números en los recuadros indican el nivel trófico aproximado de cada grupo.



**FIGURE J-13.** Annual values for seven ecological indicators of changes in different components of the tropical EPO ecosystem, 1979–2021 (see Section 6 of text for details), and an index of longline (LL) and purse-seine (PS) fishing effort, by set type (dolphin (DEL), unassociated (NOA), floating object (OBJ)), relative to the model start year of 1993 (vertical dashed line), when the expansion of the purse-seine fishery on FADs began.

**FIGURA J-13** Valores anuales de siete indicadores ecológicos de cambios en diferentes componentes del ecosistema del OPO tropical, 1979–2021 (ver detalles en la sección 6 del texto), y un índice de esfuerzo palangrero (LL) y cerquero (PS), por tipo de lance (delfín (DEL), no asociado (NOA), objeto flotante (OBJ)) relativo al año de inicio del modelo de 1993 (línea de trazos vertical), cuando comenzó la expansión de la pesquería cerquera sobre plantados.

**Table J-1a.** Estimated number of individuals of incidental dolphin mortalities by set type and stock in the eastern Pacific Ocean by the purse-seine fishery from 1993-2022. Purse-seine set types: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Data for 2022 are considered preliminary.

**Tabla J-1a.** Número estimado de individuos de mortalidades incidentales de delfines por la pesquería de cerco durante 1993-2022, por tipo de lance y población en el Océano Pacífico oriental. Tipos de lances de cerco: sobre objetos flotantes (OBJ), no asociados (NOA) y sobre delfines (DEL). Los datos de 2022 se consideran preliminares.

	Northe	astern spot	ted	Western-	southern sp	ootted	Easte	rn spinner		White	celly spinner			
	Pu	irse seine		Ρι	urse seine		Pur	se seine		Ρι	irse seine			
Year	DEL	NOA	OBJ	DEL	NOA	OBJ	DEL	NOA	OBJ	DEL	NOA	OBJ		
1993	1,112	-	-	773	-	-	725	-	-	437	-	-		
1994	847	-	-	1,228	-	-	828	-	-	640	-	-		
1995	952	-	-	859	-	-	654	-	-	431	5	-		
1996	818	-	-	545	-	-	450	-	-	447	-	-		
1997	718	3	-	1,044	-	-	391	-	-	498	-	-		
1998	298	-	-	341	-	-	422	-	-	249	-	-		
1999	358	-	-	253	-	-	363	-	-	192	-	-		
2000	295	-	-	435	-	-	275	-	-	262	-	-		
2001	592	-	-	315	-	-	470	-	-	374	-	-		
2002	435	-	-	203	-	-	403	-	-	182	-	-		
2003	288	-	-	335	-	-	290	-	-	170	-	-		
2004	261	-	-	256	-	-	223	-	-	214	-	-		
2005	273	-	-	100	-	-	275	-	-	108	-	-		
2006	147	-	-	135	-	-	160	-	-	144	-	-		
2007	189	-	-	116	-	-	175	-	-	113	-	-		
2008	184	-	-	167	-	-	349	-	-	171	-	-		
2009	266	-	-	254	-	-	288	-	-	222	-	-		
2010	170	-	-	135	-	-	510	-	-	92	-	-		
2011	172	-	-	124	-	-	467	-	-	139	-	-		
2012	151	-	-	187	-	-	324	-	-	107	-	-		
2013	158	-	-	145	-	-	303	-	-	111	-	-		
2014	181	-	-	168	-	-	356	-	-	183	-	-		
2015	191	-	-	158	-	-	196	-	-	139	-	-		
2016	127	-	-	111	-	-	243	-	-	89	-	-		
2017	85	-	-	183	-	-	266	-	-	95	-	-		
2018	99	-	-	197	-	-	252	-	-	205	-	-		
2019	104	-	-	220	-	-	269	-	-	143	-	-		
2020	106	-	-	153	-	-	251	-	-	138	-	-		
2021	166	-	-	173	-	-	194	-	-	172	-	-		
2022	147	-	-	197	-	-	271	-	-	300	-	-		
Total	9,891	3	-	9,511	-	-	10,644	-	-	6,768	5	-		

	North	nern commo	on	Cent	ral commo	n	South	ern comm	on	Oth	er dolphin	ins			
	Р	urse seine		Ρι	urse seine		Ρι	urse seine		Ρι	urse seine				
Year	DEL	NOA	OBJ												
1993	139	-	-	230	-	-	-	-	-	178	-	7			
1994	75	10	-	170	-	-	-	-	-	291	7	-			
1995	9	-	-	192	-	-	-	-	-	171	1	-			
1996	77	-	-	51	-	-	30	-	-	129	-	-			
1997	9	-	-	114	-	-	58	-	-	150	-	20			
1998	256	5	-	172	-	-	14	19	-	84	16	-			
1999	85	-	-	34	-	-	1	-	-	59	3	-			
2000	54	-	-	223	-	-	10	-	-	57	24	1			
2001	94	-	-	205	-	-	46	-	-	44	-	-			
2002	69	-	-	155	-	-	3	-	-	34	9	6			
2003	133	-	-	140	-	-	97	-	-	37	-	2			
2004	148	8	-	97	-	-	225	-	-	37	-	-			
2005	114	-	-	57	-	-	154	-	-	70	-	-			
2006	129	-	-	86	-	-	40	-	-	43	2	-			
2007	55	-	-	69	-	-	95	-	-	25	1	-			
2008	103	1	-	14	-	-	137	-	-	43	-	-			
2009	107	2	-	30	-	-	49	-	-	21	-	-			
2010	124	-	-	116	-	-	8	-	-	14	-	1			
2011	25	10	-	12	-	-	9	-	-	28	-	-			
2012	49	-	-	4	-	-	30	-	-	18	-	-			
2013	69	-	-	-	-	-	8	-	-	6	1	-			
2014	49	-	-	13	-	-	9	-	-	15	-	1			
2015	43	-	-	21	-	-	12	-	-	5	-	-			
2016	82	-	-	36	-	-	9	-	-	4	-	1			
2017	24	2	-	9	-	-	16	-	-	3	-	-			
2018	41	-	-	1	-	-	18	-	-	6	-	-			
2019	25	-	-	3	-	-	2	-	-	10	-	2			
2020	1	-	-	18	-	-	3	-	-	19	-	-			
2021	3	-	-	6	-	-	5	-	-	6	-	-			
2022	23	-	-	2	-	-	20	-	-	5	-	-			
Total	2,214	38	-	2,280	-	-	1,108	19	-	1,612	64	41			

**Table J-1b.** Minimum number of marine mammal interactions and mortalities in 2021 reported by observers onboard longline vessels under the current mandate of at least 5% coverage (<u>C-19-08</u>) of each CPC fleet operating in the eastern Pacific Ocean. All reported marine mammal interactions were precautionarily presumed to be mortalities (i.e., disposition was either not reported or reported as "Injured"). These data are considered incomplete as some CPCs suspended their observer programs due to the COVID-19 pandemic and data are insufficient for expanding to fleet totals (BYC-10 INF-D) (see section 2.2 for uncertainty and data gaps associated with longline data reporting).

**Tabla J-1b.** Número mínimo de interacciones con mamíferos marinos y mortalidades en 2021 reportadas por observadores a bordo de buques palangreros bajo el mandato actual de al menos 5% de cobertura (<u>C-19-08</u>) de cada flota de los CPC que opera en el Océano Pacífico oriental. Se supuso precautoriamente que todas las interacciones con mamíferos marinos reportadas resultaron en mortalidades (es decir, no se reportó la disposición o se reportó como "Herido"). Estos datos se consideran incompletos ya que algunos CPC suspendieron sus programas de observadores debido a la pandemia de COVID-19 y los datos son insuficientes para expandirlos a totales de la flota (<u>BYC-10 INF-D</u>) (ver Sección 2.2. para consultar información sobre la incertidumbre y las deficiencias de los datos asociadas a la notificación de datos de palangre)

Marine Mammal taxa	Interactions	Mortalities
Bottlenose dolphin, Tursiops truncatus	1	1
Unidentified spinner dolphin, Stenella longirostris	2	2
Dolphin, nei, Delphinidae	2	2
False killer whale, Pseudorca crassidens	4	4
Pygmy killer whale, Feresa attenuata	1	1
Unidentified cetacean, nei, Cetacea	1	1
Total numbers	11	11

**Table J-2a**. Estimated number of turtle interactions and mortalities by observers onboard purse-seine size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2022). Purse-seine set types: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Data for 2022 are considered preliminary.

**Tabla J-2a.** Número estimado de mortalidades e interacciones de tortugas por observadores a bordo de buques cerqueros de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993–2022). Tipos de lances cerqueros: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL). Los datos de 2022 se consideran preliminares.

		Lepia oli	<i>lochelys oli</i> ve Ridley (I	ivacea, LKV)				Chelonia a easter	<i>gassizii,</i> n Pacific	<i>Chelonia</i> green (Tl	<i>mydas,</i> JG)				<i>Caretta</i> loggerhe	<i>caretta,</i> ead (TTL)	ı, L)				
		-	Purse sein	e ,					Purse s	eine	1				Purse	seine					
	ii	nteractions			mortality	y	in	teractions			mortality		iı	nteraction	IS		mortality				
				OB																	
Year	OBJ	NOA	DEL	J	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL			
1993	285	376	102	24	41	13	54	220	18	2	13	-	3	51	2	-	4	-			
1994	455	114	137	50	17	13	132	170	12	7	9	-	6	15	2	-	2	-			
1995	537	89	117	66	11	14	181	196	8	10	2	1	9	52	3	-	2	-			
1996	520	97	96	47	9	9	138	63	4	11	1	-	12	18	2	-	-	-			
1997	544	439	112	54	33	7	164	59	16	8	3	2	7	38	3	1	3	1			
1998	649	116	209	66	22	20	141	13	20	7	1	1	15	5	4	1	-	-			
1999	1,005	140	160	82	18	9	130	16	21	5	2	4	9	9	2	1	3	-			
2000	463	248	139	46	29	11	93	17	5	6	-	-	4	6	1	2	-	-			
2001	802	162	136	51	11	4	164	24	8	6	2	-	10	1	2	1	-	-			
2002	767	97	165	23	3	7	110	11	15	3	-	-	14	5	8	-	-	-			
2003	762	147	168	16	4	3	107	25	15	-	-	-	14	4	6	-	-	-			
2004	624	110	120	8	3	2	65	38	8	-	-	-	10	11	13	-	-	-			
2005	606	872	249	7	6	4	101	122	21	1	1	-	5	15	14	-	-	-			
2006	595	337	140	8	4	3	106	119	23	2	-	-	39	19	14	1	-	-			
2007	450	494	210	6	1	3	83	56	31	-	1	-	56	38	12	1	-	-			
2008	408	27	147	4	-	-	54	20	12	-	-	-	45	5	12	1	-	-			
2009	464	30	110	10	-	2	56	12	19	1	-	-	30	5	20	-	-	-			
2010	424	128	212	4	3	1	71	20	23	-	2	-	34	24	23	1	-	-			
2011	502	96	115	6	-	1	70	89	25	1	1	-	29	46	16	-	1	-			
2012	388	53	91	5	-	-	77	42	5	-	-	-	19	19	17	-	-	-			
2013	454	20	66	7	1	-	61	10	7	1	-	-	24	9	8	-	-	-			
2014	304	19	83	3	-	-	69	16	10	-	-	-	27	1	4	1	-	-			
2015	195	49	78	2	-	1	54	12	21	-	-	-	28	6	13	-	-	-			
2016	333	49	113	4	-	-	78	35	17	-	-	-	19	21	9	-	-	-			
2017	285	24	72	2	-	1	39	21	34	-	-	-	31	20	7	-	-	-			
2018	150	5	147	2	-	-	50	24	96	2	-	-	17	7	4	-	-	-			
2019	170	28	129	1	-	-	72	13	10	-	-	-	14	46	9	-	-	-			
2020	91	14	197	-	-	-	29	4	11	-	-	-	17	3	4	-	-	-			
2021	191	2	54	1	-	1	32	17	3	-	-	-	13	5	11	-	-	-			
2022	133	2	33	-	-	-	40	-	4	-	-	-	19	3	6	-	-	-			
Total	13,557	4,385	3,908	606	215	130	2,619	1,485	522	73	38	8	579	507	251	11	14	1			

### Table J-2a continued

	Eretmochelys imbricata, hawksbill							De	ermochel leathe	<i>ys coriace</i> erback	2a,			U	nidentified	turtles		
			Purse	seine					Purse	seine			Purse seine					
	iı	nteraction	s		mortality		i	nteraction	S		mortality		interactions			mortality		
Year	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL
1993	1	1	2	-	-	-	2	-	3	-	-	-	66	89	38	3	16	2
1994	5	5	4	-	2	-	3	2	-	1	-	-	151	27	83	34	2	9
1995	8	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	130	27	52	24	7	3
1996	8	-	6	-	-	1	5	-	-	-	-	-	151	58	37	30	6	2
1997	4	2	-	-	-	-	3	1	1	-	-	-	180	72	46	25	15	2
1998	7	-	3	3	-	-	1	2	1	-	-	-	121	24	97	26	8	7
1999	4	5	2	1	-	1	-	-	-	-	-	-	202	28	65	39	4	3
2000	4	1	3	1	-	-	1	1	1	-	-	-	92	68	74	17	9	2
2001	5	1	3	1	-	-	-	-	1	-	-	-	206	43	96	22	14	5
2002	8	1	2	-	-	-	1	1	-	-	-	-	175	33	82	6	5	2
2003	6	1	6	-	-	-	-	1	1	-	-	-	169	40	117	5	-	3
2004	12	4	3	-	-	-	1	4	4	-	-	-	151	53	48	4	2	-
2005	1	2	9	-	-	-	1	1	3	-	-	-	103	126	73	4	7	1
2006	12	11	4	-	-	-	1	3	2	-	-	-	184	64	77	1	-	-
2007	9	8	2	1	2	-	3	2	2	-	-	-	130	240	191	7	-	2
2008	7	-	12	-	-	-	2	3	2	-	-	-	182	18	107	1	-	-
2009	8	-	6	-	-	-	1	-	2	-	-	-	141	16	95	3	1	1
2010	11	-	4	1	-	-	3	-	-	-	-	-	122	24	187	3	1	1
2011	5	5	4	-	-	-	1	1	1	-	-	-	125	28	63	-	1	-
2012	4	-	2	-	-	-	1	1	-	-	-	-	99	19	40	3	-	-
2013	7	-	2	1	-	-	1	2	2	-	-	-	175	13	51	2	-	-
2014	7	1	2	-	-	1	7	1	2	-	-	-	132	18	53	1	-	-
2015	2	1	2	-	-	-	4	2	-	-	-	-	174	152	42	-	4	-
2016	14	3	5	-	-	-	2	1	-	-	-	-	307	59	120	2	-	-
2017	7	3	5	-	-	-	2	1	1	-	-	-	243	43	83	-	-	-
2018	7	2	1	-	-	-	3	-	1	-	-	-	160	22	169	-	-	-
2019	5	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	193	155	59	-	1	-
2020	5	1	-	-	-	-	2	1	-	-	-	-	108	8	45	1	-	1
2021	4	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	102	5	53	-	-	-
2022	10	1	-	-	-	-	2	1	1	-	-	-	92	1	23	-	-	-
Total	197	64	94	9	4	3	54	32	31	1	-	-	4,567	1,571	2,365	264	103	46

**Table J-2b**. Minimum number of sea turtle interactions and mortalities in 2021 reported by observers onboard longline vessels under the current mandate of at least 5% coverage (<u>C-19-08</u>) of each CPC fleet operating in the eastern Pacific Ocean. Dispositions considered to indicate a survival event are those reported by observers as "Alive and Healthy", "Light injuries" and "Released with a hook", while those considered to indicate a mortality event are dispositions reported as "Dead", "Discarded", "Grave Injuries", "Injured", "Alive and injured", or precautionarily where disposition was not reported. For 2021, all sea turtle interactions were precautionarily presumed to result in mortalities as dispositions were reported as "Injured", "Dead" or not reported. These data are considered incomplete as some CPCs suspended their observer programs due to the COVID-19 pandemic and data are insufficient for expanding to fleet totals (BYC-10 INF-D) (see section 2.2 for uncertainty and data gaps associated with longline data reporting).

**Tabla J-2b**. Número mínimo de interacciones con tortugas marinas y mortalidades en 2021 reportadas por observadores a bordo de buques palangreros bajo el mandato actual de al menos 5% de cobertura (<u>C-19-08</u>) de cada flota de los CPC que opera en el Océano Pacífico oriental. Las disposiciones que se considera que indican un evento de supervivencia son las reportadas por los observadores como "Viva y sana", "Heridas leves" y "Liberada con un anzuelo", mientras que las que se considera que indican un evento de mortalidad son las disposiciones reportadas como "Muerta", "Descartada", "Heridas graves", "Herida", "Viva y herida" o, de manera precautoria, cuando la disposición no fue reportada. Para 2021, se supuso precautoriamente que todas las interacciones con tortugas marinas resultaron en mortalidades, ya que las disposiciones fueron reportadas como "Herida", "Muerta" o no se reportaron. Estos datos se consideran incompletos ya que algunos CPC suspendieron sus programas de observadores debido a la pandemia de COVID-19 y los datos son insuficientes para expandirlos a totales de la flota (<u>BYC-10 INF-D</u>) (ver Sección 2.2. para consultar información sobre la incertidumbre y las deficiencias de los datos asociadas a la notificación de datos de palangre).

Sea turtle taxa	Interactions	Mortalities
Olive ridley turtle, Lepidochelys olivacea	5	5
Loggerhead turtle, Caretta caretta	3	3
Total numbers	8	8

**Table J-3**. Minimum number of seabird interactions in 2021 reported by observers onboard longline vessels under the current mandate of at least 5% coverage (<u>C-19-08</u>) of each CPC fleet operating in the eastern Pacific Ocean. All reported seabird interactions are precautionarily presumed to be mortalities (i.e., disposition was reported as "Discarded" or not reported). These data are considered incomplete as some CPCs suspended their observer programs due to the COVID-19 pandemic and data are insufficient for expanding to fleet totals (BYC-10 INF-D) (see section 2.2 for uncertainty and data gaps associated with longline data reporting).

**Tabla J-3**. Número mínimo de interacciones con aves marinas en 2021 reportadas por observadores a bordo de buques palangreros bajo el mandato actual de al menos 5% de cobertura (<u>C-19-08</u>) de cada flota de los CPC que opera en el Océano Pacífico oriental. Se supone precautoriamente que todas las interacciones con aves marinas reportadas son mortalidades (es decir, la disposición fue reportada como "Descartada" o no fue reportada). Estos datos se consideran incompletos ya que algunos CPC suspendieron sus programas de observadores debido a la pandemia de COVID-19 y los datos son insuficientes para expandirlos a totales de la flota (<u>BYC-10 INF-D</u>) (ver Sección 2.2. para consultar información sobre la incertidumbre y las deficiencias de los datos asociadas a la notificación de datos de palangre).

Seabird taxa	Interactions	Mortalities
White-chinned petrel, Procellaria aequinoc-		
tialis	63	63
Wandering albatross, Diomedea exulans	58	58
Black-browed albatross, Thalassarche mel-		
anophrys	53	53
Laysan albatross, Phoebastria immutabilis	45	45
Black-footed albatross, Phoebastria nigripes	44	44
Cape petrel, Daption capense	27	27
Albatross nei, <i>Diomedea</i> spp.	25	25
Boobies and gannets nei, Sulidae	16	16
White-capped albatross, Thalassarche steadi	3	3
Terns nei, <i>Sterna</i> spp.	3	3
Great shearwater, Puffinus gravis	2	2
Petrels or shearwaters nei, Procellariidae	1	1
Total numbers	340	340

**Table J-4a.** Estimated purse-seine catches by set type in metric tons (t) of sharks by observers onboard size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2022) and minimum reported longline (LL) catches of sharks (gross-annual removals in t) (1993–2021, \*data not available; see section 2.2. for uncertainty and data gaps in reporting of bycatch caught by longline). Purse-seine set types: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Species highlighted bold are discussed in main text. Data for 2021 (longline) and 2022 (purse-seine) are considered preliminary.

**Tabla J-4a.** Capturas cerqueras estimadas de tiburones, por tipo de lance, en toneladas (t), por observadores a bordo de buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993–2022) y capturas palangreras (LL) mínimas reportadas de tiburones (extracciones anuales brutas en t) (1993–2021, \*datos no disponibles; ver Sección 2.2. para consultar información sobre la incertidumbre y las deficiencias de los datos en la notificación de especies capturadas incidentalmente con palangre). Tipos de lances cerqueros: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL). Las especies en negritas se discuten en el texto principal. Los datos de 2021 (palangre) y 2022 (cerco) se consideran preliminares.

		Carcharhinidae																
		Carcharhi	nus falcifor	mis,	Ca	ırcharhinu	ıs longim	nanus,		Prionace glauca, Other Carcharhinidae,								
		sill	ky shark			oceanio	c whiteti	р		b	lue sharl	(		requiem sharks				
	F	Purse seine			P	urse seine			Purse seine				P	urse sein	e			
Year	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL		
1993	447	360	51	-	44	18	9	-	<1	2	<1	360	2	5	3	-		
1994	439	244	38	-	119	9	4	-	<1	1	<1	209	24	14	5	-		
1995	471	120	162	-	200	36	18	-	<1	5	<1	280	4	2	11	-		
1996	442	107	47	-	209	5	12	-	2	<1	<1	606	12	<1	7	-		
1997	843	188	42	-	236	11	6	-	2	<1	<1	425	18	3	5	-		
1998	710	59	171	-	211	7	5	-	1	<1	<1	1,164	4	<1	<1	-		
1999	460	100	74	-	163	7	2	-	<1	<1	<1	2,185	9	<1	<1	-		
2000	308	97	30	-	98	9	2	-	<1	<1	<1	2,112	5	<1	<1	-		
2001	399	76	53	-	96	<1	<1	-	4	<1	<1	2,304	9	<1	-	-		
2002	291	142	35	-	31	6	<1	<1	1	<1	<1	2,356	4	17	<1	-		
2003	320	102	59	-	19	<1	<1	-	<1	<1	<1	2,054	7	6	<1	-		
2004	247	68	76	-	9	<1	<1	<1	<1	<1	-	2,325	5	3	<1	-		
2005	322	41	51	-	2	-	<1	-	<1	<1	-	2,825	4	2	3	-		
2006	361	46	27	13,053	5	<1	<1	46	<1	1	<1	1,341	13	3	8	280		
2007	316	156	41	12,771	2	-	<1	136	<1	1	-	3,169	8	24	11	419		
2008	577	27	25	11,205	2	-	<1	55	<1	1	<1	6,838	11	<1	1	741		
2009	339	31	33	14,042	4	<1	<1	294	<1	<1	<1	6,678	29	4	20	431		
2010	347	66	70	12,510	2	-	<1	94	<1	1	1	10,130	17	10	21	4,259		
2011	266	26	55	12,866	2	-	<1	63	<1	<1	1	13,863	20	6	4	4,730		
2012	200	33	52	10,585	<1	<1	-	1	<1	2	<1	12,565	8	<1	1	4,082		
2013	212	55	38	14,762	<1	<1	-	5	<1	<1	1	12,237	12	2	3	753		
2014	422	68	45	5,511	2	-	-	25	1	<1	<1	10,728	13	<1	5	1,515		
2015	540	133	48	5,690	3	<1	<1	647	<1	<1	<1	13,194	31	7	2	1,901		
2016	488	36	63	9,610	5	<1	<1	755	<1	2	1	12,381	35	<1	3	2,755		
2017	665	12	21	15,893	4	<1	<1	3	<1	<1	-	11,086	54	<1	2	2,562		
2018	397	12	16	15,072	3	-	<1	19	<1	<1	<1	12,499	28	3	1	1,360		
2019	392	13	25	2,599	5	<1	<1	-	<1	<1	<1	11,070	26	4	6	10		
2020	345	11	33	14,752	4	-	<1	-	<1	<1	-	15,080	87	5	4	2,896		
2021	542	10	21	12	12	<1	<1	-	<1	<1	<1	8,323	30	<1	<1	-		
2022	615	23	7	*	11	<1	<1	*	1	<1	-	*	30	2	2	*		
Total	12,726	2,463	1,508	17,0932	1,505	111	64	2,143	21	24	9	18,0390	558	130	131	28,695		

Table J-4a Co	ontinued
---------------	----------

								Sphyrn	idae							
		Sphyi	rna zygae	ena,		Sphyr	na lewini	,		Sphyrna	mokarra	n,		Sph	<i>yrna</i> spp.	,
		smooth	n hamme	rhead		scalloped	hammer	head		great ha	mmerhea	ad		hamm	erheads,	nei
	l	Purse seine	5		I	Purse sein	e		Purse seine				F	Purse seine	2	
Year	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL
1993	-	<1	-	-	<1	1	-	-	<1	-	-	-	41	17	8	-
1994	1	2	<1	-	<1	4	<1	-	-	-	-	-	102	24	2	-
1995	2	2	-	-	<1	<1	<1	-	<1	-	-	-	71	15	4	-
1996	4	2	-	-	1	<1	-	-	<1	-	-	-	87	39	5	-
1997	21	2	<1	-	10	3	<1	-	1	<1	<1	-	63	10	3	-
1998	18	5	1	-	8	9	<1	-	3	<1	3	-	37	12	5	-
1999	21	3	<1	-	16	3	1	-	1	<1	<1	-	18	5	3	-
2000	11	4	<1	-	7	15	1	-	7	<1	<1	-	7	2	7	-
2001	24	1	<1	-	12	1	<1	-	5	-	<1	-	23	<1	1	-
2002	24	3	1	-	47	<1	1	-	7	-	<1	-	46	4	2	-
2003	49	6	1	-	38	3	3	-	13	<1	<1	-	52	3	2	-
2004	51	11	3	-	25	3	2	-	3	<1	<1	-	60	2	<1	-
2005	34	2	<1	-	25	10	3	-	2	-	<1	-	19	<1	<1	<1
2006	33	6	2	58	19	3	1	-	1	<1	<1	-	3	<1	<1	5
2007	27	5	<1	200	12	3	1	<1	-	<1	<1	-	1	1	<1	43
2008	16	<1	<1	381	16	11	<1	64	<1	-	<1	-	6	<1	1	42
2009	22	<1	<1	423	13	2	1	50	<1	-	-	-	5	1	<1	22
2010	28	1	2	508	13	1	1	143	<1	-	<1	-	3	<1	<1	118
2011	49	2	2	443	13	6	2	191	3	<1	<1	-	12	<1	1	131
2012	32	2	<1	118	9	4	<1	89	<1	<1	<1	-	5	2	1	130
2013	47	2	<1	311	22	2	<1	87	<1	<1	<1	-	9	1	<1	296
2014	35	<1	<1	593	23	2	<1	5	1	<1	<1	-	14	<1	<1	208
2015	32	1	<1	1,961	9	<1	<1	11	<1	<1	-	-	9	<1	<1	392
2016	24	1	<1	4,052	12	1	<1	6	5	<1	-	-	11	1	<1	338
2017	11	<1	<1	3,495	8	3	<1	83	<1	<1	<1	-	6	<1	<1	197
2018	11	<1	<1	851	7	<1	<1	<1	<1	-	-	-	6	<1	<1	173
2019	17	<1	<1	33	11	2	<1	43	1	-	<1	-	5	<1	<1	5
2020	7	<1	<1	941	13	<1	<1	39	<1	-	<1	-	5	<1	<1	1,021
2021	13	<1	<1	37	31	<1	<1	<1	2	-	<1	-	7	-	<1	-
2022	11	-	<1	*	47	<1	<1	*	<1	-	-	*	9	<1	<1	*
Total	676	69	22	14,406	470	97	26	814	62	4	5	-	741	146	52	3,122

Table J-4a	Continued
------------	-----------

		Alopiidae															
	Alopias pelagicus,					Alopias	supercili	osus,		Alopi	as vulpin	us,	Alopias spp.,				
		pela	gic thres	her		bigey	e thresh	er		thre	sher sha	rk	thresher shark, nei				
	F	Purse seine				Purse sein	e		F	Purse sein	e		Purse seine			-	
Year	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	
1993	-	2	<1	-	<1	2	3	-	-	<1	-	-	2	7	1	14	
1994	-	<1	<1	-	-	6	<1	-	-	3	<1	-	<1	11	3	87	
1995	<1	<1	<1	-	<1	2	<1	-	<1	1	1	-	1	6	3	200	
1996	-	1	-	-	<1	1	<1	-	<1	<1	<1	-	<1	2	4	28	
1997	<1	<1	-	-	<1	1	<1	-	<1	<1	<1	-	<1	4	<1	5	
1998	<1	2	<1	-	<1	4	1	-	<1	2	<1	-	<1	5	3	5	
1999	<1	4	2	-	<1	1	6	-	<1	<1	<1	-	<1	3	2	5	
2000	<1	<1	<1	-	<1	8	1	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	6	64	
2001	<1	<1	<1	-	<1	4	2	-	<1	<1	<1	-	<1	4	1	172	
2002	<1	<1	<1	-	2	8	1	-	<1	2	<1	-	<1	6	4	88	
2003	1	5	3	-	<1	8	6	-	<1	<1	<1	-	<1	4	3	134	
2004	6	3	2	-	<1	16	1	-	<1	2	<1	-	<1	4	2	43	
2005	1	3	2	-	<1	6	3	-	<1	1	2	-	<1	<1	<1	12	
2006	2	23	2	-	<1	22	3	187	<1	7	<1	60	<1	3	<1	8	
2007	3	3	6	1,133	2	3	3	115	<1	<1	<1	35	<1	1	1	15	
2008	1	3	3	4,323	<1	3	3	240	<1	2	<1	38	<1	1	2	17	
2009	<1	<1	1	4,909	<1	<1	2	343	<1	<1	<1	76	<1	<1	1	4	
2010	<1	<1	3	7,828	<1	<1	2	373	1	<1	<1	34	<1	<1	1	389	
2011	<1	2	2	7,302	<1	2	2	458	<1	<1	<1	61	<1	1	<1	430	
2012	<1	1	2	7	<1	1	2	326	<1	<1	<1	86	<1	1	<1	526	
2013	<1	<1	3	46	<1	<1	2	543	<1	<1	<1	49	<1	<1	1	109	
2014	<1	1	2	36	<1	3	2	636	<1	<1	<1	2	<1	<1	<1	850	
2015	<1	2	1	463	<1	1	<1	859	<1	-	<1	13	<1	<1	<1	283	
2016	<1	2	3	1,045	<1	<1	4	944	<1	1	<1	549	<1	<1	1	96	
2017	<1	<1	<1	582	<1	<1	<1	1,148	-	<1	<1	1,682	<1	<1	<1	153	
2018	<1	2	<1	464	<1	<1	<1	32	<1	<1	<1	1,684	<1	<1	<1	39	
2019	1	<1	<1	444	<1	<1	<1	17	-	-	<1	1	<1	<1	<1	31	
2020	<1	<1	2	342	<1	<1	1	1,273	-	-	<1	746	<1	<1	<1	6	
2021	<1	<1	<1	1	<1	<1	<1	3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1	
2022	<1	<1	<1	*	<1	<1	<1	*	<1	<1	<1	*	<1	<1	<1	*	
Total	23	66	45	28,925	17	108	55	7,496	5	28	13	5,116	15	70	47	3,814	

## Table J-4a Continued

	Lamnidae								Triakidae												
	<i>Isurus</i> spp.,					Lamnidae spp.,				Triakidae spp.,				Other sharks				All sharks			
	mako sharks			mackerel sharks, porbeagles nei			houndsharks, nei														
	Purse seine			Purse seine			Purse seine				Purse seine			Purse seine							
Year	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	
1993	<1	2	<1	383	-	<1	-	-	-	-	-	-	84	19	14	271	623	438	90	1,028	
1994	2	<1	<1	156	-	-	-	-	-	-	-	-	69	47	7	782	759	367	62	1,234	
1995	2	<1	<1	216	-	-	-	-	-	-	-	-	103	29	13	226	856	220	213	922	
1996	1	<1	<1	318	-	-	-	-	-	-	-	-	69	41	34	168	830	202	110	1,120	
1997	2	1	-	361	-	-	-	-	-	-	-	-	88	4	2	166	1,287	230	62	956	
1998	1	<1	<1	693	-	-	-	-	-	-	-	-	90	10	6	237	1,085	116	198	2,099	
1999	<1	<1	<1	460	-	-	-	-	-	-	-	-	50	12	4	3,347	739	140	97	5,997	
2000	2	<1	-	502	-	-	-	-	-	-	-	-	21	67	178	5,740	466	207	227	8,418	
2001	2	<1	<1	1,168	-	-	-	-	-	-	-	-	29	4	2	8,896	605	94	62	12,540	
2002	4	<1	<1	1,131	-	-	-	-	-	-	-	1,484	40	11	3	7,339	497	201	51	12,398	
2003	2	<1	<1	1,156	-	-	-	-	-	-	-	1,287	12	37	4	9,866	516	177	83	14,498	
2004	1	<1	<1	1,374	-	-	-	-	-	-	-	846	36	10	5	6,684	446	125	95	11,273	
2005	1	2	<1	1,367	-	-	-	-	-	-	-	838	5	1	1	7,075	417	71	67	12,117	
2006	2	4	<1	95	-	-	-	2	-	-	-	674	8	<1	<1	4,770	449	118	46	20,579	
2007	2	2	-	181	-	-	-	1	-	-	-	996	5	3	1	5,786	380	203	67	25,000	
2008	<1	2	<1	707	-	-	-	1	-	-	-	1,398	12	<1	2	4,091	644	52	40	30,141	
2009	1	<1	<1	534	-	-	-	7	-	-	-	695	19	3	1	2,478	434	46	63	30,988	
2010	3	<1	<1	1,901	-	-	-	<1	-	-	-	<1	17	4	2	2,246	433	87	104	40,533	
2011	3	2	<1	2,802	-	-	-	26	-	-	-	7	30	<1	<1	2,074	401	51	72	45,449	
2012	2	2	<1	2,120	-	-	-	12	-	-	-	-	10	<1	<1	1,242	272	50	62	31,889	
2013	1	<1	<1	2,121	-	-	-	44	-	-	-	211	45	2	<1	1,517	351	67	49	33,090	
2014	2	<1	<1	2,778	-	-	-	51	-	-	-	4,067	24	<1	<1	2,075	540	78	56	29,082	
2015	<1	<1	<1	3,118	-	-	-	79	-	-	-	621	18	3	3	10,593	645	151	58	39 <i>,</i> 823	
2016	1	<1	<1	2,476	-	-	-	91	-	-	-	538	19	3	<1	2,245	602	50	78	37,880	
2017	<1	<1	-	3,256	-	-	-	112	-	-	-	987	16	1	<1	1,267	766	21	27	42,506	
2018	2	<1	<1	3,161	-	-	-	111	-	-	-	730	5	<1	<1	1,161	460	21	20	37,357	
2019	<1	<1	<1	2,021	-	-	-	8	-	-	-	<1	6	<1	<1	18	465	23	34	16,302	
2020	2	<1	-	3,694	-	-	-	95	-	-	-	1,032	3	2	<1	2,261	467	21	42	44,178	
2021	2	<1	-	1,399	-	-	-	7	-	-	-	2	6	<1	<1	32	646	12	24	9,820	
2022	1	<1	-	*	-	-	-	*	-	-	-	*	2	<1	<1	*	731	27	11	*	
Total	49	28	4	41,649	-	<1	-	649	-	-	-	16,414	942	319	287	94,652	17,810	3,663	2,270	59,9216	
**Table J-4b.** Minimum number of shark interactions and mortalities in 2021 reported by observers onboard longline vessels under the current mandate of at least 5% coverage (<u>C-19-08</u>) of each CPC fleet operating in the eastern Pacific Ocean. Data are considered incomplete as some CPCs suspended their observer programs due to the COVID-19 pandemic and data are insufficient for expanding to fleet totals (BYC-10 INF-D) (see section 2.2 for uncertainty and data gaps associated with longline data reporting). Dispositions considered to indicate a survival event are those reported by observers as "Alive and Healthy", "Alive with light injuries" and "Alive", while those considered to indicate a mortality event are dispositions reported as "Dead", "Alive mortal", "Alive injured", "Discarded", "Unknown", or precautionarily where disposition was not reported.

**Tabla J-4b.** Número mínimo de interacciones con tiburones y mortalidades en 2021 reportadas por observadores a bordo de buques palangreros bajo el mandato actual de al menos 5% de cobertura (<u>C-19-08</u>) de cada flota de los CPC que opera en el Océano Pacífico oriental. Los datos se consideran incompletos ya que algunos CPC suspendieron sus programas de observadores debido a la pandemia de COVID-19 y los datos son insuficientes para expandirlos a totales de la flota (<u>BYC-10 INF-D</u>) (ver Sección 2.2. para consultar información sobre la incertidumbre y las deficiencias de los datos asociadas a la notificación de datos de palangre). Las disposiciones que se considera que indican un evento de supervivencia son las reportadas por los observadores como "Vivo y sano", "Vivo con heridas leves" y "Vivo", mientras que las que se considera que indican un evento de mortalidad son las disposiciones reportadas como "Muerto", "Vivo, mortalidad probable", "Vivo herido", "Descartado", "Desconocida" o precautoriamente cuando la disposición no fue reportada.

Shark taxa	Interactions	Mortalities
Blue shark, Prionace glauca	11,262	11,221
Short fin mako shark, Isurus oxyrinchus	975	975
Silky shark, Carcharhinus falciformis	486	477
Pelagic thresher shark, Alopias pelagicus	342	342
Bigeye thresher shark, Alopias superciliosus	207	195
Oceanic whitetip shark, Carcharhinus longimanus	181	172
Scalloped hammerhead shark, Sphyrna lewini	120	120
Crocodile shark, Pseudocarcharias kamoharai	62	44
Longfin mako shark, Isurus paucus	35	35
Sharks, rays, skates, etc. nei, Elasmobranchii	31	31
Velvet dogfish, Scymnodon squamulosus	30	28
Thresher shark, nei, Alopias spp.	19	11
Smooth hammerhead shark, Sphyrna zygaena	14	14
Thresher shark, Alopias vulpinus	13	13
Other sharks*	7	6
Total numbers	13,784	13,684
*"Other sharks" include those with ≤2 interactions from 5 taxa in 202	1	

**Table J-5a.** Estimated purse-seine catches by set type in numbers of rays by observers onboard size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2022). Purse-seine set types: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Species highlighted bold are discussed in main text. Data for 2022 are considered preliminary.

**Tabla J-5a.** Capturas cerqueras estimadas de rayas, por tipo de lance, en número de rayas, por observadores a bordo de buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993–2022). Tipos de lances cerqueros: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL). Las especies en negritas se discuten en el texto principal. Los datos de 2022 se consideran preliminares.

	Mobula thurstoni Mahula mobular Adobula turukina a Mahula turukina a														
		Mobula thurst	toni,		Mobula mobu	ılar,	Мо	bula munkia	ana,	Mol	bula tarapad	cana,	M	lobula birostı	ris,
		smoothtail ma	anta		spinetail mai	nta	m	unk's devil r	ау	cł	nilean devil r	ау		giant manta	
		Purse seine	2		Purse seine	5		Purse seine			Purse seine	1		Purse seine	
Year	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL
1993	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1994	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
1995	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
1996	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1997	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-
1998	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	94	1
1999	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	63	1
2000	34	121	101	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	12	2
2001	7	185	98	2	8	16	-	-	3	4	-	-	2	6	6
2002	18	2,048	72	7	8	96	1	3	10	7	15	7	2	6	5
2003	37	707	141	6	79	11	7	35	26	-	-	8	3	10	1
2004	8	429	86	2	30	57	-	15	17	1	28	4	2	47	15
2005	14	72	205	16	111	126	-	21	14	3	42	79	10	23	36
2006	14	572	43	19	473	187	-	65	31	5	52	45	30	37	219
2007	14	64	105	32	202	148	2	29	24	24	37	55	5	17	8
2008	14	126	50	30	247	87	8	127	36	10	276	30	3	61	18
2009	22	31	93	17	56	243	9	45	6	2	21	190	1	11	6
2010	39	123	132	22	334	303	1	48	33	7	12	148	2	1,163	4
2011	6	397	27	18	104	152	11	58	29	9	28	78	5	9	1
2012	15	1,435	67	48	243	34	3	63	6	7	94	21	6	949	13
2013	25	180	40	18	112	62	6	55	6	7	29	26	1	24	21
2014	22	29	75	179	87	57	6	4	15	5	10	18	7	9	-
2015	14	41	101	61	21	338	6	11	74	12	25	93	1	67	38
2016	18	31	166	5	26	115	2	236	86	13	17	26	7	68	3
2017	11	52	43	45	26	15	8	15	10	10	-	11	8	53	11
2018	6	29	5	37	48	56	22	4	12	8	2	2	11	7	1
2019	7	214	11	35	167	61	9	-	8	24	8	18	2	11	3
2020	9	4	12	19	113	37	1	-	47	5	2	7	7	-	1
2021	8	-	-	34	46	16	10	5	-	11	3	13	1	26	-
2022	4	-	98	42	8	25	12	-	4	22	-	12	3	-	8
Total	367	6,904	1,771	693	2,549	2,243	125	839	497	197	702	892	135	2,777	422

#### Table J-5a Continued

		Mobulidae		Dasyatidae											
	N	Aobulidae spp	).,	Pterop	olatytrygon vid	olacea,	Da	asyatidae sp	р.,		Other rays			All rays	
	m	nobulid rays, n	nei	F	oelagic stingra	у	s	stingrays, ne	ei						
		Purse seine			Purse seine			Purse seine			Purse seine			Purse seine	
Year	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL
1993	297	5,736	503	80	1,983	134	-	-	-	-	-	-	377	7,719	637
1994	52	1,266	375	140	1,632	337	-	-	-	-	-	-	193	2,901	712
1995	69	2,248	500	159	151	144	-	-	-	-	-	-	228	2,400	643
1996	124	1,341	385	101	165	176	-	-	-	-	-	-	225	1,506	561
1997	126	707	396	106	106	993	-	-	-	-	-	-	232	816	1,390
1998	73	2,906	337	95	258	170	-	1,136	-	2	1	-	174	4,403	508
1999	140	1,498	474	164	403	151	-	-	-	-	-	-	314	1,966	627
2000	36	1,805	1,276	104	221	159	-	-	-	-	-	-	175	2,159	1,537
2001	50	289	447	150	64	174	-	-	-	-	-	-	215	553	744
2002	40	1,994	723	113	60	153	2	-	-	-	-	-	190	4,133	1,066
2003	130	1,005	904	94	9,188	135	-	-	-	-	-	-	277	11,025	1,226
2004	63	656	351	138	39	86	4	282	5	-	-	-	218	1,526	620
2005	36	259	177	91	52	173	9	13	20	-	1,724	-	179	2,317	831
2006	43	340	295	153	91	202	29	764	30	-	-	160	293	2,394	1,213
2007	40	205	237	98	54	132	9	931	21	-	19	-	225	1,557	730
2008	41	145	91	97	19	87	14	20	28	-	-	-	217	1,022	427
2009	37	107	270	116	17	105	5	4	68	-	-	-	209	292	981
2010	97	629	256	101	21	901	5	-	60	-	1,596	-	274	3,926	1,837
2011	27	227	81	92	193	90	13	114	18	-	24	-	181	1,154	476
2012	18	186	41	121	30	100	13	17	3	1	12	7	232	3,029	292
2013	15	121	323	90	59	255	27	2	6	-	-	403	189	582	1,142
2014	24	72	24	173	43	108	19	22	18	-	-	-	436	277	315
2015	20	54	141	82	65	163	11	5	32	-	-	-	207	289	980
2016	41	248	162	60	37	352	12	-	70	-	-	-	159	663	980
2017	141	290	100	258	76	130	31	68	144	-	-	137	512	580	601
2018	102	117	155	247	61	123	62	17	14	-	-	-	495	286	368
2019	87	484	165	255	185	143	40	38	27	-	8	1	460	1,114	437
2020	62	67	163	260	145	160	17	14	41	-	-	-	380	345	468
2021	85	73	154	388	178	117	46	3	14	-	25	-	584	360	314
2022	128	23	95	421	76	187	34	9	7	-	-	-	667	116	437
Total	2,244	25,099	9,601	4,548	15,672	6,339	403	3,459	626	3	3,409	709	8,716	61,410	23,100

**Table J-5b.** Minimum number of ray interactions and mortalities in 2021 reported by observers onboard longline vessels under the current mandate of at least 5% coverage (<u>C-19-08</u>) of each CPC fleet operating in the eastern Pacific Ocean. Data are considered incomplete as some CPCs suspended their observer programs due to the COVID-19 pandemic and data are insufficient for expanding to fleet totals (BYC-10 INF-D) (see section 2.2 for uncertainty and data gaps associated with longline data reporting). Dispositions considered to indicate a survival event are those reported by observers as "Alive and Healthy", "Alive with light injuries" and "Alive", while those considered to indicate a mortality event are dispositions reported as "Dead", "Alive mortal", Alive injured", Discarded", "Unknown", or precautionarily where disposition was not reported.

**Tabla J-5b.** Número mínimo de interacciones con rayas y mortalidades en 2021 reportadas por observadores a bordo de buques palangreros bajo el mandato actual de al menos 5% de cobertura (<u>C-19-08</u>) de cada flota de los CPC que opera en el Océano Pacífico oriental. Los datos se consideran incompletos ya que algunos CPC suspendieron sus programas de observadores debido a la pandemia de COVID-19 y los datos son insuficientes para expandirlos a totales de la flota (<u>BYC-10 INF-D</u>) (ver Sección 2.2. para consultar información sobre la incertidumbre y las deficiencias de los datos asociadas a la notificación de datos de palangre). Las disposiciones que se considera que indican un evento de supervivencia son las reportadas por los observadores como "Viva y sana", "Viva con heridas leves" y "Viva", mientras que las que se considera que indican un evento de mortalidad son las disposiciones reportadas como "Muerta", "Viva, mortalidad probable", "Viva herida", "Descartada", "Desconocida" o precautoriamente cuando la disposición no fue reportada.

Ray taxa	Total interactions	Mortalities
Pelagic stingray, Pteroplatytrygon violacea	3,909	3,703
Stingray, nei, Dasyatidae	45	
Manta rays, Mobulidae	4	4
Total numbers	3,960	3,708
*"Other rays" include those with ≤2 interactions from 2 taxa in 2021.		

Table J-Ga. Estimated purse-seine catches by set type in metric tons (t) of large fishes by observers onboard size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2022) and minimum reported longline (LL) catches of large fishes (gross-annual removals in t) (1993–2021, \*data not available, see section 2.2. for uncertainty and data gaps in reporting of bycatch caught by longline). Purse-seine set types: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Species highlighted bold are discussed in main text. Data for 2021 (longline) and 2022 (purse-seine) are considered preliminary.

Tabla J-6a. Capturas cerqueras estimadas de peces grandes, por tipo de lance, en toneladas (t), por observadores a bordo de buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993–22) y capturas palangreras (LL) mínimas reportadas de peces grandes (extracciones anuales brutas en t) (1993–2021, \*datos no disponibles; ver Sección 2.2. para consultar información sobre la incertidumbre y las deficiencias de los datos en la notificación de especies capturadas incidentalmente con palangre). Tipos de lances cerqueros: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL). Las especies en negritas se discuten en el texto principal. Los datos de 2021 (palangre) y 2022 (cerco) se consideran preliminares.

		Coryph	naenida	ie		Scombi	ridae				Carangidae									
	Co	oryphae	nidae s	spp.,	Acant	hocybiu	m sola	ndri,	Ela	gatis bipinn	ulata,			Seriola s	ор.,			<i>Caranx</i> sp	эр. <i>,</i>	
		do	rado			wah	00		I	ainbow run	ner			amberjack	s, nei		ji	acks, crevall	es, nei	
	Pur	se seine	<u>;</u>		Pur	se seine			F	Purse seine				Purse seine				Purse seine		
Year	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL
1993	702	14	<1	17	152	11	<1	2	16	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1994	1,221	20	<1	46	472	1	1	<1	14	<1	<1	-	<1	-	-	-	-	-	-	-
1995	1,071	22	3	39	379	<1	<1	1	11	<1	<1	-	<1	<1	-	-	-	-	-	-
1996	1,312	18	<1	43	271	<1	<1	1	28	3	<1	-	4	-	-	-	-	-	-	-
1997	1,225	12	<1	6,866	475	3	1	<1	60	2	<1	-	1	-	-	-	<1	-	-	-
1998	816	18	<1	2,528	396	<1	4	2	93	<1	<1	-	4	-	-	-	<1	-	-	-
1999	1,238	4	<1	6,283	161	<1	<1	2	110	<1	<1	-	<1	-	-	-	<1	-	-	-
2000	1,437	51	2	3,537	277	2	<1	2	53	5	<1	-	<1	-	-	-	<1	-	-	-
2001	2,202	17	3	15,942	1,023	2	<1	6	90	<1	<1	-	1	-	-	-	<1	-	-	-
2002	1,815	8	<1	9,464	571	<1	<1	18	94	1	<1	-	<1	<1	-	-	<1	-	-	-
2003	894	11	1	5,301	428	<1	<1	164	108	2	-	-	1	<1	-	-	<1	-	-	-
2004	1,018	17	1	3,986	380	<1	<1	155	62	<1	-	-	56	9	<1	1	2	<1	-	-
2005	972	75	1	3,854	420	<1	<1	155	66	<1	<1	-	26	2	<1	-	2	1	-	-
2006	1,197	58	<1	3,408	424	1	<1	167	73	<1	<1	-	53	8	<1	-	10	220	<1	-
2007	1,235	47	1	6,907	421	2	<1	221	157	<1	-	-	18	80	<1	-	1	11	-	-
2008	1,112	17	2	15,845	249	1	<1	213	40	<1	<1	-	27	<1	-	-	17	18	-	-
2009	1,722	7	<1	17,136	547	<1	<1	336	28	<1	<1	-	13	<1	-	-	11	8	-	-
2010	912	3	<1	9,484	373	1	<1	284	17	<1	<1	-	3	23	-	-	1	48	-	-
2011	1,410	7	<1	12,438	169	2	<1	242	22	<1	-	-	7	33	-	<1	4	14	-	1
2012	1,705	18	<1	17,255	313	<1	<1	230	13	1	-	-	10	7	-	-	2	15	<1	-
2013	1,455	7	<1	11,249	518	1	<1	291	19	<1	-	-	6	<1	<1	-	4	2	<1	-
2014	1,779	9	<1	3,342	517	2	<1	287	15	<1	<1	-	6	2	-	-	3	<1	<1	-
2015	1,167	8	<1	1,206	357	1	<1	285	15	<1	-	-	6	<1	-	-	9	8	<1	-
2016	949	7	<1	446	318	2	<1	321	26	<1	<1	-	12	<1	<1	-	4	<1	8	-
2017	1,557	11	<1	2,118	335	<1	<1	319	18	<1	<1	-	12	5	<1	-	4	12	-	-
2018	1,483	5	5	3,927	230	<1	<1	366	20	<1	-	-	62	<1	-	-	9	<1	-	-
2019	1,208	29	<1	1,964	201	<1	<1	331	21	<1	<1	-	12	4	<1	-	5	<1	-	-
2020	783	4	<1	2,506	130	<1	<1	310	23	-	<1	-	9	1	-	<1	3	<1	<1	-
2021	2,183	13	<1	1,413	132	<1	<1	211	28	<1	<1	-	81	3	-	-	3	<1	-	-
2022	2,320	12 550	2	* 168 551	164	<1 42	<1 10	1 924	35 1 27⊑	<1	0	^ _	25	4	- /1	^ 2	6 101	<1	-	1
TULA	+0,10Z	220	22	100,001	10,000	42	TO	4,324	1,3/3	20	<r>1</r>		455	102	< <u> 1</u>	L 2	101	300	5	1 1

Table J-	6a Con	tinued																		
		Caran	gidae			Moli	dae			Lobotid	ae			Sphyraen	idae			Lar	mpridae	
		Seriola, Ca	ranx spp.,	,		Molida	e spp.,		Lo	botes surin	amensis,			Sphyraenida	ie spp.,			Lam	pris spp	.,
	ambe	rjacks, jack	s, crevall	es, nei		molas	s, nei			tripleta	ail			barracu	das			(	opahs	
		Purse seine	e			Purse seine	e			Purse seine	5			Purse seine	5		Р	urse seir	ne	1
Year	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	l
1993	13	35	<1	-	-	20	<1	-	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
1994	19	6	<1	-	1	3	2	-	<1	-	-	-	<1	34	-	-	-	-	-	J
1995	17	19	-	-	2	4	<1	-	<1	<1	-	-	<1	3	-	-	-	-	-	l
1996	29	153	-	-	5	6	<1	-	<1	-	-	-	<1	<1	-	-	-	-	-	J
1997	68	16	3	-	5	4	3	-	1	<1	<1	-	<1	<1	-	-	-	-	-	J
1998	72	7	<1	-	2	2	1	-	16	<1	-	-	<1	<1	-	-	-	-	-	J
1999	52	46	-	-	2	5	1	-	8	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	l
2000	29	19	<1	4	2	4	1	-	4	<1	-	-	<1	-	<1	-	-	-	-	J
2001	70	<1	<1	18	6	2	1	-	<1	-	-	-	<1	<1	-	-	-	-	-	J
2002	26	9	<1	15	6	2	1	-	3	-	-	-	<1	-	-	-	-	-	-	l
2003	43	<1	<1	54	<1	4	<1	-	3	<1	-	-	<1	-	-	-	-	-	-	J
2004	8	7	<1	-	6	<1	1	-	1	<1	-	-	<1	-	-	-	-	-	-	l
2005	1	<1	-	-	2	9	2	-	7	<1	<1	-	<1	-	<1	-	-	-	-	J
2006	29	-	-	-	26	14	2	-	9	<1	<1	-	<1	-	-	-	-	-	-	l
2007	2	2	-	6	9	8	2	-	3	<1	<1	-	<1	1	-	-	-	-	-	J
2008	4	-	-	5	9	6	4	-	2	<1	-	-	<1	-	<1	-	-	-	-	l
2009	3	<1	<1	10	6	5	1	-	7	<1	<1	-	1	<1	-	-	-	-	-	l
2010	<1	4	-	8	9	44	1	-	<1	-	-	-	<1	-	<1	-	-	<1	-	l
2011	<1	4	-	7	4	113	<1	-	3	<1	-	-	<1	2	<1	8	-	-	-	l
2012	7	1	-	1	9	12	<1	-	3	<1	-	-	<1	<1	-	-	-	<1	-	l
2013	2	<1	-	<1	9	28	2	-	2	-	<1	-	<1	-	<1	-	-	<1	-	J
2014	2	2	-	11	3	9	1	-	2	-	<1	-	<1	<1	-	-	-	<1	-	l
2015	2	-	<1	11	6	12	1	87	2	<1	-	-	<1	-	-	-	-	-	-	l
2016	7	5	<1	11	10	7	<1	275	2	-	-	-	<1	<1	-	-	-	-	-	l
2017	4	4	-	-	8	4	<1	<1	5	-	<1	-	<1	-	-	-	-	-	-	J
2018	2	-	-	-	5	2	<1	-	3	<1	-	-	<1	<1	-	-	-	-	-	J
2019	3	<1	-	-	2	6	<1	-	2	-	<1	-	<1	-	-	-	-	-	<1	J
2020	<1	1	-	-	1	<1	<1	-	2	<1	-	-	<1	-	-		-	-	-	J
2021	2	<1	-	-	<1	2	<1	-	1	<1	-	-	1	<1	-	-	-	-	-	i.

<1

<1

<1

<1

4

98

<1

11

\*

0

-

41

-\*

8

-

0

-

<1

2

338

2

159

\*

162

-

5

<1

341

2022

Total

4

522

<1

34

\*

362

-

<1

-

<1

LL

1 23

33

33

40

54

68

88

73

6

132 139

159 109

370

308 488

539

539

425

648 818

1039

741 846

1102

740 683

449

\*

10,692

#### Table J-6a Continued

	<i>Gempylidae</i> spp., snake mackerels, nei			p.,	<i>Bramidae</i> spp., pomfrets, nei			Other large fishes			Unidentified fishes				All fishes					
		snake ma	ckerels	, nei		pomt	rets, ne	1				1						<u> </u>		
	P	urse sein	e		P	urse sein	e		ł	urse sein	e 		P	urse seir	ie		Pu	rse seine		
Year	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL
1993	-	-	-	-	-	-	-	<1	3	<1	<1	-	<1	-	<1	183	887	79	1	203
1994	-	-	-	-	-	-	-	2	3	87	<1	-	<1	<1	12	250	1,731	152	16	321
1995	-	-	-	-	-	-	-	2	<1	3	<1	-	3	1	<1	209	1,485	53	4	285
1996	-	-	-	-	-	-	-	2	3	125	<1	-	3	<1	<1	456	1,655	306	1	535
1997	-	-	-	-	-	-	-	6	7	5	<1	-	7	2	-	847	1,850	44	7	7,760
1998	-	-	-	-	-	-	-	9	13	10	<1	-	7	<1	<1	1,338	1,420	38	7	3,931
1999	-	-	-	-	-	-	-	3	4	54	<1	-	22	4	<1	974	1,599	114	2	7,330
2000	-	-	-	-	-	-	-	4	1	1	-	-	1	<1	<1	1,485	1,804	82	4	5,119
2001	-	-	-	-	-	-	-	5	2	9	<1	-	3	<1	<1	1,720	3,398	30	4	17,763
2002	-	-	-	-	-	-	-	<1	2	<1	<1	-	2	6	<1	1,895	2,521	27	2	11,399
2003	-	-	-	-	-	-	-	-	4	<1	-	-	2	2	-	4,386	1,484	19	2	10,037
2004	-	-	-	-	-	-	-	-	4	<1	<1	-	10	<1	<1	377	1,548	35	3	4,658
2005	-	-	-	-	-	-	-	18	<1	<1	<1	-	3	<1	<1	303	1,501	89	3	4,489
2006	-	-	-	18	-	<1	-	17	<1	<1	<1	7	3	<1	<1	285	1,824	302	3	4,011
2007	-	-	-	65	-	-	-	57	1	<1	<1	5	1	5	<1	1,763	1,848	158	4	9 <i>,</i> 394
2008	-	-	-	144	-	-	-	68	1	<1	<1	-	<1	<1	<1	793	1,462	44	6	17,375
2009	-	-	-	412	-	-	-	56	1	<1	<1	67	2	-	<1	1,077	2,343	21	2	19,581
2010	-	-	-	575	-	-	-	64	<1	-	<1	-	<1	<1	-	879	1,318	122	2	11,833
2011	-	-	-	506	-	<1	-	50	<1	<1	-	15	<1	-	<1	612	1,621	175	<1	14,418
2012	-	-	-	661	-	-	-	61	<1	2	<1	11	1	<1	-	1,305	2,065	57	1	19,949
2013	-	-	-	574	-	-	-	134	<1	<1	<1	36	<1	<1	-	1,112	2,016	40	3	14,045
2014	-	-	-	431	-	-	-	138	<1	<1	-	77	<1	-	-	1,013	2,329	25	2	6,115
2015	-	-	-	321	<1	-	-	172	<1	<1	-	7	2	<1	-	1,367	1,568	30	2	4,495
2016	<1	-	-	730	-	-	-	108	<1	<1	<1	100	<1	1	-	506	1,328	23	9	3,238
2017	-	-	-	301	-	-	-	126	<1	<1	-	62	1	-	-	1,532	1,946	36	1	5,304
2018	-	-	-	260	-	-	-	125	<1	-	-	1	-	-	-	222	1,816	9	6	6,003
2019	-	-	-	338	-	-	-	81	<1	-	-	26	<1	<1	<1	272	1,455	41	1	3,753
2020	-	-	-	288	-	-	-	70	<1	-	-	213	<1	<1	<1	462	953	9	<1	4,533
2021	-	-	-	277	-	-	-	50	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	1,153	2,432	19	1	3,553
2022	-	-	-	*	<1	-	-	*	<1	<1	-	*	<1	-	-	*	2,560	19	3	*
Total	<1	-	-	5,901	<1	<1	-	1,427	57	298	<1	628	75	24	13	28,776	53,765	2,198	105	221,433

**Table J-6b.** Minimum number of interactions and mortalities of large fishes in 2021 reported by observers onboard longline vessels under the current mandate of at least 5% coverage (<u>C-19-08</u>) of each CPC fleet operating in the eastern Pacific Ocean. Data are incomplete as some CPCs suspended their observer programs due to the COVID-19 pandemic and data are insufficient for expanding to fleet totals (BYC-10 INF-D) (see section 2.2 for uncertainty and data gaps associated with longline data reporting). Dispositions considered to indicate a survival event are those reported by observers as "Alive and Healthy", "Alive with light injuries" and "Alive", while those considered to indicate a mortality event are dispositions reported as "Dead", "Alive mortal", Alive injured", Discarded", "Unknown", or where disposition was not reported.

**Tabla J-6b.** Número mínimo de interacciones y mortalidades de peces grandes en 2021 reportadas por observadores a bordo de buques palangreros bajo el mandato actual de al menos 5% de cobertura (<u>C-19-08</u>) de cada flota de los CPC que opera en el Océano Pacífico oriental. Los datos se consideran incompletos ya que algunos CPC suspendieron sus programas de observadores debido a la pandemia de COVID-19 y los datos son insuficientes para expandirlos a totales de la flota (<u>BYC-10 INF-D</u>) (ver Sección 2.2. para consultar información sobre la incertidumbre y las deficiencias de los datos asociadas a la notificación de datos de palangre). Las disposiciones que se considera que indican un evento de supervivencia son las reportadas por los observadores como "Vivo y sano", "Vivo con heridas leves" y "Vivo", mientras que las que se considera que indican un evento de mortalidad son las disposiciones reportadas como "Muerto", "Vivo, mortalidad probable", "Vivo herido", "Descartado", "Desconocida" o cuando la disposición no fue reportada.

Large fish taxa	Interactions	Mortalities
Long snouted lancetfish, Alepisaurus ferox	11,309	11,309
Escolar, Lepidocybium flavobrunneum	6,007	6,002
Snake mackerel, Gempylus serpens	3,050	3,031
Wahoo, Acanthocybium solandri	2,717	2,717
Opah, <i>Lampris guttatus</i>	2,394	2,393
Dorado, mahi mahi, dolphin fish, nei, Coryphaenidae	2,306	2,306
Sickle pomfret, Taractichthys steindachneri	1,272	1,272
Common dolphinfish, Coryphaena hippurus	602	601
Pomfrets, ocean breams nei, Bramidae	571	570
Oilfish, Ruvettus pretiosus	407	402
Mackerels nei, Scombridae	122	122
Pompano dolphinfish, Coryphaena equiselis	117	117
Ocean sunfish, Mola, <i>Mola mola</i>	44	43
Great barracuda, Sphyraena barracuda	40	40
Barracudas nei, Sphyraena spp.	23	23
Rough pomfret, Taractes asper	10	4
Other large fishes*	40	40
Total numbers	31,031	30,992
"Other large fishes" includes those with <10 interactions	from 15 taxa in 2021.	

**Table J-7.** Estimated purse-seine catches by set type in metric tons (t) of small forage fishes by observers onboard size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2022) and minimum reported longline (LL) catches of small forage fishes (gross-annual removals in t) (1993–2021, \*data not available, see section 2.2. for uncertainty and data gaps in reporting of bycatch caught by longline). Purse-seine set types: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Species highlighted bold are discussed in main text. Data for 2021 (longline) and 2022 (purse seine) are considered preliminary. "Epipelagic forage fishes" include various mackerels and scad (*Decapterus* spp., *Trachurus* spp., *Selar crumenophthalmus*), Pacific saury (*Cololabis saira*), and tropical two-wing flyingish (*Exocoetus volitans*).

**Tabla J-7.** Capturas cerqueras estimadas de peces forrajeros pequeños, por tipo de lance, en toneladas (t), por observadores a bordo de buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993–2022) y capturas palangreras (LL) mínimas reportadas de peces forrajeros pequeños (extracciones anuales brutas en t) (1993-2021, \*datos no disponibles; ver Sección 2.2. para consultar información sobre la incertidumbre y las deficiencias de los datos en la notificación de especies capturadas incidentalmente con palangre). Tipos de lances cerqueros: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL). Las especies en negritas se discuten en el texto principal. Los datos de 2021 (palangre) y 2022 (cerco) se consideran preliminares. "Peces epipelágicos de forraje" incluyen varias caballas y jureles (*Decapterus* spp., *Trachurus* spp., *Selar crumenophthalmus*), paparda del Pacífico (*Cololabis saira*), y volador tropical (*Exocoetus volitans*).

		A <i>uxis</i> sp	р.,		Balisti	dae, Mo	onacar	nthi-		Kypho	sidae,		Epipe	elagic fo	orage f	ishes	Sma	ll Caran	gidae	spp.,	Oth	ner sma	ıll fishe	:S
	bullet	and friga	ate tun	as	dae s	pp., trig	gerfis	hes		sea c	hubs							carangi	ids, nei	i				
	Dur				a	nd filef	ishes		D.				D.				<b>D</b>				Dur			r
Maar	Pui	rse seine			Pu	rse sein	e		PL	Irse sei	ne		PL	Irse sei	ne			Irse sei	ne		Pui	rse sein	e	
Year	OBJ	NUA	DEL	LL	OBJ	NÜA	DEL	LL	OR1	NOA	DEL	LL	ORI	NOA	DEL	LL	ORI	NOA	DEL	LL	OBJ	NUA	DEL	
1993	1,832	142	2	-	261	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	182	3 1 F	4	-
1994	294 E01	200	2	-	209	<1 1	<1	-	<1	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-	-	210	12	2	-
1995	761	224	22	-	112	4	~1	-	~1	-	-	-	-	-	-	-		- /1	-	-	213	4	4 25	-
1990	2 73/	234 623	25 25	-	210	2 ~1	<1	-	-	-	-	-		-	-	-		~1	-	-	151	0 12	25	
1008	1 033	168	20		801	2	1		<1	_	_		<1	_	_		~1	_	_		01	15	2	
1999	2 589	473	29	_	551	2	<1	_	<1	<1	_	-	<1	_	_	_	<1	<1	_	_	85	3	2	_
2000	1 210	181	19	-	168	<1	9	-	2	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-	-	68	8	6	_
2001	641	38	-	-	426	1	-	-	<1	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-	-	27	2	<1	-
2002	1.382	234	248	-	453	<1	-	-	<1	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-	-	25	3	<1	_
2003	944	278	16	-	157	4	<1	-	<1	-	-	-	<1	-	-	-	<1	-	-	-	75	1	1	_
2004	834	115	24	-	914	7	2	-	8	<1	<1	-	<1	<1	-	-	<1	<1	-	-	22	1	<1	-
2005	1,606	309	6	-	129	<1	<1	-	23	<1	<1	-	6	<1	<1	-	2	<1	<1	-	<1	9	<1	-
2006	1,300	591	19	-	145	<1	<1	-	79	<1	<1	-	7	1	-	-	2	<1	<1	-	5	1	<1	-
2007	868	336	18	-	544	1	<1	-	12	<1	<1	-	2	5	-	-	<1	<1	<1	-	4	<1	<1	-
2008	759	619	2	-	276	7	2	-	68	<1	<1	-	3	<1	-	-	10	<1	-	-	2	<1	<1	-
2009	303	165	1	-	174	1	<1	-	47	<1	-	-	<1	<1	-	-	<1	<1	<1	-	1	<1	<1	-
2010	474	234	<1	-	69	<1	<1	-	16	-	<1	-	4	<1	<1	-	1	<1	-	-	<1	-	<1	-
2011	677	97	11	-	31	<1	-	-	48	<1	-	-	2	<1	<1	-	<1	<1	-	-	<1	<1	<1	-
2012	173	179	1	-	110	<1	-	-	39	-	-	-	13	12	-	-	<1	<1	-	-	4	2	-	-
2013	385	77	-	-	228	<1	<1	-	18	-	<1	-	4	-	<1	-	<1	4	<1	-	2	<1	<1	-
2014	297	30	<1	-	325	<1	<1	-	16	-	-	-	3	<1	<1	-	<1	<1	-	-	1	<1	<1	-
2015	177	64	-	-	140	4	<1	-	5	-	<1	-	6	-	-	-	<1	<1	-	-	1	<1	<1	-
2016	189	23	<1	-	416	2	<1	-	8	-	-	-	21	-	<1	<1	<1	<1	-	-	3	<1	<1	77
2017	131	172	-	-	83	<1	-	-	8	-	-	-	3	-	-	-	<1	<1	-	-	<1	<1	-	-
2018	276	172	-	-	54	<1	<1	-	10	-	-	-	5	<1	-	-	<1	-	-	-	<1	<1	<1	-
2019	182	94	<1	-	57	<1	<1	-	7	<1	<1	-	5	8	<1	-	<1	<1	-	-	<1	5	-	-
2020	435	44	<1	-	47	<1	<1	-	2	-	<1	-	4	<1	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	<1	<1
2021	423	18	-	-	50	<1	-	-	6	-	<1	-	15	-	-	-	<1	<1	-	-	<1	1	<1	<1
2022	682	17	<1	不	543	2	<1	不	21	1	-	不	15	-	<1	*	<1	<1	-	*	1	3	<1	*
Total	24,092	6,046	496	-	7,804	48	16	-	445	2	<1	-	118	28	<1	<1	23	6	<1	<1	1,184	100	51	78

**Table J-8a**. Minimum nominal purse-seine catches of a) sharks, large fishes and small fishes in metric tons (t) and b) rays in numbers of individuals in 2022 for size-class 1–5 vessels with a carrying capacity <363 t as reported by observers in 34% of all trips that carried an observer. Purse-seine set types: floating object (OBJ) and unassociated tuna schools (NOA).

**Tabla J-8a.** Capturas cerqueras nominales mínimas de a) tiburones, peces grandes y peces pequeños, en toneladas (t), y b) rayas en número de individuos en 2022 para buques de clases 1-5 con una capacidad de acarreo <363 t según lo reportado por los observadores en el 34% de todos los viajes que llevaban observador a bordo. Tipo de lances cerqueros: objeto flotante (OBJ) y atunes no asociados (NOA).

#### a.

			Set	type
Broad group	Common name	Scientific name	OBJ	NOA
Sharks	Silky shark	Carcharhinus falciformis	29	<1
	Oceanic whitetip shark	Carcharhinus longimanus	<1	-
	Blue shark	Prionace glauca	<1	-
	Other Carcharhinidae spp.	Carcharhinidae spp.	<1	-
	Scalloped hammerhead shark	Sphyrna lewini	4	-
	Smooth hammerhead shark	Sphyrna zygaena	2	-
	Great hammerhead shark	Sphyrna mokarran	<1	-
	Pelagic thresher shark	Alopias pelagicus	<1	-
	Bigeye thresher shark	Alopias superciliosus	<1	-
	Mako shark	<i>lsurus</i> spp.	<1	-
Large fishes	Dorado	Coryphaenidae spp.	289	<1
	Wahoo	Acanthocybium solandri	26	<1
	Rainbow runner	Elagatis bipinnulata	2	
	Amberjack, nei	Seriola spp.	2	
	Jacks, crevalles, nei	Caranx spp.	<1	
	Amberjack, jack, crevalles, nei	Seriola, Caranx spp.	<1	
	Tripletail	Lobotes surinamensis	2	
	Mola, nei	Molidae spp.	<1	
	Other large fish		<1	
Small fishes	Bullet and frigate tunas	Auxis spp.	128	-
	Triggerfishes, Filefishes	Balistidae, Monacanthidae spp.	84	<1
	Sea chubs	Kyphosidae spp.	3	
	Small carangid, nei	Carangidae spp.	<1	
	Epipelagic forage fishes		<1	

#### b.

			Set	type
Broad group	Common name	Scientific name	OBJ	NOA
Rays	Pelagic stingray	Pteroplatytrygon violacea	36	5
	Spinetail manta	Mobula mobular	18	8
	Smoothtail manta	Mobula thurstoni	11	
	Mobulidae ray, nei	Mobulidae spp.	10	
	Giant manta	Mobula birostris	8	
	Chilean devil ray	Mobula tarapacana	7	
	Stingray nei	Dasyatidae spp.	3	

# **CONSIDERACIONES ECOSISTÉMICAS**

# ÍNDICE

Introducción	.226
Fuentes de datos	.227
Cerco	.228
Palangre	.229
Interacciones de la pesquería con grupos de especies	.231
Atunes y peces picudos	.231
Mamíferos marinos	.231
Tortugas marinas	.232
Aves marinas	.233
Tiburones	.234
Rayas	.237
Otros peces grandes	.238
Especies de forraje	.238
Medio ambiente físico	.239
Indicadores ambientales	.239
Exploración espaciotemporal de las condiciones ambientales	.240
Condiciones ambientales y distribución de las capturas	.241
Identificación de especies en riesgo	.242
Dinámica del ecosistema	.242
Indicadores ecológicos	.243
Acontecimientos futuros	.244
idecimientos	.246
atura citada	.186
	Introducción

# 1. INTRODUCCIÓN

Durante las dos últimas décadas, el alcance de la ordenación de muchas pesquerías en todo el mundo se ha ampliado para tener en cuenta los efectos de la pesca de especies no objetivo en particular, y del ecosistema en general. Este enfoque ecosistémico de la ordenación pesquera (EEOP) es importante para mantener la integridad y la productividad de los ecosistemas y, al mismo tiempo, aprovechar al máximo la utilización de los recursos pesqueros de importancia comercial, pero también los servicios del ecosistema que proporcionan beneficios sociales, culturales y económicos a la sociedad humana.

El EEOP se formalizó por primera vez en el *Código de Conducta para la Pesca Responsable* de la FAO (1995), que estipula que *"los Estados y los usuarios de los recursos acuáticos vivos deberían conservar los ecosistemas acuáticos"* y que las *"medidas de ordenación deberían asegurar la conservación no sólo de las especies objetivo, sino también de aquellas especies pertenecientes al mismo ecosistema o dependientes de ellas o que están asociadas con ellas"*. En 2001, la Declaración de Reikiavik sobre Pesca Responsable en el Ecosistema Marino elaboró esos principios con un compromiso de incorporar un enfoque ecosistémico en la ordenación de la pesca.

La Convención de Antigua de la CIAT, que entró en vigor en 2010, está en consonancia con esos instrumentos y principios. El Artículo VII (f) establece que una de las funciones de la CIAT es *adoptar, en caso necesario, medidas y recomendaciones para la conservación y administración de las especies que pertenecen al*  mismo ecosistema y que son afectadas por la pesca de especies de peces abarcadas por la presente Convención, o que son dependientes de estas especies o están asociadas con ellas, con miras a mantener o restablecer las poblaciones de dichas especies por encima de los niveles en que su reproducción pueda verse gravemente amenazada". Anteriormente, el Acuerdo sobre el Programa Internacional para la Conservación de los Delfines (APICD) de 1999 introdujo consideraciones ecosistémicas a la ordenación de las pesquerías atuneras en el OPO. Por consiguiente, durante más de veinte años, la CIAT ha sido consciente de cuestiones ecosistémicas, y ha avanzado hacia un EEOP en muchas de sus decisiones de ordenación (por ejemplo, <u>SAC-10 INF-B;</u> Juan-Jorda et al. 2018). En el marco del Plan Científico Estratégico (PCE), el personal de la CIAT está llevando a cabo investigaciones ecológicas novedosas e innovadoras encaminadas a obtener los datos y desarrollar las herramientas necesarias para aplicar un EEOP en las pesquerías atuneras del OPO. Las actividades actuales y futuras del personal relacionadas con el ecosistema se resumen en el PCE (<u>IATTC-93-</u> <u>O6a; SAC-14-01a</u>) y en el informe de Actividades e Investigación del Personal (SAC-14-01b).

Determinar la sostenibilidad ecológica de las pesquerías atuneras del OPO es un reto importante, dada la amplia gama de especies con diferentes ciclos vitales con las que esas pesquerías interactúan. Si bien se dispone de información relativamente buena sobre las capturas de atunes y peces picudos en toda la pesquería, no ocurre lo mismo con la mayoría de las especies no objetivo (es decir, de captura incidental), especialmente aquellas que son descartadas en el mar o que tienen un bajo valor económico (ver Sección 2 y el <u>Informe Especial 25 de la CIAT</u>). Además, los procesos ambientales que operan en diversas escalas temporales y espaciales (por ejemplo, El Niño-Oscilación del Sur, la Oscilación Decadal del Pacífico, el calentamiento de los océanos, la anoxia y la acidificación) pueden influir en la abundancia y distribución horizontal y vertical de las especies en distintos grados, lo que a su vez afecta su potencial de interactuar con las pesquerías atuneras.

Se han utilizado puntos de referencia biológicos, basados en estimaciones de la mortalidad por pesca, la biomasa de la población reproductora, el reclutamiento y otros parámetros biológicos, para la ordenación tradicional de especies individuales de las especies objetivo, pero no se dispone de datos fiables de captura y/o biológicos necesarios para determinar esos puntos de referencia, o medidas alternativas de desempeño, para la mayoría de las especies de captura incidental. De manera similar, dada la complejidad de los ecosistemas marinos, no existe un único indicador que pueda representar holísticamente su estructura y dinámica interna y, por lo tanto, pueda usarse para monitorear y detectar los efectos de la pesca y el medio ambiente.

El personal ha presentado un informe de *Consideraciones Ecosistémicas* desde 2003, pero en los últimos años este informe ha ido evolucionando, en cuanto a su contenido, estructura y propósito. Su propósito principal es complementar el informe anual sobre la pesquería (SAC-14-03) con información sobre las especies no objetivo y sobre el efecto de la pesca en el ecosistema, y describir cómo la investigación del ecosistema puede contribuir al asesoramiento de ordenación y al proceso de toma de decisiones. También describe algunos avances importantes recientes en las investigaciones relacionadas con la evaluación de los impactos ecológicos de la pesca y el medio ambiente en el ecosistema del OPO y sus especies aspciadas.

# 2. FUENTES DE DATOS

En el presente informe, las capturas totales estimadas de especies de captura incidental se obtuvieron de los datos de observadores para la pesquería cerquera de buques grandes<sup>7</sup>, las capturas nominales reportadas por la cobertura limitada de observadores a bordo de buques cerqueros pequeños<sup>8</sup>, y las extracciones anuales brutas de la pesquería palangrera se obtuvieron de los informes sumarios anuales (datos de la TAREA I, ver <u>SAC-12-09</u>, <u>WSDAT-01-01</u>) remitidos a la CIAT por los CPC. También se incluyen las capturas

<sup>&</sup>lt;sup>7</sup> Buques cerqueros de clase 6 con una capacidad de acarreo > 363 t

<sup>&</sup>lt;sup>8</sup> Buques con una capacidad de acarreo ≤363 t

mínimas en 2021 reportadas por observadores en buques palangreros como medida provisional hasta que la cobertura por observadores aumente al menos al 20%, lo que podría permitir estimar de forma fiable las capturas anuales totales de algunas especies de captura incidental. Actualmente, la cobertura por observadores de la mayoría de los CPC es cercana o inferior al 5% exigido y el personal no la considera representativa de las actividades de sus flotas de palangre (ver la Sección 2.2. más adelante y el documento BYC-10 INF-D). Además, un error no detectado previamente en los datos de observadores en palangreros remitidos a la CIAT resultó en una notificación excesiva de tiburones y peces grandes publicada en el documento SAC-13-10. Estos valores fueron corregidos en abril de 2023 (ver SAC-13-10 CORR), y se modificaron los procedimientos de control de calidad de los datos para evitar una posible repetición de este problema. Se dispuso de datos de palangre hasta 2021, ya que la fecha límite para la presentación de datos del año anterior es posterior a la reunión del Comité Científico Asesor (ver resoluciones C-03-05, C-19-08). Sin embargo, algunos CPC suspendieron sus programas de observadores en palangreros debido a la pandemia de COVID-19 y aún no se han reanudado, por lo que no se dispone de datos para 2021. Se dispuso de datos de la pesquería de cerco hasta 2022, considerándose preliminares los datos de los dos últimos años hasta marzo de 2023. A continuación, se describen detalladamente cada una de las fuentes de datos y las deficiencias de datos asociadas. En los documentos SAC-07-INF-C(d) y SAC-12-09 puede consultarse información adicional sobre los datos de capturas incidentales disponibles por pesquería.

#### 2.1. Cerco

Los datos de la pesquería de cerco se compilan a partir de tres fuentes de datos: 1) datos de observadores de la CIAT y de los Programas Nacionales, 2) datos de las bitácoras de los buques extraídos por el personal de las oficinas regionales de la Comisión en los puertos atuneros de Latinoamérica, y 3) datos de las empresas enlatadoras. Los datos de los observadores de la pesquería de buques grandes (clase 6) son los más completos en cuanto a las especies de captura incidental, ya que el Acuerdo para la Conservación de Delfines de 1992 (Acuerdo de La Jolla) exige la presencia de un observador en todos los viajes de los buques de clase 6 desde 1993. Recientemente se publicó una perspectiva histórica de la recolección de datos de captura incidental de los programas de observadores, que se describe en el Informe Especial 25 de la CIAT. Los observadores de la CIAT y los diversos Programas Nacionales proveen datos detallados de captura incidental por especie, captura, disposición y esfuerzo para la posición exacta de pesca (es decir, la latitud y longitud del lance cerquero). Tanto los conjuntos de datos de las bitácoras llenadas por los pescadores como los de las enlatadoras contienen datos muy limitados sobre las especies de captura incidental, ya que la notificación está enfocad principalmente en las especies de atún de importancia comercial. Los datos de bitácora, al igual que los datos de observadores, incluyen la posición exacta de pesca, pero se registran datos de esfuerzo limitados con una sola entrada por día, independientemente del número de lances realizados. Los datos de las enlatadoras (o de "descarga") no tienen una posición exacta de pesca sino una región geográfica amplia donde se capturó el pescado (por ejemplo, el Pacífico oriental o el Océano Pacífico occidental). Estos datos contienen especies de captura incidental solo si fueron retenidas en una bodega de un buque cerquero durante la operación de pesca.

Los buques cerqueros más pequeños (clases 1-5) no están obligados sistemáticamente a llevar observadores, excepto en determinadas circunstancias (por ejemplo, con fines de certificación, pesca durante periodos de veda). Las principales fuentes de datos no observados son los registros de las bitácoras, los registros de descarga de las enlatadoras, y el muestreo en puerto realizado por el personal de la oficina regional de la CIAT, que se enfocan todos en especies de atunes. El Formulario Plantados, una bitácora diseñada a finales de 2018 para ser utilizada por los capitanes de embarcaciones pequeñas que pescan sobre plantados, es también una fuente de datos no observados de atunes y grupos de especies sensibles, pero los datos de captura incidental son actualmente de poca utilidad para los fines de este informe, ya que los datos se agregan en grupos taxonómicos amplios y la calidad de los datos es incierta. Por lo tanto, existe poca información registrada sobre las interacciones con especies de captura incidental por los buques más pequeños. En los últimos años ha aumentado el número de buques pequeños que llevan observadores a bordo. Esto se debe a los requisitos del APICD para la pesca durante los periodos de veda para los buques de cerco de clase 6, el deseo de obtener la certificación de pesquería segura para los delfines (*dolphin safe*), un proyecto piloto de la CIAT en el que se prueba la eficacia de las metodologías de monitoreo electrónico (<u>SAC-11-10</u>), y un programa voluntario de observadores para buques pequeños establecido en 2018 por el Tuna Conservation Group (TUNACONS), un consorcio de empresas atuneras ecuatorianas. La captura mínima derivada de los datos de observadores reportada por los observadores para las especies de captura incidental por viajes de buques pequeños se incluyen en este informe (<u>Tabla J-8</u>) para proporcionar la información básica disponible actualmente para esta pesquería, con el fin de ampliar los informes sobre esta pesquería a medida que se espera que la provisión de datos mejore en el futuro. En 2022, la mayoría de los viajes (66%) realizados por buques pequeños no fueron observados, el 27% fueron del programa voluntario de observadores de Ecuador, el 5% del programa nacional de observadores de Ecuador, 2% del programa nacional de observadores de Colombia.

Por lo tanto, en el presente informe nos enfocamos principalmente en el conjunto completo de datos de observadores en buques cerqueros grandes para proporcionar estimaciones de captura de especies de captura incidental. Se usan los datos de captura incidental provistos por los observadores para estimar las capturas totales, por tipo de lance (es decir, objetos flotantes (OBJ), atunes no asociados (NOA), y delfines (DEL)). En la Tabla A-7 del documento SAC-14-03 se muestra el número de lances de cada tipo realizados en el OPO durante 2007-2022.

A pesar del requerimiento de observadores en todos los viajes de buques de clase 6, se sabe que se han realizado algunos lances, con base en las bitácoras y otras fuentes, pero no fueron observados. Por ejemplo, al comienzo de la recolección de datos de captura incidental en 1993, se observó alrededor del 46% de los lances, aumentando a 70% en 1994. De 1994 a 2008, el porcentaje promedio de lances observados fue de alrededor 80%. A partir de 2009, se observó casi el 100% de los lances. Se extrapolan<sup>9</sup> los datos de captura por día tanto para las especies objetivo como para las no objetivo de captura incidental para tener en cuenta estos casos.

# 2.2. Palangre

La considerable variabilidad en los formatos de notificación de datos de palangre ha dificultado la capacidad del personal de estimar las capturas de especies de captura incidental en el OPO entero (<u>SAC-08-07b</u>, <u>SAC-08-07d</u>, <u>SAC-08-07e</u>, <u>BYC-10 INF-D</u>). Los datos de captura incidental de las pesquerías de palangre aquí reportados fueron obtenidos usando datos de extracciones anuales brutas estimados por cada CPC y notificados a la CIAT en forma resumida anualmente (es decir, los datos denominados de "TAREA I"). Debido a que existe incertidumbre en cuanto a si la CIAT está recibiendo todos los datos de captura incidental de la pesquería palangrera de cada CPC y se ha observado una variabilidad considerable en los datos notificados por grupo taxonómico, estos datos

<sup>&</sup>lt;sup>9</sup> Los datos observados se agrupan por especie, año, bandera y tipo de lance. El número de lances no observados conocidos se obtiene de las bitácoras y otras fuentes. Además, hay viajes conocidos en el OPO de los cuales el personal no sabe el número y tipo de lances realizados. Por lo tanto, se calcula la captura incidental por día conocida a partir de los datos de observadores por especie, año, bandera y tipo de lance, y se aplica al número de días en el mar de cada viaje para estimar la captura incidental. En algunos casos, es posible que haya lances no observados o datos de días en el mar por una bandera que no tengan datos de observadores equivalentes para ese año para facilitar una estimación fiable de la captura. Para estos viajes se usan datos anuales de una bandera sustituta. La bandera sustituta se determina mediante los 5 viajes subsiguientes realizados por el buque en los que hubo un observador a bordo, y adoptando como bandera sustituta la bandera predominante usada en esos viajes. Luego se aplica la captura incidental por lance o día de la bandera sustituta conocida para el año en cuestión a los datos de la bandera no representada.

son considerados incompletos, o "datos de muestra", y por lo tanto son considerados como estimaciones mínimas de captura anual reportada para 1993-2021. Se está llevando a cabo una colaboración por todo el personal para actualizar la resolución C-03-05 sobre provisión de datos a fin de mejorar la calidad de la recolección, notificación y análisis de datos para alinearlos con las responsabilidades de la CIAT establecidas en la Convención de Antigua y el PCE (SAC-12-09). Un objetivo preliminar de este trabajo es iniciar una serie de talleres colaborativos entre el personal y los CPC para evaluar la viabilidad de recolectar los tipos de datos deseables y desarrollar plantillas de recolección de datos para cada tipo de arte, con estándares y procedimientos claros para la remisión de datos que incluyan explícitamente las interacciones con las especies de captura incidental. El primer taller de la serie, centrado en la pesquería de palangre industrial, se celebró por videoconferencia el 9 y 10 de enero de 2023 y contó con casi 100 participantes. El personal preparó un documento de antecedentes que detalla la necesidad de mejorar los datos de palangre, junto con ejemplos de casos y recomendaciones del personal (WSDAT-01-01); durante el taller, se discutieron una serie de presentaciones sobre este documento, así como una presentación de un orador invitado. Las recomendaciones del personal para actualizar la resolución C-03-05, relativas a los datos de palangre industrial, fueron revisadas más a fondo con base en las aportaciones de los participantes del taller y las consultas con los CPC individuales (ver SAC-14-14). El informe de la reunión está también disponible en el sitio web de la CIAT (WSDAT-01-RPT).

Como parte del proceso de revisión de datos para recopilar información sobre los datos notificados a la CIAT en virtud de la resolución C-03-05, el personal pudo determinar que las capturas de tiburones con palangre, notificadas por los CPC, eran varias veces superiores a las capturas anteriormente notificadas para la pesquería palangrera. Una revisión de los datos reveló que una alta proporción de las capturas de tiburones se asignaba a "otras artes" en los <u>informes anuales de la situación de la pesquería</u> desde 2006, pero que en realidad se capturaron con palangre por CPC costeros. Por lo tanto, la transferencia resultante de los datos de captura de "otras artes" a "palangre" incrementó significativamente las capturas palangre-ras de tiburones a partir de 2006 (ver Tabla A2c en <u>SAC-11-03</u>).

La notificación de datos de observadores en palangreros para los buques >20 m ha mejorado desde que la resolución C-19-08 entró en vigor en 2019. El personal ha recibido datos operacionales de observadores detallados por lance individual para varios CPC, aunque el nivel de cobertura por observadores ha sido a menudo inferior a la cobertura obligatoria del 5% del número total de anzuelos o "días efectivos de pesca" (ver SAC-14 INF-B). Además, para la mayoría de los CPC, la cobertura es significativamente menor que la cobertura del 20% recomendada por el personal, el Grupo de Trabajo sobre Captura Incidental, y el Comité Científico Asesor. La eficacia de la cobertura por observadores obligatoria del 5% para evaluar si la cobertura por observadores es representativa de las actividades de la flota total se presenta en el documento BYC-10 INF-D. Aunque los CPC hicieron un gran esfuerzo para mejorar su notificación de los datos de observadores en palangreros, los resultados del análisis demostraron que una cobertura por observadores del 5% es insuficiente para estimar la captura total de los atunes aleta amarilla y patudo, relativamente ricos en datos, por lo que es probable que las estimaciones de captura de las especies de captura incidental sean menos fiables, dado que se dispone de menos datos para dichas especies. Además, la pandemia de COVID-19 obstaculizó el progreso en la notificación de datos de palangre y provocó que algunos CPC suspendieran temporalmente sus programas de observadores. Como resultado de esta suspensión y de la limitada cobertura por observadores, los conjuntos de datos presentados en este informe se facilitan en aras de la transparencia y se muestran las estimaciones mínimas de interacciones y mortalidades indicadas por los datos proporcionados a la CIAT. El personal de la CIAT procurará proveer estimaciones a nivel de flota de las capturas de palangre en el OPO basadas en datos de observadores en el futuro, pero los resultados de los análisis mencionados destacan una clara necesidad de mejorar la notificación de datos de las

especies de captura incidental (ver <u>SAC-12-09</u>, <u>WSDAT-01-01</u>) antes de los intentos de expansión de datos.

# 3. INTERACCIONES DE LA PESQUERÍA CON GRUPOS DE ESPECIES

#### 3.1. Atunes y peces picudos

En el documento SAC-14-03 se presentan datos sobre las capturas de las principales especies de atunes y bonitos de los géneros *Thunnus, Katsuwonis, Euthynnus* y *Sarda*, y de los peces picudos de las familias Istiophoridae y Xiphiidae. En el documento SAC-14 INF-D se presenta una investigación sobre los efectos de la pandemia de COVID-19 en las capturas de atunes tropicales. El personal ha desarrollado <u>evaluaciones</u> y/o indicadores de condición de población (SSI, de *stock status indicators*) para los atunes tropicales (SAC-14-04), análisis exploratorios para el patudo (SAC-14-05) y el aleta amarilla (SAC-14-06), una evaluación del barriete (SAC-14-08), puntos de referencia objetivo y límite propuestos para el barrilete (SAC-14-09), y un índice de abundancia independiente de la pesca para el barrilete usando datos de boyas con ecosonda para la pesquería OBJ (FAD-06-03, FAD-07-03), que se incluyó en la evaluación provisional del barrilete (SAC-13-07). El personal también ha colaborado en las evaluaciones de los atunes <u>aleta azul del Pacífico</u> y <u>albacora</u> dirigidas por el Comité Científico Internacional para los Atunes y Especies Afines en el Océano Pacífico Norte (ISC), la evaluación del <u>atún albacora del Pacífico sur</u> dirigida por la Comisión de Pesca del Pacífico Occidental y Central (WCPFC), y colaboró en las evaluaciones del ISC para el <u>pez espada</u> del Pacífico norte (2018), marlín azul (2021), marlín rayado (2019) y marrajo dientuso (2022-2023). En el documento <u>IATTC-100 INF-B</u> se presenta una evaluación de referencia del pez espada del OPO sur.

# 3.2. Mamíferos marinos

Mamíferos marinos, especialmente los delfines manchado (*Stenella attenuata*), tornillo (*S. longirostris*) y común (*Delphinus delphis*) están a menudo asociados a atunes aleta amarilla en el OPO. Los pescadores de cerco comúnmente lanzan la red alrededor de manadas de delfines y los atunes aleta amarilla asociados, y después liberan los delfines mientras retienen los atunes. La mortalidad incidental de delfines fue alta durante los primeros años de la pesquería, pero disminuyó drásticamente a principios de la década de 1990, y se ha mantenido en niveles bajos desde entonces (<u>AIDCP-43-02</u>; <u>Figura J-1</u>). El personal de la CIAT está colaborando en dos proyectos de investigación sobre delfines enfocados en mejorar los conocimientos actuales de los impactos potenciales de la pesquería atunera sobre las poblaciones de delfines (SAC-14 INF-K), incluyendo un estudio de separación madre-cría y un estudio de abundancia.

En la <u>Tabla J-1a</u> se presentan estimaciones de la mortalidad incidental de delfines en la pesquería cerquera de buques grandes durante 1993-2022. En 2022, la población de delfines con la mortalidad incidental más alta fue la de tornillo panza blanca (*n*=300), seguida por los delfines tornillo oriental (*n*=271), manchado occidental-sureño (*n*=197), y manchado nororiental (*n*=147). Los delfines comunes fueron los menos afectados por la pesquería, con mortalidades de 2 delfines comunes centrales, 20 sureños y 23 norteños. El personal tiene previsto analizar los datos disponibles sobre las interacciones con mamíferos marinos notificados y observados para las pesquerías de cerco en un futuro próximo.

En los últimos años se han realizado mejoras significativas a los estándares mínimos de datos de observadores de palangre remitidos a la CIAT, que ahora requieren la presentación de datos operacionales en virtud de la resolución <u>C-19-08</u>. Sin embargo, tal y como se discute en la Sección 2.2, el bajo nivel de cobertura por observadores (al menos 5%) que se exige actualmente para estos buques no es representativo de los distintos componentes de la flota y dificulta la extrapolación de los datos observados para generar los totales de la flota (ver <u>BYC-10 INF-D</u>). Por el momento, solo se presenta el número mínimo de interacciones y mortalidades observadas de mamíferos marinos reportadas para 2021 (<u>Tabla J-1b</u>). Las interacciones y mortalidades se definieron por la clasificación subjetiva del destino (herido, liberado o no reportado) y la condición de liberación (vivo y sano o no reportada) según lo registrado por los observadores. Las disposiciones no reportadas se asumieron, de manera precautoria, como mortalidades. Bajo estos supuestos, los 11 mamíferos marinos reportados por los observadores en 2021 fueron considerados muertos. El personal reitera que el nivel de cobertura por observadores debe aumentar al menos al 20% recomendado para facilitar la expansión del número de interacciones y mortalidades a la totalidad de las actividades de la flota para los mamíferos marinos y otras especies de captura incidental vulnerables.

#### 3.3. Tortugas marinas

Las tortugas marinas son capturadas ocasionalmente en la pesquería cerquera en el OPO, generalmente cuando se asocian a objetos flotantes que se cercan, aunque a veces son capturadas por casualidad en lances sobre atunes no asociados o atunes asociados a delfines. También pueden enredarse en la malla de los dispositivos agregadores de peces (plantados) u otros objetos flotantes (FAD-07-04) y ahogarse, o resultar heridas o muertas a causa de las artes de pesca.

El número estimado de mortalidades e interacciones de tortugas marinas registradas por observadores en buques de cerco grandes, por tipo de lance, de 1993-2022, se muestra en la Figura J-2 a y b, respectivamente. Las interacciones se definieron a partir de la información de los observadores registrada como destino en el formulario de tortugas como: enredadas, liberadas ilesas, heridas leves, escapadas de la red, observadas pero no involucradas en el lance y otras/desconocidas; las mortalidades se definieron como los destinos registrados como: heridas graves, muerta, o consumida. La tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*) es, por mucho, la especie de tortuga marina capturada más frecuentemente, con un total de 21,850 interacciones y 951 mortalidades (~4%) durante 1993-2022, pero solo 168 interacciones y ninguna mortalidad ocurrieron en 2022 (Tabla J-2a). En 2022, hubo 44 interacciones registradas con tortugas verdes del Pacífico oriental, 28 con caguamas, 11 con carey, 4 con laúd y 116 con tortugas no identificadas y no hubo mortalidades.

En la pesquería palangrera, las tortugas marinas son capturadas cuando se tragan un anzuelo cebado, se enganchan accidentalmente o se ahogan después de quedar enredadas en la línea principal, las líneas de flotación o las brazoladas y no pueden subir a la superficie para respirar. También son capturadas en pesquerías costeras pelágicas y de redes agalleras de fondo, donde quedan enredadas en la red o enmalladas en las líneas de flotación o en la relinga superior. Aunque se dispone de muy pocos datos sobre la mortalidad incidental de tortugas por la pesca con palangre y redes agalleras, es probable que las tasas de mortalidad en la pesquería palangrera industrial del OPO sean mínimas en los lances "profundos" (alrededor de 200-300 m) dirigidos al atún patudo y al albacora, y máximas en los lances "someros" (<150 m) dirigidos al pez espada. También existe una flota importante de flotas artesanales palangreras y de redes agalleras de naciones costeras que se sabe que capturan tortugas marinas, pero se dispone de datos limitados (ver <u>BYC-11-02</u>).

No se ha dispuesto de datos sobre las interacciones y mortalidades de las tortugas marinas en la pesquería de palangre (<u>SAC-08-07b</u>), aunque empiezan a mejorar con la remisión de datos operacionales de observadores desde 2019, de conformidad con la resolución <u>C-19-08</u>. Teniendo en cuenta que la cobertura por observadores en la mayoría de los buques de palangre es de 5% o menos (ver <u>BYC-10 INF-D</u>), comparado con el 100% de los viajes observados en la pesquería cerquera de buques grandes, los datos de observadores provistos por los CPC para 2021 son considerados números mínimos de interacciones y mortalidades (<u>Tabla J-2b</u>) que han sido notificados a la CIAT (ver Sección 2.2). Aquí las interacciones y mortalidades se definieron por destino (descartada, herida, heridas graves, liberada, liberada con anzuelo o no reportado) y/o la condición de liberación (viva y sana, viva y herida, muerta, desconocida o no reportada) según lo registrado por los observadores. En 2021 solo se registraron 8 interacciones con tortugas marinas (5 tortugas golfinas y 3 caguamas), y todas ellas resultaron en mortalidades. El personal espera usar las nuevas remisiones de datos operacionales de observadores requeridas en virtud de la resolución <u>C-19-08</u> para reportar la primera estimación de captura total de la flota palangrera de especies de tortugas marinas en el futuro, aunque en el documento <u>BYC-10 INF-D</u> se advierte que la actual cobertura por observadores del 5% es insuficiente para producir estimaciones fiables de la captura total.

Varias resoluciones de la CIAT, más recientemente la <u>C-19-04</u>, han tenido como objetivo mitigar los impactos de la pesca en las tortugas marinas y establecer procedimientos seguros de manipulación y liberación de las tortugas marinas capturadas con redes de cerco y palangre. Además, antes de la 13ª reunión del CCA se celebró un taller sobre anzuelos circulares para discutir a) los efectos de diferentes tamaños de anzuelos circulares en la mitigación de la captura incidental de tortugas marinas y otras especies vulnerables en la pesquería de palangre y b) el tamaño mínimo de anzuelo para satisfacer los requisitos establecidos en la resolución <u>C-19-04</u>. Los participantes del taller discutieron sobre el uso de diferentes anzuelos circulares en las pesquerías de palangre para satisfacer la resolución <u>C-19-04</u>, con una anchura mínima del anzuelo definida en función de la pesquería y de la especie objetivo. Sin embargo, no se formularon conclusiones ni recomendaciones definitivas (WSHKS-01), aunque las discusiones sobre este tema se reanudaron durante la 11ª reunión del Grupo de Trabajo sobre Captura Incidental en mayo de 2022 y se espera que continúen en la 1ª reunión del Grupo de Trabajo sobre Ecosistema y Captura Incidental en mayo de 2023.

Se realizó una evaluación preliminar de la vulnerabilidad de la población de tortugas laúd del Pacífico oriental en 2018 en colaboración con la Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas (CIT), usando el enfoque de Evaluación Ecológica del Impacto Sostenible de las Pesquerías (EASI-Fish) (ver Sección 5) (BYC-10 INF-B). Se determinó que el estado de vulnerabilidad de la población era "más vulnerable" en 2018. El personal continuó colaborando con la CIT en 2020-2023 para mejorar el modelo de distribución de la especie (BYC-11-01) y la evaluación de su vulnerabilidad utilizando datos de pesca actualizados de CPC costeros (BYC-11-02). La evaluación final mostró que el estado de vulnerabilidad de la población se mantuvo en "más vulnerable" en 2019. El modelado de 70 escenarios de ordenación mostró que la implementación de mejores prácticas de manipulación y liberación por parte de las flotas industriales y artesanales, o el uso de anzuelos circulares, o el uso de cebo de pescado por las flotas palangreras podrían reducir la mortalidad posliberación y/o en el buque a tal grado que el estado de vulnerabilidad de la población podría mejorar a "menos vulnerable", siempre que no aumenten los niveles de esfuerzo de pesca de todas las pesquerías del OPO. Se predijo que el uso de estas tres medidas en conjunto reduciría aún más la vulnerabilidad. Los resultados detallados de este trabajo se presentaron en 2022 en la reunión del Grupo de Trabajo sobre Captura Incidental (<u>BYC-11-01</u>, <u>BYC-11-02</u>) y se presentarán en el Grupo de Trabajo sobre Ecosistema y Captura Incidental de la CICAA en mayo de 2023 como ejemplo de colaboración exitosa entre organizaciones..

#### 3.4. Aves marinas

Existen aproximadamente 100 especies de aves marinas en el OPO tropical. Algunas de ellas se asocian a depredadores epipelágicos, como peces (especialmente atunes) y mamíferos marinos, cerca de la superficie del océano; para algunas, las oportunidades de alimentación dependen de la presencia de cardúmenes de atunes que se alimentan cerca de la superficie. Algunas aves marinas, especialmente los albatros y petreles son capturados en anzuelos cebados en las pesquerías palangreras pelágicas.

La CIAT ha adoptado una resolución sobre aves marinas (<u>C-11-02</u>); además, el Acuerdo sobre la Conservación de Albatros y Petreles (ACAP) y BirdLife International han actualizado sus mapas de las distribuciones de aves marinas en el OPO, y han recomendado directrices sobre la identificación, notificación, manipulación y medidas de mitigación para aves marinas (<u>SAC-05 INF-E</u>, <u>SAC-07-INF-C(d)</u>, <u>SAC-08-INF-D(a)</u>, <u>SAC-08-INF-D(a)</u>, <u>SAC-08-INF-D(b)</u>, <u>BYC-08 INF J(b)</u>). Adicionalmente, el ACAP ha informado sobre la condición de conservación de los albatros y los petreles grandes (<u>SAC-08-INF-D(c)</u>; <u>BYC-08 INF J(a)</u>). El ACAP también ha informado sobre las directrices relativas a los sistemas de monitoreo electrónico de pesquerías. Los participantes del taller sobre anzuelos circulares, celebrado en marzo de 2022 (WSHKS-01), discutieron la influencia de los anzuelos circulares en la captura y mortalidad de las aves marinas. Los datos disponibles no parecen ser concluyentes para comentar sobre el valor de conservación de los anzuelos circulares en comparación con otras formas o tamaños de anzuelos para las aves marinas dada la falta de estudios empíricos.

Al igual que en el caso de las tortugas marinas, no se ha dispuesto de datos sobre las interacciones y mortalidades de las aves marinas en la pesquería de palangre (<u>SAC-08-07b</u>), pero con la remisión de datos operacionales de observadores en palangreros de >20 m en 2019 se dispone de algunas estimaciones mínimas de 2021 para la presentación de informes (<u>Tabla J-3</u>) (ver Sección 2.2. para obtener información sobre las incertidumbres y las deficiencias de los datos notificados)

Los datos de observadores remitidos por los CPC para 2021 contenían 340 interacciones con aves marinas, todas registradas como "descartadas" o presuntamente muertas de manera precautoria debido a datos incompletos de disposición. Con estos datos limitados, la pardela gorgiblanca, *Procellaria aequinoctialis,* fue el ave que más interactuó con las artes (n=63, 19% de todas las interacciones), seguida por el albatros errante, *Diomedea exulans* (n=58; 17%), y el albatros ceja negra, *Thalassarche melanophrys* (n=53; 16%). El personal espera reportar la primera estimación de captura total de la flota palangrera de especies de aves marinas en el futuro usando los datos operacionales de observadores a medida que continúe la mejora en la recolección de datos; ver el documento <u>BYC-10 INF-D</u> para consultar una discusión sobre las deficiencias actuales de los datos de observadores de palangre para ampliar los datos a las actividades de la flota palangrera a fin de proporcionar estimaciones de la captura total.

#### 3.5. Tiburones

Se capturan tiburones como captura incidental en las pesquerías atuneras cerqueras del OPO y ya sea como captura incidental u objetivo en las pesquerías palangreras, multiespecíficas y de múltiples artes de las naciones costeras.

Se dispone de evaluaciones o indicadores de condición (SSI, de *stock status indicators*) de las poblaciones de solo cuatro especies de tiburones en el OPO: sedoso (*Carcharhinus falciformis*) (Lennert-Cody *et al.* 2018; <u>BYC-10 INF-A</u>, <u>BYC-11 INF-A</u>, EBWG-01 INF-A), azul (*Prionace glauca*) (<u>Grupo de Trabajo sobre Tiburones del ISC</u>), marrajo dientuso (*Isurus oxyrinchus*) (<u>Grupo de Trabajo sobre Tiburones del ISC</u>) y zorro (*Alopias vulpinus*) (<u>NMFS</u>). Como parte del <u>Proyecto Océanos Comunes de la FAO</u>, en 2017 se finalizaron evaluaciones a escala del Pacífico entero del tiburón marrajo sardinero (*Lamna nasus*) en el hemisferio sur (Clarke 2017), y del tiburón zorro ojón (*Alopias superciliosus*) (Fu *et al.* 2018), mientras que la del tiburón sedoso (Clarke 2018a) y una evaluación de riesgo para la población del tiburón ballena del Indo-Pacífico (Clarke 2018b) se completaron en 2018. Las interacciones del tiburón ballena con la pesquería atunera de cerco en el OPO se resumen en el Documento <u>BYC-08 INF-A</u>. Se desconocen los impactos de las pesquerías atuneras sobre las poblaciones de otras especies de tiburones, no mencionadas anteriormente, en el OPO.

La primera evaluación cuantitativa de la vulnerabilidad de los tiburones en las pesquerías industriales y artesanales del OPO, usando la metodología EASI-Fish (Sección 5), fue completada en 2022 y se presentó en la 13ª reunión del CCA (<u>SAC-13-11</u>). En resumen, se registraron un total de 49 especies de tiburones que interactúan con las pesquerías atuneras del OPO, de las cuales 32 especies fueron evaluadas formalmente usando EASI-Fish para 2019. En general, 20 especies se clasificaron como "más vulnerables", incluidos los tiburones martillo (4 especies), cazones (10 especies), zorros (*Alopias superciliosus y A. pelagicus*), mesopelágicos (3 especies) y el tiburón azul (*Prionace glauca*) y el marrajo dientuso (*Isurus oxyrinchus*), ambos de importancia comercial. Las 12 especies restantes se clasificaron como "menos vulnerables" (9 especies) o "cada vez más vulnerables" (3 especies). El informe recomendó más análisis para explorar una gama de posibles medidas de conservación y ordenación (MCO) hipotéticas que podrían implementarse, de forma

aislada o combinada, en el OPO para reducir los impactos de la pesca sobre las especies de tiburones particularmente vulnerables identificadas, incluidos los tiburones sedoso, zorro y martillo. El enfoque EASI-Fish se aplicó al tiburón sedoso y los tiburones martillo durante 2022-2023 para determinar los beneficios relativos de escenarios alternativos de ordenación sobre la vulnerabilidad de las especies (SAC-14-12).

En la Tabla J-4a se muestran las capturas (t) de tiburones en las pesquerías cerqueras de buques grandes (1993-2022) y las estimaciones mínimas de captura reportada<sup>10</sup> por las pesquerías palangreras (1993-2021), mientras que en la Figura J-3a se muestran las capturas de las especies capturadas con más frecuencia, que se discuten a continuación. La notificación de muchas especies de tiburones por palangreros comenzó en 2006 (ver Sección 2 para conocer las deficiencias de los datos, incluida la alta variabilidad de este conjunto de datos). La mayoría de las capturas de tiburones proceden de lances sobre objetos flotantes. El tiburón sedoso (familia Carcharhinidae) es la especie de tiburón más comúnmente capturada en la pesquería de cerco, con capturas anuales que promedian las 557 t (principalmente de lances sobre objetos flotantes (Figura J-3a)) y que fueron 645 t en 2022. En cambio, la captura anual mínima reportada en los datos de muestra de palangre para 2006-2021 promedió 10,683 t, mientras que solo 12 t fueron reportadas en 2021. La captura anual de tiburón oceánico punta blanca (Carcharhinidae) en la pesquería de cerco promedió 56 t (también principalmente de lances sobre objetos flotantes) y fue de 12 t en 2022. La captura anual mínima reportada en la pesquería de palangre entre 2006 y 2018 alcanzó un promedio de 165 t y no se reportó ninguna en 2019-2021. Las capturas de tiburón oceánico punta blanca han disminuido en la pesquería de cerco desde principios de la década de 2000, mientras que las capturas mínimas reportadas han sido variables en la pesquería de palangre (Figura J-3). La captura mínima anual reportada de tiburón azul en la pesquería de palangre de 1993-2021 promedió 6,220 ty fue de 8,323 t en 2021. En cambio, la captura anual en la pesquería de cerco promedió solo 2 t, con 1 t capturada en 2022.

Otras especies importantes de tiburones capturadas en las pesquerías de cerco y palangre son los tiburones cornuda cruz (*Sphyrna zygaena*), zorro pelágico (*Alopias pelagicus*) y marrajos (*Isurus* spp.) (<u>Tabla J-4a</u>, Figura J-3a). Las estimaciones de captura del tiburón cornuda cruz en la pesquería cerquera promediaron 26 t (principalmente capturados en lances sobre objetos flotantes) y fue de 12 t en 2022, mientras que en la pesquería palangrera la captura mínima anual reportada promedió 900 t (2006-2021), y fue de 37 t en 2021. En cambio, el zorro pelágico fue capturado principalmente en lances no asociados en la pesquería cerquera con la captura anual promedio de 4 t, y fue de 1 t en 2022. La captura mínima anual reportada de zorro pelágico en la pesquería palangrera promedió 1,928 t (2007-2021), y solo se reportó 1 t en 2021. Las estimaciones de captura de marrajos en la pesquería cerquera fueron más bajas que las de las especies antes mencionadas, promediando 3 t, y 2 t 2022. Sin embargo, en la pesquería de palangre la captura mínima anual reportada promedió 1,436 t (1993-2021) y en 2021 fue de 1,399 t.

De forma complementaria a las capturas de tiburones que se presentan en la <u>Figura J-3a</u> y de forma similar a los SSI basados en datos de cerco notificados por tipo de lance para los atunes tropicales (<u>SAC-13-06</u>), se ajustó la escala de la captura por tipo de lance de forma que su promedio fuera igual a 1 durante el periodo 1993-2022 (es decir, el inicio de la recolección de datos de captura incidental) para las tres especies de tiburones con las capturas nominales anuales más elevadas por buques de cerco grandes (es decir, tiburón sedoso, tiburón oceánico punta blanca y cornuda cruz). Esta captura relativa en peso (t), que ayuda a comprender mejor las anomalías en la captura de las especies, se presenta en la <u>Figura J-3b</u>. En los primeros años (anteriores a 2000), la captura relativa de tiburón sedoso fue de 3 a 3.5 veces superior al promedio para los capturados en lances sobre delfines, y unas 4.5 veces superior al promedio (1993) para los capturados en lances no asociados, mientras que las capturas relativas fueron menos variables en la pesquería

<sup>&</sup>lt;sup>10</sup> Los tiburones capturados por los buques palangreros se registran usando diferentes métricas de peso (por ejemplo, peso en vivo, del tronco o entero) y, por lo tanto, es posible que las estimaciones de la captura total anual reportada contengan una mezcla de estas métricas de peso. El personal está trabajando en la armonización de la recopilación de datos de tiburones para mejorar la fiabilidad de las estimaciones de captura total (por ejemplo, <u>SAC-11-13</u>).

sobre objetos flotantes. En el caso del tiburón oceánico punta blanca, se observó una tendencia decreciente de las capturas relativas en todos los tipos de lance, y las mayores capturas relativas se produjeron antes de 2000. Las capturas relativas de cornuda cruz fueron variables en todos los tipos de lance, con capturas relativas unas 5 veces superiores al promedio en lances no asociados en 2004.

En la <u>Figura J-4b</u> se presenta la distribución espacial por celda de 5°x5° de la captura de las mismas tres especies de tiburones por tipo de lance para la pesquería de cerco de buques grandes para brindar una indicación de la dinámica espacial de la captura actual (es decir, 2022) y pasada (promedio de los últimos cinco años; 2017-2021). Las capturas de tiburón sedoso estuvieron ampliamente distribuidas en el OPO, ocurrieron principalmente en lances sobre objetos flotantes y fueron ligeramente mayores en 2022 en comparación con el promedio de los últimos cinco años entre la línea ecuatorial y 10°N. Las capturas de tiburón oceánico punta blanca y cornuda cruz fueron mínimas en ambos periodos (es decir, principalmente <1 t) y la distribución fue limitada en 2022 comparado con el promedio de cinco años (lances sobre objetos flotantes solamente). Se observaron capturas mínimas de tiburón oceánico punta blanca alrededor de la línea ecuatorial y al oeste de 140°O en 2022, sin capturas > 1 t en el promedio de 5 años. En el caso de la cornuda cruz, se observaron capturas mínimas al este de 100°O en 2022, mientras que solo en un lugar (10°S y 90°O) se registraron capturas ligeramente superiores a 1 t durante el promedio de 5 años.

Los datos limitados de observadores en buques de cerco pequeños mostraron que se capturaron 29 t de tiburón sedoso y 4 t de tiburón martillo en lances sobre objetos flotantes en 2022, mientras que las de otras especies o grupos de especies de tiburones fueron mínimas ( $\leq 2$  t) (<u>Tabla J-8</u>).

Las capturas mínimas, derivadas únicamente de los datos de observadores, de tiburones capturados con palangre en 2021 se presentan en la <u>Tabla J-4b</u> (ver Sección 2.2 y <u>BYC-10 INF-D</u> para consultar las incertidumbres y deficiencias de los datos de palangre). El tiburón azul fue, por mucho, la especie de tiburón más frecuentemente capturada en este conjunto de datos, con reportes de más de 11,000 animales que interactuaron con el arte en 2021, seguido por el marrajo dientuso con más de 1,000 animales. Según los criterios de disposición descritos en la <u>Tabla J-4b</u>, casi todas las interacciones resultaron en mortalidades para la mayoría de las especies y grupos de especies de tiburones reportados por los observadores.

Las pesquerías palangreras artesanales de los CPC costeros están dirigidas estacionalmente a tiburones, atunes, peces picudos y dorado (Coryphaena hippurus), y algunos de estos buques son similares a las pesquerías palangreras industriales en el sentido de que operan en zonas más allá de jurisdicciones nacionales (Martínez-Ortiz et al. 2015). Sin embargo, suelen faltar datos esenciales de tiburones de las pesquerías palangreras, y por lo tanto no se pueden producir evaluaciones convencionales y/o indicadores de condición de población (ver síntesis de retos de datos en <u>SAC-07-06b(iii)</u>). Se está llevando a cabo un proyecto, financiado por la Organización para la Agricultura y el Alimento de las Naciones Unidas (FAO) y el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM) en el marco del programa Océanos Comunes ABNJ (SAC-07-06b(ii), SAC-07-06b(iii), SAC-14 INF-L, SAC-14 INF-M), para mejorar la recolección de datos sobre tiburones de la pesquería palangrera, particularmente en Centroamérica, México, Ecuador y Perú. En 2019 se realizó un estudio piloto de un año para recopilar datos de la pesquería de tiburones y desarrollar y probar diseños de muestreo para un programa de muestreo a largo plazo de la pesquería de tiburones en Centroamérica (Fase 2 del proyecto). Se presentó un informe del avance del proyecto FAO-FMAM ABNJ en la 11ª reunión del CCA (SAC-11-13). Aunque este estudio piloto en Centroamérica ya concluyó, la metodología de muestreo será aplicada en una segunda fase del proyecto FAO-FMAM ABNJ con otros Miembros de la CIAT (SAC-13-12, SAC-14 INF-M). En esta reunión se presentará una estimación del orden de magnitud de las capturas de tiburones en Centroamérica, así como mejoras en la recolección de datos sobre tiburones para los estados costeros del OPO (SAC-14 INF-L, SAC-14 INF-L-M). Es posible que los datos obtenidos en estos proyectos se incluyan en futuras versiones de este informe para brindar mejores estimaciones de captura,

aunque sean estimaciones mínimas, de tiburones capturados por las distintas flotas de palangre, red agallera y de artes mixtas.

#### 3.6. Rayas

A fin de representar mejor las capturas anuales estimadas de mantarrayas (Mobulidae) y rayas pelágicas (Dasyatidae), estos animales ahora se reportan en número de individuos por las pesquerías de cerco de buques grandes (1993-2022) en la <u>Tabla J-5a</u>, mientras que en la <u>Figura J-4a</u> se muestran las capturas de especies clave. En los informes sumarios anuales de la pesquería de palangre no suelen notificarse las rayas, aunque sí se dispone de datos de observadores obtenidos más recientemente (ver <u>Tabla J-5b</u>). Las mayores capturas promedio en la pesquería de cerco se observaron para rayas Mobulidae no identificadas (Mobulidae spp., promedio 1993-2022: 1,231 individuos; número de individuos en 2022: 246), seguidas de la raya pelágica (promedio: 885; 2022: 684), la manta diablo (promedio: 348; 2022: 103), la manta mobula (promedio: 249; 2022: 74), las rayas no identificadas (Dasyatidae spp., promedio: 214; 50) y la manta gigante (promedio: 119; 2022: 11 individuos). Aunque las capturas de estas rayas pueden variar por tipo de lance, han sido máximas en los lances no asociados, seguidos por los lances sobre delfines, y mínimas en los lances sobre objetos flotantes (<u>Figura J-4a</u>).

De forma similar a los tiburones, en la <u>Figura J-4b</u> se presentan las capturas relativas de rayas en número de individuos (es decir, captura a escala con el promedio igual a 1) por tipo de lance para buques cerqueros grandes. Al igual que con la captura observada reportada (<u>Figura J-4a</u>), las capturas relativas de rayas fueron muy variables sin tendencias aparentes, y los picos de capturas relativamente altas no fueron consistentes entre especies y tipos de lance. La distribución espacial de las capturas (celda de 5°x5°) fue mayor para la raya pelágica con la mayoría de las capturas ocurridas en lances sobre objetos flotantes al este de 120°O para 2022 y el promedio de 5 años (2017-2021) (<u>Figura J-4c</u>). Las capturas de lances no asociados ocurrieron en las costas de Baja California y Sudamérica, mientras que las capturas de lances sobre delfines ocurrieron principalmente al norte de la línea ecuatorial. Se observaron capturas mínimas de manta mobula, manta diablo y manta gigante a través del espacio y el tiempo, con la mayoría de las capturas <5 individuos por área espacial.

En el caso de la pesquería cerquera de buques pequeños, los limitados datos de observadores disponibles para 2022 fueron mínimos; el mayor número de individuos capturados en lances sobre objetos flotantes correspondió a la raya pelágica (n=36), seguida de la manta mobula (n=18), la manta diablo (n=11) y las mantas Mobulidae no identificadas (Mobulidae spp., n=10), mientras que el número de otras rayas fue <10 (Tabla J-8).

Los datos mínimos disponibles del conjunto de datos de observadores de palangre para 2021 (ver Sección 2.2. y <u>BYC-10 INF-D</u>) mostraron que la mayoría de las interacciones fueron con la raya pelágica (*Pteroplatytrygon violacea*) y el 95% de estas interacciones (3,909 individuos) resultaron en mortalidades (3,703) (<u>Tabla J-5b</u>).

Se determinó el estado de vulnerabilidad y la eficacia de posibles medidas de conservación y ordenación (MCO) para la manta mobula (*Mobula mobular*) impactada por las pesquerías industriales de cerco y palangre en el OPO usando la metodología EASI-Fish (Sección 5) (Griffiths y Lezama-Ochoa 2021). En el año de evaluación de 2018, la mortalidad por pesca estimada rebasó el punto de referencia biológico *F/F*<sub>40%</sub> y *SBR/SBR*<sub>40%</sub>, lo que llevó a una clasificación del estado de vulnerabilidad de "más vulnerable". Un análisis retrospectivo de la vulnerabilidad entre 1979 y 2018 mostró que la especie fue clasificada como "menos vulnerable" entre 1979 y 1993, pero pasó a ser "más vulnerable" a partir de 1994, lo que coincidió con la rápida expansión espacial de la pesquería industrial de cerco. La vulnerabilidad aumentó significativamente a partir de 2011 tras el rápido aumento del número de lances sobre objetos flotantes hasta 2018. La simulación de las MCO existentes en 2018 para las pesquerías atuneras del OPO (es decir, una veda en todo el OPO) y para las rayas Mobulidae específicamente (es decir, el uso de mejores prácticas de manipulación y liberación en el marco de la resolución <u>C-15-04</u>) resultó en que 31 de los 45 escenarios cambiaron la clasificación de la especie de "más vulnerable" a "menos vulnerable", lo que implicó principalmente una reducción de la mortalidad poscaptura de hasta un 20%. La aplicación de mejores prácticas de manipulación y liberación puede ser una medida de conservación razonablemente sencilla, rápida y rentable, pero una recomendación del trabajo fue ampliar el análisis EASI-Fish a todas las especies de rayas Mobulidae afectadas por las pesquerías atuneras del OPO, mejorar las estimaciones de la mortalidad posliberación de estas especies mediante estudios de marcado específicos y mejorar la notificación de la captura por especie, sobre todo en las pesquerías artesanales, para mejorar la fiabilidad de los resultados de las evaluaciones EASI-Fish.

#### 3.7. Otros peces grandes

La composición por especie varía entre las pesquerías cerqueras y las palangreras. En la <u>Tabla J-6a</u> se muestran los peces pelágicos grandes capturados por la pesquería cerquera de buques grandes, principalmente en lances sobre objetos flotantes (1993-2022) y en la pesquería palangrera (1993-2021), y en la <u>Figura J-5</u> se presentan series de tiempo de las capturas de especies clave. Los peces pelágicos más comúnmente capturados en ambas pesquerías son el dorado (Coryphaenidae), con una captura anual promedio estimada de 1,356 t para la pesquería de cerco (2,334 t en 2022) y una captura anual mínima reportada para la pesquería de palangre de 5,812 t en promedio (1,413 t en 2021). El dorado es también una de las especies más importantes capturadas en las pesquerías artesanales de las naciones costeras del OPO (<u>SAC-07-</u><u>06a(i</u>)). En el documento <u>SAC-10-11</u> se pueden encontrar recomendaciones sobre puntos de referencia y reglas de control de extracción potenciales para el dorado en el OPO.

Otras especies clave capturadas por la pesquería de cerco son el peto (Scombridae) y el macarela salmón (Carangidae). El peto tuvo una captura promedio anual estimada de 362 t en la pesquería cerquera, aunque las capturas han disminuido de un pico de 1,025 t en 2001 a 164 t en 2022 (Figura J-5). La captura anual mínima reportada de peto por la pesquería de palangre ha promediado 170 t y fue de 211 t en 2021. No se han reportado capturas de macarela salmón en la pesquería de palangre. Sin embargo, en la pesquería de cerco, las capturas anuales promedio estimadas de macarela salmón fueron de 47 t, con un pico de captura en 2007 de 158 t y disminuyendo posteriormente a 36 t en 2022 (Figura J-5).

Entre los peces pelágicos comúnmente reportados por la pesquería palangrera se incluyen las opas (Lampridae), las sierras (Gempylidae) y las japutas (Bramidae). Las capturas mínimas anuales reportadas de estas especies alcanzaron un promedio de 369 t (1993-2021, 369 t (2006-2021) y 53 t (1993-2021), respectivamente. Las capturas de todos estos grupos taxonómicos han aumentado después de mediados de la década de 2000 (Figura J-5), pero debe tenerse en cuenta la incertidumbre y las deficiencias de datos en este conjunto de datos (Sección 2.2). En el año más reciente (2021), se registraron 449 t, 277 t y 50 t de opas, sierras y japutas, respectivamente (Tabla J-5a).

Los limitados datos de observadores disponibles para 2022 para la pesquería de cerco de buques pequeños incluyeron 289 t de dorado y 26 t de peto capturadas en lances sobre objetos flotantes, mientras que para el resto de especies o grupos de especies de peces grandes se reportaron  $\leq 2$  t (<u>Tabla J-8</u>).

Para 2021, los datos mínimos disponibles de observadores de palangre (ver Sección 2.2. y <u>BYC-10 INF-D</u>) se proporcionan en la <u>Tabla J-6b</u> y muestran que la especie más frecuentemente capturada en este conjunto de datos fue el lanzón picudo (*Alepisaurus ferox*) con unas 11,000 interacciones. La mayoría de las interacciones con peces grandes resultaron en mortalidades.

# 3.8. Especies de forraje

Un gran número de grupos taxonómicos que ocupan los niveles tróficos medios del ecosistema del OPO,

denominados generalmente como "especies de forraje", juegan un papel clave al proporcionar un vínculo trófico entre los productores primarios en la base de la red alimenticia y los depredadores de nivel trófico alto, como los atunes y peces picudos. Algunos peces de forraje pequeños son capturados incidentalmente en el OPO por buques cerqueros en alta mar, principalmente en lances sobre objetos flotantes, y en pesquerías artesanales costeras, pero son generalmente descartados en el mar. En la <u>Tabla J-7</u> se presentan las capturas de estas especies con las especies clave identificadas por los datos de captura presentados en la <u>Figura J-6</u> para la pesquería cerquera de buques grandes, con la mayoría de las capturas procedentes de lances sobre objetos flotantes.

Las melvas (Scombridae) son, por mucho, las especies de forraje más comunes, con capturas anuales promedio estimadas de 1,021 t entre 1993 y 2022. Sin embargo, sus capturas han disminuido de 1,921 en 2005 a 699 t en 2022 (Figura J-6). Los peces ballesta (Balistidae) y cachúas (Monacanthidae) son el segundo grupo de forraje más comúnmente reportado, con capturas anuales estimadas que promedian 262 t y suman 545 t en 2022. Las capturas de este grupo alcanzaron su pico en 2004 con 922 t, pero en general han sido variables. Las capturas anuales de chopas (Kyphosidae) han promediado 17 t y han permanecido mínimas con 22 t en 2022. Por último, las capturas anuales de las diversas especies de la categoría "peces epipelágicos de forraje" promediaron 7 t, y se estima que en 2022 se capturaron 15 t. Los observadores reportaron un total de 128 t de melvas y 84 t de peces ballesta y cachúas capturados en lances sobre objetos flotantes en el número limitado de viajes de buques cerqueros pequeños que llevaron observadores en 2022. Las capturas de todas las demás especies o grupos de especies de peces pequeños fueron mínimas ( $\leq 3$  t) (Tabla J-8).

# 4. MEDIO AMBIENTE FÍSICO

Las condiciones ambientales afectan a los ecosistemas marinos, la dinámica y capturabilidad de las especies objetivo y de captura incidental, y las actividades de los pescadores. Los factores biofísicos pueden tener importantes efectos en la distribución y la abundancia de las especies marinas<sup>11</sup> (por ejemplo, <u>SAC-10 INF-</u>D). El siguiente resumen del medio ambiente físico abarca: 1) indicadores ambientales a corto y largo plazo, y 2) condiciones ambientales y su efecto potencial sobre la pesquería durante el año anterior, en este caso, 2022.

# 4.1. Indicadores ambientales

El medio ambiente oceánico varía en una variedad de escalas temporales, de estacional a interanual, decadal, y más largas. Los cambios inducidos por el clima a más largo plazo, típicamente decadales (a intervalos de 10 a 30 años) y caracterizados por condiciones y patrones promedio relativamente estables en las variables físicas y biológicas se denominan "regímenes". Sin embargo, la fuente dominante de variabilidad en las capas superiores del OPO es El Niño-Oscilación del Sur (ENOS), una fluctuación irregular que afecta el Océano Pacífico tropical y la atmósfera global (Fiedler 2002). Los eventos de El Niño ocurren a intervalos de entre dos y siete años, y se caracterizan por vientos alisios más débiles, termoclinas más profundas, y temperaturas superficiales del mar (TSM) altas en el OPO ecuatorial. La fase contraria a El Niño, denominada comúnmente La Niña, se caracteriza por vientos alisios más fuertes, termoclinas menos profundas, y TSM más bajas. Los cambios en el medio ambiente biogeoquímico debidos a ENOS tienen un impacto sobre la productividad biológica, alimentación y reproducción de peces, aves y mamíferos marinos (Fiedler 2002).

Se cree que ENOS causa variabilidad considerable en la disponibilidad de atunes y peces picudos de importancia comercial en el OPO para su captura (Bayliff 1989). Por ejemplo, la termoclina poco profunda durante un evento de La Niña puede aumentar las tasas de captura de atunes con red de cerco,

<sup>&</sup>lt;sup>11</sup> Ver <u>SAC-04-08</u>, *Medio ambiente físico*, y <u>SAC-06 INF-C</u> para una descripción completa de los efectos de la oceanografía física y biológica sobre los atunes, las comunidades de presas y las pesquerías en el OPO.

al comprimir el hábitat térmico preferido de los atunes pequeños cerca de la superficie del mar, mientras que es probable que la termoclina más profunda durante un evento de El Niño haga que los atunes sean menos vulnerables a la captura y, por lo tanto, se reduzcan las tasas de captura. Además, TSM superiores e inferiores al promedio pueden también causar que los peces se desplacen a hábitats más favorables, lo que también puede afectar las tasas de captura, ya que los pescadores dedican más esfuerzo a localizar los peces.

Es posible que el reclutamiento de los atunes tropicales en el OPO también se vea afectado por eventos de ENOS. Por ejemplo, los eventos fuertes de La Niña en 2007-2008 podrían ser parcialmente responsables del reclutamiento bajo de patudo en el OPO, mientras que el reclutamiento máximo ha correspondido a los eventos extremos de El Niño en 1982-1983 y 1998 (<u>SAC-09-05</u>). El reclutamiento del aleta amarilla también fue bajo en 2007, pero fue alto en 2015-2016, después del evento extremo de El Niño en 2014-2016 (<u>SAC-09-06</u>).

El <u>Boletín de Diagnóstico Climático</u> del Servicio Meteorológico Nacional de Estados Unidos informó que en 2022 las anomalías, definidas en el Boletín como una desviación del promedio mensual, de las características oceánicas y atmosféricas (por ejemplo, temperaturas superficiales y subsuperficiales, profundidad de la termoclina, viento, y convección) fueron consistentes con condiciones de La Niña durante todo el año.

Los índices de variabilidad en dichas condiciones se utilizan comúnmente para dar seguimiento a la dirección y magnitud de los eventos de ENOS en el Océano Pacífico. En el presente informe, se usa el Índice de El Niño Oceánico (ONI, por sus siglas en inglés), utilizado por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de los Estados Unidos (NOAA) como indicador principal de condiciones cálidas de El Niño y frías de La Niña en la región Niño 3.4 en el Océano Pacífico tropical oriental-central (Dahlman 2016) (Figura J-7a), para caracterizar la variabilidad interanual de las anomalías en la TSM. El ONI es una medida de El Niño definida por la NOAA como "un fenómeno en el Océano Pacífico ecuatorial caracterizado por cinco medias consecutivas de 3 meses de anomalías de TSM en la región Niño 3.4 que está por encima (por debajo) del umbral de +0,5°C (-0,5°C)". El ONI categoriza los eventos ENOS desde "extremo" hasta "débil" (Figura J-7b). Por ejemplo, el evento "extremo" de El Niño en 1997-1998 fue seguido de un evento "muy fuerte" de La Niña en 1998-2000. También se observaron eventos "fuertes" de La Niña en 2007-2008 y 2010-2011. Los valores de ONI más altos (>2.5) se registraron durante el evento "extremo" de El Niño en 2015-2016. A lo largo de 2022 persistieron condiciones moderadas de La Niña, con valores que oscilaron entre -1.1 y -0.8 (Figura J-7b).

El índice de Oscilación Decadal del Pacífico (PDO, por sus siglas en inglés; <u>Figura J-8</u>) se usa para describir fluctuaciones a mayor plazo en el Océano Pacífico, y también se ha utilizado para explicar, por ejemplo, la influencia de los impulsores ambientales sobre la vulnerabilidad de los tiburones sedosos a las pesquerías en el OPO (Lennert-Cody *et al.* 2018). La PDO, un patrón de variabilidad climática de larga vida en el Pacífico parecido a El Niño con eventos que persisten 20-30 años, sigue patrones interdecadales a gran escala de cambios ambientales y bióticos, principalmente en el Océano Pacífico norte (Mantua 1997), con patrones secundarios observados en el Pacífico tropical, lo opuesto a ENOS (Hare y Mantua 2000). Al igual que ENOS, las fases de la PDO se clasifican como "cálidas" o "frías". Los valores de la PDO alcanzaron dos picos, 2.79 en agosto de 1997 y 2.62 en abril de 2016, ambos coincidiendo con los eventos extremos de El Niño indicados por el ONI. La PDO se encuentra en una fase "fría" desde principios de 2020. Durante 2022, persistieron las condiciones frías, con valores que oscilaron entre -2.22 y -1.35 (ver los <u>datos de la serie de tiempo ERSST V5 PDO</u>).

#### 4.2. Exploración espaciotemporal de las condiciones ambientales

Se exploró una serie de tiempo de TSM y concentración de clorofila-a (CHL-a, un indicador de la biomasa de

productividad primaria) (Figura J-9) en el Pacífico oriental tropical (POT) entre 5°N y 5°S, la misma banda latitudinal utilizada en el ONI, para mostrar la variabilidad de estas variables a lo largo del tiempo y el espacio usando diagramas de Hovmöller de tiempo-longitud. Las series de tiempo de la TSM muestran valores mensuales promedio de 1993-2022, mientras que las de las concentraciones de CHL-a cubren datos de 2003-2022 debido a limitaciones en la disponibilidad de datos. La gráfica de TSM (Figura J-9, panel superior) muestra claramente la extensión de los eventos extremos de El Niño de 1997-1998 y 2015-2016, con aguas más cálidas, y los eventos fuertes de La Niña en 1999-2000, 2007-2008 y 2010-2011, con aguas más frías a través del POT. La gráfica de CHL-a (Figura J-9, panel inferior), aunque el patrón es menos claro que el de la gráfica de TSM, muestra un aumento en las concentraciones de CHL-a después de los eventos fuertes de La Niña, particularmente en 2010-2011, posiblemente debido al aumento de la disponibilidad de nutrientes.

#### 4.3. Condiciones ambientales y distribución de las capturas

La disponibilidad de peces y, por lo tanto, de capturas, está fuertemente relacionada con las condiciones y procesos ambientales, en particular en las aguas pelágicas (Fiedler y Lavín 2017; Chassot *et al.* 2011). Las condiciones de ENOS están influenciadas por muchos factores oceánicos y atmosféricos, pero se sabe que tanto la TSM como los niveles de CHL-a son buenas variables explicativas para describir y predecir el hábitat y la distribución de los animales oceánicos (Hobday y Hartog 2014).

Las Figuras J-10 y J-11 muestran las concentraciones promedio trimestrales de TSM y CHL-a, respectivamente, para: 1) proporcionar una indicación general de la variabilidad ambiental estacional en 2022, y 2) superponer la distribución de las capturas de atunes tropicales, como primer paso, para ilustrar la potencial influencia de las condiciones ambientales en las capturas en el OPO durante 2022. En el futuro, el personal planea incorporar la distribución de la captura de especies clave de captura incidental y desarrollar modelos de distribución de especies (MDE) para describir mejor las relaciones potenciales entre el medio ambiente y las especies. En 2021-2022, se desarrollaron MDE para la tortuga laúd (<u>BYC-11-01</u>) y para 32 especies de tiburones (<u>SAC-13-11</u>) y se están desarrollando actualmente varios MDE de alta resolución para otras especies de captura incidental vulnerables, incluyendo los tiburones oceánico punta blanca, sedoso y martillo.

Las aguas más frías se produjeron en el norte de México y el suroeste de Estados Unidos al norte de 20°N y frente a Sudamérica, al sur de la línea ecuatorial y al este de 100°O (Figura J-10). Estas aguas frías se extendieron hacia el oeste durante los trimestres 1 (enero-marzo) y 2 (abril-junio), y 3 (julio-septiembre) y 4 (octubre-diciembre), respectivamente. Las aguas más cálidas se desarrollaron en Centroamérica y se extendieron hacia el oeste durante los trimestres 2 y 3, pero se retrajeron en el trimestre 4. Se observó un charco cálido secundario, menos intenso, en el OPO suroccidental (10-20°S, 140°-150°O) durante los trimestres 1 y 2.

En la <u>Figura J-11</u> se muestra que las concentraciones de CHL-a fueron máximas a lo largo de la línea ecuatorial y la costa del continente americano durante todo el año. El Giro oligotrófico<sup>12</sup> del Pacífico Sur, ubicado entre 20°-40°S, y que se extiende desde los 150°-90°O, estuvo presente en el trimestre 1, se retrajo ligeramente en los trimestres 2 y 3, y regresó en el trimestre 4.

Durante los trimestres 1 y 2, el barrilete predominó en las capturas en aguas de ~25°C de la costa de Sudamérica (Figura J-10), donde la concentración de CHL-a era elevada (Figura J-11). El aleta amarilla fue la especie de atún predominante en las capturas, principalmente al norte de la línea ecuatorial durante estos mismos trimestres; en el trimestre 2 las capturas de aleta amarilla fueron relativamente mínimas en las aguas más cálidas (~28°-29°C) presentes frente a Centroamérica. Durante los trimestres 3 y 4, las capturas de atún a lo largo de la costa de Sudamérica disminuyeron a medida que las aguas más frías se extendían

<sup>&</sup>lt;sup>12</sup> Un área de baja productividad, nutrientes y clorofila superficial, a menudo denominada "desierto oceánico".

por la región. Las capturas de patudo se produjeron principalmente al sur de 10°N, con capturas mayores al oeste de ~110°O, particularmente en los trimestres 2 y 3. No hubo capturas de atún en el giro oligotrófico situado aproximadamente al sur de 20°S y en el límite occidental del OPO (150°O) hasta aproximadamente 100°O.

# 5. IDENTIFICACIÓN DE ESPECIES EN RIESGO

El objetivo principal del EEOP es asegurar la sostenibilidad a largo plazo de todas las especies afectadas, directa o indirectamente, por la pesca. Sin embargo, esto representa un reto importante para las pesquerías que interactúan con muchas especies no objetivo con distintos ciclos vitales, para las cuales se carece de datos de captura y biológicos fiables para evaluaciones de especies individuales. Una alternativa para estas situaciones de datos limitados, reflejada en la <u>Meta L</u> del PCE, son las Evaluaciones de Riesgos Ecológicos (ERE), evaluaciones de vulnerabilidad diseñadas para identificar y priorizar especies en riesgo para la recolección de datos, la investigación y la ordenación.

La "vulnerabilidad" se define como la posibilidad de que la productividad de una población disminuya por los impactos directos e indirectos de las actividades de pesca. El personal de la CIAT ha aplicado evaluaciones cualitativas, usando análisis de productividad-susceptibilidad (APS) para estimar la vulnerabilidad relativa de especies no objetivo de datos limitados capturadas en el OPO por buques cerqueros grandes (Duffy *et al.* 2019) y en la pesquería palangrera (<u>SAC-08-07d</u>).

Debido a que el APS no puede estimar cuantitativamente los efectos acumulativos de múltiples pesquerías sobre especies de captura incidental de datos escasos, el personal de la CIAT desarrolló en 2018 un nuevo enfoque (<u>SAC-09-12</u>), la Evaluación Ecológica de los Impactos Sostenibles de las Pesquerías (EASI-Fish), para superar este problema. Este método flexible y espacialmente explícito emplea un conjunto de parámetros más pequeño que el APS para primero producir un sustituto de la tasa de mortalidad por pesca (*F*) de cada especie, con base en el "solapamiento volumétrico" de cada pesquería con la distribución geográfica de estas especies. La estimación de *F* se usa luego en modelos de rendimiento y biomasa reproductora por recluta estructurados por talla para evaluar la vulnerabilidad de cada especie, usando puntos de referencia biológicos convencionales (por ejemplo,  $F_{RMS}$ ,  $SPR_{40\%}$ ).

En 2018, EASI-Fish fue aplicado con éxito, como "prueba de concepto" a 24 especies que representan una gama de ciclos vitales, incluyendo atunes, peces picudos, especies afines a los atunes, elasmobranquios, tortugas marinas y cetáceos capturados en las pesquerías atuneras del OPO (<u>SAC-09-12</u>). Posteriormente se usó para evaluar la situación de vulnerabilidad de la manta mobula (*Mobula mobular*), capturada por todas las pesquerías atuneras industriales en el OPO (<u>BYC-09-01</u>), y la población de tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*) del OPO, en peligro crítico de extinción (<u>BYC-10 INF-B</u>, <u>BYC-11-02</u>). Por lo tanto, se decidió en el PCE que se usará EASI-Fish en el futuro para evaluar la vulnerabilidad de todos los grupos de especies (por ejemplo, elasmobranquios, tortugas marinas, teleósteos) impactadas por las pesquerías atuneras del OPO. En 2022, se utilizó EASI-Fish para evaluar la vulnerabilidad de la tortuga laúd del PO y de las especies de tiburones capturadas incidentalmente en las pesquerías atuneras del OPO y los resultados se presentaron en la reunión BYC-11 (<u>BYC-11-02</u>) y SAC-13, respectivamente (<u>SAC-13-11</u>). En SAC-14 se presentará una evaluación EASI-Fish para los tiburones sedoso y martillo, en la que se simulará el efecto de diferentes medidas de conservación y ordenación (SAC-14-12).

# 6. DINÁMICA DEL ECOSISTEMA

Aunque las evaluaciones de vulnerabilidad (por ejemplo, EASI-Fish) pueden ser útiles para evaluar los impactos ecológicos de la pesca al evaluar las poblaciones de especies individuales, se necesitan modelos ecosistémicos para detectar cambios en la estructura o dinámica interna de un ecosistema. La elaboración de estos modelos suele requerir una gran cantidad de datos y de trabajo y, por consiguiente, pocas pesquerías del mundo tienen acceso a un modelo ecosistémico fiable que sirva de guía para las medidas de conservación y ordenación. Estos modelos requieren una buena comprensión de los componentes del ecosistema y la dirección y magnitud de los flujos tróficos entre ellos, lo que requiere estudios ecológicos detallados sobre contenidos estomacales y/o estudios de isótopos estables. A propósito, el personal de la CIAT ha tenido una larga historia de emprender estos estudios tróficos, comenzando con la determinación experimental de las estimaciones de consumo del atún aleta amarilla en las instalaciones del NMFS en la Cuenca de Kewalo en Oahu, Hawái, en la década de 1980, hasta análisis más recientes del contenido estomacal y análisis de isótopos estables de una gama de depredadores ápice.

En 2003, el personal de la CIAT compiló los datos tróficos para completar el desarrollo de un modelo del ecosistema pelágico en el OPO tropical (Boletín de la CIAT, <u>Vol. 22, No. 3</u>), llamado "ETP7", para explorar cómo la pesca y la variación climática podrían afectar las especies objetivo (por ejemplo, atunes), las especies secundarias (peto, dorado), los elasmobranquios (por ejemplo, tiburones), los grupos de forraje (por ejemplo, voladores, calamares) y especies de importancia para la conservación (por ejemplo, tortugas marinas, cetáceos). En la <u>Figura J-12</u> se muestra un diagrama simplificado de la red alimenticia del modelo, con los niveles tróficos (TL) aproximados.

El modelo fue calibrado a series de tiempo de datos de biomasa y captura de un número de especies objetivo durante 1961-1998. Los programas de recolección de datos en el OPO han mejorado significativamente desde 1998, lo cual ha permitido actualizar el modelo con estos nuevos datos hasta 2018 ("ETP8"). El modelo requirió una nueva actualización en 2021 debido a un cambio significativo en la forma en que el personal de la CIAT ha reclasificado los datos de captura presentados por los CPC para "otras artes" en palangre y otros tipos de artes tras una revisión interna de los datos. Esto resultó en un aumento dramático de las capturas palangreras reportadas de depredadores de nivel trófico alto (tiburones), lo cual puede tener una fuerte influencia en la dinámica del ecosistema. Por lo tanto, Se asignaron las estimaciones anuales de captura por especie de 1993-2018 a los grupos funcionales pertinentes en el modelo ETP-21, que se reequilibró y recalibró a datos de series de tiempo para proporcionar una condición actualizada del ecosistema para 2021 y realizar simulaciones para evaluar los posibles impactos de la pesquería sobre plantados en la estructura del ecosistema (<u>SAC-12-13</u>).

# 6.1. Indicadores ecológicos

Desde 2017, el modelo Ecopath más reciente se utiliza en el informe de *Consideraciones Ecosistémicas* para proporcionar valores anuales de siete indicadores ecológicos que, en conjunto, pueden identificar cambios en la estructura y la dinámica interna del ecosistema del POT. Estos indicadores son: el nivel trófico medio de la captura (TL<sub>c</sub>), el Índice Trófico Marino (MTI), el índice de Pesca en Equilibrio (FIB), el índice de Shannon, y el nivel trófico medio comunitario para los niveles tróficos 2.0-3.5 (TL<sub>2.0</sub>),  $\geq$ 3.25-4.0 (TL<sub>3.5</sub>), y >4.0 (TL<sub>4.0</sub>). En el documento <u>SAC-10-14</u> se ofrece una descripción completa de estos indicadores.

Dado que el modelo no se actualizó en 2022, el modelo ETP-21 se actualizó en 2023 (denominado ETP-23) utilizando las estimaciones anuales de captura por especie de 1993-2021 asignadas a los grupos funcionales pertinentes, que luego se reequilibró para proporcionar una condición actualizada del ecosistema para 2021.

Los indicadores ecológicos mostraron que los valores de TL<sub>c</sub> y MTI disminuyeron desde su pico de 4.77 y 4.83 en 1991 a 4.62 y 4.65 en 2019 y 2018, respectivamente, a medida que el esfuerzo de pesca cerquero sobre objetos flotantes (OBJ) aumentó significativamente (Figura J-13), cuando hubo un aumento de las capturas de especies de alto nivel trófico que tienden a concentrarse alrededor de objetos flotantes (por ejemplo, tiburones, peces picudos, peto y dorado). Desde su pico en 1991, el TL<sub>c</sub> disminuyó en 0.05 de un nivel trófico en los 30 años siguientes, es decir, 0.04 niveles tróficos por década. El número creciente de

lances OBJ también se observa en el índice FIB que supera el cero después de 1990, así como el cambio continuo en la uniformidad de la biomasa de la comunidad indicada por el índice de Shannon.

Estos indicadores generalmente describen el cambio en los componentes explotados del ecosistema, mientras que los indicadores de biomasa comunitaria describen cambios en la estructura del ecosistema una vez extraída la biomasa debido a la pesca. La biomasa de la comunidad  $TL_{MC4.0}$  alcanzó uno de sus valores más altos (4.493) en 1986, pero ha seguido disminuyendo hasta 4.459 en 2021 (Figura J-13). Como resultado de cambios en la presión de depredación sobre los niveles tróficos más bajos, entre 1993 y 2021, la biomasa de la comunidad  $TL_{MC3.0}$  aumentó de 3.801 a 3.816, mientras que la de la comunidad  $TL_{MC2.0}$  también aumentó, de 3.092 a 3.114.

Conjuntamente, estos indicadores señalan que la estructura del sistema probablemente ha cambiado durante el periodo de 42 años del análisis. Los consistentes patrones de cambio en cada indicador ecológico, particularmente en el nivel trófico medio comunitario desde 1993, definitivamente justifican la continuación, e idealmente una expansión, de los programas de seguimiento de pesquerías en el OPO. La pandemia de COVID-19 en 2020 permitió al personal examinar los efectos directos de la reducción del esfuerzo de pesca en el ecosistema mediante el uso de indicadores ecológicos. El cambio más notable fue una disminución del 23% en el número de lances OBJ de cerco, de 14,987 lances en 2019 a 11,543 lances en 2020. Esta disminución en el esfuerzo resultó en cambios abruptos en la mayoría de los indicadores ecológicos para 2020 y en su mayoría regresaron a los niveles previos a la pandemia en 2021, cuando el número de lances OBJ aumentó a 14,865 (Figura J-13). Estos resultados sugieren que es probable que el aumento de los lances OBJ sea el principal responsable del cambio continuo en la estructura del ecosistema durante las últimas dos décadas.

# 7. ACONTECIMIENTOS FUTUROS

Es poco probable, al menos en el futuro cercano, que se realicen evaluaciones de las poblaciones de la mayoría de las especies de captura incidental. Por lo tanto, la CIAT debe seguir realizando evaluaciones e investigaciones ecológicas que puedan proporcionar a los gestores información fiable para orientar el desarrollo de medidas de conservación y ordenación basadas en la ciencia, cuando sea necesario, a fin de asegurar que la CIAT siga cumpliendo sus responsabilidades en virtud de la Convención de Antigua y los objetivos del <u>PCE</u>. A continuación, se detallan las áreas de investigación prioritarias que han sido identificadas por el personal científico y que requieren un mayor desarrollo:

- Tras el desarrollo del enfoque EASI-Fish, se realizará por etapas un análisis del conjunto completo de más de 100 especies de captura incidental impactadas, por grupo taxonómico (por ejemplo, tiburones, rayas, teleósteos, tortugas y cetáceos). En 2022 se evaluaron todas las especies de tiburones pelágicos y la población de tortugas laúd del Pacífico oriental, que está en peligro crítico de extinción.
- Debido a que un elevado número de especies de tiburones fueron clasificadas como "más vulnerables" en la evaluación EASI-Fish de 2022, una de las principales prioridades es desarrollar una estrategia para la futura conservación y ordenación de estas especies vulnerables. Como primer paso, se utilizará EASI-Fish para explorar la eficacia potencial de medidas hipotéticas de conservación y ordenación para los tiburones sedoso y martillo en 2023 (SAC-14-12).
- Las lagunas de conocimiento significativas identificadas para los tiburones en la evaluación EASI-Fish son referentes a los valores de los parámetros fundamentales que se necesitan para caracterizar la dinámica de población fundamental de varias especies en el OPO, incluso aquéllas que han sido registradas comúnmente como captura incidental durante décadas. Por lo tanto, son necesarios esfuerzos importantes por parte de la CIAT y sus Miembros para establecer una estrategia para

emprender estudios rentables para recolectar datos a fin de desarrollar relaciones morfométricas (por ejemplo, talla-peso y talla-talla), curvas de crecimiento y ojivas de madurez. Además del trabajo de recolección de datos de la pescquería tiburonera del proyecto FAO-FMAM ABNJ recientemente completado en Centroamérica y a punto de extenderse a otros Miembros de la CIAT en 2023, que podría ser visto como una oportunidad para lograr dicha estrategia (<u>SAC-13-12</u>, SAC-14 INF-L, SAC-14 INF-M), el personal de la CIAT ha preparado un documento en el que se identifican deficiencias de datos y posibles oportunidades para un enfoque basado en fases para obtener mediciones morfométricas y muestras biológicas de atunes, peces picudos, y especies prioritarias de captura incidental en cerqueros y palangreros (SAC-14 INF-J).

- Una deficiencia del modelo ecosistémico ETP-23, del que se derivan los indicadores ecológicos, es que su estructura se basa en datos del contenido estomacal de peces recolectados en 1992-1994. Dados los cambios ambientales y pesqueros significativos que se han observado en el OPO en la última década, existe una necesidad crítica de recolectar información trófica actualizada. En 2018-2023 el personal ha propuesto establecer un programa de monitoreo ecológico para recolectar datos de contenido estomacal para actualizar el modelo ecosistémico. Dados los nuevos requisitos de datos biológicos de tiburones, un programa de monitoreo de este tipo podría incorporar todos los requisitos biológicos y ecológicos de la CIAT. Nuevamente, el proyecto FAO-FMAM ABNJ, que sigue expandiéndose entre los Miembros de la CIAT, ofrece algunas oportunidades para integrar un programa de muestreo de este tipo, especialmente si el proyecto piloto ABNJ continúa a perpetuidad, tal como recomienda el personal. Además, el estudio morfométrico y de muestreo biológico propuesto (SAC-14 INF-J) tiene por objeto recolectar de forma oportunista muestras biológicas, incluyendo estómagos, para obtener datos de dieta actualizados para su uso futuro en un modelo ecosistémico espacialmente explícito.
- Una segunda limitación del modelo ETP-23 es que describe solamente el componente tropical del ecosistema del OPO, y los resultados no pueden ser extrapolados de forma fiable a otras regiones del OPO. Por lo tanto, tras recolectar información actualizada sobre la dieta, el trabajo futuro apuntará a desarrollar un modelo espacialmente explícito que cubra el OPO entero y calibrar el modelo con las series de tiempo de capturas disponibles, idealmente para especies que representen diferentes niveles tróficos, y datos de esfuerzo para las pesquerías claves del OPO.
- Las variables ambientales pueden tener una profunda influencia en las capturas de especies objetivo y de captura incidental, como lo ha demostrado anteriormente el personal de la CIAT y ahora se hace anualmente en el presente informe. No obstante, las investigaciones del personal para estudiar el impacto de las condiciones ambientales en la pesquería podrían mejorarse mucho con la disponibilidad de datos operacionales de alta resolución de la pesquería palangrera. Aunque ahora se exige a los miembros de la CIAT y los CPC que remitan a la CIAT datos operacionales de observadores que abarquen al menos el 5% de sus flotas, los análisis realizados por el personal ofrecen pruebas concluyentes de que estos datos no son representativos de la flota (<u>BYC-10 INF-D</u>) y por lo tanto pone en duda la validez de usar los datos de palangre remitidos para futuros análisis ambientales hasta que la cobertura por observadores alcance al menos el 20%.
- La tarea de desentrañar el traslape espacial y temporal de múltiples especies objetivo y no objetivo
  requiere una exploración a fondo de los riesgos, ventajas y desventajas de los distintos escenarios
  de ordenación y grupos de especies. Aunque la comunidad científica ha defendido la importancia
  de explorar la ordenación espacial dinámica en los últimos 20 años, actualmente hay pocos ejemplos de medidas de ordenación espacial dinámica o adaptativa que se estén implementando en
  pesquerías atuneras para reducir la captura incidental. De hecho, hasta la fecha no se ha imple-

mentado ninguna medida de ordenación espacial para reducir específicamente las capturas de especies no objetivo en las OROP atuneras. La identificación de áreas de interés potenciales para la ordenación espacial en alta mar depende directamente de la relación cambiante entre las especies y el medio ambiente, que puede ser modelada para estimar y predecir la distribución de las especies y su abundancia relativa a través del espacio y el tiempo, e informar el diseño de medidas de ordenación adaptativa. Aunque el personal de la CIAT ha comenzado a investigar esta cuestión en el OPO para especies tanto objetivo como no objetivo (por ejemplo, <u>SAC-10 INF-D</u>, Pons et al. 2022, BYC-11-04, Druon et al. 2022), la implementación y operación potencial de medidas de ordenación adaptativa debería explorarse en los próximos años.

- La calidad de los análisis ecológicos y los informes anuales de las estimaciones de captura del OPO entero para las especies de captura incidental está actualmente obstaculizada por la resolución existente de la CIAT sobre provisión de datos (C-03-05), que ya no se alinea con las responsabilidades cambiantes de la CIAT en virtud de la Convención de Antigua (ver SAC-12-09). Dichas responsabilidades incluyen asegurar los impactos sostenibles de las pesquerías del OPO sobre las especies asociadas y dependientes, que es la razón principal para la creación, y las actualizaciones anuales, de este informe de Consideraciones del Ecosistema. En la actualidad, la única fuente fiable de datos de captura incidental proviene de los observadores a bordo de buques de cerco grandes de clase 6. Los datos de captura incidental de otras pesquerías pelágicas en el OPO son limitados o inexistentes. Se espera que las oportunidades de fomento de capacidad propuestas y una serie de talleres en los que participen el personal de la CIAT y los CPC para desarrollar estándares claros para la notificación de datos faciliten la mejora de la remisión de datos, la notificación y las estimaciones de captura, lo cual a su vez mejorará los análisis ecológicos que permiten a la CIAT cumplir con sus obligaciones en virtud de la Convención de Antigua. Durante el primer taller sobre la mejora de la recolección de datos para la pesquería palangrera industrial (WSDAT-01-01, WSDAT-01-RPT) se iniciaron las discusiones y en esta reunión del CCA se presentarán una serie de recomendaciones del personal, que son el resultado de las aportaciones de los participantes del taller y de las consultas individuales con los CPC (ver SAC-14-14).
- El personal de la CIAT está colaborando en dos proyectos de investigación sobre delfines enfocados en mejorar los conocimientos actuales de los impactos potenciales de la pesquería atunera sobre las poblaciones de delfines (SAC-14 INF-K), incluyendo un estudio de separación madre-cría y un estudio de abundancia.

#### AGRADECIMIENTOS

Quisiéramos agradecer a Nick Vogel, Joydelee Marrow y Joanne Boster su ayuda con la preparación de datos, a Alexandre Aires-da-Silva y Paulina Llano por sus revisiones de este documento, y a Christine Patnode por perfeccionar las figuras. Reconocemos con gratitud las primeras investigaciones sobre el ecosistema realizadas por Robert Olson que contribuyeron a la elaboración de este informe. Su informe inicial de Consideraciones Ecosistémicas fue presentado por primera vez en la 8ª reunión del Grupo de Trabajo sobre Evaluación de Poblaciones en 2007 (<u>SAR-8-17 J</u>) y ha sido actualizado anualmente.

# VULNERABILITY ASSESSMENT AND SIMULATION OF POTENTIAL CONSERVATION AND MANAGEMENT MEASURES FOR SILKY AND HAMMERHEAD SHARKS CAUGHT IN EASTERN PACIFIC OCEAN PELAGIC FISHERIES

Shane Griffiths, Salvador Siu, Melanie Hutchinson, Jon Lopez, and Alexandre Aires-da-Silva

#### CONTENTS

Summary	248
1.Introduction	249
2. Methods	250
2.1 Definition of the assessment region and included fisheries	250
2.2 Estimating susceptibility as a proxy for instantaneous fishing mortality (F)	253
2.3 Characterizing species productivity using per-recruit models	256
2.4 Natural mortality	257
2.5 Biological Reference Points (BRP)	258
2.6 Implementation of the model	258
2.7 Scenario modelling	258
2.8 Sensitivity analyses	261
3. Results	262
3.1 Estimates of susceptibility and a proxy for fishing mortality (F)	262
3.2 Vulnerability status of shark species in the EPO	263
3.3 Sensitivity analyses	263
4. Discussion	264
4.1 Data quality considerations	265
4.2 Guiding management from scenario modelling	267
4.3 Recommendations and directions for future work	268
4.4 Artisanal fisheries	268
4.5 Industrial longline fishery	270
4.6 Biological studies	271
5. Conclusions	271
Acknowledgments	272
References	272

#### SUMMARY

Silky and hammerhead sharks are frequently caught—either as a target or incidental catch (i.e., bycatch) in the industrial and artisanal pelagic fisheries in the eastern Pacific Ocean (EPO). These species are slow growing, long-lived, and have low reproductive output, leading to concerns about their long-term sustainability in the EPO. In 2016, the IATTC implemented Resolution C-16-05, which called for, among other things, a workplan to complete stock assessments for four species: silky shark (*Carcharhinus falciformis*), scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini*), great hammerhead (*Sphyrna mokarran*), and smooth hammerhead (*Sphyrna zygaena*). However, a lack of reliable long-term time series of abundance has hampered stock assessments for silky shark, which was attempted by the IATTC in 2014 and expanded to a Pacific-wide stock assessment in 2018.

To address this critical data need, the IATTC has conducted research to develop shark sampling programs in Central America. In the meantime, the IATTC has used the EASI-Fish ecologically risk assessment approach developed by IATTC staff for data-limited species and fisheries, to assess the vulnerability of these species under 43 hypothetical scenarios involving practical conservation and management measures (CMMs)—used in isolation and concert—to guide future research and management efforts.

Several of the 43 CMM scenarios resulted in a significant reduction in the vulnerability status of all four species, although none resulted in a species being reclassified as "least vulnerable". The CMMs having the greatest positive impact was similar for all four species, imposing EPO-wide closures of 120 or 180 days, especially for the industrial longline fishery, due to its large spatial effort footprint that overlaps significantly with the distribution of the four species. Although other scenarios such as banning wire traces, imposing a 100 cm total length minimum retention length for all sharks, and even prohibiting landing of all sharks was predicted to greatly reduce at-vessel mortality, this positive effect on vulnerability was mostly negated due to high post-release mortality of these species. These results highlighted that the most effective mitigation measure for these sharks is to avoid interaction with EPO fisheries. However, there are significant socioeconomic factors to consider, as temporary fishery closures, especially for industrial and artisanal longline fisheries, are likely to greatly reduce the catch of target species (e.g., tuna and billfish) or move effort to the eastern region of the western and central Pacific Ocean where these fisheries may continue to impact the species that the measure was designed to protect.

An order of magnitude estimate of the catches of silky and hammerhead sharks by artisanal fisheries of coastal states in the EPO indicate that these catches are likely to be significantly higher than previously estimated (SAC-14 INF-L). These results are inconsistent with the EASI-Fish results showing that the relative impact across fisheries is heavily dominated by the industrial longline fishery. This indicates that improvements in data and assumptions in the EASI-fish analysis could potentially be made. For example, sensitivity analyses were conducted and showed that model results were sensitive to catchability estimates for each fishery and the coarse spatial resolution of data reported to the IATTC by the industrial longline fishery and therefore, require further investigation.

The assessment identified several major data gaps that need to be addressed through a strategic collaborative research approach between the IATTC and its CPCs, including basic biology and improved species-specific catch and size composition data in artisanal fisheries and the industrial longline fishery. Addressing these data needs will not only help to improve short-term rapid assessments such as EASI-Fish, but also develop longer-term time series data required to undertake new and conventional methods such as close-kin mark recapture or traditional stock assessments from the which population status of these vulnerable species can be determined.

#### 1. INTRODUCTION

Sharks are high order predators in all marine ecosystems of the world, playing a crucial role in regulating ecosystem structure and function by applying top-down predation pressure on various prey across multiple trophic levels, from cephalopods to large marine mammals (Kitchell et al., 2002; Myers et al., 2007; Baum and Worm, 2009). Sharks share similar habitats and prey as commercially important pelagic species like tuna and billfish, which makes them an unavoidable incidental catch (i.e., bycatch), by industrial and artisanal pelagic fisheries. However, in some pelagic fisheries, sharks are a particularly important target species, or at least a retained bycatch. Unfortunately, sharks are generally long-lived, slow growing, and have low reproductive potential, which raises conservation concerns for many species impacted by fishing. These traits makes them less resilient to fishing pressure than tunas and billfish, which are fast-growing, early maturing, and highly fecund (Schindler et al., 2002). Consequently, tuna fisheries have the potential to compromise the long-term sustainability of shark populations and disrupt the ecological processes of marine ecosystems (Kitchell et al., 2002).

The Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC) has formally recognized the potential negative ecological consequences of tuna fisheries and adopted an ecosystem approach to the management of its tuna fisheries in the eastern Pacific Ocean (EPO). The Antigua Convention (IATTC, 2003), which entered into force in 2010, includes Article VII 1(f) that requires the IATTC to "adopt, as necessary, conservation and management measures and recommendations for species belonging to the same ecosystem and that are affected by fishing for, or dependent on or associated with, the fish stocks covered by this Convention...". In particular, the IATTC has implemented a range of conservation and management measures since at least 2005 to limit or prohibit the capture of sharks, or to encourage handling practices that maximize their post-release survival (C-16-05). This is especially important for species of high conservation concern such as the whale shark (C-19-06) and oceanic whitetip shark (C-11-10).

Unfortunately, many shark species in the EPO lack sufficient catch and biological data to undertake conventional stock assessment to determine their population status under, from which fishery managers can use to take management action, if required. However, the Antigua Convention requires the application of the precautionary approach (Article IV) whereby *"the absence of adequate scientific information shall not be used as a reason for postponing or failing to take conservation and management measures"*. To address this issue, the IATTC formalized a research strategy for data-limited bycatch species, including sharks in their 2018–2023 Strategic Science Plan (SSP) to *"develop analytical tools to identify and prioritize species at risk"*. The staff achieved this goal through the development of a flexible spatially-explicit quantitative ecological risk assessment approach called the Ecological Assessment of Sustainable Impacts of Fisheries (EASI-Fish). This approach is species (Griffiths et al., 2019).

The utility of EASI-Fish was first demonstrated for the purpose of prioritizing vulnerability of 24 bycatch species, including epipelagic and mesopelagic teleosts, elasmobranchs, sea turtles, and cetaceans caught in EPO tuna fisheries (Griffiths et al., 2019). Subsequently, EASI-Fish was applied to individual bycatch species in the EPO to explore the efficacy of potential conservation and management measures (CMMs) for the spinetail devil ray (*Mobula mobular*) (Griffiths and Lezama-Ochoa, 2021) and the critically endangered east Pacific stock of leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) (Griffiths et al., 2020; BYC-11-02). The use of EASI-Fish has since been extended outside of the IATTC to assess the ecological impacts of longline fisheries in the central Pacific Ocean (Gilman et al., 2021) and to assess the vulnerability of elasmobranchs caught as bycatch in the tuna fisheries of the western and central Pacific Ocean (Phillips et al., 2021).

In 2022, the IATTC staff conducted a comprehensive vulnerability assessment of 32 shark species that

have been recorded to interact with industrial (purse-seine and longline) and artisanal (longline and gillnet) pelagic fisheries in the EPO for the reference year 2019. Estimates of a proxy for fishing mortality ( $\tilde{F}_{2019}$ ) and the spawning stock biomass per recruit (SBR<sub>2019</sub>) for the reference year 2019 exceeded biological reference points ( $F_{40\%}$  and SBR<sub>40\%</sub>) for 20 of these species, classifying them as "most vulnerable". These included hammerhead sharks (4 species), requiem sharks (10 species), threshers (*Alopias superciliosus and A. pelagicus*), mesopelagic sharks (3 species) and the commercially important blue shark (*Prionace glauca*) and shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*). Since stock assessments are routinely undertaken by the ISC for blue shark and shortfin makos in the north Pacific (ISC, 2018; 2022), the IATTC staff used the EASI-Fish assessment results to prioritize research and assessment of the remaining most vulnerable species.

As a result, the staff decided to conduct a detailed investigation of four species: silky shark (*Carcharhinus falciformis*), scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini*), great hammerhead (*Sphyrna mokarran*), and smooth hammerhead (*Sphyrna zygaena*)—herein referred to in the abbreviated form of "SHH"—since Resolution C-16-05 states they are the "*principal species known to be caught by vessels and gears fishing for species under the purview of the Commission in the Convention Area*". The resolution also requires the development of a workplan to conduct full stock assessments for these species, which has not been possible due to a lack of reliable catch time series for coastal states where most catches are believed to occur (see SAC-14-INF-L).

A conventional stock assessment for silky sharks in the EPO was attempted using Stock Synthesis in 2014 for the period 1993–2010 (IATTC, 2014). However, the model was unable to fit the main index of abundance derived from CPUE of floating object sets in the purse seine fishery. This was attributed to incomplete catch data for the 1990s and early 2000s. The staff recommended improving catch, effort, and sex-specific length-composition data for all fisheries capturing silky sharks in the EPO to develop a reliable index of abundance for stock assessment.

This paper explores the potential vulnerability of SHH sharks to recent fishing impacts using EASI-Fish, until sufficient reliable data are available for stock assessment. The assessment year chosen was 2019, as it was considered the last complete fishing year that could represent contemporary fishing effort regimes in the EPO, before the COVID-19 pandemic significantly impacted fishing effort, data collection and provision, starting around March 2020. With the flexibility and spatially-explicit framework of EASI-Fish, this study explored a range of hypothetical CMMs that could be implemented—in isolation or in combination—to reduce fishery impacts on these species within the EPO.

# 2. METHODS

# 2.1 Definition of the assessment region and included fisheries

The present assessment of sharks is limited to the IATTC Convention Area in the EPO (defined as the region from the coast of the Americas to 150°W between 50°S and 50°N) and characterizes the shark populations and EPO fisheries for 2019. Although it is possible that some of the assessed shark species are comprised of more than one stock across the Pacific Ocean (e.g., Kraft, 2020), and even within the EPO (e.g., Rodríguez Matus, 2020), there is insufficient information to clearly delineate stock boundaries for any of the four SHH species. Therefore, for the present study, each species was assumed to represent a single homogenous stock within the IATTC Convention Area. The converse may also be true for some pelagic species whereby species caught in the EPO are part of a larger continuous stock across the Pacific Ocean. While work is being planned to undertake Pacific-wide assessments for some species in collaboration with the Secretariat of the Pacific Community (SPC), the inclusion of Western and Central Pacific Fisheries Commission (WCPFC) fisheries at this point was considered premature, especially considering that a conventional a Pacific-wide stock assessment for silky shark was unsuccessful in 2018 (Clarke et al., 2018).

#### **Industrial longline**

The industrial fisheries included the fishery by large-scale tuna longline fishing vessels (LSTLFVs) (herein called the "industrial longline fishery") and two purse-seine fisheries (Class 6 with a carrying capacity >363 mt and Classes 1–5 ≤363 mt; see below). The data for these fisheries were obtained from vessel logbooks, collected by on-board scientific observers, or submitted to the IATTC by its Members under Resolutions C-03-05 and C-19-08 and described in SAC-08-07b. Specifically, the industrial longline fishery data were derived from vessels >24 m length overall (LOA) included in the IATTC Regional Vessel Register that are authorized to fish for tuna and tuna-like species in the EPO. These vessels primarily provide monthly reports of catch and fishing effort at a resolution of at least 5° x 5°, although a few CPCs submit data at 1° x 1°. Additionally, data were collected from national scientific observer programs that monitor at least 5% of the fishing effort by LSTLFVs over 20 m LOA, as required by Resolution C-19-08.

# Purse-seine (Class 6)

The effort data characterizing the fishery by Class 6 purse-seine vessels were collected by the onboard observer program of the Agreement on the International Dolphin Conservation Program (AIDCP) and National Programs in 2019, which covered 100% of the fishing effort. This fishery comprises three distinct sub-fisheries based on set type: i) sets associated with natural or artificial floating objects (OBJ), ii) sets associated with dolphins (DEL), and iii) sets on schools of tuna that are neither associated with dolphins or floating objects (NOA).

# Purse-seine (Classes 1-5)

There are a range of smaller purse-seine vessels that operate in the EPO (Classes 1–2) that are generally confined to coastal areas, to larger commercial vessels (Classes 3–5) that frequently fish on the high seas. The AIDCP does not require these smaller vessels to carry an observer, except in specific situations. Of the 59 Class 1–5 vessels that fished in the EPO in 2022, only 18 (30.5%) carried an observer. However, the Tuna Conservation Group (TUNACONS)—a consortium of Ecuadorian tuna fishing companies—has deployed observers on a voluntary-basis on their vessels since 2018, with coverage being 26% of the total number of trips reported for all Class 1-5 vessels in the EPO in 2022 (IATTC, unpublished data). It has yet to be determined by IATTC scientists whether the data collected to date by TUNACONS is representative of the fleet in terms of gear characteristics, catch composition, and spatio-temporal distribution of effort. However, given the paucity of information on this fishery in the past, we included these data that were considered to represent the minimum spatial coverage of the fishery. Copies of logbook entries summarizing the fishing activities of vessels of Classes 1–5 were available via opportunistic collection by IATTC field staff at various landing ports. The fishery comprising Classes 1–5 vessels can also be separated on the same set type as the Class 6 fleet, except Class 1-5 vessels (i.e., <363 mt) are not permitted to make DEL sets (AIDCP, 2017). Each set position for Class 1–6 vessels was allocated to the nearest 0.5° x 0.5° grid cell to define each sub-fishery.

# Artisanal longline and gillnet

In contrast to the industrial purse-seine and longline fisheries in the EPO, the numerous small-scale artisanal fleets that operate within the EEZs of countries in the EPO are generally poorly documented by national fisheries agencies. However, SHH sharks have been shown to be heavily impacted by coastal gillnet and longline fisheries (Alfaro-Shigueto et al., 2010; Cartamil et al., 2011; Martínez-Ortiz et al., 2015; Sosa-Nishizaki et al., 2020) that seasonally catch neonates and juveniles—particularly *S. lewini*—in their coastal nursery habitats throughout Central America (Zanella et al., 2019; Guzman et al., 2020; Arriatti et al., 2021; Corgos and Rosende-Pereiro, 2022; Rodriguez-Arana Favela et al., 2022) and South America (Castañeda, 2001; Mason et al., 2020; López-Angarita et al., 2021b; Jaramillo Torres, 2022). Therefore, it
was necessary to gather any available data sources on fishing effort for artisanal fisheries to include in the assessment.

There are distinct sub-fisheries within the coastal artisanal longline and gillnet fisheries of Central and South America. The artisanal longline fishery can be separated by gear configuration, area, and season of operation to target either dorado, or dolphinfish, (*Coryphaena hippurus*) or a mixture of tunas, billfish and sharks (Alfaro-Shigueto et al., 2010; Andraka et al., 2013; Doherty et al., 2014). The dorado fishery (DOL) operates in the Austral summer between about October to March in neritic to offshore waters, while the tunas-billfish-shark (TBS) fishery operates between April to September further offshore, although the timing and duration of these fishing seasons vary slightly with latitude. In the southern EPO off Peru, the DOL fishery operates from December to March (Alfaro-Shigueto et al., 2013). Both fisheries use similar gear configurations, although the TBS fishery tends to deploy slightly longer mainlines, has fewer and longer branchlines to fish slightly deeper than the DOL fishery (Andraka et al., 2013; Martínez-Ortiz et al., 2015). The main difference between the two fisheries is that only the TBS fishery typically uses wire leaders (Alfaro-Shigueto et al., 2010)—an exception being Ecuador where wire leaders have been banned in all longline fisheries since 2007 (Tribunal Constitucional del Ecuador, 2007).

Reasonably detailed effort data for artisanal longline vessels throughout Central America was available from IATTC's long-term research program that examined the effects of different hook types on bycatch rates, partly reported by Andraka et al. (2013), and by the 2-year GEF-ABNJ shark sampling program (Oliveros-Ramos et al., 2020). Some fragmented information was available from fishing effort maps in published scientific papers (Martínez-Ortiz et al., 2015) and reports (e.g., Ayala et al., 2008; Martínez et al., 2017) or maps of unpublished observer data. These maps were digitized, geo-referenced and fishing effort allocated to grid cells of appropriate resolution—usually 0.5° x 0.5°—in QGIS software. Unfortunately, some large spatial gaps in catch and/or effort data existed in some areas where artisanal fisheries are known to operate. However, in many of these areas, detailed data were available pertaining to the locations of fishing ports for artisanal fleets. For example, Ortíz-Álvarez et al. (2020) mapped coastal artisanal fishing ports from the northern Gulf of California, Mexico to the southern border of Colombia, while Alfaro-Shigueto et al. (2018) mapped fishing ports from Ecuador to Chile. Because these two studies focused on port-based interviews with fishermen pertaining to the characteristics of their fishing operations and interactions with protected species such as sea turtles, spatially explicit effort data were not available to determine where vessels fished from these ports. However, artisanal fishers frequently traverse over one degree of latitude (~111 km) to reach their preferred fishing grounds (see Oliveros-Ramos et al., 2020), although many travel significantly further offshore to target large pelagic fishes in offshore waters (see Martínez-Ortiz et al., 2015). Therefore, it was reasonable to assume that at least one unit of fishing effort was expended in 2019 within each 0.5° x 0.5° grid cell adjacent to each active fishing port.

In some coastal States in the EPO, there is often not a clear distinction between artisanal, semi-industrial and industrial vessels, as the former are often multi-gear (longline and gillnets) and multi-species, shifting their target among tuna, billfish, sharks and dorado on a seasonal basis (Martínez-Ortiz et al., 2015; Siu and Aires-da-Silva, 2016). Although some of these vessels can reach offshore waters (*e.g.*, medium and large-scale fleets), the majority are less than 15 m LOA (generally called "pangas") and are more coastal in their operation. Because effort data for these domestic fleets were not available by vessel size, these fleets were collectively classified as "artisanal". In contrast, the domestic Mexican longline fishery target sharks using vessels (often >27 m LOA) and surface-set gear configurations similar to those used by the distant water longline fleet (Sosa-Nishizaki et al., 2020). Therefore, for the purposes of the present study, available data for this domestic Mexican longline fishery was included as part of the industrial longline fleet.

Most coastal States have some form of a landings-fishing inspection program conducted mainly for compliance purposes (Siu and Aires-da-Silva, 2016). Unfortunately, observer coverage of these fleets is extremely low and data are very limited for scientific purposes. Although sampling programs are being developed for the coastal nation fleets (see Oliveros-Ramos et al., 2019), data coming from well-established long-term programs are not yet available. Therefore, using high-resolution fishing effort distribution maps from publications was considered the only feasible alternative to represent the spatial 'footprint' of these fisheries in the current assessment. As was the case with the fishing port data, fishing effort maps were imported into QGIS software, georeferenced, and where the presence of a single set in any  $0.5^{\circ} \times 0.5^{\circ}$  grid cell— $5^{\circ} \times 5^{\circ}$  or  $1^{\circ} \times 1^{\circ}$  for the industrial longline fishery—was considered presence of effort.

A detailed description of the datasets included in the assessment is provided in Table 1 and maps of the effort footprint of each fishery is shown in Figure 1.

#### 2.2 Estimating susceptibility as a proxy for instantaneous fishing mortality ( $\tilde{F}$ )

The vulnerability of each shark species was quantified using the EASI-Fish ecological risk assessment approach (Griffiths et al., 2019). EASI-Fish is comprised of separate susceptibility and productivity components. The susceptibility component is used to approximate the instantaneous fishing mortality rate (*F*) that is compared to biological reference points (BRPs) used in the productivity component, specifically length-structured yield- and spawning biomass-per-recruit models.

EASI-Fish estimates the proportion of a length class (*j*) of a species that is susceptible to incurring mortality by fishery  $x(S_{xj})$  in a given year, and is represented as:

$$S_{xj} = \frac{G_x}{G} \left( D_x A_{xj} N_{xj} C_{xj} P_{xj} \right)$$
(Eq. 1)

where *G* is the total number of grid cells occupied by the species and  $G_x$  is the number of occupied grid cells containing at least one unit of fishing effort by fishery *x* during 2019. In this study, *G* was estimated for each species using SDMs developed at a resolution of 0.5° x 0.5° using the methodology described by Griffiths et al. (2022) for developing SDMs for 32 shark species in the EPO. The SDM predictions for the four species are shown in Figure 2. The final appearance of an SDM prediction can change significantly depending on the threshold upon which the predicted probability of presence ( $\psi$ ) is used to create binary values of species presence. For example, at a threshold of 0.4, predicted probabilities of presence above and below 0.4 are predicted to be presence and absence records, respectively. Consequently, the selected value of the threshold for the SDM outputs influences the proportion of the stock exposed to fishing. Therefore, we sought to incorporate uncertainty in the SDM by running EASI-Fish with a range of plausible  $\psi$  values determined by Griffiths et al. (2022). Further details pertaining to the SDM methodology can be found in Phillips et al. (2021).

Fishing effort for each fishery in 2019 was overlaid on the SDM predictions to calculate  $G_x$ . The proportional overlap of each fishery was calculated by dividing  $G_x$  by G. Effort data for purse-seine vessels and artisanal effort from published maps were resolved at 0.5° x 0.5° as described above. However, data for the industrial longline fleet were available at 5° x 5° or 1° x 1° resolution, so, in the absence of betterquality data, it was conservatively assumed that there was at least one unit of effort in each 0.5° x 0.5° cell contained within each of these larger grid cells that contained effort.

The first four parameters in the parentheses of Equation 1 ( $D_x$ ,  $A_{xj}$ ,  $N_{xj}$ , and  $C_{xj}$ ) comprise what is generically regarded as "selectivity" in stock assessments, which combines, often implicitly, "population availability" (the relative probability that a shark of length class *j* is located in the area and time where the fishery is

operating) and "contact selectivity" (the relative probability that a shark of length class *j* will be retained once it comes in contact with the gear) (Millar and Fryer, 1999). Because selectivity curves were not available for the three hammerhead species in each fishery, it was considered important to disaggregate selectivity components as far as practicable. These components are described hereafter.

## Fishing season duration (D)

Fishing season duration ( $D_x$ ) is the proportion of the year that the population is available to fishery x, expressed as the number of fishing days divided by 365. Between 2018 and 2020 in the EPO, Resolution C-17-02 mandated an annual 72-day closure for purse-seine vessels of Class 4–6 (>182 mt carrying capacity), including a 30-day closure of the area known as the "corralito" (4°N–5°S, 96°–110°W).

## Seasonal availability (A)

Seasonal availability  $(A_{xj})$  is the proportion of length class *j* that is available to capture by fishery *x*, given that some species undertake extensive intra-annual migrations outside the boundaries of the fishery, where they are unavailable for fishery interactions. Given the lack of tagging data for most shark species in the EPO to indicate seasonal movement outside of the fishery, a precautionary value of 1.0 was used for length class *j* in fishery *x*.

## Encounterability (N)

Encounterability  $(N_{xj})$  is the proportion of length class *j* that may potentially encounter the gear used by fishery *x* based on the species' vertical distribution in the water column relative to the normal fishing depth range of the gear. Minimum, maximum, and mean dive depths of each shark species were defined using the results from electronic tagging studies or longline experiments using time-depth recorders. The effective fishing depth range for each fishery in the EPO was defined as:

- 0–300 m for industrial longlines, which covers the depth range of both 'shallow' and 'deep' sets since insufficient data are currently available from effort data submitted to the IATTC to separate the two set types as separate fisheries (see Griffiths et al., 2017),
- 0–150 m, 0–150 m and 0–200 m for Class 6 purse-seine vessels deploying DEL, NOA and OBJ sets, respectively. These values are based on the upper quartile of net construction depths documented by Lopez et al. (2021) to be used in DEL, NOA and OBJ sets in the EPO in 2019, being about 210 m, 210 m, and 280 m, respectively, and assuming an effective fishing depth of 45–75% of the net depth (see Hall and Roman, 2013),
- 0–120 m for purse-seine vessels Classes 1–5 for both NOA and OBJ sets (Ernesto Altamirano, IATTC, pers. comm.),
- 0–100 m for surface-set gillnets set by the artisanal fishery that typically target sharks (Ayala et al., 2008).
- 0–100 m for surface-set longlines set by the artisanal fishery, which covers the depth range to the deepest hook of both shallow 'dorado' sets and deeper 'tuna/billfish/shark' sets (see Andraka et al., 2013).

## Contact selectivity (C)

Contact selectivity ( $C_{xj}$ ) refers to the proportion of length class *j* that is retained once it encounters the gear used by fishery *x*. Since reliable gear selectivity curves for most shark species are lacking, previous EASI-Fish assessments that included elasmobranchs (Griffiths et al., 2019; Griffiths and Lezama-Ochoa, 2021; Griffiths et al., 2022) have taken a precautionary approach of applying knife-edge selectivity ( $C_{xj}$  = 1.0) from the smallest shark recorded in each fishery to the largest length class defined in the model.

However, Griffiths et al. (2022) established that the four SHH species are among the most vulnerable shark species in the EPO, so an effort was made to obtain published or unpublished length-frequency data to better characterize selectivity for each fishery, especially to determine the significant seasonal impact of coastal fleets on neonates in Central America, including Mexico (Pérez-Jiménez et al., 2005; Alejo-Plata et al., 2007; Ramirez-Amaro et al., 2013), Guatemala (Tewfik et al., 2022) and Costa Rica (Zanella and López-Garro, 2015).

Once the length data were compiled by species and fishery, published length-length relationships were used to convert the length data of various measures to total length (TL), where required, for *C. falciformis* (Bonfil et al., 1993; Oshitani et al., 2003), *S. lewini* (Compagno, 1984; Stevens and Lyle, 1989), *S. mokarran* (Stevens and Lyle, 1989; Froese and Pauly, 2023) and *S. zygaena* (Bartes and Braccini, 2023; Froese and Pauly, 2023), as TL was the predominant length measurement used in the biological studies used to derive biological parameter values in the present study. A normal or double normal curve was then fitted to the length-frequency data for each fishery, as appropriate, using the methodology described in Appendix A of Methot and Wetzel (2013).

To ensure that fishing mortality was not being applied to unborn fetuses or those resulting from of capture-induced parturition (Adams et al., 2018), the ascending limb of each selectivity curve was truncated to the smallest recorded length at birth for each species. Knife-edge selectivity was only applied to *S. zygaena* in the industrial longline fishery and the artisanal gillnet fisheries from the smallest recorded length (147 cm TL) and length at birth (70 cm TL), respectively, as insufficient length data were available. Graphs showing selectivity curves and the underlying length data used to fit the curves are shown in Figures 3–6. Figure 3 also shows selectivity for silky shark in the EPO stock assessment (IATTC, 2014).

## Post-capture mortality (PCM)

IATTC Resolution C-16-05 mandates the release of silky sharks for all EPO purse-seine fisheries, and in some instances, the industrial longline fishery. Therefore, fishing mortality would be overestimated unless the component of the catch that survives mandatory release is accounted for. In previous versions of EASI-Fish, this was represented as post-capture mortality (PCM) ( $P_{xj}$ ), which is the proportion of length class *j* that is caught by fishery *x* and dies between the point of capture and some period after release (e.g., 30 days). However, some experimental research has been able to estimate both at-vessel mortality (AVM) and post-release mortality (PRM) for some pelagic shark species in EPO purse-seine (Eddy et al., 2016) and longline fisheries (Schaefer et al., 2019; 2021). Therefore, PCM was disaggregated into these two mortality components, represented as:

$$PCM_{xj} = AVM_{xj} + \left( \left[ 1 - AVM_{xj} \right] PRM_{xj} \right)$$
(Eq. 2)

where  $AVM_{xj}$  is the proportion of length class *j* in fishery *x* that dies between the point of retention by the gear (i.e., hooked by longlines, encircled by purse-seine, meshed by a gillnet, or entangled in a gear) and being brought alongside the vessel for landing or release (by bringing onboard or released *in situ*), while  $PRM_{xj}$  is the proportion of length class *j* in fishery *x* surviving capture but die soon after release.

## Estimating the proxy for fishing mortality ( $\tilde{F}$ )

Following the estimation of the overall susceptibility of length class *j* to incurring mortality from fishery *x* ( $S_{xj}$ ), a proxy for the instantaneous fishing mortality rate in 2019 ( $\tilde{F}_{2019}$ ) for each shark species caught by all fisheries was estimated as:

$$\widetilde{F}_{2019} = -\ln\left[1 - \sum_{x=1}^{n} q_x E_x\left(\frac{\sum_{j=1}^{n} S_{xj}}{n}\right)\right]$$
(Eq. 3)

Here, *n* is the number of length classes from zero to the average length at which a shark may grow if it were to live indefinitely ( $L_{\infty}$ ). Fishing effort ( $E_x$ ) is total effort, scaled from zero to 1, of fishery *x* applied in area  $G_x$  in 2019, while the catchability coefficient ( $q_x$ ) is the fraction of the stock that is caught by one unit of effort ( $E_x$ ) in fishery *x*. In many data-limited settings values for *q* and *E* are unknown, and consequently, previous EASI-Fish assessments applied a precautionary approach by assuming both parameters are equal to 1, meaning all sharks in a grid cell are caught if all other susceptibility parameters are fully realized. However, sensitivity analyses were undertaken for *C. falciformis* to explore how vulnerability status might change under alternative values of *q* and resolution of  $G_x$  (Appendix 3).

The  $\tilde{F}_{2019}$  estimate was then compared with values for F for the selected BRPs derived from the perrecruit models (described below). However, it needs to be reiterated that, because of the several conservative assumptions and likely uncertainty in the parameters used in deriving the  $\tilde{F}_{2019}$  estimate, it should only be considered a proxy for F—and potentially an overestimate. For this reason, the results from EASI-Fish should not be used to define the biological status of a species' population, *sensu* a stock assessment, but rather to quantify the vulnerability of species.

#### 2.3 Characterizing species productivity using per-recruit models

A yield-per-recruit (YPR) model was used to characterize the biological dynamics of each shark species using the generic approach of Ricker (1975), which Chen and Gordon (1997) adapted for lengths as:

$$YPR = \sum_{j=1}^{n} \frac{W_j b_j F}{b_j F + M} \left[ 1 - e^{-(b_j F + M)\Delta T_j} \right] e^{-\sum_{k=1}^{j-1} (b_k F + M)\Delta T_k}$$
(Eq. 4)

Here, new recruits and fully recruited length classes are denoted by the subscripts j and k, respectively.  $W_j$  is the mean weight of a shark in length class j, while selectivity  $(b_j)$  is the proportion of the population in length class j that is caught across all fisheries, represented as:

$$b_j = \sum_{x=1}^n S_{xj} \tag{Eq. 5}$$

In the absence of age or length-specific estimates of the instantaneous natural mortality rate (M) for the three hammerhead species in the EPO (but see Duncan and Holland, 2006 for exceptionally high natural mortality of neonates in a Hawaiian nursery habitat), M was estimated by taking the average of up to natural mortality estimators (Table 2; see Section 2.6) and assumed to be constant across all length classes. However, for silky shark where an estimate of M was derived for Pacific stock assessments (e.g., Clarke et al., 2018), the estimate was applied to all length classes. F was disaggregated into increments of 0.01, from zero to  $L_{\infty}$  from the specialized von Bertalanffy growth function (VBGF) that can be represented as:

$$L_t = L_{\infty}(1 - exp[-K(t - t_0)])$$
 (Eq. 6)

where  $L_t$  = length at age t,  $L_{\infty}$  = the mean asymptotic length that an animal may attain if it lived indefinitely, K = the Brody growth parameter, and  $t_0$  = the hypothetical age at length zero. Although this is a widely accepted model to characterize growth in broadcast-spawning teleosts, the VBGF can underestimate length-at-age for young ages for sharks. This is because many sharks are viviparous (i.e., give birth to live young) and the VBGF does not consider the substantial fetal growth that occurs before birth, which would normally be characterized by  $t_0$ . Therefore, the VBGF was reparametrized where length at birth ( $L_0$ ) was substituted for  $t_0$  and expressed as:

$$L_t = L_{\infty} - (L_{\infty} - L_0) \exp[-Kt]$$
(Eq. 7)

The parameter  $\Delta T$  in Eq. 4 describes the time taken for a fish to grow from one length class to the next, represented as:

$$\Delta T_j = \frac{1}{K} ln \frac{L_{\infty} - L_j}{L_{\infty} - L_j - d_j}$$
(Eq. 8)

where K and  $L_{\infty}$  are parameters from the von Bertalanffy growth function, and d is the width of the length class, calculated as  $L_{j+1}$  -  $L_j$ .

The spawning stock biomass-per-recruit (SBR) model of Quinn and Deriso (1999) is complementary to YPR, and can be modified to suit the analysis of length rather than age classes and be represented as:

$$SBR = \sum_{j=1}^{n} W_j m_j \prod_{x=r}^{j-1} e^{-(b_j F + M)}$$
(Eq. 9)

where  $W_j$  is the mean weight of a shark in length class j ( $L_j$ ) taken from the most appropriate regionally specific length-weight relationship,  $m_j$  is the proportion of mature females at the mean length of length class j, and the product operator describes the number of sharks surviving from the length at recruitment ( $L_r$ ) to  $L_j$ . Because the model calculates relative SBR, the initial number of breeding females was set to a value of one. The value for  $m_j$  for each species was taken from a female maturity ogive, represented in the logistic form:

$$m_j = \frac{1}{1 + e^{\left(-r(L_j - L_{50})\right)}}$$
(Eq. 10)

where  $L_j$  is the mean length of a shark in length class j,  $L_{50}$  is the length at which 50% of the population is mature, and r is the curvature parameter.

All biological parameters used in the productivity component of EASI-Fish and their sources are provided in Tables 3 and 4.

#### 2.4 Natural mortality

The instantaneous natural mortality rate (M yr<sup>-1</sup>) is one of the most influential parameters in stock assessment models but is notoriously difficult to estimate directly (Kenchington, 2014; Then et al., 2015). Consequently, empirical equations based on life history traits,  $t_{max}$  and VBGF parameters ( $L_{\infty}$ , K,  $t_0$ ), are often used as an alternative. Over 30 natural mortality estimators exist, but none has been proven to perform better than another for all species (Kenchington, 2014). Consequently, it is common to run stock assessment models using a range of M values derived from multiple estimators. For each hammerhead species, *M* was calculated using six estimators recommended by Kenchington (2014) and Then et al. (2015) (Table 2). Priority was given to *M* values that were estimated directly (*e.g.,* from tagging or stock assessment), followed by  $t_{max}$ -based estimators (Hoenig<sub>nls</sub> and Hoenig<sub>tmax</sub>) for long-lived species such as elasmobranchs, and finally *K*-based estimators (Jensen, Pauly<sub>nls</sub>, Pauly<sub>lkT</sub> and Pauly<sub>KT</sub>).

## 2.5 Biological Reference Points (BRP)

Depending on the life history of a species, various BRPs have been used in stock assessment models to assess the status of a population relative to an estimated *F* value for a particular time period or specific year. EASI-Fish uses a similar approach, but it is important to emphasize that its BRPs are used to quantify the relative vulnerability of a population that would be expected to hinder the lifetime yield of an animal—regardless of the present population size—rather than to determine stock status. YPR models assume that recruitment is constant and independent of stock size—equivalent to a steepness (*h*) value of 1 (Gabriel and Mace, 1999). Therefore, use of a *F* value at which yield is maximized ( $F_{MAX}$ ) can be overly optimistic owing to sharks often having a strong stock-recruitment relationship (*i.e.*, *h*<1). Unfortunately, the stock-recruitment relationship is difficult to estimate (Lee et al., 2012), and hence taxonomic group-based proxies are often used in stock assessments as a result.

In a comparison of BRPs used in EASI-Fish to assess bycatch species with diverse life histories from teleosts to marine mammals, Griffiths et al. (2019) suggested that  $F_{40\%}$  is appropriate for elasmobranchs and is therefore adopted in the present study. Explicitly,  $F_{40\%}$  is the *F* value corresponding to 40% of the spawning potential ratio (SPR), which is the SBR at the  $F_{2019}$  value divided by the SBR if *F*=0. The corresponding SBR<sub>40%</sub> BRP is the SBR value at  $F_{40\%}$ . However, it is worth noting that Cortés and Brooks (2018) suggested that for slow-growing and long-lived species, such as elasmobranchs, a BRP as high as  $F_{80\%}$  should be used.

To determine the vulnerability of each shark species in 2019, the study used the  $\tilde{F}_{2019}$  and corresponding SBR value (SBR<sub>2019</sub>) relative to the  $F_{40\%}$  and SBR<sub>40\%</sub> values and displayed them on a 4-quadrant "vulnerability phase plot" (Fig. 7). The vulnerability definitions of these quadrants are: i) "Least vulnerable" ( $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$  <1 and SBR<sub>2019</sub>/SBR<sub>40\%</sub> >1), ii) "Increasingly vulnerable" ( $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$  >1 and SBR<sub>2019</sub>/SBR<sub>40\%</sub> >1), iii) "Most vulnerable" ( $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$  <1 and SBR<sub>2019</sub>/F<sub>40\%</sub> >1 and SBR<sub>2019</sub>/SBR<sub>40\%</sub> <1), and iv) "Decreasingly vulnerable" ( $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$  <1 and SBR<sub>2019</sub>/SBR<sub>40\%</sub> <1).

## 2.6 Implementation of the model

The model was configured to perform Monte Carlo simulations, which generated uncertainty estimates for specific model parameters using a uniform distribution prior that ranged between a defined minimum and maximum value. The YPR and SBR models were then run 10,000 times using Monte Carlo permutations, each time drawing a random sample from the distribution prior defined for each parameter. The mean and 95% confidence intervals (95% CI) were derived for the BRPs  $\tilde{F}_{2019}$ ,  $F_{40\%}$ , SBR<sub>2019</sub>, and SBR<sub>40%</sub>.

# 2.7 Scenario modelling

One of the key advantages of the EASI-Fish approach is that it facilitates the implementation of specific 'what if' scenarios in a rapid and cost-effective manner, allowing an understanding a scenario's potential efficacy for reducing the vulnerability of a species. In this study, we implemented a total of 43 CMM scenarios (plus the status quo) aimed at determining the efficacy of measures under five broad categories described below. The modified parameter values for each species in each scenario are detailed in Table 5.

## 1) Use of best handling and release practices to minimize post-release mortality

In fisheries where a species is unavoidably caught incidentally, the only way to reduce fishing mortality is

often through handling and release practices that minimize post-release mortality. SHH sharks are an unavoidable bycatch in EPO purse-seine fisheries and IATTC resolutions C-16-05 and C-16-06 have been implemented as conservation measures for these species by prohibiting retention and requiring their safe release. Although the IATTC plans to develop a manual for best handling and release practices for various bycatch species groups (e.g., sharks, sea turtles) for IATTC fisheries following a recent review of existing and potential practices EB-01-01, there are currently only rudimentary handling and release recommendations in C-16-05 for sharks caught by the purse-seine fishery. Since there are currently no operational-level measures used by the fleet to avoid the encirclement or to release sharks before the net is sacked to reduce AVM (but see experimental work in the Atlantic Ocean by Hutchinson et al., 2020), scenarios only involved reductions in PRM as a result of hypothetical improvements in handling and release practices. Three levels of PRM-low, medium, and high-were simulated for each species whereby the PRM value range for each level was arbitrarily determined based on the available PRM estimates. For example, PRM of silky sharks released from large purse-seine vessels was estimated to range between 81% (Poisson et al., 2014) and 84% (Hutchinson et al., 2015). Therefore, the three level values were 100% (high; no use of handling practices where sharks are retained), 70–90% (medium), and 50-70% (low).

# 2) EPO-wide temporal closure to complement existing purse-seine fishery measures and hypothetical extensions

A reduction in the duration in which SHH sharks are exposed to fishing effort can decrease fishing mortality—and subsequent vulnerability—assuming effort is distributed equally throughout the year within the defined effort footprint of each fishery. To maximize the practicality of implementing temporal closures across a range of EPO fisheries, an annual 72-day closure was simulated for each fishery to align with the existing purse-seine fishery closure (2018-2021; Resolution C-17-01). Extensions to the 72-day closure were also implemented across all fisheries—simulated individually or on concert—as closure to:

- i. All EPO purse-seine fisheries only for 72 (status quo), 120, or 180 days,
- ii. The EPO industrial longline fishery only for 72, 120, or 180 days,
- iii. The EPO artisanal longline fisheries (DOL and TBS) for 72, 120, or 180 days,
- iv. All EPO industrial and artisanal longline fisheries for 72, 120, or 180 days,
- v. All artisanal gillnet fisheries (Neonates and Shark-teleost) for 72, 120, or 180 days,
- vi. All EPO industrial and artisanal fisheries for 72, 120, or 180 days.

#### 3) Prohibition of wire (steel) leaders in longline fisheries

Wire, or steel, leaders are frequently used in longline fisheries to prevent sharks from biting through the softer monofilament leaders and escaping. However, this can result in the shark remaining hooked until the longline is retrieved, either dead or exhausted, thus reducing their chances of survival if released. As a result, the IATTC has sought to minimize the use of wire leaders in Resolution C-16-06 (Article 6) *"For those multi-species fisheries using surface longlines that have captured more than 20% of silky sharks in weight on average, CPCs shall prohibit the use of steel leaders during a period of three consecutive months each year"*.

This set of scenarios simulates a hypothetical extension of C-21-06, which would prohibit the use of wire leaders for all trips year-round for SHH sharks, assuming it would result in a reduction in AVM due to a greater incidence of 'bite-offs'. However, there is limited quantitative data pertaining to the differences in AVM between wire-caught and monofilament-caught sharks in industrial or artisanal longline fisheries. Two studies undertaken in the western and central Pacific Ocean estimate AVM to range between 31%

(Bigelow et al., 2022) and 41% (Scott et al., 2022). In the absence of operational data that is representative of the entire industrial and artisanal longline fisheries to determine the frequency of surface sets deployed with wire leaders, and whether the length distribution of hooked sharks differs between monofilament and wire leaders, it was assumed that all sets currently use wire leaders and that the contact selectivity of each fishery would not change after banning the use of wire leaders.

A PRM component was implemented with AVM (see Eq. 2) in particular combination scenarios to account for the proportion of sharks that escaped mortality, either as 'bite-offs', where the leader was cut in close proximity to the vessel, or where the shark was brought onboard, unhooked and released. It was assumed that PRM would be the same as determined by tagging studies in industrial (Gallagher et al., 2014a; Musyl and Gilman, 2018; Francis et al., 2023) and artisanal (Schaefer et al., 2019; 2021) longline fisheries. Although recent work has shown the amount of trailing gear left in released sharks can affect PRM (Bègue et al., 2020; Hutchinson et al., 2021; Francis et al., 2023), this was not considered in applied PRM estimates given the lack of information on the type and length of trailing gear typically attached to released sharks in EPO longline fisheries.

Three combinations of AVM were simulated, including the industrial longline fishery only, artisanal longline fisheries (DOL and TBS) only, and all EPO longline fisheries.

## 4) Increase minimum length of retention to 100 cm TL

Increasing the minimum length of retention is a common fisheries management strategy to reduce the fishing mortality on fish that are not sexually mature and have likely not had an opportunity to contribute to the spawning population. To reduce the fishing mortality on small silky sharks by EPO longline fisheries, Resolution C-16-06 (article 3) requires "...multi-species fisheries using surface longlines to limit the catch of silky sharks of less than 100 cm total length to 20% of the total number of silky sharks caught during the trip". This scenario simulates a hypothetical extension of Resolution C-16-06 to include all industrial and artisanal longline trips year-round and to all four species of SHH sharks. Although the length-distribution of the catch after implementation is expected to change, the size selectivity of each fishery was assumed to remain unchanged, and that length-based mortality would decrease for size classes <100 cm TL by rates determined by relevant PRM studies. Three combinations of the minimum length of retention measure were simulated, which included the industrial longline fishery only, artisanal longline fisheries (DOL and TBS) only, and in all EPO longline fisheries.

## 5) Close the gillnet fishery for neonates

SHH sharks—particularly *S. lewini*—have been shown to be heavily impacted by coastal gillnet fisheries (Cartamil et al., 2011; Martínez-Ortiz et al., 2015; Sosa-Nishizaki et al., 2020) that seasonally catch neonates, either as a target or bycatch, in their coastal nursery habitats throughout Central America (Zanella et al., 2019; Arriatti et al., 2021; Corgos and Rosende-Pereiro, 2022) and South America (Castañeda, 2001; Mason et al., 2020; López-Angarita et al., 2021b). This has great potential to negatively impact shark populations as fishing mortality added to the high natural mortality rates of young sharks (see Duncan and Holland, 2006) may not be biologically sustainable. Consequently, in an attempt to reduce the mortality on juvenile sharks, particularly hammerheads, shark fisheries have been subjected to 3-month fishing closures in Peru (Mason et al., 2020) and Mexico (Sosa-Nishizaki et al., 2020) during the main pupping seasons, and even complete ban on all forms of commercial and artisanal fishing for sharks within its EEZs of Colombia (Castellanos-Galindo et al., 2021) and Ecuador (Ecuador, 2007). Despite these efforts, the catches of juvenile sharks in many of these and other Central and South American countries remain significant (Jaramillo Torres, 2022; Tewfik et al., 2022). This scenario involved a closure of the artisanal gillnet fishery that catch neonates for a period of five months simply by reducing the value of parameter D in Eq. 1 to 0.58 for all size classes of each species. During the open fishing season, AVM

and PRM estimates of 100% were applied (Ellis et al., 2017).

## 6) Non-retention of silky and hammerhead sharks

In situations where the fishing mortality of a species cannot be reliably controlled or monitored by conventional measures, prohibition of landing is often a last resort, especially for particularly vulnerable species. For example, the precipitous decline in catches of the oceanic whitetip shark (*Carcharhinus longimanus*) in the EPO resulted in Resolution C-11-10 mandating the prohibition of "…*retaining onboard, transhipping, landing, storing, selling, or offering for sale any part or whole carcass of oceanic whitetip sharks in the fisheries covered by the Antigua Convention*".

This scenario hypothetically extends Resolution C-11-10 to include SHH sharks. This measure alone is assumed not change the interaction rate of longlines with SHH sharks, size selectivity of the gear, or AVM rates, but fishing mortality was reduced by implementing published estimates of PRM for SHH species for industrial (Gallagher et al., 2014a; Musyl and Gilman, 2018; Hutchinson et al., 2021; Francis et al., 2023) and artisanal (Schaefer et al., 2019; 2021) longline fisheries, and all purse-seine fisheries (Poisson et al., 2014; Hutchinson et al., 2015). Scenarios were not undertaken for the artisanal gillnet fisheries since AVM and PCM have been estimated to be around 100% (Eddy et al., 2016), so it was assumed that non-retention was unlikely to change vulnerability from the status quo situation. Five combinations of the measure were simulated, which included the following EPO longline fisheries:

- i. All EPO purse-seine fisheries (noting landing of silky shark already prohibited in C-21-06),
- ii. The EPO industrial longline fishery only,
- iii. All EPO artisanal longline fisheries (DOL and TBS),
- iv. All EPO industrial and artisanal longline fisheries,
- v. All EPO industrial and artisanal fisheries.

#### 7) Combination measures

Although individual measures may not be sufficient to reduce the vulnerability status of a species, where practical, it may be possible to use multiple measures in concert to achieve greater reductions in fishing mortality and to reduce vulnerability (Griffiths et al., 2020; Griffiths and Lezama-Ochoa, 2021). For example, implementing a temporal closure of one or more EPO fisheries in combination with a retention ban on sharks may be effective in reducing fishing mortality and could also be practical to implement and monitor compliance. A total of 14 combination measures were implemented, each adding the best performing single measures incrementally.

#### 2.8 Sensitivity analyses

#### Catchability

Catchability is a highly influential parameter in conventional in stock assessment models and is also important in EASI-Fish. Since EASI-Fish was designed to be applied to data-poor species and fisheries, q is usually unknown because the standing biomass of the species to which catch data, if available, can be compared to understand the efficiency of the gear are also often unknown. Furthermore, standardization of catchability is difficult between different gears as their efficiency and effective fishing area differ markedly. Given the difficulties in empirically estimating q in data-limited settings the appropriate precautionary approach is to assume q equals 1. However, as will be shown in Section 3.2, EASI-Fish estimated artisanal longline and gillnet fisheries—where catches of SHH sharks are significant (see SAC-14 INF-L)—to have an extremely low impact on SHH species relative to other fisheries where catches are well documented to be relatively minor (e.g., purse-seine DEL sets). Therefore, a novel approach to the

scaling of q was explored using the principles of the "domain of potential interaction" described by (Griffiths et al., 2007) to determine whether the vulnerability results could corroborate the relative differences in catches between EPO fisheries.

## Increased effort data resolution for the industrial longline fleet

In contrast to the artisanal fleets, the industrial longline fishery had a significantly higher fishing mortality on SHH species, despite the catches of these species being significant in both fisheries (see SAC-14 INF-L). The disproportionately higher impact by the industrial longline fleet in this and previous EASI-Fish studies was thought to be attributed to a significant mismatch in the spatial resolution of effort data reported to the IATTC (5° x 5°) relative to that of the SDM (0.5° x 0.5°), which can lead to a significant overestimate in fishing mortality by this fishery. Ideally, fishery data at 0.5° x 0.5° would result in the lowest bias, however, the length of mainlines deployed in a typical industrial longline set is often about 100 km, meaning a resolution of 1° x 1° is probably appropriate to encapsulate the full extent of a set. To examine the effect of using higher resolution 1° x 1° effort data on species vulnerability, the centroid of each 5° x 5° cell where effort was present was assumed to be the centroid of a 1° x 1° cell. This effectively reduced effort by a factor of 25 as one hundred 0.5° x 0.5° cells contained within a 5° x 5° cell was reduced to four 0.5° x 0.5° cells surrounding the centroid of the 5° x 5° cell.

## 3. RESULTS

# 3.1 Estimates of susceptibility and a proxy for fishing mortality ( $\tilde{F}$ )

All susceptibility parameter values contributing to the overall susceptibility ( $S_{xj}$ ) estimate for each species assessed in EASI-Fish for the status quo scenario and detailed descriptions of the source or derivation of these values are provided in Appendix 1 and 2, respectively.

The industrial longline fishery overlapped with the distribution of all four species by 56–79%. This fishery had the areal overlap with *C. falciformis* (74–79%). This high overlap was due to the fishing effort being distributed across most of the EPO between 40°N and 40°S, which is substantially larger than the other fisheries (Fig. 1).

The fishery with the next highest areal overlap with the four species was by the Class 6 purse-seine vessels deploying OBJ sets, which was similar for all species between 30–42%. Other purse-seine set types by Class 6 vessels had lower overlap with SHH species being 20-32% and 9–15% for DEL and NOA sets, respectively.

For purse-seine Class 1-5 vessels, the areal overlap was substantially lower than for Class 6 vessels due to effort being restricted to the region surrounding the Galapagos Islands (Fig. 1). OBJ sets had the highest overlap 8–17%, while NOA sets was substantially lower (2–4%).

The artisanal gillnet fisheries—both the neonate and shark–teleost utilized the same effort data—had the lowest areal overlap of any fisheries assessed for 4 species (1–4%) as effort was restricted to neritic waters. The artisanal longline fisheries—both dorado and the TBS utilized the same effort data—had considerably higher overlap with the four species (13–38%), with overlap being highest for *S. mokarran* (16–38%). The overlaps by the artisanal longline fisheries were much higher than for the gillnet fisheries as they operated across a much larger area from the coast to about 100°W (Fig. 1).

When taking other susceptibility factors into account (*e.g.*, encounterability, contact selectivity) to assess the cumulative impacts of the ten fisheries included in the assessment, *S. mokarran* had the highest mean proxy for fishing mortality ( $\tilde{F}_{2019}$ ) of 0.98 yr<sup>-1</sup>, followed by *S. zygaena* (0.82 yr<sup>-1</sup>), *S. lewini* (0.74 yr<sup>-1</sup>), and *C. falciformis* (0.61 yr<sup>-1</sup>), (Fig. 8a–d). The industrial longline fishery made the highest contribution to the fishing mortality for each of the four species, followed by the Class 6 purse-seine fishery OBJ and DEL sets. By comparison, the artisanal gillnet and longline fisheries made a negligible contribution to the overall fishing mortality on the four species, especially for *C. falciformis* (Fig. 8a–d).

## 3.2 Vulnerability status of shark species in the EPO

The biological parameter values and their sources used in the YPR and SBR models for the SHH species to derive their vulnerability status are shown in Table 3 and Appendix 3, respectively, while EASI-Fish estimates of the  $F_{40\%}$  and SBR<sub>40\%</sub> BRPs for the status quo scenario in 2019 are provided in Table 4.

Based on estimated mean values of BRPs for the status quo, all four species exceeded the  $F_{40\%}$  and SBR<sub>40\%</sub> BRP threshold values (Table 6), resulting in the vulnerability classification of these species as "most vulnerable".

Several of the 43 CMM scenarios resulted in significant reduction in the vulnerability status of all four species, although none resulted in a species being reclassified as "least vulnerable". The CMMs having the greatest positive impact was remarkably consistent for all four species. Of the most impactful scenarios involving a single CMM, only EPO-wide closures of 120 or 180 days resulted in a marked reduction in vulnerability for all four species, which was primarily due to the reduction in fishing mortality by the industrial longline fleet (Fig. 8). An exception was for *C. falciformis* where non-retention of landing sharks in scenarios involving the industrial longline fishery (scenarios 28 and 30) decreased the mean fishing mortality from 0.61 yr<sup>-1</sup> to 0.41 yr<sup>-1</sup> and 0.43 yr<sup>-1</sup>, respectively (Fig. 8a), which resulted in a substantial reduction in vulnerability (Fig. 9). These scenarios were ineffective for the three hammerhead species since they had high rates of AVM (up to 94%) and reasonably high PRM (up to 100%) in the fisheries that contributed most to their overall fishing mortality (i.e., industrial longline and purse-seine). A similar explanation can be given for the low efficacy of prohibiting wire leaders (scenarios 21–23) and landing SHH sharks (scenarios 28–30) in that the high AVM rates remained unchanged, but the PRM rates are also high for released sharks.

Although the gillnet fishery has a documented impact on SHH sharks, completely closing the gillnet fishery for neonates resulted in less than a 1% decrease in fishing mortality for each SHH species, which was likely due to the low areal overlap (1-4%) of this fishery with these species.

The scenarios that resulted in the highest reduction in fishing mortality, and thus vulnerability, were those where several measures were used in combination, especially those involving the industrial longline fishery. Scenarios 43 and 44 incorporated four and five single measures, respectively, which resulted in significant reductions in fishing mortality and vulnerability, especially for *C. falciformis* and *S. lewini* (Fig. 9). Again, these reductions were primarily due to the industrial longline fishery having the highest fishing mortality on all four species (Fig. 8), as the most single measures within these scenarios pertained to longline fisheries.

## 3.3 Sensitivity analyses

Using *C. falciformis* as a test case, both increasing the resolution of effort data by the industrial longline fishery and reducing *q* values resulted in remarkably similar results; both significantly reducing the overall fishing mortality by about half (Fig. 9), which resulted in a significantly more optimistic vulnerability status (Fig. 10). Changing *q* values increased the relative impact of the artisanal fleets, albeit still being significantly less than the industrial longline fleet (Fig. 9, top panel). In both sensitivity analyses, vulnerability decreased in all 43 scenarios that simulated CMMs individually and in combination. In contrast to the results in section 3.2 where no scenario moved the species into the "least vulnerable" category, EPO closures of 120 and 180 days, prohibition of retention, and the use of these two measures in combination resulted in significant reductions in vulnerability to where the species attained a "least vulnerable" classification (Fig. 10).

#### 4. DISCUSSION

Silky and hammerhead sharks have been a major focus of conservation and management measures by the IATTC for its fisheries over at least the past decade due to their high prevalence as bycatch in both industrial and artisanal fisheries throughout the EPO.

However, available biological and catch data have been considered insufficient to undertake conventional stock assessments for these species. Stock assessments were attempted for silky shark in the EPO (IATTC, 2014) and Pacific-wide (Clarke et al., 2018), both of which were unsuccessful due to a lack of reliable long-term time series of abundance. Consequently, EASI-Fish was used as an alternative approach to assess the relative vulnerability of all shark species caught in in EPO pelagic industrial and artisanal fisheries (Griffiths et al., 2022), which confirmed that silky and hammerhead sharks among the most vulnerable species.

This assessment focuses on four species prioritized for stock assessment in Resolution C-16-05: silky shark (*Carcharhinus falciformis*), scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini*), great hammerhead (*Sphyrna mokarran*), and smooth hammerhead (*Sphyrna zygaena*). EASI-Fish was successfully applied in the present study for quantifying potential impacts of EPO fisheries on each of the four species under 43 hypothetical management scenarios involving practical measures used in isolation or in concert to determine the most plausible approaches that may reduce the vulnerability of all four species or to identify key data deficiencies that may require additional research and monitoring before re-assessment.

The industrial longline fishery was estimated to have the highest impact on all four species due to its distributional overlap with the modeled distributions of these species. The large effort footprint of this fishery in the EPO resulted in a real overlaps of 63-79% with the species' distributions, while the assumed 300 m effective fishing depth of the gear completely encompassed the entire vertical habitat of all four species—ascertained from electronic tagging (Musyl et al., 2003; Bessudo et al., 2011; Francis, 2016; Guttridge et al., 2022). Furthermore, the non-selective nature of passive longline gear meant that it generally impacted a wider range of size classes than more selective gears, such as purse-seine and gillnet. Although selectivity of a broad range of species and sizes does not necessarily indicate high fishing mortality if the less desirable species and sizes can survive release, the long soak times that frequently exceed 10 hours often result in high AVM (Beerkircher et al., 2002; Fernandez-Carvalho et al., 2015; Hutchinson et al., 2021) and PRM rates that are often in the range of 15–50% for sharks that survive until they can be released (Gallagher et al., 2014b; Musyl and Gilman, 2018; Francis et al., 2023).

The only alternative that may allow fisheries to have sustainable interactions with sharks is to implement measures that significantly improve post-release survival beyond what has been documented to date. Although the IATTC mandates or recommends the safe release of sharks through resolutions C-16-05 and C-19-06, specific methods of release are not provided. Consequently, C-21-06 calls for research to improve handling and release practices for all impacted shark species. Despite some recent research being conducted in the EPO on the post-release survival of sharks caught in the industrial purse-seine fishery (Eddy et al., 2016) and artisanal longline fisheries (Schaefer et al., 2019; Schaefer et al., 2021) fisheries, there is significant scope for further research to delve further into the efficacy of existing release methods and explore the potential efficacy of new handling and release practices and mitigation measures.

For example, only one study (Eddy et al., 2016) has quantified the PRM of sharks from the purse-seine fishery in the EPO, and this study was limited to *C. falciformis* (13 tagged), *Isurus oxyrinchus* (1 tagged) and *S. lewini* (3 tagged) caught in floating object sets. Further studies are warranted with significantly larger sample sizes to gain a better understanding of PRM of SHH sharks caught in the three main set types and vessel classes in the purse-seine fishery as they each employ slightly different operations and can catch different sizes of sharks (see Figs 3 and 4). In this regard, the IATTC is currently conducting, in collaboration with the fleet, experiments to better assess the PRS of sharks in Class-6 (Project M.1.d) and

Class-1-5 (Project M.2.e) purse-seine vessels using different bycatch releasing devices.

It is surprising that despite PRM of sharks caught by industrial longline being has attracted significant research interest in the western and central Pacific Ocean over the past decade (Musyl et al., 2011; Musyl and Gilman, 2018; Hutchinson et al., 2021; Francis et al., 2023), similar studies have not been attempted in the EPO, where industrial longline effort has increased by 25% since 2011 and as much as 6-fold for some distant water fleets (IATTC, 2023). PRM studies need to be a research priority to first quantify the efficacy of implemented mitigation measures for both industrial and artisanal longline fisheries (EB-01-01), such as limiting or banning the use of wire leaders (C-21-06) or prohibiting the catch of particular shark species (e.g. C-11-10), as well as new measures that may further reduce PRM such as limiting the amount of trailing gear attached to released sharks (see Hutchinson et al., 2021; Scott et al., 2022; Francis et al., 2023).

## 4.1 Data quality considerations

An important caveat of the assessment of silky and hammerhead sharks is their common misidentification for morphologically similar species (Román-Verdesoto and Orozco-Zöller, 2005), or at least their recording as generic taxonomic groupings such as "requiem sharks" or "hammerhead sharks". Although observers on large purse-seine vessels in the EPO have been specifically trained on the identification of carcharhinid sharks since 2004 with the introduction of a dedicated shark data collection form (Fuller et al., 2022), prior to this time observed catches of silky sharks are uncertain and were believed to be one of the main reasons for the poor performance of the stock assessment model constructed for silky sharks in the EPO in 2014 (IATTC, 2014). Although there are some fishery monitoring programs for sharks in operation by CPCs, it is unknown as to the level of training of observers and fishers who are responsible for recording the interactions with sharks in their industrial longline fishery and the artisanal gillnet and longline fisheries. The issue of misidentification or poor reporting presents two major issues for assessment. First, to pursue the ultimate goal of undertaking conventional stock assessments reliable species-specific catch and effort data for all fisheries where the species is caught is required to develop standardized indices of abundance.

In the shorter-term, species-specific occurrence records are essential for developing reliable SDMs, which form the foundation for EASI-Fish assessments. Despite the apparent widespread distribution of the three species of hammerheads throughout the EPO (Gallagher and Klimley, 2018), the SDM used in the present study that was developed by Griffiths et al. (2022) predicted reasonably low probability of occurrence in the neritic regime between southern Mexico and northern Chile, which appears to be directly attributable to the low number of presence records for these species in this region (Appendix 3). This appears to have created the false impression that these species prefer more offshore waters, where they have higher overlap with fisheries operating on the high seas, when in fact this may not be the case.

For example, *S. lewini* is one of the most commonly caught hammerhead species in the coastal fisheries of Central and South America (Rojas et al., 2000) with Jaramillo Torres (2022) recording 6,281 occurrences in 2007–2019 from the coastal fisheries of Ecuador. By comparison, less than 100 of the 2017 occurrence records uncovered in the present study for *S. lewini* were derived from South American countries. Most of the records of hammerhead sharks were derived from fishery dependent sources operating on the high seas, which has resulted in higher probability of occurrence in this region. The absence of presence records from regions outside of where industrial fisheries operates where environmental variables may differ could have compromised the quality of the final prediction maps and ultimately the precision of the subsequent fishing mortality estimates.

A particularly significant result from the present assessment was the high vulnerability of *S. zygaena* relative to the other three SHH species. This is likely a result of its low biological productivity, but also because a lack of sufficient length data required an assumption of knife-edge selectivity from the smallest

recorded size and the length at birth in industrial longline and gillnet fisheries, respectively (Fig. 6). However, this result may reflect the true vulnerability of this species in the EPO, given its apparent rarity. Between 2012–2022, this species has been recorded in only 367 instances from 290,024 and 31,749 observed sets in EPO purse-seine and industrial longline fishery, respectively. The species is believed to be widely distributed, particularly, in the coastal regime as indicated by the SDM (Fig. 1) but is rarely recorded in the catches of artisanal fisheries. The rarity of this species in catch records may be a result of misidentification—especially if inspections are made of fresh or frozen trunks—or recording as a generic "hammerhead" taxonomic group. However, as whole fresh specimens this species has distinct diagnostic morphological characteristics (Gallagher and Klimley, 2018), and so it would be expected to feature more prominently in catch records of trained scientists and observers should they be present in catch. However, trained scientists employed in the 2-year shark sampling program undertaken by the IATTC did not record any specimens among the 20,698 sharks they recorded from nearly 1400 landing sites throughout Central America (IATTC unpublished data). In a review of historical catch and survey records from Mexican Pacific waters, Pérez-Jiménez (2014) raised concerns for the potential extirpation of S. zygaena in this region as a result of decades of fishing impacts, with only 61 individuals recorded from over 207,000 sharks caught in shark surveys conducted in 1962–2010. Given the potentially significant conservation implications for this species, it is recommended that it be a priority species for further research and management efforts.

A related issue to the need for recording species-specific occurrence is that of improving collection of species-specific length data (for selectivity and length-based SDM). It is well documented that the three hammerhead species included in the present study undergo distinct ontogenetic shifts in their distributions from mating and pupping in shallow coastal habitats (Francis, 2016; Zanella et al., 2019; López-Angarita et al., 2021a; Macdonald et al., 2021; Corgos and Rosende-Pereiro, 2022). However, currently methodologies for developing SDMs do not readily accommodate size data to capture ontogenetic shifts in distribution. As a result, grid cells where a species is predicted to occur implicitly assumes that all size classes are present. Although the use of selectivity components in EASI-Fish accounts for differential fishing mortality by size class, EASI-Fish interprets fishing impacts in a similar way as SDMs in that where a species is predicted to be present in a cell, and if that cell is fished, then all size classes are equally susceptible to capture when all selectivity parameters are fully realized. This becomes an issue in the productivity component of EASI-Fish where there is an implicit equal weighting of fishing mortality across size classes. In the case of hammerheads, this results in fishing mortality being underestimated for small size classes, which would compromise the ability of the YPR model to account for growth overfishing and generate an overly optimistic vulnerability status as a result. It is believed this issue resulted in the estimated negligible impacts by the artisanal fisheries, particularly the complete closure of the neonate gillnet fishery that was included in the assessment to specifically explore the impacts of this fishery on hammerheads.

A possible way to circumvent this problem would be to have an index of abundance for each size class from which each grid cell could be weighted. However, if such detailed data were available, conventional stock assessment would be a more suitable approach to assess true population status, rather than to improve EASI-Fish outcomes that provides only a measure of vulnerability. Alternatively, and if data quality improves, size-specific SDMs could be developed, as done in SAC-10 INF-D for bigeye tuna, for each size category (e.g., small, medium, large) using, for example, information collected by IATTC observers on purse-seine vessels or other programs collecting size-specific geolocated information. The susceptibility component of EASI-Fish (Eq. 3) could then be used to estimate the fishing mortality for each size category, which can then be added to produce a final fishing mortality estimate that is then used in the per-recruit models to assess vulnerability status.

Another way to improve the estimation of fishery-specific impacts is to improve estimates of the

catchability parameter, q (Eq. 1), which in conventional terms, is the fraction of the stock biomass that is caught by one unit of effort  $(E_x)$  in fishery x. Although catchability estimates for silky shark were available for each fishery from the Pacific-wide stock assessment they were not used as in the present study as Clarke et al. (2018) considered them to be unreliable due to conflicting trends in abundance depicted by fisheries in the WCPO and the EPO. Furthermore, these q values were not used as adoption of q values from stock assessment in EASI-Fish had not yet been validated. EASI-Fish was designed to estimate relative vulnerability—either between species or between scenarios for the same species—in data-poor settings where the level of effort and its impact on population biomass is unknown. Therefore, these parameters can be precautionarily assigned a value of 1 and the impact of a fishery in a cell assumed to be knifeedged, where fishing is either present or absent. It is therefore assumed that in a cell where a fishery is present, 100% of sharks in that grid cell are initially susceptible to capture by the fishery-regardless of how much effort is applied in that cell—but attrition in the proportion of the population impacted by fishing occurs with each successive susceptibility parameter that is introduced. Therefore, the mathematical meaning of parameters q and E in EASI-Fish may fundamentally differ to their meaning in conventional stock assessment models where the stock quantity of a continuous and dimensionless variable (i.e., biomass or numbers of individuals) is estimated through accretion of catch quantities as successive fisheries are introduced into the model. The sensitivity analysis (Section 3.3) clearly demonstrated the model's sensitivity to different values of q and the subsequent influence on the vulnerability status of SHH sharks. Further work is needed to examine whether conventional estimates of q and E can be used directly in EASI-Fish, whether modifications such as normalization or standardization is required, or if other novel approaches (Griffiths et al., 2007) may be appropriate. Nonetheless, some type of weighting of q is warranted to better reflect the relative contribution of each fishery to the overall fishing mortality of each species. However, this will require significantly more data from each fishery, especially the artisanal fishery where the impacts on SHH sharks are significant (SAC-14 INF-L).

#### 4.2 Guiding management from scenario modelling

While the precision of fishing mortality estimates may be affected by the aforementioned issues, hence why a proxy for fishing mortality ( $\tilde{F}$ ) is estimated within the scope of the simplistic EASI-Fish model assumptions detailed at length in Griffiths et al. (2019), the current EASI-Fish assessment was able to fulfill the objectives of the study to assess the relative efficacy of the 43 hypothetical CMM scenarios. Although many of the scenarios predicted a reduction in vulnerability, none moved any of the SHH species into the "least vulnerable" category. The CMMs having the greatest positive impact was remarkably consistent for all four species. The single measures that had the post positive impact on vulnerability were implementing EPO-wide closures, particularly where multiple fisheries including the industrial longline fishery were closed for 120 or 180 days. Unlike the purse-seine fishery that has be subjected to EPO-wide closure of 72 days since 2018 (Resolutions C-17-01 and C-21-04), the IATTC had never imposed spatial or temporal closure of the industrial longline fishery as a management measure to reduce the fishing mortality of their target or predominant species. However, since 2011, Resolution C-11-02 has mandated gear restrictions for industrial longline vessels >20 m LOA for the area 20°N to 30°S to reduce seabird bycatch.

The simulated temporal closures of the industrial longline fishery were effective due the complete avoidance of shark interactions for the entire closure period, which resulted in a reduction in fishing mortality across the large area in which the industrial longline fishery operates. Several authors have recently developed mitigation hierarchies for fisheries bycatch and advocate for avoidance of interaction as being the preferred option for the mitigation of species that are unavoidably caught, even with specific measures in place (Milner-Gulland et al., 2018; Booth et al., 2020; Gilman et al., 2023). Such is the approach that has been adopted by Colombia and Ecuador where all industrial and artisanal fishing for sharks has been prohibited withing their EEZs (Tribunal Constitucional del Ecuador, 2007; Mason et al.,

2020). Although avoidance of shark interactions would obviously be the most effective measure to mitigate shark bycatch in the EPO, the pragmatic implications for the closure of such a large area for 120 days or more is that it is unlikely to be a viable management measure as it will result in significant reduction in catch, which may have significant socio-economic impacts on some longline fishing nations, especially for coastal States where a 3-month seasonal closure to shark fishing is already in place within the EEZ, such as Mexico (Sosa-Nishizaki et al., 2020) and Peru (Mason et al., 2020). Furthermore, if such lengthy closures are accepted by IATTC Members, this is likely to result in a significant temporary relocation of effort to the eastern portion of the WCPFC Convention area, which may result in competition among island nation fleets and/or cause localized depletion of the shark species for which the closure is intended to protect. Because of these challenges, the IATTC staff has been exploring the benefits of dynamic ocean management (Hazen et al., 2018) as a means to reduce the interaction of the fishery with vulnerable species (e.g., SAC-10 INF-D, BYC-11-04, Pons et al., 2022).

For these reasons, multiple measures implemented in combination may be the most feasible option if it can be demonstrated that each of the individual measures is likely to be implemented to reach their full mitigation potential. Although multiple measures may be more difficult to implement and monitor for compliance, this has been the approach taken by the IATTC in the management of other bycatch species such as seabirds (Resolution C-11-02), where at least 2 mitigation measures can be selected from a 'menu' of mitigation options.

Unfortunately, the scenarios that simulated the use of some of the more easily implemented measures CMMs in combination, such as prohibiting the use of wire leaders, or even prohibiting the retention of sharks, resulted in only modest reductions in vulnerability since most of the individual measures aim to reduce AVM. Some measures, such as prohibiting wire traces in longline fisheries have been estimated to reduce AVM of some shark species by 31– 41% (Bigelow et al., 2022; Scott et al., 2022). However, the potential reduction in fishing mortality by these measures will be negated if there is no associated measure in place to prohibit retention of sharks, or if PRM is high, such as the estimated 85%–100% mortality of *C. falciformis* and *S. lewini* released from the purse-seine nets (Hutchinson et al., 2015; Eddy et al., 2016).

## 4.3 Recommendations and directions for future work

The current study has collated existing datasets and conducted scenario modelling of potential management measures, which provides valuable knowledge for the IATTC to plan future research, monitoring, assessment, or management efforts for silky and hammerhead sharks in the EPO. This assessment builds on the 2022 assessment of 32 shark bycatch species in the EPO (Griffiths et al., 2022), which included the four SHH species addressed here. The study incorporates new data published by researchers from CPCs and ongoing research efforts by the IATTC staff, including the ANBJ shark monitoring program (SAC-14 INF-L). However, the lack of fundamental biological or catch information for all four species highlights the needs for future work priorities of the IATTC to improve data inputs, not only for more immediate needs such as EASI-Fish, but also for longer-term goals such as stock assessment and transparent reporting of catches from all fisheries.

## 4.4 Artisanal fisheries

One of the most important requirements for EASI-Fish is to have an understanding of the effort footprint of each fishery for the chosen assessment year(s). This is fundamentally simple, requiring only the presence of one or more units of fishing effort across the full spatial extent of the fishery. Unfortunately, the artisanal longline and gillnet fisheries throughout the EPO are poorly monitored, if at all, resulting in a lack of even simple presence of effort data from which to characterize these fisheries. This required the collation of effort data from published reports or unpublished studies, often for years outside of the 2019 assessment year. However, it is apparent that some fisheries may already collect some data useful for EASI-Fish assessments, which may not be readily available for some artisanal fisheries (see Jaramillo Torres, 2022).

For example, a recent collaborative project between the IATTC, the Inter-American Sea Turtle Convention (IAC) and their Members assessing the vulnerability of the leatherback turtle in the EPO (Griffiths et al., 2020), IATTC staff worked directly with representatives from coastal States to access confidential effort data to develop improved SDMs and effort footprints for the artisanal longline and gillnet fisheries, which were substantially larger than was achieved using the fragmented data derived from various sources in the present study. As a result, it is likely that the estimated fishing mortality of each of the four SHH species by the artisanal longline and gillnet fisheries included in the present study is likely to be underestimated.

Even for the semi-industrial purse-seine fishery comprised of smaller Class 1–5 vessels lack adequate monitoring of shark bycatch, as the IATTC currently mandates a minimum of 5% observer coverage for vessels less than 24 m LOA. In the present study, effort data were derived primarily from observed sets by TUNACONS on a voluntary basis, which covered 12% of the effort by the fleet in 2019 (IATTC, unpublished data). As a result, it is unknown whether the catch composition is representative of the fleet and the distribution of effort was considered to represent the minimum spatial coverage of the fishery. However, the IATTC is working on improving data provision for this and other fleets through a proposed update of its data provision resolution (see <u>SAC-12-09</u>), the development of the FAD form (09-2018), and the implementation of electronic monitoring systems (EMS) (see <u>EMS-01-02</u>), and is planning to analyze the representativeness of the information collected under voluntary Class 1–5 purse-seine vessels program in the near future.

Given the requirement by EASI-Fish for diversity of data inputs to characterize population and fishery dynamics, future EASI-Fish assessments would greatly benefit from the close collaboration with CPCs in order to optimize the quality of model inputs. Such collaboration would likely develop trust among researchers and managers that may increase the potential for more effective collaborations to conduct research at the scale relevant to EPO pelagic fisheries. One of the key areas of research is likely to be the artisanal fisheries, not only in relation to shark catches, but also tuna, billfish and dorado, which comprise a significant component of the catches (Dapp et al., 2013; Martínez-Ortiz et al., 2015). Despite artisanal vessels being small, their fleet sizes can be large and their impacts on sharks have been shown to be significant (Alfaro-Shigueto et al., 2010; Cartamil et al., 2011; Martínez-Ortiz et al., 2015; Sosa-Nishizaki et al., 2020). In 2023, the IATTC produced order of magnitude estimates of the shark catch from the ABNJ shark sampling program (Oliveros-Ramos et al., 2020), which indicated that shark catches are significant in the region and should not be ignored for both silky and hammerhead sharks (SAC-14 INF-L).

This highlights a clear need for coastal CPCs to establish or improve data collection programs for artisanal fleets to not only facilitate domestic fisheries management but assist the IATTC in fulfilling its responsibilities under the Antigua Convention, which has been hindered in many instances by a lack of data from these fleets. In recent years the IATTC collaborated with Central American IATTC Members in a project funded by the Global Environment Facility (GEF) to develop a data collection program for small coastal shark fisheries (Siu and Aires-da-Silva, 2016; Oliveros-Ramos et al., 2019). Although the project developed a sampling program that significantly improved our understanding of artisanal fisheries, unfortunately the staff's proposal for the implementation of a long-term sampling program for shark fisheries in Central America has not yet succeeded in gaining financial support (IATTC-98-02c). Funds from GEF ABNJ-2 for a subsequent pilot sampling project are currently underway where the project could be expanded to other countries like Ecuador, Peru and Mexico (SAC-14 INF-M). However, for the IATTC to be able to undertake future stock or vulnerability assessments on shark species in the EPO as agreed to by its Members (see Resolution C-16-05), a long-term solution to securing sufficient resourcing to facilitate ongoing monitoring programs is required. Furthermore, updating of

Resolution C-03-05 on data provision is essential to align with mandates described in the Antigua Convention and IATTC's SSP to include mandates on reporting of, at a minimum, vulnerable species (e.g., elasmobranchs) incidentally caught by the various fisheries operating in the EPO (see C-12-09).

## 4.5 Industrial longline fishery

The industrial longline fishery had by far the largest impact on the four SHH sharks in the present study by virtue of not only its widely dispersed effort throughout the EPO that covers a large proportion of the distributions of the SHH shark species, but also due to the coarse spatial resolution of its reported effort. Unfortunately, industrial longline effort data is commonly reported by CPCs at 5° x 5°, or occasionally at 1° x 1°, which is the coarsest resolution permitted under Resolution C-03-05. Furthermore, this resolution does not require CPCs to report on incidental catches of non-target species, which may include sharks. The major issue arising from the coarse resolution of the effort data is that the grid cell size greatly exceeds that of the SDM predictions (0.5° x 0.5°), which was shown in the sensitivity analysis (Section 3.3) to significantly overestimate overlap with a species. This is because in cases where the SDM predicts a species to be present in all one hundred 0.5° grid cells contained within a 5° grid cell that is fished, it is assumed that fishing is present within each 0.5° grid cell.

The coarse spatial resolution of these reported data also compromises the precision of species presence locations. Because the spatial distribution of longline fishing effort covers almost the entire Convention Area, it can be a valuable source of data for developing SDMs because of the broad environmental gradient in which the fishery covers. However, the oceanographic environment can vary significantly within a 5° grid cell for which catch data is reported due to the influence of fronts (Wang et al., 2021), mesoscale eddies (Hasson et al., 2019), and other fine and mesoscale environmental features, thus compromising the potential strength of modelled relationships between a species' relative abundance and environmental variables.

Another significant shortcoming of the reported industrial longline data is the temporal resolution of reporting, which aggregates all sets into monthly time steps that lack operational characteristics from which a set type can be determined. The industrial longline fishery typically deploys one of two sets: deep sets where 20–32 hooks per float are deployed during the day to depths of around 300 m to target bigeye tuna and albacore, and shallow sets where less than 6 hooks are deployed at night to depths of around 100 m to target swordfish, but also a range of species such as tuna, marlin, and sharks that vertically migrate to epipelagic waters during the night (Griffiths and Duffy, 2017). As a result, the susceptibility of sharks to being caught depends heavily on the set type and gear configuration. Therefore, in the absence of information on set type, a precautionary assumption was made that all sets were deep sets where any species occupying the 0-300 m depth range of the gear could be caught and estimates of fishing mortality of SHH sharks was likely biased high.

An alternative to using the coarse logbook data to establish an effort footprint and to improve the precision of species occurrences is to use the operational level data mandated in Resolution C-19-08. Although these data provide high quality data on operational details and shark catch in each observed set, the resolution requires only a minimum of 5% observer coverage of the effort by the longline fleets of each CPC. A recent analysis of these data revealed that they are not representative of the activities of the fleet nor do they cover the full spatial footprint of the fleet (Griffiths et al., 2021). Although these data alone could not be used in the present study to define the effort footprint of the fishery, they did provide some very useful length data for the SHH species, especially for *C. falciformis*, which greatly improved the selectivity curves for this fishery since the EPO silky shark stock assessment was undertaken (IATTC, 2014). If the recommendations by the IATTC scientists to increase observer coverage to a minimum of 20% or more (see Resolution C-19-08; Griffiths et al., 2021), observer data is likely to help significantly improve

the assessment of sharks in future but also for routine catch monitoring and reporting. In 2023, the staff undertook a workshop to seek the input by Members to improve data provision for the industrial longline fishery (WSDAT-01). Similar workshops are planned for other fisheries, including the artisanal fleets.

## 4.6 Biological studies

The four SHH species assessed were among the most data rich of shark bycatch species in EPO pelagic fisheries as their frequency of interaction with fisheries has afforded them some attention in biological research in most oceans of the world. Although some biological studies have been undertaken for the majority of these species in the EPO, unfortunately many suffer from small sample sizes or are restricted in spatial or temporal scope, thus limiting their usefulness to represent the broader population dynamics of the species at the scale of the EPO. With the exception of a few reproductive studies conducted in the EPO (Nava Nava and Márquez-Farías, 2014; Estupiñán-Montaño et al., 2021) it was necessary to adopt key biological parameter values describing growth and reproduction of SHH species from well-designed studies from the western Pacific Ocean (e.g., Joung et al., 2008; Harry et al., 2011). Despite the frequency of SHH sharks in industrial and artisanal fisheries in the EPO, even the most fundamental biological information such as a length-weight and length-length relationships are either unavailable or do not cover an adequate size range for a species.

In 2023 the IATTC staff have proposed a project and workplan to evaluate the feasibility of developing a sampling program, with potential phased-based upscaling to a pilot and EPO-wide sampling program, for collecting morphometric data from fisheries operating in the EPO (<u>SAC-14 INF-J</u>). If endorsed and funded, this project will significantly narrow the knowledge gap for morphometric relationships, at least for some key species. As discussed throughout this paper, the sizes of SHH sharks caught by the industrial fleet can differ significantly to those of the artisanal fleets, which are more coastally orientated where neonate and juveniles of several species reside. Therefore, it will be important to use the outcomes from the feasibility study and extend sampling to the artisanal fleets in close collaboration with IATTC CPCs (see Table 2, <u>SAC-14 INF-J</u>). This may serve as a collaborative blueprint to extend the morphometric study to include the collection of biological material in order to undertake critical biological studies for SHH species at scale relevant to their population(s) in the EPO. Not only would these collaborative efforts reduce operational costs and provide access to samples that may be inaccessible by IATTC staff alone, but it will instill fisheries research capacity within the institutions of developing coastal States, which has been an important goal of the IATTC's SSP (Goal Q: Provide training opportunities for scientists and technicians of CPCs).

## 5. CONCLUSIONS

Over the past two decades, there has been a dramatic shift in the traditional approach to fisheries management from focusing on individual target species to a more holistic approach that considers the broader ecosystem context (Hall and Mainprize, 2004). As such, the roles and responsibilities of the IATTC, its Members and their fisheries have also undergone substantial change to ensure the long-term sustainability of all species impacted by fishing activities. This is explicitly reflected in the Antigua Convention (IATTC, 2003), particularly in Article VII 1(f) "adopt, as necessary, conservation and management measures and recommendations for species belonging to the same ecosystem and that are affected by fishing for, or dependent on or associated with, the fish stocks covered by this Convention...". This has led to a focus on sharks, which are frequently retained as catch or discarded as bycatch in industrial and artisanal fisheries in the EPO. However, due to a lack of reliable biological and catch data for these species, conventional stock assessment methods cannot be used to demonstrate that their populations are being impacted at biologically sustainable levels.

To address this issue, the IATTC staff designed EASI-Fish, a tool that quantifies the cumulative impacts of multiple fisheries on data-poor species and transparently determines the vulnerability status of a species'

population based on proxies for biological reference points widely used in fisheries stock assessment. While EASI-Fish integrates length-structured yield- and spawning biomass-per-recruit models, it, and other ERA methods, should not be used as a substitute for stock assessment to assess stock status for shark species and be the endpoint for management advice.

In the present study, EASI-Fish was used to explore the potential efficacy of a range of potential CMMs for four SHH shark species that might otherwise be difficult, time-consuming, and costly to explore using field studies. The results identify the most effective measures—either applied individually or in combination—to reduce the vulnerability of these species. These findings can guide the IATTC in planning future research and management efforts for sharks. In the interim period until reliable data are available to undertake conventional stock assessments or other modern population assessment methods such as close-kin mark recapture (Bravington et al., 2016), the results of this study serve an important role prioritizing IATTC shark efforts.

#### ACKNOWLEDGMENTS

The authors wish to thank Mark Maunder, Dan Ovando, Marlon Roman, Omar Santana, and Paulina Llano for providing valuable input to the paper and reviewing drafts of this paper.

#### **REFERENCES**—**REFERENCIAS**

- Adams, K.R., Fetterplace, L.C., Davis, A.R., Taylor, M.D., Knott, N.A., 2018. Sharks, rays and abortion: the prevalence of capture-induced parturition in elasmobranchs. *Biological Conservation* **217**, 11-27.
- Agreement on the International Dolphin Conservation Program (Aidcp), 2017. Agreement on the International Dolphin Conservation Program. Last amended October 2017.
- Alejo-Plata, C., Gómez-Márquez, J.L., Ramos, S., Herrera, E., 2007. Presencia de neonatos y juveniles del tiburón martillo Sphyrna lewini (Griffith & Smith, 1834) y del tiburón sedoso Carcharhinus falciformis (Müller & Henle, 1839) en la costa de Oaxaca, México. Revista de Biología Marina y Oceanografía 42, 403-413.
- Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Pajuelo, M., Dutton, P.H., Seminoff, J.A., Godley, B.J., 2010. Where small can have a large impact: Structure and characterization of small-scale fisheries in Peru. *Fisheries Research* **106**, 8-17.
- Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Bernedo, F., Dutton, P.H., Seminoff, J.A., Godley, B.J., 2011. Small scale fisheries of Peru: a major sink for marine turtles in the Pacific. *Journal of Applied Ecology* **48**, 1432-1440.
- Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Darquea, J., Donoso, M., Baquero, A., Doherty, P.D., Godley, B.J., 2018. Untangling the impacts of nets in the southeastern Pacific: Rapid assessment of marine turtle bycatch to set conservation priorities in small-scale fisheries. *Fisheries Research* **206**, 185-192.
- Andraka, S., Mug, M., Hall, M., Pons, M., Pacheco, L., Parrales, M., Rendón, L., Parga, M.L., Mituhasi, T., Segura, Á., Ortega, D., Villagrán, E., Pérez, S., Paz, C., Siu, S., Gadea, V., Caicedo, J., Zapata, L.A., Martínez, J., Guerrero, P., Valqui, M., Vogel, N., 2013. Circle hooks: Developing better fishing practices in the artisanal longline fisheries of the Eastern Pacific Ocean. *Biological Conservation* 160, 214-224.
- Arriatti, Y.R., Tavares, R., Alvarado, S., Capital, D., 2021. Assessment of the artisanal shark fishery in the Pacific coast of Panama highlights a high proportion of immature and threatened species. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* **16**, 189-195.
- Ayala, L., Amoros, S., Cespedes, C., 2008. Catch and by-catch of albatross and petrel in longline and gillnet fisheries in northern Peru. *Final Report to the Rufford Small Grants for Nature Conservation*.
- Bartes, S.N., Braccini, M., 2023. Length–length relationships for the main shark species caught in the commercial shark fisheries of Western Australia. *Fisheries Management and Ecology* **30**, 224-227.

- Baum, J.K., Worm, B., 2009. Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. *Journal of Animal Ecology* **78**, 699-714.
- Beerkircher, L.R., Cortes, E., Shivji, M., 2002. Characteristics of shark bycatch observed on pelagic longlines off the southeastern United States, 1992–2000. *Marine Fisheries Review* **64**, 40-49.
- Bègue, M., Clua, E., Siu, G., Meyer, C., 2020. Prevalence, persistence and impacts of residual fishing hooks on tiger sharks. *Fisheries Research* **224**, 105462.
- Bessudo, S., Soler, G.A., Klimley, P.A., Ketchum, J., Arauz, R., Hearn, A., Guzmán, A., Calmettes, B., 2011.
   Vertical and horizontal movements of the scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) around
   Malpelo and Cocos Islands (Tropical Eastern Pacific) using satellite telemetry. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 40, 91-106.
- Bigelow, K., Rice, J., Carvalho, F., 2022. Future stock projections of oceanic whitetip sharks in the western and central Pacific Ocean. PIFSC data report DR-22-33. NOAA Pacific Islands Fisheries Science Center, Honolulu, Hawaii.
- Binstock, A.L., Richards, T.M., Wells, R.J.D., Drymon, J.M., Gibson-Banks, K., Streich, M.K., Stunz, G.W., White, C.F., Whitney, N.M., Mohan, J.A., 2023. Variable post-release mortality in common shark species captured in Texas shore-based recreational fisheries. *PLoS One* **18**, e0281441.
- Bizzarro, J.J., Smith, W.D., Hueter, R.E., Villavicencio–Garayzar, C.J., 2009a. Activities and catch composition of artisanal elasmobranch fishing sites on the eastern coast of Baja California Sur, Mexico. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences* **108**, 137-152.
- Bizzarro, J.J., Smith, W.D., Márquez-Farías, J.F., Tyminski, J., Hueter, R.E., 2009b. Temporal variation in the artisanal elasmobranch fishery of Sonora, Mexico. *Fisheries Research* **97**, 103-117.
- Bonfil, R., Mena, R., De Anda, D., 1993. Biological paramenters of commercially exploited silky sharks, *Carcharhinus falciformis*, from the Campeche Bank, Mexico. *NOAA Technical Report NMFS* **115**, 73-86.
- Booth, H., Squires, D., Milner Gulland, E.J., 2020. The mitigation hierarchy for sharks: A risk based framework for reconciling trade offs between shark conservation and fisheries objectives. *Fish and Fisheries* **21**, 269-289.

- Carreón-Zapiain, M.T., Favela-Lara, S., González-Pérez, J.O., Tavares, R., Leija-Tristán, A., Mercado-Hernández, R., Compeán-Jiménez, G.A., 2018. Size, age, and spatial-temporal distribution of shortfin mako in the Mexican Pacific Ocean. *Marine and Coastal Fisheries* **10**, 402-410.
- Cartamil, D., Santana-Morales, O., Escobedo-Olvera, M., Kacev, D., Castillo-Geniz, L., Graham, J.B., Rubin, R.D., Sosa-Nishizaki, O., 2011. The artisanal elasmobranch fishery of the Pacific coast of Baja California, Mexico. *Fisheries Research* **108**, 393-403.
- Castañeda, J., 2001. Biologia y pesqueria del "tiburón martillo" (*Sphyrna zygaena*) en Lambayeque, 1991–2000. . *Informe Progresivo* **139**, 17-31.
- Castellanos-Galindo, G.A., Herrón, P., Navia, A.F., Booth, H., 2021. Shark conservation and blanket bans in the eastern Pacific Ocean. *Conservation Science and Practice* **3**, e428.
- Castillo-Geniz, J.L., Godinez-Padilla, C.L., Ortega-Salgado, I., Ajás-Terriquez, H.A., 2016. Programa de Observadores de Tiburón. In: Castillo Géniz, J. L., Tovar Ávila, J. (Eds.), *Tiburones Mexicanos de Importancia Pesquera en la CITES*. Instituto Nacional de Pesca, México, pp. 56–67.
- Castillo-Geniz, J.L., Godinez-Padilla, C.L., González-Ania, L.V., Haro-Avalos, H., Mondragón-Sánchez, L.F., Tovar-Ávila, J., 2017. Size and sex of the blue sharks caught by the Mexican longline industrial fleets recorded by on board observers in the Pacific 2006-2015. *Meeting of the International Scientific Committee on Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean (ISC) Shark Working Group Workshop, 17-24 March, 2017, La Jolla, USA. Document ISC/17/SHARKWG-1.*

Bravington, M.V., Skaug, H.J., Anderson, E.C., 2016. Close-kin mark-recapture. *Statistical Science* **31**, 259–274.

- Chen, Y., Gordon, G.N.G., 1997. Assessing discarding at sea using a length-structured yield-per-recruit model. *Fisheries Research* **30**, 43-55.
- Chow, Y.J., 2004. Age and growth of smooth hammerhead, Sphyrna zygaena, in the northeastern Taiwan waters. National Taiwan Ocean University, Taiwan, p. 66.
- Clarke, S.C., Langley, A., Lennert-Cody, C., Aires-Da-Silva, A., Maunder, M., 2018. Pacific-wide silky shark (*Carcharhinus falciformis*) stock status assessment. 14th Regular Session of the Scientific Committee of the Western and Central Pacific Fisheries Commission, 8–16 August 2018, Busan, Republic of Korea. Document WCPFC-SC14-2018/SA-WP-08.
- Coelho, R., Lino, P.G., Santos, M.N., 2011. At-haulback mortality of elasmobranchs caught on the Portuguese longline swordfish fishery in the Indian Ocean. 7th Session of the IOTC Working Party on Ecosystems and Bycatch, 24-27 September 2011, Maldives. Document IOTC–2011–WPEB07–31.
- Coelho, R., Fernandez-Carvalho, J., Lino, P.G., Santos, M.N., 2012. An overview of the hooking mortality of elasmobranchs caught in a swordfish pelagic longline fishery in the Atlantic Ocean. *Aquatic Living Resources* **25**, 311-319.
- Compagno, L.J.V., 1984. FAO species catalogue. Vol. 4. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Part 2 Carcharhiniformes. *FAO Fisheries Synopsis* **125**, 251-655.
- Corgos, A., Rosende-Pereiro, A., 2022. Nursery habitat use patterns of the scalloped hammerhead shark, *Sphyrna lewini*, in coastal areas of the central Mexican Pacific. *Journal of Fish Biology* **100**, 117-133.
- Cortés, E., Brooks, E.N., 2018. Stock status and reference points for sharks using data-limited methods and life history. *Fish and Fisheries* **19**, 1110-1129.
- Dapp, D., Arauz, R., Spotila, J.R., O'connor, M.P., 2013. Impact of Costa Rican longline fishery on its bycatch of sharks, stingrays, bony fish and olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **448**, 228-239.
- Doherty, P.D., Alfaro-Shigueto, J., Hodgson, D.J., Mangel, J.C., Witt, M.J., Godley, B.J., 2014. Big catch, little sharks: Insight into Peruvian small-scale longline fisheries. *Ecology and Evolution* **4**, 2375-2383.
- Donoso, M., Dutton, P.H., 2010. Sea turtle bycatch in the Chilean pelagic longline fishery in the southeastern Pacific: opportunities for conservation. *Biological Conservation* **143**, 2672-2684.
- Drew, M., White, W.T., Dharmadi, Harry, A.V., Huveneers, C., 2015. Age, growth and maturity of the pelagic thresher *Alopias pelagicus* and the scalloped hammerhead *Sphyrna lewini*. *Journal of Fish Biology* **86**, 333-354.
- Duncan, K.M., Holland, K.N., 2006. Habitat use, growth rates and dispersal patterns of juvenile scalloped hammerhead sharks *Sphyrna lewini* in a nursery habitat. *Marine Ecology Progress Series* **312**, 211-221.
- Ecuador, T.C.D., 2007. Decreto Nº 486. Expedir las normas para la regulación de la pesca incidental del recurso tiburón, su comercialización y exportación en el Ecuador continental. *Registro Oficial* **137**, 2-4.
- Eddy, C., Brill, R., Bernal, D., 2016. Rates of at-vessel mortality and post-release survival of pelagic sharks captured with tuna purse seines around drifting fish aggregating devices (FADs) in the equatorial eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research* **174**, 109-117.
- Ellis, J.R., Mccully Phillips, S.R., Poisson, F., 2017. A review of capture and post-release mortality of elasmobranchs. *Journal of Fish Biology* **90**, 653-722.
- Estupiñán-Montaño, C., Carrera-Fernández, M., Galván-Magaña, F., 2021. Reproductive biology of the scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini*) in the central-eastern Pacific Ocean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **101**, 465-470.

- Fernandez-Carvalho, J., Coelho, R., Santos, M.N., Amorim, S., 2015. Effects of hook and bait in a tropical northeast Atlantic pelagic longline fishery: Part II—Target, bycatch and discard fishes. *Fisheries Research* **164**, 312-321.
- Francis, M.P., 2016. Distribution, habitat and movement of juvenile smooth hammerhead sharks (*Sphyrna zygaena*) in northern New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **50**, 506-525.
- Francis, M.P., Lyon, W.S., Clarke, S.C., Finucci, B., Hutchinson, M.R., Campana, S.E., Musyl, M.K., Schaefer, K.M., Hoyle, S.D., Peatman, T., Bernal, D., Bigelow, K., Carlson, J., Coelho, R., Heberer, C., Itano, D., Jones, E., Leroy, B., Liu, K.-M., Murua, H., Poisson, F., Rogers, P., Sanchez, C., Semba, Y., Sippel, T., Smith, N., 2023. Post-release survival of shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) and silky (*Carcharhinus falciformis*) sharks released from pelagic tuna longlines in the Pacific Ocean. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 33, 366-378.
- Froese, R., Pauly, D.E., 2023. FishBase. World Wide Web electronic publication.
- Fuller, L., Vogel, N., Griffiths, S., Román, M.H., Lennert-Cody, C., 2022. History of the IATTC bycatch data collection and description of the 'bycatch database' for use in ecosystem and bycatch research. Special Report 25. Inter-American Tropical Tuna Commission, La Jolla, California, USA.
- Gabriel, W.L., Mace, P.M., 1999. A review of biological reference points in the context of the precautionary approach. In: Restrepo, V. R. (Ed.), *Proceedings of the Fifth National NMFS Stock Assessment Workshop: Providing Scientific Advice to Implement the Precautionary Approach Under the Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act*. U.S. Department of Commerce, Silver Spring, MD, pp. 34–45.
- Gallagher, A.J., Orbesen, E.S., Hammerschlag, N., Serafy, J.E., 2014a. Vulnerability of oceanic sharks as pelagic longline bycatch. *Global Ecology and Conservation* **1**, 50-59.
- Gallagher, A.J., Serafy, J.E., Cooke, S.J., Hammerschlag, N., 2014b. Physiological stress response, reflex impairment, and survival of five sympatric shark species following experimental capture and release. *Marine Ecology Progress Series* **496**, 207-218.
- Gallagher, A.J., Klimley, A.P., 2018. The biology and conservation status of the large hammerhead shark complex: the great, scalloped, and smooth hammerheads. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **28**, 777-794.
- Gilman, E., Chaloupka, M., Merrifield, M., Malsol, N.D., Cook, C., 2016. Standardized catch and survival rates, and effect of a ban on shark retention, Palau pelagic longline fishery. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **26**, 1031-1062.
- Gilman, E., Chaloupka, M., Sieben, C., 2021. Ecological risks of a data-limited fishery using an ensemble of approaches. *Marine Policy* **133**, 104752.
- Gilman, E., Chaloupka, M., Booth, H., Hall, M., Murua, H., Wilson, J., 2023. Bycatch-neutral fisheries through a sequential mitigation hierarchy. *Marine Policy* **150**, 105522.
- Griffiths, S.P., Kuhnert, P.M., Venables, W.N., Blaber, S.J.M., 2007. Estimating abundance of pelagic fishes using gillnet catch data in data-limited fisheries: a Bayesian approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **64**, 1019–1033.
- Griffiths, S.P., Duffy, L., 2017. A preliminary metadata analysis of large-scale tuna longline fishery data in the eastern Pacific Ocean: a precursor to Ecological Risk Assessment. 8th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 8-12 May 2017, La Jolla, California, USA. Document SAC-08-07b., 1-34.
- Griffiths, S.P., Duffy, L., Aires-Da-Silva, A., 2017. A preliminary ecological risk assessment of the largescale tuna longline fishery in the eastern Pacific Ocean using Productivity-Susceptibility Analysis. 8th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 8-12 May 2017, La Jolla, California, USA. Document SAC-08-07d., 1-21.

- Griffiths, S.P., Kesner-Reyes, K., Garilao, C., Duffy, L.M., Román, M.H., 2019. Ecological Assessment of the Sustainable Impacts of Fisheries (EASI-Fish): a flexible vulnerability assessment approach to quantify the cumulative impacts of fishing in data-limited settings. *Marine Ecology Progress Series* **625**, 89-113.
- Griffiths, S.P., Wallace, B., Swimmer, Y., Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Oliveros-Ramos, R., 2020.
   Vulnerability status and efficacy of potential conservation measures for the east Pacific leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) stock using the EASI-Fish approach. 10th Meeting of the IATTC Working Group on Bycatch, 7 May 2020, La Jolla, California, USA. Document BYC-10 INF-B, 41.
- Griffiths, S.P., Lennert-Cody, C., Wiley, B., Fuller, L., 2021. Update on operational longline observer data required under resolution C-19-08 and a preliminary assessment of data reliability for estimating total catch for bycatch species in the eastern Pacific Ocean. *10th Meeting of the IATTC Working Group on Bycatch, 5 May 2021, La Jolla, California, USA. Document BYC-10 INF-D*, 22.
- Griffiths, S.P., Lezama-Ochoa, N., 2021. A 40-year chronology of spinetail devil ray (*Mobula mobular*) vulnerability to eastern Pacific tuna fisheries and options for future conservation and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **31**, 2910–2925.
- Griffiths, S.P., Fuller, L.M., Potts, J., Nicol, S., 2022. Vulnerability assessment of sharks caught in eastern Pacific Ocean pelagic fisheries using the EASI-Fish approach. 13th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 16-20 May 2022, La Jolla, California, USA. Document SAC-13-11, 80.
- Gulak, S.J.B., De Ron Santiago, A.J., Carlson, J.K., 2015. Hooking mortality of scalloped hammerhead *Sphyrna lewini* and great hammerhead *Sphyrna mokarran* sharks caught on bottom longlines. *African Journal of Marine Science* **37**, 267-273.
- Guttridge, T.L., Müller, L., Keller, B.A., Bond, M.E., Grubbs, R.D., Winram, W., Howey, L.A., Frazier, B.S., Gruber, S.H., 2022. Vertical space use and thermal range of the great hammerhead (*Sphyrna mokarran*),(Rüppell, 1837) in the western North Atlantic. *Journal of Fish Biology* **101**, 797-810.
- Guzman, H.M., Cipriani, R., Vega, A.J., Morales-Saldaña, J.M., 2020. Fisheries and conservation assessment of sharks in Pacific Panama. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **30**, 315-330.
- Hall, M., Roman, M., 2013. Bycatch and non-tuna catch in the tropical tuna purse seine fisheries of the world. *FAO fisheries and aquaculture technical paper* **568**, 249.
- Hall, S.J., Mainprize, B., 2004. Towards ecosystem-based fisheries management. Fish and Fisheries 5, 1-20.
- Harry, A.V., Macbeth, W.G., Gutteridge, A.N., Simpfendorfer, C.A., 2011. The life histories of endangered hammerhead sharks (Carcharhiniformes, Sphyrnidae) from the east coast of Australia. *Journal of Fish Biology* **78**, 2026-2051.
- Hasson, A., Farrar, J.T., Boutin, J., Bingham, F., Lee, T., 2019. Intraseasonal variability of surface salinity in the eastern tropical Pacific associated with mesoscale eddies. *Journal of Geophysical Research: Oceans* **124**, 2861-2875.
- Hazen, E.L., Scales, K.L., Maxwell, S.M., Briscoe, D.K., Welch, H., Bograd, S.J., Bailey, H., Benson, S.R., Eguchi, T., Dewar, H., Kohin, S., Costa, D.P., Crowder, L.B., Lewison, R.L., 2018. A dynamic ocean management tool to reduce bycatch and support sustainable fisheries. *Science Advances* 4, eaar3001.
- Hernández, H.S., Valdez Flores, J., 2016. Colima. In: Castillo Géniz, J. L., Tovar Ávila, J. (Eds.), *Tiburones Mexicanos de Importancia Pesquera en la CITES*. Instituto Nacional de Pesca, México, pp. 46–48.
- Hutchinson, M., Justel-Rubio, A., Restrepo, V., 2020. At-sea tests of releasing sharks from the net of a tuna purse seiner in the Atlantic Ocean. *Collective Volume of Scientific Papers of the ICCAT* **76**, 61-72.

- Hutchinson, M., Siders, Z., Stahl, J., Bigelow, K., 2021. *Quantitative estimates of post-release survival rates* of sharks captured in Pacific tuna longline fisheries reveal handling and discard practices that improve survivorship. Pacific Islands Fisheries Science Center Data Report DR-21-001, National Oceanic and Atmospheric Administration, Honolulu, USA.
- Hutchinson, M.R., Itano, D.G., Muir, J.A., Holland, K.N., 2015. Post-release survival of juvenile silky sharks captured in a tropical tuna purse seine fishery. *Marine Ecology Progress Series* **521**, 143-154.
- Inter-American Tropical Tuna Commission (lattc), 2003. Convention for the strengthening of the Inter-American Tropical Tuna Commission established by the 1949 Convention between the United States of America and the Republic of Costa Rica ("Antigua Convention"). Inter-American Tropical Tuna Commission, La Jolla, CA.
- Inter-American Tropical Tuna Commission (lattc), 2014. A collaborative attempt to conduct a stock assessment for the silky shark in the eastern pacific ocean (1993-2010): update report. 5th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 12-16 May 2014, La Jolla, California, USA. Document SAC-05 INF-F.
- Inter-American Tropical Tuna Commission (lattc), 2023. The tuna fishery in the eastern Pacific Ocean in 2022. 14th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 15-19 May 2020, La Jolla, California, USA. Document SAC-14-03.
- International Scientific Committee for Tuna and Tuna-Like Species in the North Pacific Ocean (Isc), 2018. Stock sssessment of shortfin mako shark in the north Pacific Ocean through 2016. 18th Meeting of the International Scientific Committee on Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean (ISC), 11-16 July, 2018, Yeosu, Republic of Korea.
- International Scientific Committee for Tuna and Tuna-Like Species in the North Pacific Ocean (Isc), 2022. Stock assessment and future projections of blue sharks in the north Pacific Ocean through 2020. 22nd Meeting of the International Scientific Committee on Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean (ISC), 12-18 July, 2022, Kona, U.S.A.
- Jaramillo Torres, A.P., 2022. Estudio de las pesquerías de dos especies de tiburón martillo Sphyrna zygaena y Sphyrna lewini mediante los desembarques obtenidos durante el periodo 2007-2019 en los principales puertos pesqueros de la provincia de Manabí, Ecuador. Universidad Central del Ecuador, Quito, Ecuador, p. 64.
- Joung, S.-J., Chen, C.-T., Lee, H.-H., Liu, K.-M., 2008. Age, growth, and reproduction of silky sharks, *Carcharhinus falciformis*, in northeastern Taiwan waters. *Fisheries Research* **90**, 78-85.
- Kenchington, T.J., 2014. Natural mortality estimators for information-limited fisheries. *Fish and Fisheries* **15**, 533-562.
- Kitchell, J.F., Essington, T.E., Boggs, C.H., Schindler, D.E., Walters, C.J., 2002. The role of sharks and longline fisheries in a pelagic ecosystem of the Central Pacific. *Ecosystems* **5**, 202-216.
- Kraft, D.W., 2020. *Conservation Genetics of Sharks*. Marine Biology (Ecology, Evolution and Conservation Biology) University of Hawai'i, Manoa, Hawai'i, p. 91.
- Lee, H.-H., Maunder, M.N., Piner, K.R., Methot, R.D., 2012. Can steepness of the stock-recruitment relationship be estimated in fishery stock assessment models? *Fisheries Research* **125**, 254-261.
- López-Angarita, J., Villate-Moreno, M., Díaz, J.M., Cubillos-M, J.C., Tilley, A., 2021a. Identifying nearshore nursery habitats for sharks and rays in the Eastern Tropical Pacific from fishers' knowledge and landings. *Ocean & Coastal Management* **213**, 105825.
- López-Angarita, J., Villate, M., Díaz, J.M., Cubillos, J.C., Tilley, A., 2021b. Identifying nearshore nursery habitats for sharks in the Eastern Tropical Pacific from fisheries landings and interviews. *bioRxiv*, 2021.2002. 2003.429561.
- López-Martínez, J., Cabanilla-Carpio, C., Ruiz Choez, W., Arzola-Sotelo, E.A., 2020. Interannual variability of distribution, abundance and population dynamics of the smooth hammerhead *Sphyrna*

*zygaena* (Linnaeus, 1758) in the central-southeast Pacific Ocean. *Journal of Fish Biology* **97**, 341-353.

- Lopez, J., Román, M.H., Lennert-Cody, C., Maunder, M.N., Aires-Da-Silva, A., Vogel, N., 2021. Floatingobject fishery indicators: a 2019 report. 5th Meeting of the Ad-Hoc Permanent Working Group on FADs for the IATTC, 6-7 May 2021, La Jolla, California. Document FAD-05 INF-A, 31.
- Macdonald, C., Jerome, J., Pankow, C., Perni, N., Black, K., Shiffman, D., Wester, J., 2021. First identification of probable nursery habitat for critically endangered great hammerhead *Sphyrna mokarran* on the Atlantic Coast of the United States. *Conservation Science and Practice* **3**, e418.
- Martínez-Ortiz, J., Aires-Da-Silva, A.M., Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., 2015. The Ecuadorian artisanal fishery for large pelagics: species composition and spatio-temporal dynamics. *PLoS One* **10**, e0135136.
- Martínez, P.B., Pizarro, A.G., Cortés, D.D., Opazo, S.M., Pérez, H.M., Troncoso, F.C., Mieres, L.C., Ortega Carrasco, J.C., 2017. Informe Final. Seguimiento Pesquerías Recursos Altamente Migratorios, 2016. Instituto de Fomento Pesquero, Chile.
- Mason, J.G., Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Crowder, L.B., Ardoin, N.M., 2020. Fishers' solutions for hammerhead shark conservation in Peru. *Biological Conservation* **243**, 108460.
- Methot, R.D., Wetzel, C.R., 2013. Stock synthesis: a biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. *Fisheries Research* **142**, 86-99.
- Millar, R.B., Fryer, R.J., 1999. Estimating the size-selection curves of towed gears, traps, nets and hooks. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **9**, 89-116.
- Milner-Gulland, E.J., Garcia, S., Arlidge, W., Bull, J., Charles, A., Dagorn, L., Fordham, S., Graff Zivin, J., Hall, M., Shrader, J., Vestergaard, N., Wilcox, C., Squires, D., 2018. Translating the terrestrial mitigation hierarchy to marine megafauna by-catch. *Fish and Fisheries* 19, 547-561.
- Moreno, C.A., Arata, J.A., Rubilar, P., Hucke-Gaete, R., Robertson, G., 2006. Artisanal longline fisheries in southern Chile: lessons to be learned to avoid incidental seabird mortality. *Biological Conservation* **127**, 27-36.
- Musyl, M.K., Brill, R.W., Boggs, C.H., Curran, D.S., Kazama, T.K., Seki, M.P., 2003. Vertical movements of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) associated with islands, buoys, and seamounts near the main Hawaiian Islands from archival tagging data. *Fisheries Oceanography* **12**, 152-169.
- Musyl, M.K., Brill, R.W., Curran, D.S., Fragoso, N.M., Mcnaughton, L.M., Nielsen, A., Kikkawa, B.S., Moyes, C.D., 2011. Postrelease survival, vertical and horizontal movements, and thermal habitats of five species of pelagic sharks in the central Pacific Ocean. *Fishery Bulletin* **109**, 341-368.
- Musyl, M.K., Gilman, E.L., 2018. Post-release fishing mortality of blue (*Prionace glauca*) and silky shark (*Carcharhinus falciformes*) from a Palauan-based commercial longline fishery. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **28**, 567-586.
- Myers, R.A., Baum, J.K., Shepherd, T.D., Powers, S.P., Peterson, C.H., 2007. Cascading effects of the loss of apex predatory sharks from a coastal ocean. *Science* **315**, 1846-1850.
- Nava Nava, P., Márquez-Farías, J.F., 2014. Size at maturity of the smooth hammerhead shark, *Sphyrna zygaena*, captured in the Gulf of California. *Hidrobiológica* **24**, 129-135.
- Oliveros-Ramos, R., Siu, S., Salaverria, S., Lennert-Cody, C.E., Aires-Dasilva, A., Maunder, M.N., 2019. Pilot study for a shark fishery sampling program in Central America. 10th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 13-17 May 2019, San Diego, California, USA. Document SAC-10-16, 33.
- Oliveros-Ramos, R., Lennert-Cody, C.E., Siu, S., Salaverria, S., Maunder, M., Aires-Dasilva, A., Carvajal Rodríguez, J., 2020. Pilot study for a shark fishery sampling program in Central America. 11th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 11-15 May 2020, La Jolla, California, USA. Document SAC-11-13, 59.

- Ortíz-Álvarez, C., Pajuelo, M., Grados, D., Abrego, M.E., Rebeca Barragán-Rocha, A., Barrantes, M., Cotto Sánchez, A., Fonseca, L.G., Gadea Espinal, V., Mangel, J.C., Rguez-Baron, J.M., Santidrian-Tomillo, P., Sarti, L., Santana-Hernández, H., Shillinger, G., Prado, M., Wallace, B., Williard, A.S., Zavala-Norzagaray, A.A., Alfaro-Shigueto, J., 2020. Rapid assessments of leatherback small-scale fishery bycatch in internesting areas in the eastern Pacific Ocean. *Frontiers in Marine Science* 6.
- Oshitani, S., Nakano, H., Tanaka, S.H.O., 2003. Age and growth of the silky shark *Carcharhinus falciformis* from the Pacific Ocean. *Fisheries Science* **69**, 456-464.
- Pérez-Jiménez, J.C., Sosa-Nishizaki, O., Furlong-Estrada, E., Corro-Espinosa, D., Venegas-Herrera, A., Barragán-Cuencas, O.V., 2005. Artisanal shark fishery at "Tres Marías" islands and Isabel island in the central Mexican Pacific. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* **35**.
- Pérez-Jiménez, J.C., 2014. Historical records reveal potential extirpation of four hammerhead sharks (*Sphyrna* spp.) in Mexican Pacific waters. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **24**, 671-683.
- Phillips, B., Potts, J., Rigby, C., Allain, V., Nicol, S., Griffiths, S., 2021. Applying rapid risk assessment methods to bycatch in the WCPO. 17th Regular Session of the Scientific Committee of the Western and Central Pacific Fisheries Commission, 11–19 August 2021, Online meeting. Document WCPFC-SC17-2021/SC17-EB-IP-10.
- Poisson, F., Filmalter, J.D., Vernet, A.-L., Dagorn, L., 2014. Mortality rate of silky sharks (*Carcharhinus falciformis*) caught in the tropical tuna purse seine fishery in the Indian Ocean. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **71**, 795-798.
- Pons, M., Watson, J.T., Ovando, D., Andraka, S., Brodie, S., Domingo, A., Fitchett, M., Forselledo, R., Hall, M., Hazen, E.L., 2022. Trade-offs between bycatch and target catches in static versus dynamic fishery closures. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **119**, e2114508119.
- Quinn, T.J., Deriso, R.B., 1999. *Quantitative fish dynamics*. Oxford University Press, New York.
- Ramirez-Amaro, S.R., Cartamil, D., Galvan-Magaña, F., Gonzalez-Barba, G., Graham, J.B., Carrera-Fernandez, M., Escobar-Sanchez, O., Sosa-Nishizaki, O., Rochin-Alamillo, A., 2013. The artisanal elasmobranch fishery of the Pacific coast of Baja California Sur, Mexico, management implications. *Scientia Marina* 77, 473-487.
- Ricker, W., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* **191**, 382.
- Rodriguez Arana Favela, J.P., Hernández, S., González Armas, R., Galván Magaña, F., Tripp Valdez, A., Hoyos - Padilla, M., Ketchum, J.T., 2022. A priority nursery area for the conservation of the scalloped hammerhead shark *Sphyrna lewini* in Mexico. *Journal of Fish Biology* **101**, 1623-1627.
- Rodríguez Matus, A., 2020. Diversidad genética del tiburón piloto Carcharhinus falciformis (Müller y Henle, 1839) en el Pacífico Mexicano: conectividad y evidencia de filopatría., Marine Biology (Ecology, Evolution and Conservation Biology) Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, Mexico, p. 63.
- Rojas, M.J., Campos, M.J., Segura, A., Mug, V.M., Campos, R., Rodríguez, O., 2000. Shark fisheries in Central America a review and update. *Uniciencia* **17**, 49-56.
- Román-Verdesoto, M., Orozco-Zöller, M., 2005. Bycatches of sharks in the tuna purse-seine fishery of the eastern Pacific Ocean reported by observers of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1993-2004 Data Report 10. Inter-American Tropical Tuna Commission.
- Rosa, D., Coelho, R., Fernandez-Carvalho, J., Santos, M.N., 2017. Age and growth of the smooth hammerhead, *Sphyrna zygaena*, in the Atlantic Ocean: comparison with other hammerhead species. *Marine Biology Research* **13**, 300-313.

- Sánchez-De Ita, J.A., Quiñónez-Velázquez, C., Galván-Magaña, F., Bocanegra-Castillo, N., Félix-Uraga, R., 2011. Age and growth of the silky shark *Carcharhinus falciformis* from the west coast of Baja California Sur, Mexico. *Journal of Applied Ichthyology* **27**, 20-24.
- Santana-Hernandez, H., Macias-Zamora, R., Valdez-Flores, J.J., 1998. Selectividad del sistema de palangre utilizado por la flota mexicana en la zona económica exclusiva. *Ciencias Marinas* **24**, 193-210.
- Schaefer, K., Fuller, D., Castillo-Geniz, J.L., Godinez-Padilla, C.J., Dreyfus, M., Aires-Da-Silva, A., 2021. Postrelease survival of silky sharks (*Carcharhinus falciformis*) following capture by Mexican flag longline fishing vessels in the northeastern Pacific Ocean. *Fisheries Research* **234**, 105779.
- Schaefer, K.M., Fuller, D.W., Aires-Da-Silva, A., Carvajal, J.M., Martínez-Ortiz, J., Hutchinson, M.R., 2019. Postrelease survival of silky sharks (*Carcharhinus falciformis*) following capture by longline fishing vessels in the equatorial eastern Pacific Ocean. *Bulletin of Marine Science* **95**, 355-369.
- Schindler, D.E., Essington, T.E., Kitchell, J.F., Boggs, C., Hilborn, R., 2002. Sharks and tunas: fisheries impacts on predators with contrasting life histories. *Ecological Applications* **12**, 735-748.
- Scott, M., Cardona, E., Scidmore-Rossing, K., Royer, M., Stahl, J., Hutchinson, M., 2022. What's the catch? Examining optimal longline fishing gear configurations to minimize negative impacts on non-target species. *Marine Policy* **143**, 105186.
- Siu, S., Aires-Da-Silva, A., 2016. An inventory of sources of data in central America on shark fisheries operating in the Eastern Pacific Ocean. Metadata report. 7th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 9-13 May 2016, La Jolla, California. Document SAC-07-06b(ii).
- Smith, W.D., Bizzarro, J.J., Cailliet, G.M., 2009. The artisanal elasmobranch fishery on the east coast of Baja California, Mexico: Characteristics and management considerations. *Ciencias Marinas* **35**, 209-236.
- Sosa-Nishizaki, O., García-Rodríguez, E., Morales-Portillo, C.D., Pérez-Jiménez, J.C., Rodríguez-Medrano, M.C., Bizzarro, J.J., Castillo-Géniz, J.L., 2020. Fisheries interactions and the challenges for target and nontargeted take on shark conservation in the Mexican Pacific. *Advances in Marine Biology* **85**, 39-69.
- Stevens, J.D., Lyle, J.M., 1989. Biology of three hammerhead sharks (*Eusphyra blochii, Sphyrna mokarran* and *S. lewini*) from Northern Australia. *Marine and Freshwater Research* **40**, 129-146.
- Tewfik, A., Babcock, E.A., Phillips, M., Moreira Ramírez, J.F., Polanco, F., Marroquin, J., Castillo, M., Auil Gomez, N., Mcnab, R., 2022. Simple length - based approaches offer guidance for conservation and sustainability actions in two Central American small - scale fisheries. *Aquatic Conservation: Marine* and Freshwater Ecosystems 32, 1372-1392.
- Then, A.Y., Hoenig, J.M., Hall, N.G., Hewitt, D.A., 2015. Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species. *ICES Journal of Marine Science* **72**, 82-92.
- Tovar-Ávila, J., Gallegos-Camacho, R., 2014. Oldest estimated age for *Sphyrna mokarran* (Carcharhiniformes: Sphyrnidae) in the Mexican Pacific. *Hidrobiológica* **24**, 163-165.
- Tsai, W.-P., Wu, J.-R., Yan, M.-Z., Liu, K.-M., 2018. Assessment of biological reference points for management of the smooth hammerhead shark, *Sphyrna zygaena*, in the Northwest Pacific Ocean. *Journal of the Fisheries Society of Taiwan* **45**, 29-41.
- Wang, Y., Liu, J., Liu, H., Lin, P., Yuan, Y., Chai, F., 2021. Seasonal and interannual variability in the sea surface temperature front in the eastern Pacific Ocean. *Journal of Geophysical Research: Oceans* **126**, e2020JC016356.
- Zanella, I., López-Garro, A., 2015. Abundancia, reproducción y tallas del tiburón martillo *Sphyrna lewini* (Carcharhiniformes: Sphyrnidae) en la pesca artesanal de Golfo Dulce, Pacífico de Costa Rica. *Revista de biologia tropical* **63**, 307-317.
- Zanella, I., López-Garro, A., Cure, K., 2019. Golfo Dulce: critical habitat and nursery area for juvenile scalloped hammerhead sharks *Sphyrna lewini* in the Eastern Tropical Pacific Seascape. *Environmental Biology of Fishes* **102**, 1291-1300.



**FIGURE 1**. Maps showing the distribution of fishing effort (at  $0.5^{\circ} \times 0.5^{\circ}$  resolution;  $5^{\circ} \times 5^{\circ}$  and  $1^{\circ} \times 1^{\circ}$  for the industrial longline fishery) by eight fisheries in the eastern Pacific Ocean in 2019. Set types for the purse-seine fisheries are: i) sets associated with floating objects (OBJ), ii) sets on unassociated schools of tuna (NOA), and iii) sets associated with dolphins (DEL).

**FIGURA 1.** Mapas que muestran la distribución del esfuerzo de pesca (en resolución de 0.5° x 0.5°; 5° x 5° y 1° x 1° para la pesquería palangrera industrial) por ocho pesquerías en el Océano Pacífico oriental en 2019. Los tipos de lance para las pesquerías de cerco son: i) lances asociados a objetos flotantes (OBJ), ii) lances sobre atunes no asociados (NOA), y iii) lances asociados a delfines (DEL).



**FIGURE 2.** Maps showing the predicted distributions of silky shark (*Carcharhinus falciformis;* FAL), scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini;* SPL), great hammerhead (*S. mokarran;* SPK), and smooth hammerhead (*S. zygaena;* SPZ) caught in eastern Pacific Ocean pelagic fisheries modelled using presence-only data in an ensemble of species distribution models (for details see Griffiths *et al.*, 2022). Colored gradient bar in legend shows probability of occupancy ( $\psi$ ) for each species in 0.5° x 0.5° cells. **FIGURA 2.** Mapas que muestran las distribuciones predichas de tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis;* FAL), cornuda común (*Sphyrna lewini;* SPL), cornuda gigante (*S. mokarran;* SPK), y smooth cornuda cruz (*S. zygaena;* SPZ) capturados en las pesquerías pelágicas del Océano Pacífico oriental, modeladas usando datos de presencia únicamente en un conjunto de modelos de distribución de especies (ver detalles en Griffiths *et al.,* 2022). La barra de gradiente de colores en la leyenda muestra la probabilidad de ocupación ( $\psi$ ) de cada especie en celdas de 0.5° x 0.5°.



**FIGURE 3**. Selectivity curves for silky shark (*Carcharhinus falciformis*) for each of the 10 pelagic fisheries in the eastern Pacific Ocean that were used in the 2014 stock assessment (IATTC, 2014) (dashed lines) and the present study (red lines), which were based on the best available length-frequency data (grey bars) (data sources shown in Appendix 2).

**FIGURA 3.** Curvas de selectividad para el tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*) para cada una de las 10 pesquerías pelágicas en el Océano Pacífico oriental que se utilizaron en la evaluación de la población de 2014 (CIAT, 2014) (líneas punteadas) y en el presente estudio (líneas rojas), que se basaron en los mejores datos disponibles de frecuencia de talla (barras grises) (las fuentes de datos se muestran en el Anexo 2).



**FIGURE 4**. Selectivity curves for scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini*) for each of the 10 pelagic fisheries in the eastern Pacific Ocean that were used in the EASI-Fish assessment (red lines), which were based on the best available length-frequency data (grey bars) (data sources shown in Appendix 2).

**FIGURA 4.** Curvas de selectividad para la cornuda común (*Sphyrna lewini*) para cada una de las 10 pesquerías pelágicas en el Océano Pacífico oriental que se utilizaron en la evaluación EASI-Fish (líneas rojas), que se basaron en los mejores datos disponibles de frecuencia de talla (barras grises) (las fuentes de datos se muestran en el Anexo 2).



**FIGURE 5**. Selectivity curves for the great hammerhead (*Sphyrna mokarran*) for each of the 10 pelagic fisheries in the eastern Pacific Ocean that were used in the EASI-Fish assessment (red lines), which were based on the best available length-frequency data (grey bars) (data sources shown in Appendix 2). **FIGURA 5.** Curvas de selectividad para la cornuda gigante (*Sphyrna mokarran*) para cada una de las 10 pesquerías pelágicas en el Océano Pacífico oriental que se utilizaron en la evaluación EASI-Fish (líneas rojas), que se basaron en los mejores datos disponibles de frecuencia de talla (barras grises) (las fuentes de datos se muestran en el Anexo 2).



**FIGURE 6**. Selectivity curves for the smooth hammerhead (*Sphyrna zygaena*) for each of the 10 pelagic fisheries in the eastern Pacific Ocean that were used in the EASI-Fish assessment (red lines), which were based on the best available length-frequency data (grey bars) (data sources shown in Appendix 2). **FIGURA 6.** Curvas de selectividad para la cornuda cruz (*Sphyrna zygaena*) para cada una de las 10 pesquerías pelágicas en el Océano Pacífico oriental que se utilizaron en la evaluación EASI-Fish (líneas rojas), que se basaron en los mejores datos disponibles de frecuencia de talla (barras grises) (las fuentes de datos se muestran en el Anexo 2).



**FIGURE 7.** Phase plot illustrating how vulnerability status was defined for the shark species assessed using  $F_{40\%}$  and SBR<sub>40%</sub> from the EASI-Fish model as a reference point on the x and y axis, respectively. Vulnerability was defined by its position within one of four quadrants in the phase plot as: "Least vulnerable" ( $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} < 1$  and SBR<sub>2019</sub>/SBR<sub>40%</sub> >1), "Increasingly vulnerable" ( $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} < 1$  and SBR<sub>2019</sub>/SBR<sub>40%</sub> >1), "Increasingly vulnerable" ( $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} < 1$  and SBR<sub>2019</sub>/SBR<sub>40%</sub> >1), "Most vulnerable" ( $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} < 1$  and SBR<sub>2019</sub>/SBR<sub>40%</sub> <1), and "Decreasingly vulnerable" ( $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} < 1$  and SBR<sub>2019</sub>/SBR<sub>40%</sub> <1). Maximum axis limits of 2.0 are for illustrative purposes only.

**FIGURA 7.** Gráfica de fase que ilustra cómo se definió el estado de vulnerabilidad para las especies de tiburones evaluadas utilizando  $F_{40\%}$  y SBR<sub>40%</sub> del modelo EASI-Fish como punto de referencia en los ejes 'x' y 'y', respectivamente. La vulnerabilidad fue definida por su posición dentro de uno de los cuatro cuadrantes en la gráfica de fase como: "Menos vulnerable" ( $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ <1 y SBR<sub>2019</sub>/SBR<sub>40%</sub> >1), "Cada vez más vulnerable" ( $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ >1 y SBR<sub>2019</sub>/SBR<sub>40%</sub> <1), y "Cada vez menos vulnerable" ( $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ <1 y SBR<sub>2019</sub>/SBR<sub>40%</sub> <1), y "Cada vez menos vulnerable" ( $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ <1 y SBR<sub>2019</sub>/SBR<sub>40%</sub> <1). Los límites máximos de los ejes de 2.0 tienen un propósito ilustrativo únicamente.


**FIGURE 8.** Mean (± 95% confidence intervals) fishing mortality proxy for a) silky shark (*Carcharhinus falciformis*), b) scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini*), c) great hammerhead (*S. mokarran*), and d) smooth hammerhead (*S. zygaena*) estimated by EASI-Fish for the status quo scenario in 2019 ( $\tilde{F}_{2019}$ ) and for each of the 43 scenarios simulating hypothetical management measures (see Table 5 for descriptions) for pelagic fisheries in the eastern Pacific Ocean. Bars are disaggregated by the contribution to  $\tilde{F}_{2019}$  by each fishery.

**FIGURA 8.** Media (intervalos de confianza de ±95%) de la mortalidad por pesca sustituta para a) tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*), b) cornuda común (*Sphyrna lewini*), c) cornuda gigante (*S. mokarran*) y d) cornuda cruz (*S. zygaena*) estimada por EASI-Fish para el escenario de *statu quo* en 2019 ( $\tilde{F}_{2019}$ ) y para cada uno de los 43 escenarios que simulan medidas de ordenación hipotéticas (ver la Tabla 5 para las descripciones) para las pesquerías pelágicas en el Océano Pacífico oriental. Las barras están divididas por la contribución a  $\tilde{F}_{2019}$  de cada pesquería.



FIGURE 8. Continued. FIGURE 8. Continuación.



**FIGURE 9**. Vulnerability phase plots showing the relative vulnerability of a) silky shark (*Carcharhinus falciformis*), b) scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini*), c) great hammerhead (*S. mokarran*), and d) smooth hammerhead (*S. zygaena*) estimated by EASI-Fish for the status quo scenario in 2019 ( $\tilde{F}_{2019}$ ) (blue symbol) and 43 scenarios simulating hypothetical management measures (see Table 5 for descriptions) for pelagic fisheries in the eastern Pacific Ocean. Vulnerability status is depicted by the mean (± 95% confidence intervals) estimate of the biological reference points  $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$  and SBR<sub>2019</sub>/SBR<sub>40%</sub>. Labels adjacent to symbols denote scenarios defined in Table 4. Vulnerability status values for each species are provided in Table 5.

**FIGURE 9.** Gráficas de fase de vulnerabilidad que muestran la vulnerabilidad relativa de a) tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*), b) cornuda común (*Sphyrna lewini*), c) cornuda gigante (*S. mokarran*) y d) cornuda cruz (*S. zygaena*) estimada por EASI-Fish para el escenario de statu quo en 2019 ( $\tilde{F}_{2019}$ ) (símbolo azul) y 43 escenarios que simulan medidas de ordenación hipotéticas (ver la Tabla 5 para las descripciones) para las pesquerías pelágicas en el Océano Pacífico oriental. El estado de vulnerabilidad se representa mediante la estimación media (intervalos de confianza de ±95%) de los puntos de referencia biológicos  $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$  y SBR<sub>2019</sub>/SBR<sub>40%</sub>. Las etiquetas adyacentes a los símbolos denotan los escenarios definidos en la Tabla 4. Los valores del estado de vulnerabilidad de cada especie figuran en la Tabla 5.



**FIGURE 10.** Results of sensitivity analyses showing the mean (± 95% confidence intervals) fishing mortality proxy for silky shark (*Carcharhinus falciformis*) estimated by EASI-Fish for the status quo scenario in 2019 ( $\tilde{F}_{2019}$ ) and for each of the 43 scenarios simulating hypothetical management measures (see Table 5 for descriptions) for pelagic fisheries in the eastern Pacific Ocean after decreasing the *q* values for industrial longline and purse-seine fisheries (top panel), and increasing the resolution of the industrial longline data from 5° x 5° to 1° x 1° (bottom panel). Bars are disaggregated by the contribution to  $\tilde{F}_{2019}$  by each fishery. **FIGURE 10.** Resultados de los análisis de sensibilidad que muestran la media (intervalos de confianza de ± 95%) de la mortalidad por pesca sustituta del tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*) estimada por EASI-Fish para el escenario de *statu quo* en 2019 ( $\tilde{F}_{2019}$ ) y para cada uno de los 43 escenarios que simulan medidas de ordenación hipotéticas ( ver la Tabla 5 para las descripciones) para las pesquerías de palangre industrial de spués de disminuir los valores de *q* para las pesquerías de palangre industrial y de cerco (panel superior), y aumentar la resolución de los datos de palangre industrial de 5° x 5° a 1° x 1° (panel inferior). Las barras están divididas por la contribución a  $\tilde{F}_{2019}$  de cada pesquería.



**FIGURE 11**. Results of sensitivity analyses represented in vulnerability phase plots showing the relative vulnerability of silky shark (*Carcharhinus falciformis*) estimated by EASI-Fish for the status quo scenario in 2019 ( $\tilde{F}_{2019}$ ) (blue symbol) and 43 scenarios simulating hypothetical management measures (see Table 5 for descriptions) for pelagic fisheries in the eastern Pacific Ocean after decreasing the *q* values for industrial longline and purse-seine fisheries (top panel), and increasing the resolution of the industrial longline data from 5° x 5° to 1° x 1° (bottom panel). Vulnerability status is depicted by the mean (± 95% confidence intervals) estimate of the biological reference points  $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$  and SBR<sub>2019</sub>/SBR<sub>40%</sub>. Labels adjacent to symbols denote scenarios defined in Table 4. Vulnerability status values for each species are provided in Table 5.

**FIGURA 11.** Resultados de los análisis de sensibilidad representados en gráficas de fase de vulnerabilidad que muestran la vulnerabilidad relativa del tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*) estimada por EASI-Fish para el escenario de *statu quo* en 2019 ( $\tilde{F}_{2019}$ ) (símbolo azul) y 43 escenarios que simulan medidas de ordenación hipotéticas (ver la Tabla 5 para las descripciones) para las pesquerías pelágicas en el Océano Pacífico oriental después de disminuir los valores de *q* para las pesquerías de palangre industrial y de cerco (panel superior), y aumentar la resolución de los datos de palangre industrial de 5° x 5° a 1° x 1° (panel inferior). El estado de vulnerabilidad se representa mediante la estimación media (intervalos de confianza de ± 95%) de los puntos de referencia biológicos  $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$  y SBR<sub>2019</sub>/SBR<sub>40%</sub>. Las etiquetas adyacentes a los símbolos denotan los escenarios definidos en la Tabla 4. Los valores del estado de vulnerabilidad 5. **TABLE 1**. Data sources and period of coverage of fishing effort data used to define the spatial distribution of effort by each fishery in the EPO. Data sources with an asterisk (\*) contained fishing effort distribution maps that were manually georeferenced and the locations of each fishing event attributed to an appropriate grid cell to indicate presence of fishing.

Country	Voor	Data resolution	Comments and data source
Country	rear	Data resolution	Comments and data source
IATTC Convention Area	2019	Monthly aggregates of number of hooks deployed at 5°x5°	Unpublished data from logbooks and national
		resolution (reports by CPCs); positional set data upscaled to	observer programs submitted to the IATTC.
Marian (Desifie Ocean and Culf of	2006 2000 2006	0.5°x0.5° resolution (observer data).	Castilla Casis et al. (2016)*: Castilla Casis et al.
California)	2006-2009; 2006-	Positional set data upscaled to 0.5 x0.5 resolution.	(2017)*: Carroón Zapiain et al. $(2018)$ *: Dacific Large
California)	2015, 2009-2012, 2018		Pelagics Program INAPESCA*
Mexico (Central Pacific coast)	2003-2011	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Hernández and Valdez Flores (2016)*
IATTC Convention Area	2019	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Unpublished data collected by the AIDCP and National
		·····	observer programs and held by the IATTC.
IATTC Convention Area	2019	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Unpublished data from logbooks, national observer
			programs and the TUNACONS observer program
			submitted to the IATTC.
Ecuador	2016	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Martínez et al. (2017)*
Guatemala, El Salvador,	2018	Positions of access and unloading points allocated to adjacent	Oliveros-Ramos et al. (2019)
Nicaragua, Costa Rica, Panama		0.5°x0.5° grid cells	
Mexico (Northwestern Gulf of	1998–1999	Positions of fishing camps allocated to adjacent 0.5°x0.5° grid cells	Smith et al. (2009)*
California)	1008 1000	Desitions of fishing companylicested to ediscont 0.5% 0.5% grid calls	
California)	1998-1999	Positions of fishing camps anocated to adjacent 0.5 x0.5 grid cens	Bizzarro et al. (2009a)
Mexico (Northeastern Gulf of	1998-1999	Positions of fishing camps allocated to adjacent 0.5°x0.5° grid cells	Bizzarro et al. (2009b)*
California)	1550 1555		
Mexico, Panama	2017–2018	Positions of fishing ports allocated to adjacent 0.5°x0.5° grid cells	Ortíz-Álvarez et al. (2020)
Nicaragua, Costa Rica, Colombia	2016-2017	Positions of fishing ports allocated to adjacent 0.5°x0.5° grid cells	Ortíz-Álvarez et al. (2020)
Peru and Chile	2005–2007;	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Alfaro-Shigueto et al. (2011)*
Peru	2007	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Ayala et al. (2008)*
Chile (Northern and Central)	2001–2005; 2016	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Donoso and Dutton (2010);
Chile (Southern)	2002	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Moreno et al. (2006)*
Chile and Peru	2005–2010	Annual aggregates of number of sets at 0.5°x0.5° resolution.	Doherty et al. (2014)*
Ecuador	2008–2012	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Martínez-Ortiz et al. (2015)
Ecuador, Panama, Costa Rica	2004–2010	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Unpublished IATTC observer data.
Guatemala, El Salvador,	2018	Positions of access and unloading points allocated to adjacent	Oliveros-Ramos et al. (2019)
Nicaragua, Costa Rica, Panama		0.5°x0.5° grid cells	
Mexico (Western Sea of Cortez)	1998–1999	Positions of fishing camps allocated to adjacent 0.5°x0.5° grid cells	Bizzarro et al. (2009a)*
Mexico (Northeastern Gulf of California)	1998–1999	Positions of fishing camps allocated to adjacent 0.5°x0.5° grid cells	Bizzarro et al. (2009b)*
Mexico, Panama	2017-2018	Positions of fishing ports allocated to adjacent 0.5°x0.5° grid cells	Ortíz-Álvarez et al. (2020)
Nicaragua, Costa Rica, Colombia	2016-2017	Positions of fishing ports allocated to adjacent 0.5°x0.5° grid cells	Ortíz-Álvarez et al. (2020)
Peru	2004–2006; 2007	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Ayala et al. (2008)*; Alfaro-Shigueto et al. (2011)*
	Country         IATTC Convention Area         Mexico (Pacific Ocean and Gulf of California)         Mexico (Central Pacific coast)         IATTC Convention Area         Mexico (Northwestern Gulf of California)         Mexico (Northwestern Gulf of California)         Mexico (Northeastern Gulf of California)         Mexico (Southwestern Gulf of California)         Mexico (Northeastern Gulf of California)         Mexico (Northeastern Gulf of California)         Mexico (Panama         Nicaragua, Costa Rica, Colombia         Peru         Chile (Northern and Central)         Chile (Southern)         Chile (Southern)         Chile (Southern)         Chile (Northern Sea of Cortez)         Mexico (Western Sea of Cortez)         Mexico (Western Sea of Cortez)         Mexico (Northeastern Gulf of California)         Mexico (Northeastern Gulf of California)         Mexico (Northeastern Gulf of California)	CountryYearIATTC Convention Area2019IATTC Convention Area2006-2009; 2006- 2013; 2009-2012; 2018Mexico (Pacific Ocean and Gulf of California)2006-2009; 2006- 	CountryYearData resolutionIATTC Convention Area2019Monthly aggregates of number of hooks deployed at 5'x5' resolution (reports by CPCs); positional set data upscaled to 0.5'x0.5' resolution (observer data).Mexico (Pacific Ocean and Gulf of California)2006-2009; 2006- 2013; 2009-2012; 2018Positional set data upscaled to 0.5'x0.5' resolution.Mexico (Central Pacific coast)2003-2011Positional set data upscaled to 0.5'x0.5' resolution.IATTC Convention Area2019Positional set data upscaled to 0.5'x0.5' resolution.IATTC Convention Area2019Positional set data upscaled to 0.5'x0.5' resolution.IATTC Convention Area2019Positional set data upscaled to 0.5'x0.5' resolution.Guatemala, El Salvador, Mexico (Northwestern Gulf of California)2016Positional set data upscaled to 0.5'x0.5' resolution.Guatemala, El Salvador, Mexico (Northwestern Gulf of California)1998-1999Positions of facess and unloading points allocated to adjacent 0.5'x0.5' grid cells Official set data upscaled to 0.5'x0.5' grid cellsMexico (Northwestern Gulf of California)1998-1999Positions of fishing camps allocated to adjacent 0.5'x0.5' grid cells California)Mexico (Northeastern Gulf of Nicaragua, Costa Rica, Colombia2017-2018Positions of fishing ports allocated to adjacent 0.5'x0.5' grid cells California)Mexico (Northeastern Gulf of California)2017-2018Positional set data upscaled to 0.5'x0.5' resolution.Peru and Chile Couthern2002Positional set data upscaled to 0.5'x0.5' resolution.Peru2007Positional set

**TABLE 2**. Natural mortality (*M*) estimators used in the EASI-Fish assessment of silky shark (*Carcharhinus falciformis;* FAL), scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini;* SPL), great hammerhead (*S. mokarran;* SPK), and smooth hammerhead (*S. zygaena;* SPZ) in the eastern Pacific Ocean in 2019.

Estimator	Equation	Citation
Hoenig <sub>tmax</sub>	$M = \frac{4.3}{t_{max}}$	Hoenig (1983)
Hoenig <sub>nls</sub>	$M = 4.899 t_{max}^{-0.916}$	Then <i>et al.</i> (2015)
Jensen (J)	M = 1.60 K	Jensen (1996)
Pauly <sub>nls</sub>	$M = 4.118K^{0.73}L_{\infty}^{-0.33}$	Then <i>et al.</i> (2015)
$Pauly_{LKT}$	$\log M = -0.0066 - 0.279 \ln L_{\infty}$	Pauly (1980)
	$+ 0.6543 \ln K + 0.4634 \ln T$	
Pauly <sub>ĸτ</sub>	$M = K e^{-0.22 + 0.3 \ln T}$	Froese and Pauly (2017)
$Pauly_{LT}$	$M = 10^{0.566 - 0.718 \ln L_{\infty}} + 0.02T$	Froese and Pauly (2017)

M = instantaneous natural mortality rate (yr<sup>-1</sup>)

 $t_{\text{max}}$  = maximum observed age of animals in the stock.

 $L_{\infty}$  = the average length of an animal if it lived to an infinite age, and known as the asymptotic length of an animal in the von Bertalanffy growth function.

K= the curvature parameter of the von Bertalanffy growth function (yr<sup>-1</sup>).

T = mean water temperature (°C) at the location and depth range inhabited by the species.

**TABLE 3.** Biological parameters for silky shark (*Carcharhinus falciformis*), scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini*), great hammerhead (*S. mokarran*), and smooth hammerhead (*S. zygaena*) assessed using EASI-Fish including maximum recorded age ( $t_{max}$ ), von Bertalanffy growth parameters ( $L_{\infty}$ , K,  $t_0$ ), length-weight relationship parameters a and b, length at 50% maturity ( $L_{MAT}$ ), length at birth ( $L_0$ ), and natural mortality (M). Values for M show the fixed value derived from stock assessments (source shown), or the mean value derived from various mortality estimators defined in Table 2. Values shown in parentheses are the minimum and maximum values uniform (<sup>U</sup>) distribution priors used in 10,000 iterations of Monte Carlo simulations. All lengths are total length. Sources of biological parameter values are shown in Table 4.

Species	t <sub>max</sub>	L <sub>inf</sub>	К	t <sub>o</sub>	L-W a	L <sub>50</sub>	Lo	М	М
	(yrs)	(yr-1)	(yr⁻¹)	(yr-1)	L-W b	(cm)	(cm)	(yr-1)	method
Carcharhinus falciformis	16	332.0	0.084	-2.76	0.0000273; 2.860	215.0 <sup>L</sup> 50	48	0.18	H <sub>tmax</sub> , H <sub>nls</sub> , P <sub>nls</sub> , P <sub>LKT</sub> , J, Clarke et al. (2018), IATTC (2014)
Sphyrna lewini	21	289.6	0.161	-1.00	0.00000399; 3.030	219.4 <sup>L</sup> 50	47	0.23 (0.21-0.30) <sup>u</sup>	López-Martínez et al. (2020)
Sphyrna mokarran	39	402.7	0.079	-2.00	0.00000123; 3.240	227.9 <sup>L</sup> 50	70	0.13 (0.11-0.17) <sup>u</sup>	H <sub>tmax</sub> , H <sub>nls</sub> , P <sub>nls</sub> , P <sub>LKT</sub> , J
Sphyrna zygaena	25	375.2	0.111	-1.31	0.0000024; 3.150	200.0 <sup>L</sup> 50	55	0.15 (0.15-0.26) <sup>u</sup>	Tsai et al. (2018)

**Table 4**. Sources of biological parameters used in EASI-Fish for assessing silky shark (*Carcharhinus falciformis*), scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini*), great hammerhead (*S. mokarran*), and smooth hammerhead (*S. zygaena*) in ten pelagic fisheries in the eastern Pacific Ocean, including maximum recorded age ( $t_{max}$ ), the growth parameters ( $L_{\infty}$ , K,  $t_0$ ), length-weight (L-W) relationship parameters a and b, length-at-maturity ( $L_{MAT}$ ), and length-at-birth ( $L_0$ ). Parameter values are shown in Table 3.

Species	t <sub>max</sub> (years)	$L_{\infty}, K, t_0$	L-W <i>a</i> & b	L <sub>MAT</sub> (cm)	L <sub>o</sub> (cm)
Carcharhinus falciformis	Sánchez-de Ita et al. (2011)	Joung et al. (2008)	Oshitani et al. (2003)	Joung et al. (2008)	Oshitani et al. (2003)
Sphyrna mokarran	Tovar-Ávila and Gallegos- Camacho (2014)	Harry et al. (2011)	Stevens and Lyle (1989)	Harry et al. (2011)	Harry et al. (2011)
Sphyrna lewini	Drew et al. (2015)	Drew et al. (2015)	Stevens and Lyle (1989)	Estupiñán-Montaño et al. (2021)	Estupiñán-Montaño et al. (2021)
Sphyrna zygaena	Rosa et al. (2017)	Chow (2004)	Chow (2004)	Nava Nava and Márquez-Farías (2014)	Nava Nava and Márquez-Farías (2014)

**Table 5**. Modified EASI-Fish model parameter values to define 43 hypothetical conservation and management scenarios (plus the status quo) for silky shark (*Carcharhinus falciformis;* FAL), scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini;* SPL), great hammerhead (*S. mokarran;* SPK), and smooth hammerhead (*S. zygaena;* SPZ) in ten pelagic fisheries in the eastern Pacific Ocean. All other parameter values in each scenario were the same as for the status quo (see Appendix 1).

Scenario	Industrial longline	Purse-seine (Class 6)	Purse-seine (Class 1-5)	Artisanal gillnet (Neonates)	Artisanal gillnet (Sharks–teleosts)	Artisanal longline (Dorado)	Artisanal longline (Tuna–billfish–shark)
Status quo (	SQ)					· · ·	• • • • • •
1	SQ	SQ	SQ	SQ	SQ	SQ	SQ
Improved ha	ndling and release practices in purs	e-seine fisheries					
2		FAL: PRM = 0.5-0.7	FAL: PRM = 0.5-0.7				
		SPL: PRM = 0.7-0.9	SPL: PRM = 0.7-0.9				
		SPK: PRM = 0.85-0.95	SPK: PRM = 0.85-0.95				
		SPZ: PRM = 0.85-0.95	SPZ: PRM = 0.85-0.95				
3		FAL: PRM = 0.5-0.7	FAL: PRM = 0.5-0.7				
		SPL: PRM = 0.7-0.9	SPL: PRM = 0.7-0.9				
		SPK: PRM = 0.65-0.75	SPK: PRM = 0.65-0.75				
		SPZ: PRM = 0.65-0.75	SPZ: PRM = 0.65-0.75				
Temporary E	PO-wide closure						
4		D = 120d	D = 120d				
5		D = 180d	D = 180d				
6	D = 72d						
7	D = 120d						
8	D = 180d						
9						D = 72d	D = 72d
10						D = 120d	D = 120d
11						D = 180d	D = 180d
12	D = 72d					D = 72d	D = 72d
13	D = 120d					D = 120d	D = 120d
14	D = 180d					D = 180d	D = 180d
15				D = 72d	D = 72d		
16				D = 120d	D = 120d		
17				D = 180d	D = 180d		
18	D = 72d			D = 72d	D = 72d	D = 72d	D = 72d
19	D = 120d	D = 120d	D = 120d	D = 120d	D = 120d	D = 120d	D = 120d
20	D = 180d	D = 180d	D = 180d	D = 180d	D = 180d	D = 180d	D = 180d
Prohibition	of wire leaders	•					
21	FAL: AVM = 0.17-0.25						
	SPL: AVM = 0.3-0.4						
	SPK: AVM = 0.39-0.66						
	SPZ: AVM = 0.4-0.54						
22							FAL: AVM = 0.17-0.25
							SPL: AVM = 0.3-0.4
							SPK: AVM = 0.39-0.66
							SPZ: AVM = 0.4-0.54
23	FAL: AVM = 0.17-0.25						FAL: AVM = 0.17-0.25
	SPL: AVM = 0.3-0.4						SPL: AVM = 0.3-0.4
	SPK: AVM = 0.39-0.66						SPK: AVM = 0.39-0.66
	SPZ: AVM = 0.4-0.54						SPZ: AVM = 0.4-0.54

#### Table 5 continued

Scenario	Industrial longline	Purse-seine (Class 6)	Purse-seine (Class 1-5)	Artisanal gillnet (Neonates)	Artisanal gillnet (Sharks-teleosts)	Artisanal longline (Dorado)	Artisanal longline (Tuna–billfish–shark)
Minimum re	tention length of 100 cm TL		I	(1100111100)	(onanio teleotis)	(20:000)	
24	FAL: PRM = 0.1-0.4 (<100 cm)						
	SPL: PRM = 0.43-0.5 (<100 cm)						
	SPK: PRM = 0.46-0.50 (<100 cm)						
	SPZ: PRM = 0.46-0.50 (<100 cm)						
25						FAL: PRM = 0.1-0.4 (<100 cm)	FAL: PRM = 0.1-0.4 (<100 cm)
						SPL: PRM = 0.43-0.5 (<100 cm)	SPL: PRM = 0.43-0.5 (<100 cm)
						SPK: PRM = 0.46-0.50 (<100 cm)	SPK: PRM = 0.46-0.50 (<100 cm)
						SPZ: PRM = 0.46-0.50 (<100 cm)	SPZ: PRM = 0.46-0.50 (<100 cm)
26	FAL: PRM = 0.1-0.4 (<100 cm)					FAL: PRM = 0.1-0.4 (<100 cm)	FAL: PRM = 0.1-0.4 (<100 cm)
	SPL: PRM = 0.43-0.5 (<100 cm)					SPL: PRM = 0.43-0.5 (<100 cm)	SPL: PRM = 0.43-0.5 (<100 cm)
	SPK: PRM = 0.46-0.50 (<100 cm)					SPK: PRM = 0.46-0.50 (<100 cm)	SPK: PRM = 0.46-0.50 (<100 cm)
	SPZ: PRM = 0.46-0.50 (<100 cm)					SPZ: PRM = 0.46-0.50 (<100 cm)	SPZ: PRM = 0.46-0.50 (<100 cm)
Close neona	te gillnet fishery						
27				D = 0			
Non-retentio	on of silky and hammerhead sharks						
28	FAL: PRM = 0.1-0.4						
	SPL: PRM = 0.43-0.5						
	SPK: PRM = 0.46-0.50						
	SPZ: PRM = 0.46-0.50						
29						FAL: PRM = 0.1-0.4	FAL: PRM = 0.1-0.4
						SPL: PRM = 0.43-0.5	SPL: PRM = 0.43-0.5
						SPK: PRM = 0.46-0.50	SPK: PRM = 0.46-0.50
						SPZ: PRM = 0.46-0.50	SPZ: PRM = 0.46-0.50
30	FAL: PRM = 0.1-0.4					FAL: PRM = 0.1-0.4	FAL: PRM = 0.1-0.4
	SPL: PRM = 0.43-0.5					SPL: PRM = 0.43-0.5	SPL: PRM = 0.43-0.5
	SPK: PRM = 0.46-0.50					SPK: PRM = 0.46-0.50	SPK: PRM = 0.46-0.50
	SPZ: PRM = 0.46-0.50					SPZ: PRM = 0.46-0.50	SPZ: PRM = 0.46-0.50
COMBINATIO	ON MEASURES						
Closure (long	glines) + Wire leader ban						
31	D = 72d						
	FAL: AVM = 0.17-0.25						
	SPL: AVM = 0.3-0.4						
	SPK: AVM = 0.39-0.66						
	SPZ: AVM = 0.4-0.54						
32						D = 72d	D = 72d
							FAL: AVM = 0.17-0.25
							SPL: AVM = 0.3-0.4
							SPK: AVM = 0.39-0.66
							SPZ: AVM = 0.4-0.54
33	D = 72d					D = 72d	D = 72d
	FAL: AVM = 0.17-0.25						FAL: AVM = 0.17-0.25
	SPL: AVM = 0.3-0.4						SPL: AVM = 0.3-0.4
	SPK: AVM = 0.39-0.66						SPK: AVM = 0.39-0.66
	SPZ: AVM = 0.4-0.54						SPZ: AVM = 0.4-0.54

## Table 5 continued

Scenario	Industrial longline	Purse-seine (Class 6)	Purse-seine (Class 1-5)	Artisanal gillnet	Artisanal gillnet	Artisanal longline	Artisanal longline
				(Neonates)	(Sharks-teleosts)	(Dorado)	(Tuna–billfish–shark)
Closure (lon	glines) + Wire leader ban + Minimum re	tention length					
37	D = 72d						
	For sharks (<100 cm)						
	FAL: AVM = $0.17 - 0.25$						
	SPL: AVIVI = 0.3-0.4						
	SPR. AVIVI = 0.39-0.00						
	3FZ . AVIVI - 0.4-0.34						
	For sharks (>100 cm)						
	FAL: AVM 0 17-0 25+PRM 0 1-0 3						
	SPL: AVM 0.3-0.4+PRM 0.43-0.5						
	SPK: AVM 0.39-0.66+PRM 0.46-0.5						
	SPZ: AVM 0.4-0.54+ PRM 0.46-0.5						
38						D = 72d	D = 72d
						For sharks (<100 cm)	For sharks (<100 cm)
						FAL: PRM = 0.1-0.3	FAL: AVM = 0.17-0.25
						SPL: PRM = 0.43-0.5	SPL: AVM = 0.3-0.4
						SPK: PRM = 0.46-0.50	SPK: AVM = 0.39-0.66
						SPZ: PRM = 0.46-0.50	SPZ : AVM = 0.4-0.54
							For sharks (>100 cm)
							FAL: AVM 0.17-0.25+PRM 0.1-0.3
							SPL: AVM 0.3-0.4+PRM 0.43-0.5
							SPK: AVM 0.39-0.66+PRM 0.46-0.5
							SPZ: AVM 0.4-0.54+ PRM 0.46-0.5
39	D = 72d					D = 72d	D = /2d
	For sharks $(<100 \text{ cm})$					For sharks (<100 cm)	For sharks $(<100 \text{ cm})$
	FAL: AVIVI = $0.17 - 0.25$					FAL: $PRIVI = 0.1-0.3$	FAL: $AVIM = 0.17 - 0.25$
	SPL: AVIVI - 0.3-0.4					SPL: PRIVI - 0.45-0.5	SPL: AVIVI = $0.3-0.4$
	SPR. AVIVI - 0.39-0.00					SPR. PRM = 0.46-0.50	$SPT \cdot AVM = 0.39 \cdot 0.00$
	3FZ . AVIVI - 0.4-0.34					3FZ. FRIM - 0.40-0.30	3FZ . AVIVI - 0.4-0.54
	For sharks (>100 cm)						For sharks (>100 cm)
	FAL: AVM 0.17-0.25+PRM 0.1-0.3						FAL: AVM 0.17-0.25+PRM 0.1-0.3
	SPL: AVM 0.3-0.4+PRM 0.43-0.5						SPL: AVM 0.3-0.4+PRM 0.43-0.5
	SPK: AVM 0.39-0.66+PRM 0.46-0.5						SPK: AVM 0.39-0.66+PRM 0.46-0.5
	SPZ: AVM 0.4-0.54+ PRM 0.46-0.5						SPZ: AVM 0.4-0.54+ PRM 0.46-0.5
Closure (lon	glines) + Wire leader ban + Bannon-rete	ention of sharks					
40	D = 72d						
	FAL: AVM 0.17-0.25+PRM 0.1-0.3						
	SPL: AVM 0.3-0.4+PRM 0.43-0.5						
	SPK: AVM 0.39-0.66+PRM 0.46-0.5						
-	SPZ: AVM 0.4-0.54+ PRM 0.46-0.5						
41						D = 72d	D = 72d
						FAL: PRM = 0.1-0.3	FAL: AVM 0.1/-0.25+PRM 0.1-0.3
						SPL: PKIVI = 0.43-0.5	SPL: AVM 0.3-0.4+PRM 0.43-0.5
						SPK: PKIVI = 0.46-0.50	SPK: AVIVI 0.39-0.66+PKIVI 0.46-0.5
42	D = 724					SPZ: PKIVI = 0.46-0.50	5r2: AVIVI U.4-U.54+ PKMI U.46-0.5
42						D = 720	
						FAL: PRIVI = 0.1-0.3	FAL. AVIVI 0.17-0.23+PKIVI 0.1-0.3
	SPL. AVIVI 0.3-0.4+PRIVI 0.43-0.5					SPL: PRIVI = 0.45-0.5 SPK· PRM = 0.46-0.50	SPL. AVIVI 0.3-0.4+PKIVI 0.43-0.5 SPK· Δ\/M 0.39-0 66±DPM 0.46 0.5
	SPZ: AVM 0.4-0.54+ PRM 0.46-0.5					SPZ: PRM = 0.46-0.50	SPZ: AVM 0.4-0.54+ PRM 0.46-0.5

## Table 5 continued

Scenario	Industrial longline	PS (Class 6)	PS (Class 1-5)	Art GN NEO	Art GN Shark	Art LL Dorado	Art LL Shark
Closure (long	glines) + Wire leader ban + non-retentic	on + best release and handl	ing practices				
43	D = 72d	FAL: PRM = 0.5-0.7	FAL: PRM = 0.5-0.7	FAL: PRM = 1	FAL: PRM = 1	D = 72d	D = 72d
	FAL: AVM 0.17-0.25+PRM 0.1-0.3	SPL: PRM = 0.7-0.9	SPL: PRM = 0.7-0.9	SPL: PRM = 1	SPL: PRM = 1	FAL: PRM = 0.1-0.3	FAL: AVM 0.17-0.25+PRM 0.1-0.3
	SPL: AVM 0.3-0.4+PRM 0.43-0.5	SPK: PRM = 0.85-0.95	SPK: PRM = 0.85-0.95	SPK: PRM = 1	SPK: PRM = 1	SPL: PRM = 0.43-0.5	SPL: AVM 0.3-0.4+PRM 0.43-0.5
	SPK: AVM 0.39-0.66+PRM 0.46-0.5	SPZ: PRM = 0.85-0.95	SPZ: PRM = 0.85-0.95	SPZ: PRM = 1	SPZ: PRM = 1	SPK: PRM = 0.46-0.50	SPK: AVM 0.39-0.66+PRM 0.46-0.5
	SPZ: AVM 0.4-0.54+ PRM 0.46-0.5					SPZ: PRM = 0.46-0.50	SPZ: AVM 0.4-0.54+ PRM 0.46-0.5
Closure (long	glines) + Wire leader ban + non-retentic	on + best release and handl	ing practices + closure of ne	eonate gillnet fishery			
44	D = 72d	FAL: PRM = 0.5-0.7	FAL: PRM = 0.5-0.7	D = 365d	FAL: PRM = 1	D = 72d	D = 72d
	FAL: AVM 0.17-0.25+PRM 0.1-0.3	SPL: PRM = 0.7-0.9	SPL: PRM = 0.7-0.9		SPL: PRM = 1	FAL: PRM = 0.1-0.3	FAL: AVM 0.17-0.25+PRM 0.1-0.3
	SPL: AVM 0.3-0.4+PRM 0.43-0.5	SPK: PRM = 0.85-0.95	SPK: PRM = 0.85-0.95		SPK: PRM = 1	SPL: PRM = 0.43-0.5	SPL: AVM 0.3-0.4+PRM 0.43-0.5
	SPK: AVM 0.39-0.66+PRM 0.46-0.5	SPZ: PRM = 0.85-0.95	SPZ: PRM = 0.85-0.95		SPZ: PRM = 1	SPK: PRM = 0.46-0.50	SPK: AVM 0.39-0.66+PRM 0.46-0.5
	SPZ: AVM 0.4-0.54+ PRM 0.46-0.5					SPZ: PRM = 0.46-0.50	SPZ: AVM 0.4-0.54+ PRM 0.46-0.5

**TABLE 6**. Estimated mean (+/- 95% confidence intervals) values for proxy fishing mortality ( $\tilde{F}_{2019}$ ) and spawning stock biomass-per-recruit (SBR<sub>2019</sub>) relative to values for the biological reference points  $F_{40\%}$  and SBR<sub>40%</sub> in the status quo (SQ) and 43 hypothetical conservation and management scenarios for silky shark (*Carcharhinus falciformis*), scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini*), great hammerhead (*S. mokarran*), and smooth hammerhead (*S. zygaena*) in 2019 caught in pelagic fisheries of the eastern Pacific Ocean. Model parameter values used in each scenario are shown in Table 5.

	Carcharhin	us falciformis	Sphyrn	a lewini	Sphyrna	mokarran	Sphyrno	a zygaena
Scen.	F <sub>2019</sub> /F <sub>40%</sub> (95% CI)	SBR <sub>2019</sub> /SBR <sub>40%</sub> (95% CI)	F <sub>2019</sub> /F <sub>40%</sub> (95% Cl)	SBR <sub>2019</sub> /SBR <sub>40%</sub> (95% CI)	F <sub>2019</sub> /F <sub>40%</sub> (95% CI)	SBR <sub>2019</sub> /SBR <sub>40%</sub> (95% CI)	F <sub>2019</sub> /F <sub>40%</sub> (95% CI)	SBR <sub>2019</sub> /SBR <sub>40%</sub> (95% CI)
1 (SQ)	5.029 (0.554)	0.031 (0.012)	4.694 (1.188)	0.053 (0.043)	9.423 (2.008)	0.004 (0.006)	5.584 (0.716)	0.027 (0.012)
2	4.776 (0.772)	0.037 (0.017)	4.219 (0.984)	0.073 (0.052)	9.170 (2.053)	0.005 (0.007)	5.312 (0.755)	0.033 (0.014)
3	4.284 (0.781)	0.052 (0.022)	3.736 (0.742)	0.103 (0.061)	8.668 (2.090)	0.007 (0.009)	4.788 (0.766)	0.047 (0.019)
4	4.493 (0.819)	0.045 (0.019)	4.275 (0.973)	0.070 (0.048)	9.036 (1.944)	0.005 (0.007)	5.120 (0.781)	0.038 (0.016)
5	3.901 (0.409)	0.069 (0.022)	3.781 (0.754)	0.099 (0.061)	8.428 (2.215)	0.008 (0.010)	4.568 (0.725)	0.056 (0.022)
6	3.532 (0.175)	0.099 (0.025)	3.697 (0.998)	0.113 (0.088)	7.231 (2.373)	0.015 (0.002)	4.281 (0.656)	0.067 (0.025)
7	2.835 (0.465)	0.187 (0.056)	3.174 (0.952)	0.172 (0.133)	5.903 (2.152)	0.031 (0.039)	3.670 (0.301)	0.106 (0.030)
8	2.199 (0.324)	0.345 (0.087)	2.601 (0.891)	0.274 (0.203)	4.608 (1.630)	0.066 (0.081)	3.036 (0.471)	0.178 (0.059)
9	4.977 (0.631)	0.032 (0.014)	4.589 (1.171)	0.058 (0.047)	9.202 (2.021)	0.005 (0.007)	5.425 (0.765)	0.031 (0.013)
10	4.939 (0.638)	0.033 (0.014)	4.514 (1.137)	0.061 (0.048)	9.015 (2.161)	0.006 (0.008)	5.306 (0.795)	0.034 (0.014)
11	4.893 (0.678)	0.034 (0.015)	4.430 (1.109)	0.066 (0.052)	8.880 (2.170)	0.006 (0.009)	5.163 (0.812)	0.038 (0.015)
12	3.498 (0.174)	0.103 (0.026)	3.566 (0.971)	0.125 (0.096)	6.986 (2.343)	0.017 (0.022)	4.135 (0.559)	0.075 (0.025)
13	2.733 (0.388)	0.202 (0.052)	2.989 (0.901)	0.199 (0.142)	5.512 (1.816)	0.038 (0.044)	3.469 (0.421)	0.128 (0.041)
14	2.041 (0.299)	0.392 (0.085)	2.383 (0.808)	0.328 (0.225)	4.078 (1.410)	0.099 (0.106)	2.716 (0.361)	0.231 (0.061)
15	5.033 (0.569)	0.030 (0.013)	4.675 (1.194)	0.054 (0.044)	9.430 (2.063)	0.004 (0.006)	5.576 (0.726)	0.028 (0.012)
16	5.004 (0.604)	0.031 (0.013)	4.673 (1.223)	0.055 (0.045)	9.420 (2.043)	0.004 (0.006)	5.567 (0.724)	0.028 (0.012)
17	5.025 (0.575)	0.031 (0.013)	4.669 (1.189)	0.055 (0.044)	9.333 (2.055)	0.004 (0.006)	5.560 (0.727)	0.028 (0.012)
18	3.487 (0.167)	0.104 (0.025)	3.591 (0.945)	0.123 (0.092)	6.939 (2.298)	0.018 (0.023)	4.113 (0.519)	0.076 (0.024)
19	2.449 (0.119)	0.270 (0.045)	2.615 (0.725)	0.263 (0.158)	4.884 (1.390)	0.056 (0.055)	3.047 (0.445)	0.179 (0.053)
20	1.411 (0.089)	0.709 (0.080)	1.627 (0.447)	0.601 (0.242)	3.006 (0.929)	0.205 (0.151)	1.869 (0.197)	0.478 (0.082)
21	5.035 (0.550)	0.031 (0.013)	4.712 (1.220)	0.053 (0.046)	9.445 (2.040)	0.004 (0.006)	5.593 (0.719)	0.027 (0.012)
22	5.026 (0.584)	0.031 (0.013)	4.660 (1.183)	0.055 (0.044)	9.419 (1.988)	0.004 (0.006)	5.606 (0.692)	0.027 (0.011)
23	5.042 (0.566)	0.030 (0.013)	4.684 (1.157)	0.054 (0.043)	9.472 (2.083)	0.004 (0.006)	5.582 (0.745)	0.027 (0.012)
24	4.955 (0.679)	0.032 (0.014)	4.673 (1.218)	0.055 (0.046)	9.480 (2.014)	0.004 (0.006)	5.604 (0.700)	0.027 (0.012)
25	5.032 (0.581)	0.030 (0.013)	4.645 (1.154)	0.056 (0.043)	9.423 (2.046)	0.004 (0.006)	5.530 (0.756)	0.029 (0.012)
26	4.958 (0.665)	0.032 (0.014)	4.585 (1.160)	0.058 (0.046)	9.443 (2.031)	0.004 (0.006)	5.540 (0.754)	0.029 (0.013)
27	5.010 (0.591)	0.031 (0.013)	4.679 (1.189)	0.054 (0.043)	9.346 (2.077)	0.004 (0.006)	5.576 (0.690)	0.028 (0.011)
28	1.996 (0.398)	0.414 (0.140)	3.571 (0.984)	0.125 (0.098)	7.915 (2.534)	0.010 (0.016)	4.603 (0.824)	0.054 (0.026)
29	4.855 (0.698)	0.035 (0.015)	4.553 (1.147)	0.060 (0.046)	9.305 (1.968)	0.004 (0.006)	5.461 (0.771)	0.030 (0.013)
30	1.885 (0.342)	0.459 (0.144)	3.465 (0.926)	0.136 (0.101)	7.877 (2.539)	0.011 (0.017)	4.510 (0.804)	0.058 (0.026)
31	3.533 (0.179)	0.099 (0.025)	3.707 (0.971)	0.111 (0.085)	7.216 (2.399)	0.015 (0.021)	4.296 (0.659)	0.066 (0.023)
32	4.971 (0.623)	0.032 (0.014)	4.560 (1.163)	0.059 (0.048)	9.214 (2.076)	0.005 (0.007)	5.406 (0.799)	0.031 (0.014)
33	3.494 (0.170)	0.104 (0.025)	3.605 (0.970)	0.122 (0.092)	6.981 (2.311)	0.017 (0.022)	4.113 (0.516)	0.075 (0.024)
34	3.498 (0.182)	0.104 (0.027)	3.672 (1.022)	0.116 (0.093)	7.190 (2.304)	0.015 (0.019)	4.283 (0.656)	0.067 (0.024)
35	4.966 (0.619)	0.032 (0.013)	4.504 (1.106)	0.062 (0.047)	9.216 (2.039)	0.005 (0.007)	5.379 (0.798)	0.032 (0.014)
36	3.468 (0.174)	0.108 (0.026)	3.528 (0.971)	0.129 (0.098)	6.998 (2.319)	0.017 (0.022)	4.106 (0.507)	0.076 (0.024)
37	3.502 (0.181)	0.103 (0.026)	3.6/3 (0.986)	0.115 (0.089)	7.231 (2.405)	0.015 (0.021)	4.276 (0.644)	0.067 (0.024)
38	4.984 (0.593)	0.032 (0.014)	4.524 (1.133)	0.061 (0.048)	9.210 (2.023)	0.005 (0.007)	5.364 (0.791)	0.032 (0.014)
39	3.470 (0.173)	0.107 (0.026)	3.531 (0.927)	0.129 (0.092)	6.957 (2.287)	0.017 (0.022)	4.094 (0.526)	0.077 (0.025)
40	1.475 (0.289)	0.672 (0.180)	2.925 (0.931)	0.208 (0.160)	6.103 (2.280)	0.026 (0.037)	3.561 (0.365)	0.112 (0.039)
41	4.821 (U.722)	0.036 (0.016)	4.408 (1.105)	0.067 (0.052)	9.025 (2.147)		5.285 (0.802)	0.034 (0.014)
42	1.330 (0.274)	0.770 (0.202)	2.450 (U.816)	0.308 (0.209)	4.930 (1.696)	0.035 (0.004)	3.091 (0.481)	0.172 (0.057)
43	1.196 (0.257)	0.873 (0.210)	1.664 (0.477)	0.584 (0.248)	4.4/3 (1.489)	0.075 (0.081)	2.838 (0.440)	0.210 (0.065)
44	1.189 (0.254)	0.88 (0.209)	1.683 (0.475)	0.573 (0.242)	4.443 (1.423)	0.076 (0.081)	2.811 (0.409)	0.214 (0.062)

**APPENDIX 1**. Susceptibility parameter values (see Eq. 1) used for the status quo scenario in the EASI-Fish vulnerability assessment of silky shark (*Carcharhinus falciformis;* FAL), scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini;* SPL), great hammerhead (*S. mokarran;* SPK), and smooth hammerhead (*S. zygaena;* SPZ) in ten pelagic fisheries in the eastern Pacific Ocean in 2019. Selectivity ( $C_{xj}$ ) value shows length at first capture (cm of total length) and the distribution type as normal (<sup>N</sup>), double normal (<sup>D</sup>) or uniform (<sup>U</sup>) provided in Figures 3–6. Parameter values provided as a value range denotes a uniform distribution prior.

					Industrial	longline					Pu	urse-seine -	Class 6 (DE	L)			Purse-seine - Class 6 (NOA)							
Code	Scientific name	Gx/G	Dx	Ахј	Exj	Схј	<i>AVM</i> xj	<i>PRM</i> xj	Gx/G	Dx	Ахј	Exj	Cxj	<i>AVM</i> xj	<i>PRM</i> xj	Gx/G	Dx	Axj	Exj	Схј	<i>AVM</i> xj	<i>PRM</i> xj		
FAL	Carcharhinus falciformis	0.74-0.79	1	1	1	48 <sup>N</sup>	0.29-0.36	1	0.21-0.25	0.80	1	0.91-1	48 <sup>D</sup>	0.59-0.69	0.81-0.84	0.08-0.10	0.80	1	0.91-1	48 <sup>D</sup>	0.59-0.69	0.81-0.84		
SPL	Sphyrna lewini	0.65-0.73	1	1	1	47 <sup>N</sup>	0.51-0.61	1	0.20-0.31	0.80	1	0.55-1	47 <sup>D</sup>	0-0.05	1	0.09-0.14	0.80	1	0.55-1	47 <sup>N</sup>	0-0.05	1		
SPK	Sphyrna mokarran	0.56-0.69	1	1	1	70 <sup>u</sup>	0.56-0.94	1	0.23-0.32	0.80	1	0.50-1	70 <sup>D</sup>	0-0.10	1	0.10-0.15	0.80	1	0.50-1	70 <sup>D</sup>	0-0.10	1		
SPZ	Sphyrna zygaena	0.68-0.73	1	1	1	55 <sup>D</sup>	0.62-0.84	1	0.20-0.29	0.80	1	1	55 <sup>D</sup>	0-0.10	1	0.09-0.13	0.80	1	1	55 <sup>D</sup>	0-0.10	1		
		1							1							Ĩ.								

				Pur	se-seine - C	Class 6 (O	BJ)				Pur	se-seine - Cl	ass 1-5 (NC	DA)				Pur	se-seine - C	lass 1-5 (	OBJ)	
Code	Scientific name	Gx/G	Dx	Ахј	Exj	Схј	<i>AVM</i> xj	<i>PRM</i> xj	Gx/G	Dx	Ахј	Exj	Cxj	<i>AVM</i> xj	<i>PRM</i> xj	Gx/G	Dx	Ахј	Exj	Cxj	<i>AVM</i> xj	<i>PRM</i> xj
FAL	Carcharhinus falciformis	0.3-0.36	0.80	1	1	48 <sup>D</sup>	0.59-0.69	0.81-0.84	0.02-0.02	0.80	1	0.72-1	48 <sup>D</sup>	0.59-0.69	0.81-0.84	0.07-0.09	0.80	1	0.72-1	48 <sup>D</sup>	0.59-0.69	0.81-0.84
SPL	Sphyrna lewini	0.3-0.42	0.80	1	0.73-1	47 <sup>N</sup>	0-0.05	1	0.02-0.04	0.80	1	0.44-1	47 <sup>N</sup>	0-0.05	1	0.07-0.13	0.80	1	0.44-1	47 <sup>N</sup>	0-0.05	1
SPK	Sphyrna mokarran	0.3-0.34	0.80	1	0.67-1	70 <sup>D</sup>	0-0.10	1	0.02-0.06	0.80	1	0.40-1	70 <sup>D</sup>	0-0.10	1	0.08-0.17	0.80	1	0.40-1	70 <sup>D</sup>	0-0.10	1
SPZ	Sphyrna zygaena	0.3-0.42	0.80	1	1	55 <sup>N</sup>	0-0.10	1	0.02-0.03	0.80	1	0.83-1	55 <sup>D</sup>	0-0.10	1	0.07-0.11	0.80	1	0.83-1	55 <sup>N</sup>	0-0.10	1

				Artis	sanal gillne	t (Neonat	es)				А	rtisanal gilln	et (Sharks)					Art	isanal long	ine (Dora	ido)	
Code	Scientific name	Gx/G	Dx	Ахј	Exj	Cxj	<i>AVM</i> xj	<i>PRM</i> xj	Gx/G	Dx	Axj	Exj	Cxj	<i>AVM</i> xj	<i>PRM</i> xj	Gx/G	Dx	Axj	Exj	Схј	<i>AVM</i> xj	<i>PRM</i> xj
FAL	Carcharhinus falciformis	0.01-0.01	0.42	1	0.61-1	48 <sup>D</sup>	1	1	0.01-0.01	0.58	1	0.61-1	48 <sup>N</sup>	1	1	0.13-0.14	0.50	1	0.61-1	48 <sup>N</sup>	0.29-0.36	1
SPL	Sphyrna lewini	0.02-0.03	0.42	1	0.36-1	47 <sup>D</sup>	1	1	0.02-0.03	0.58	1	0.36-1	47 <sup>D</sup>	1	1	0.14-0.25	0.50	1	0.36-1	47 <sup>D</sup>	0.51-0.61	1
SPK	Sphyrna mokarran	0.02-0.04	0.42	1	0.33-1	70 <sup>∪</sup>	1	1	0.02-0.04	0.58	1	0.33-1	70 <sup>u</sup>	1	1	0.16-0.38	0.50	1	0.33-1	70 <sup>D</sup>	0.56-0.94	1
SPZ	Sphyrna zygaena	0.02-0.02	0.42	1	0.69-1	55 <sup>D</sup>	1	1	0.02-0.02	0.58	1	0.69-1	55 <sup>D</sup>	1	1	0.14-0.22	0.50	1	0.69-1	55 <sup>D</sup>	0.62-0.84	1

		Artisanal longline (Tuna/billfish/sharks)						
Code	Scientific name	Gx/G	Dx	Axj	Exj	Схј	<i>AVM</i> xj	<i>PRM</i> xj
FAL	Carcharhinus falciformis	0.13-0.14	0.50	1	1	48 <sup>D</sup>	0.29-0.36	0.1-0.29
SPL	Sphyrna lewini	0.14-0.25	0.50	1	1	47 <sup>D</sup>	0.51-0.61	0.46-0.51
SPK	Sphyrna mokarran	0.16-0.38	0.50	1	1	70 <sup>D</sup>	0.56-0.94	0.46-0.56
SPZ	Sphyrna zygaena	0.14-0.22	0.50	1	1	55 <sup>D</sup>	0.62-0.84	0.46-0.62
SPL SPK SPZ	Sphyrna lewini Sphyrna mokarran Sphyrna zygaena	0.14-0.25 0.16-0.38 0.14-0.22	0.50 0.50 0.50	1 1 1	1 1 1	47 <sup>D</sup> 70 <sup>D</sup> 55 <sup>D</sup>	0.51-0.61 0.56-0.94 0.62-0.84	0.4 0.4 0.4

**APPENDIX 2**. Justifications and assumptions for the use of parameter values (see Appendix 1) for describing the susceptibility of silky shark (*Carcharhinus falciformis;* FAL), scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini;* SPL), great hammerhead (*S. mokarran;* SPK), and smooth hammerhead (*S. zygaena;* SPZ) in the ten fisheries included in the EASI-Fish assessment for the eastern Pacific Ocean in 2019.

Species code	Fishery	Resolution of grid cells for (G <sub>x</sub> )	Fishing season duration (D <sub>x</sub> )	Seasonal availability (A <sub>xj</sub> )	Encounterability ( <i>E<sub>xj</sub></i> )	Contact selectivity ( <i>C<sub>sij</sub></i> )	Post-capture mortality (PCM) (P <sub>xj</sub> )
FAL	Industrial longline	5°x5°	Year- round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 70-165) m (Musyl et al. 2003).	Normal curve fit to 10,278 lengths reported to IATTC by its CPC's longline observer programs (IATTC unpublished data).	Assumed no release of marketable species. AVM estimates from studies in industrial pelagic longline fisheries in the Pacific Ocean are 29% (Gilman et al., 2016) and 29–35.8% (Hutchinson et al., 2021), which may be reduced by 31% (Bigelow et al., 2022) to 41% (Scott et al., 2022) for carcharhinid sharks by banning wires leaders. PRM estimated at 15% (CI 2.4-25.9) (Francis et al., 2023) and 20% (CI 10-36) (Musyl and Gilman, 2018) in the WCPO and 6% (CI 0-13)% (Schaefer et al., 2019) and 15.2% (CI 0-29%) in the EPO (Schaefer et al. 2021).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 70-165) m (Musyl et al. 2003).	Double normal curve fit to 11,329 lengths recorded by IATTC observers from C6 DEL sets (IATTC unpublished data).	IATTC Resolution C-21-06 prohibits retention. AVM from purse-seine 58.5% (Eddy et al. 2016) to 69% (Poisson et al. 2014) and PRM 81-84% (Poisson et al. 2014, Hutchinson et al. 2015).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 70-165) m (Musyl et al. 2003).	Double normal curve fit to 6142 lengths recorded by IATTC observers from C6 NOA sets (IATTC unpublished data).	IATTC Resolution C-21-06 prohibits retention. AVM from purse-seine 58.5% (Eddy et al. 2016) to 69% (Poisson et al. 2014) and PRM 81-84% (Poisson et al. 2014, Hutchinson et al. 2015).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 70-165) m (Musyl et al. 2003).	Double normal curve fit to 147,450 lengths recorded by IATTC observers from C6 OBJ sets (IATTC unpublished data).	IATTC Resolution C-21-06 prohibits retention. AVM from purse-seine 58.5% (Eddy et al. 2016) to 69% (Poisson et al. 2014) and PRM 81-84% (Poisson et al. 2014, Hutchinson et al. 2015).
	Purse-seine C1–5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 70-165) m (Musyl et al. 2003).	Double normal curve mirrors EPO C6 fleet for NOA sets.	IATTC Resolution C-21-06 prohibits retention. AVM from purse-seine 58.5% (Eddy et al. 2016) to 69% (Poisson et al. 2014) and PRM 81-84% (Poisson et al. 2014, Hutchinson et al. 2015).
	Purse-seine C1–5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 70-165) m (Musyl et al. 2003).	Double normal curve mirrors EPO C6 fleet for OBJ sets.	IATTC Resolution C-21-06 prohibits retention. AVM from purse-seine 58.5% (Eddy et al. 2016) to 69% (Poisson et al. 2014) and PRM 81-84% (Poisson et al. 2014, Hutchinson et al. 2015).
	Artisanal gillnet (Neonates)	0.5°x0.5°	April- August	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 70-165) m (Musyl et al. 2003).	Double normal curve fit to 187 lengths recorded by observers in the Ecuadorian gillnet fishery (Martínez, unpublished data).	Assumed no release of marketable species. AVM of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017). Assumed 100% PRM due to absence of PRM studies for gillnets.
	Artisanal gillnet (Sharks– Teleosts)	0.5°x0.5°	September -March	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 70-165) m (Musyl et al. 2003).	Double normal curve fit to 79 lengths recorded by observers in the Ecuadorian gillnet fishery (Martínez, unpublished data).	Assumed no release of marketable species. AVM of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017). Assumed 100% PRM due to absence of PRM studies for gillnets.
	Artisanal Iongline (Dorado)	5°x5°	October- March	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Santana- Hernandez et al., 1998). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 70-165) m (Musyl et al. 2003).	Normal curve fit to 722 lengths recorded by observers in the Ecuadorian gillnet fishery (Martínez, unpublished data).	Assumed no release of marketable species. AVM estimates from studies in industrial pelagic longline fisheries in the Pacific Ocean are 29% (Gilman et al., 2016) and 29–35.8% (Hutchinson et al., 2021), which may be reduced by 31% (Bigelow et al., 2022) to 41% (Scott et al., 2022) for carcharhinid sharks by banning wires leaders. PRM estimated at to be 6% (Cl 0-13)% (Schaefer et al., 2019) to 15.2% (Cl 0-29%) in EPO artisanal longline fisheries (Schaefer et al. 2021).
	Artisanal Longline (Tuna– billfish–	5°x5°	April- September	Year-round	Assumed to fish similar to the industrial longline fleet where deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 70-	Normal curve fit to 814 lengths recorded by observers in the Ecuadorian gillnet fishery (Martínez, unpublished data).	Assumed no release of marketable species. AVM estimates from studies in industrial pelagic longline fisheries in the Pacific Ocean are 29% (Gilman et al., 2016) and 29–35.8% (Hutchinson et al., 2021), which may be reduced by 31% (Bigelow et al., 2022) to 41% (Scott et al., 2022) for carcharhinid sharks

	sharks)				165) m (Musyl et al. 2003).		by banning wires leaders. PRM estimated at to be 6% (Cl 0-13)% (Schaefer et al., 2019) to 15.2% (Cl 0-29%) in EPO artisanal longline fisheries (Schaefer et al. 2021).
SPK	Industrial longline	5°x5°	Year- round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-300) m (Guttridge et al., 2022).	Knife-edge selectivity from smallest (142 cm TL) of 55 observed lengths to $L_{\infty}$ . (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No AVM or PRM estimates from the EPO or Pacific, but from studies of pelagic longline fisheries in the Atlantic and Indian Ocean between 55% (Gulak et al., 2015) and 93.8% (Morgan & Burgess, 2007). AVM after banning wires leaders assumed to be reduced by 31% (Bigelow et al., 2022) to 41% (Scott et al., 2022) as for carcharhinid sharks. PRM from experimental drum lines was 46% (Gallagher et al., 2014b) and 50% from recreational fishery (Binstock et al., 2023).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-300) m (Guttridge et al., 2022).	Double normal curve fit to 190 lengths recorded by IATTC observers for C6 purse-seine vessels (IATTC unpublished data).	Assumed no release of marketable species. The only AVM estimate from the EPO purse seine fishery was 0% (n = 6) and a PRM of 100% (n = 3) for the related <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy et al., 2016).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-300) m (Guttridge et al., 2022).	Double normal curve fit to 190 lengths recorded by IATTC observers for C6 purse-seine vessels (IATTC unpublished data).	Assumed no release of marketable species. The only AVM estimate from the EPO purse seine fishery was 0% (n = 6) and a PRM of 100% (n = 3) for the related <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy et al., 2016).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-300) m (Guttridge et al., 2022).	Double normal curve fit to 190 lengths recorded by IATTC observers for C6 purse-seine vessels (IATTC unpublished data).	Assumed no release of marketable species. The only AVM estimate from the EPO purse seine fishery was 0% (n = 6) and a PRM of 100% (n = 3) for the related <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy et al., 2016).
	Purse-seine C1–5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-300) m (Guttridge et al., 2022).	Double normal curve mirrors EPO C6 fleet for NOA sets.	Assumed no release of marketable species. The only AVM estimate from the EPO purse seine fishery was 0% (n = 6) and a PRM of 100% (n = 3) for the related <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy et al., 2016).
	Purse-seine C1–5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-300) m (Guttridge et al., 2022).	Double normal curve mirrors EPO C6 fleet for OBJ sets.	Assumed no release of marketable species. The only AVM estimate from the EPO purse seine fishery was 0% (n = 6) and a PRM of 100% (n = 3) for the related <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy et al., 2016).
	Artisanal gillnet (Neonates)	0.5°x0.5°	April- August	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-300) m (Guttridge et al., 2022).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (70 cm TL) to $L_{\infty}$ .	Assumed no release of marketable species. AVM of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017). Assumed 100% PRM for hammerhead sharks due to absence of PRM studies for gillnets.
	Artisanal gillnet (Sharks– Teleosts)	0.5°x0.5°	September -March	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-300) m (Guttridge et al., 2022).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (70 cm TL) to $L_{\infty}$ .	Assumed no release of marketable species. AVM of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017). Assumed 100% PRM for hammerhead sharks due to absence of PRM studies for gillnets.
	Artisanal longline (Dorado)	5°x5°	October- March	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Santana- Hernandez et al., 1998). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-300) m (Guttridge et al., 2022).	Double normal curve fit to 69 lengths recorded by IATTC observers in Central America artisanal longline fisheries (IATTC unpublished data).	Assumed no release of marketable species. No AVM or PRM estimates from the EPO or Pacific, but from studies of pelagic longline fisheries in the Atlantic and Indian Ocean between 56% (Gulak et al., 2015) and 93.8% (Morgan & Burgess, 2007). AVM after banning wires leaders assumed to be reduced by 31% (Bigelow et al., 2022) to 41% (Scott et al., 2022) as for carcharhinid sharks PRM from experimental drum lines was 46% (Gallagher et al., 2014b) and 50% from recreational fishery (Binstock et al., 2023).
	Artisanal Longline (Tuna– billfish– sharks)	5°x5°	April- September	Year-round	Assumed to fish similar to the industrial longline fleet where deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-300) m (Guttridge et al., 2022).	Double normal curve fit to 69 lengths recorded by IATTC observers in Central America artisanal longline fisheries (IATTC unpublished data).	Assumed no release of marketable species. No AVM or PRM estimates from the EPO or Pacific, but from studies of pelagic longline fisheries in the Atlantic and Indian Ocean between 56% (Gulak et al., 2015) and 93.8% (Morgan & Burgess, 2007). AVM after banning wires leaders assumed to be reduced by 31% (Bigelow et al., 2022) to 41% (Scott et al., 2022) as for carcharhinid sharks PRM from experimental drum lines was 46% (Gallagher et al., 2014b) and 50% from recreational fishery (Binstock et al., 2023).
SPL	Industrial longline	5°x5°	Year- round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to	Normal curve fit to 10,202 lengths reported to IATTC by its CPC's	Assumed no release of marketable species. No AVM or PRM estimates from the EPO or Pacific. AVM estimate ranges from studies in industrial pelagic

				100 (± 80-275) m (Bessudo et al., 2011).	longline observer programs (IATTC unpublished data).	longline fisheries in the Atlantic are 51% (Coelho et al., 2012) to 61% (Beerkircher et al., 2002). AVM after banning wires leaders assumed to be reduced by 31% (Bigelow et al., 2022) to 41% (Scott et al., 2022) as for carcharhinid sharks No PRM estimates available, but the related <i>S. mokarran</i> has PRM estimates of 43% (Gallagher et al., 2014b) to 50% (Binstock et al., 2023).
 Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-275) m (Bessudo et al., 2011).	Double normal curve fit to 206 lengths recorded by IATTC observers from C6 DEL sets (IATTC unpublished data).	Assumed no release of marketable species. The only AVM estimate from the EPO purse seine fishery was $0\%$ (n = 6) and a PRM of $100\%$ (n = 3) (Eddy et al., 2016).
Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-275) m (Bessudo et al., 2011).	Normal curve fit to 453 lengths recorded by IATTC observers from C6 NOA sets (IATTC unpublished data).	Assumed no release of marketable species. The only AVM estimate from the EPO purse seine fishery was 0% (n = 6) and a PRM of 100% (n = 3) (Eddy et al., 2016).
Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-275) m (Bessudo et al., 2011).	Normal curve fit to 1966 lengths recorded by IATTC observers from C6 OBJ sets (IATTC unpublished data).	Assumed no release of marketable species. The only AVM estimate from the EPO purse seine fishery was 0% (n = 6) and a PRM of 100% (n = 3) (Eddy et al., 2016).
Purse-seine C1–5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-275) m (Bessudo et al., 2011).	Normal curve mirrors EPO C6 fleet for NOA sets.	Assumed no release of marketable species. The only AVM estimate from the EPO purse seine fishery was 0% (n = 6) and a PRM of 100% (n = 3) (Eddy et al., 2016).
Purse-seine C1–5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-275) m (Bessudo et al., 2011).	Normal curve mirrors EPO C6 fleet for OBJ sets.	Assumed no release of marketable species. The only AVM estimate from the EPO purse seine fishery was 0% (n = 6) and a PRM of 100% (n = 3) (Eddy et al., 2016).
Artisanal gillnet (Neonates)	0.5°x0.5°	April- August	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-275) m (Bessudo et al., 2011).	Double normal curve fit to 2509 lengths recorded in artisanal gillnet fisheries in central Mexico (Pérez- Jiménez et al., 2005)	Assumed no release of marketable species. AVM of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017). Assumed 100% PRM for hammerhead sharks due to absence of PRM studies for gillnets.
Artisanal gillnet (Sharks– Teleosts)	0.5°x0.5°	September -March	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-275) m (Bessudo et al., 2011).	Double normal curve fit to 380 lengths recorded by IATTC staff at landing ports in Central America fishery (ABNJ project, unpublished data).	Assumed no release of marketable species. AVM of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017). Assumed 100% PRM for hammerhead sharks due to absence of PRM studies for gillnets.
Artisanal longline (Dorado)	5°x5°	October- March	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80- 275) m (Bessudo et al., 2011).	Double normal curve fit to 69 lengths recorded by IATTC observers in Central America artisanal longline fisheries (IATTC unpublished data).	Assumed no release of marketable species. No AVM or PRM estimates from the EPO or Pacific. AVM estimate ranges from studies in industrial pelagic longline fisheries in the Atlantic are 51% (Coelho et al., 2012) to 61% (Beerkircher et al., 2002). AVM after banning wires leaders assumed to be reduced by 31% (Bigelow et al., 2022) to 41% (Scott et al., 2022) as for carcharhinid sharks No PRM estimates available, but the related <i>S.</i> <i>mokarran</i> has PRM estimates of 43% (Gallagher et al., 2014b) to 50% (Binstock et al., 2023).
Artisanal Longline (Tuna– billfish– sharks)	5°x5°	April- September	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Santana- Hernandez et al., 1998). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-275) m (Bessudo et al., 2011).	Double normal curve fit to 69 lengths recorded by IATTC observers in Central America artisanal longline fisheries (IATTC unpublished data).	Assumed no release of marketable species. No AVM or PRM estimates from the EPO or Pacific. AVM estimate ranges from studies in industrial pelagic longline fisheries in the Atlantic are 51% (Coelho et al., 2012) to 61% (Beerkircher et al., 2002). AVM after banning wires leaders assumed to be reduced by 31% (Bigelow et al., 2022) to 41% (Scott et al., 2022) as for carcharhinid sharks No PRM estimates available, but the related <i>S.</i> <i>mokarran</i> has PRM estimates of 43% (Gallagher et al., 2014b) to 50% (Binstock et al., 2023).

SPZ	Industrial longline	5°x5°	Year- round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	Double normal curve fit to 2201 lengths reported to IATTC by its CPC's longline observer programs (IATTC unpublished data).	Assumed no release of marketable species. No AVM or PRM estimates from the EPO or Pacific. AVM estimate from industrial pelagic longline fisheries in the Atlantic and Indian Oceans between 62% (Fernandez-Carvalho et al., 2015) and 84% (Coelho et al., 2011). AVM after banning wires leaders assumed to be reduced by 31% (Bigelow et al., 2022) to 41% (Scott et al., 2022) as for carcharhinid sharks No PRM estimates available, but the related <i>S. mokarran</i> has PRM estimates (Gallagher et al., 2014b) of 46% (Gallagher et al., 2014b) to 50% (Binstock et al., 2023).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	Double normal curve fit to 156 lengths recorded by IATTC observers for C6 purse-seine vessels (IATTC unpublished data).	Assumed no release of marketable species. The only AVM estimate from the EPO purse seine fishery was 0% (n = 6) and a PRM of 100% (n = 3) for the related <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy et al., 2016).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	Double normal curve fit to 257 lengths recorded by IATTC observers for C6 purse-seine vessels (IATTC unpublished data).	Assumed no release of marketable species. The only AVM estimate from the EPO purse seine fishery was 0% (n = 6) and a PRM of 100% (n = 3) for the related <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy et al., 2016).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	Double normal curve fit to 2127 lengths recorded by IATTC observers for C6 purse-seine vessels (IATTC unpublished data).	Assumed no release of marketable species. The only AVM estimate from the EPO purse seine fishery was 0% (n = 6) and a PRM of 100% (n = 3) for the related <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy et al., 2016).
	Purse-seine C1–5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	Double normal curve mirrors EPO C6 fleet for NOA sets.	Assumed no release of marketable species. The only AVM estimate from the EPO purse seine fishery was 0% (n = 6) and a PRM of 100% (n = 3) for the related <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy et al., 2016).
	Purse-seine C1–5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	Double normal curve mirrors EPO C6 fleet for OBJ sets.	Assumed no release of marketable species. The only AVM estimate from the EPO purse seine fishery was 0% (n = 6) and a PRM of 100% (n = 3) for the related <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy et al., 2016).
	Artisanal gillnet (Neonates)	0.5°x0.5°	April- August	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	Double normal curve fit to 276 lengths recorded in artisanal gillnet fisheries in Baja, Mexico (Ramirez- Amaro et al., 2013)	Assumed no release of marketable species. AVM of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017). Assumed 100% PRM for hammerhead sharks due to absence of PRM studies for gillnets.
	Artisanal gillnet (Sharks– Teleosts)	0.5°x0.5°	September -March	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	Double normal curve fit to 276 lengths recorded in artisanal gillnet fisheries in Baja, Mexico (Ramirez- Amaro et al., 2013)	Assumed no release of marketable species. AVM of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017). Assumed 100% PRM for hammerhead sharks due to absence of PRM studies for gillnets.
	Artisanal longline (Dorado)	5°x5°	October- March	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Santana- Hernandez et al., 1998). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	Double normal curve fit to 197 lengths recorded in artisanal longline fisheries in Baja, Mexico (Ramirez-Amaro et al., 2013)	Assumed no release of marketable species. No AVM or PRM estimates from the EPO or Pacific. AVM estimate from industrial pelagic longline fisheries in the Atlantic and Indian Oceans between 62% (Fernandez-Carvalho et al., 2015) and 84% (Coelho et al., 2011). AVM after banning wires leaders assumed to be reduced by 31% (Bigelow et al., 2022) to 41% (Scott et al., 2022) as for carcharhinid sharks No PRM estimates available, but the related <i>S. mokarran</i> has PRM estimates of 46% (Gallagher et al., 2014b) to 50% (Binstock et al., 2023).
	Artisanal Longline (Tuna– billfish– sharks)	5°x5°	April- September	Year-round	Assumed to fish similar to the industrial longline fleet where deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	Double normal curve fit to 197 lengths recorded in artisanal longline fisheries in Baja, Mexico (Ramirez-Amaro et al., 2013)	Assumed no release of marketable species. No AVM or PRM estimates from the EPO or Pacific. AVM estimate from industrial pelagic longline fisheries in the Atlantic and Indian Oceans between 62% (Fernandez-Carvalho et al., 2015) and 84% (Coelho et al., 2011). AVM after banning wires leaders assumed to be reduced by 31% (Bigelow et al., 2022) to 41% (Scott et al., 2022) as for carcharhinid sharks No PRM estimates available, but the related <i>S. mokarran</i> has PRM estimates of 46% (Gallagher et al., 2014b) to 50% (Binstock et al., 2023).

**APPENDIX 3.** Maps showing the predicted distributions of silky shark (*Carcharhinus falciformis;* FAL), scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini;* SPL), great hammerhead (*S. mokarran;* SPK), and smooth hammerhead (*S. zygaena;* SPZ) caught in eastern Pacific Ocean pelagic fisheries overlaid with presence records used to model these distributions.



## EVALUACIÓN DE VULNERABILIDAD Y SIMULACIÓN DE POSIBLES MEDIDAS DE CONSERVACIÓN Y ORDENACIÓN PARA LOS TIBURONES SEDOSO Y MARTILLO CAPTURADOS EN PESQUERÍAS PELÁGICAS DEL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

Shane Griffiths, Salvador Siu, Melanie Hutchinson, Jon Lopez, y Alexandre Aires-da-Silva

## ÍNDICE

Resumen	309
1.Introducción	310
2. Métodos	312
2.1 Definición de la región de la evaluación y de las pesquerías incluidas	312
2.2 Estimación de la susceptibilidad como sustituto de la mortalidad instantánea por pesca (F)	315
2.3 Caracterización de la productividad de las especies por medio de modelos por recluta	318
2.4 Mortalidad natural	320
2.5 Puntos de referencia biológicos (PRB)	320
2.6 Implementación del modelo	321
2.7 Modelado de escenarios	321
2.8 Análisis de sensibilidad	324
3. Resultados	325
3.1 Estimaciones de susceptibilidad y de un sustituto de mortalidad por pesca (F)	325
3.2 Estado de vulnerabilidad de las especies de tiburones en el OPO	326
3.3 Análisis de sensibilidad	327
4. Discusión	327
4.1 Consideraciones sobre la calidad de los datos	328
4.2 Orientación de la ordenación a partir del modelado de escenarios	331
4.3 Recomendaciones e indicaciones para el trabajo futuro	332
4.4 Pesquerías artesanales	332
4.5 Pesquería palangrera industrial	334
4.6 Estudios biológicos	335
5. Conclusiones	336
Agradecimientos	336
Referencias	272

#### RESUMEN

Los tiburones sedoso y martillo se capturan con frecuencia, ya sea como objetivo o como captura incidental, en las pesquerías pelágicas industriales y artesanales en el Océano Pacífico oriental (OPO). Estas especies crecen lentamente, son longevas y tienen un bajo potencial reproductivo, lo que genera preocupación sobre su sostenibilidad a largo plazo en el OPO. En 2016, la CIAT implementó la resolución <u>C-16-05</u>, que solicitaba, entre otras cosas, un plan de trabajo para completar evaluaciones de las poblaciones de cuatro especies: tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*), cornuda común (*Sphyrna lewini*), cornuda gigante (*Sphyrna mokarran*) y cornuda cruz (*Sphyrna zygaena*). Sin embargo, la falta de series de tiempo fiables a largo plazo de la abundancia ha obstaculizado las evaluaciones de poblaciones para el tiburón sedoso, que la CIAT intentó en 2014 y amplió a una evaluación de la población en el Pacífico entero en 2018.

Para abordar esta necesidad crítica de datos, la CIAT ha realizado investigaciones para desarrollar programas de muestreo de tiburones en Centroamérica. Mientras tanto, la CIAT ha usado el enfoque de evaluación de riesgos ecológicos EASI-Fish (por sus siglas en inglés; Ecological Assessment for the Sustainable Impacts of Fisheries) desarrollado por el personal de la CIAT para especies y pesquerías de datos limitados para evaluar la vulnerabilidad de estas especies bajo 43 escenarios hipotéticos que comprenden medidas prácticas de conservación y ordenación (MCO), usadas de forma aislada y conjunta, para guiar futuros esfuerzos de investigación y ordenación.

Varios de los 43 escenarios de MCO resultaron en una reducción significativa del estado de vulnerabilidad de las cuatro especies, aunque ninguno resultó en la reclasificación de una especie como "menos vulnerable". Las MCO que tuvieron el mayor impacto positivo fueron similares para las cuatro especies, la imposición de vedas en el OPO entero de 120 o 180 días, especialmente para la pesquería palangrera industrial, debido a su gran huella de esfuerzo espacial que se traslapa significativamente con la distribución de las cuatro especies. Aunque se predijo que otros escenarios, como la prohibición de los reinales de acero, la imposición de una longitud total mínima de retención de 100 cm para todos los tiburones, e incluso la prohibición de la descarga de todos los tiburones, reducirían en gran medida la mortalidad en los buques, este efecto positivo sobre la vulnerabilidad se anuló en gran parte debido a la alta mortalidad posliberación de estas especies. Estos resultados evidenciaron que la medida de mitigación más eficaz para estos tiburones es evitar la interacción con las pesquerías del OPO. Sin embargo, existen factores socioeconómicos importantes que considerar, ya que es probable que las vedas temporales, especialmente para las pesquerías palangreras industriales y artesanales, reduzcan en gran medida la captura de las especies objetivo (por ejemplo, atunes y peces picudos) o desplacen el esfuerzo a la región oriental del Océano Pacífico occidental y central, donde es posible que estas pesquerías sigan teniendo un impacto sobre las especies que la medida tenía por objeto proteger.

Una estimación del orden de magnitud de las capturas de tiburones sedoso y martillo por las pesquerías artesanales de los estados costeros en el OPO indica que es probable que estas capturas sean significativamente mayores que las estimadas anteriormente (<u>SAC-14 INF-L</u>). Estos resultados son inconsistentes con los resultados de EASI-Fish, que muestran que el impacto relativo en todas las pesquerías está fuertemente dominado por la pesquería palangrera industrial. Esto indica que se podrían mejorar los datos y los supuestos del análisis EASI-Fish. Por ejemplo, se realizaron análisis de sensibilidad que mostraron que los resultados del modelo eran sensibles a las estimaciones de capturabilidad para cada pesquería y a la baja resolución espacial de los datos notificados a la CIAT por la pesquería palangrera industrial y, por lo tanto, requieren una mayor investigación.

La evaluación identificó varias deficiencias importantes de datos que necesitan ser abordadas mediante un enfoque estratégico de investigación colaborativa entre la CIAT y sus CPC, incluyendo datos biológicos básicos y datos mejorados de captura y composición por talla y por especie en las pesquerías artesanales y la pesquería palangrera industrial. Abordar estas necesidades de datos no solo ayudará a mejorar las evaluaciones rápidas a corto plazo como EASI-Fish, sino también a desarrollar series de tiempo a más largo plazo necesarias para emprender métodos nuevos y convencionales como el marcado y recaptura por parientes cercanos o evaluaciones de poblaciones convencionales a partir de las cuales se pueda determinar la condición de las poblaciones de estas especies vulnerables.

## 1. INTRODUCCIÓN

Los tiburones son depredadores de alto nivel presentes en todos los ecosistemas marinos del mundo y desempeñan un papel vital en la regulación de la estructura y función de los ecosistemas al ejercer una presión de depredación descendente sobre diversas presas en múltiples niveles tróficos, desde cefalópodos hasta mamíferos marinos grandes (Kitchell *et al.*, 2002; Myers *et al.*, 2007; Baum y Worm, 2009). Los tiburones comparten hábitats y presas similares a los de especies pelágicas de importancia comercial como los atunes y los peces picudos, por lo que son de captura incidental inevitable para las pesquerías pelágicas industriales y artesanales. Sin embargo, en algunas pesquerías pelágicas, los tiburones son especie objetivo particularmente importante, o al menos captura incidental retenida. Desgraciadamente, por lo general los tiburones son longevos, crecen lentamente y tienen un bajo potencial reproductivo, lo que genera preocupaciones de conservación para muchas especies impactadas por la pesca. Estas características los hacen menos resilientes a la presión pesquera que los atunes y los peces picudos, que crecen rápidamente, maduran a una edad temprana y son altamente fecundos (Schindler *et al.*, 2002). En consecuencia, las pesquerías atuneras son susceptibles de poner en peligro la sostenibilidad a largo plazo de las poblaciones de tiburones y perturbar los procesos ecológicos de los ecosistemas marinos (Kitchell *et al.*, 2002).

La Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) ha reconocido formalmente las posibles consecuencias ecológicas negativas de las pesquerías atuneras y ha adoptado un enfoque ecosistémico para la ordenación de sus pesquerías atuneras en el Océano Pacífico oriental (OPO). La Convención de Antigua (CIAT, 2003), que entró en vigor en 2010, dispone en su artículo VII 1(f) que la CIAT deberá "adoptar, en caso necesario, medidas y recomendaciones para la conservación y administración de las especies que pertenecen al mismo ecosistema y que son afectadas por la pesca de especies de peces abarcadas por la presente Convención, o que son dependientes de estas especies o están asociadas con ellas...". En particular, la CIAT ha implementado una serie de medidas de conservación y ordenación desde al menos 2005 para limitar o prohibir la captura de tiburones o para promover prácticas de manipulación que maximicen su supervivencia posliberación (C-16-05). Lo anterior resulta particularmente importante para especies de alta preocupación para la conservación, como el tiburón ballena (C-19-06) y el tiburón punta blanca oceánico (C-11-10).

Lamentablemente, para muchas especies de tiburones en el OPO no existen datos biológicos y de captura suficientes para realizar una evaluación convencional para determinar la condición de la población, que los gestores pesqueros puedan utilizar para tomar acciones de ordenación, en caso necesario. Sin embargo, la Convención de Antigua exige la aplicación del enfoque precautorio (artículo IV) según el cual *"la falta de información científica adecuada no se aducirá como razón para aplazar la adopción de medidas de conservación y ordenación o para no adoptarlas"*. Para atender este problema, la CIAT formalizó una estrategia de investigación para especies de captura incidental con datos limitados, entre ellas los tiburones, en su Plan Científico Estratégico (PCE) 2018-2023 para *"desarrollar herramientas analíticas para identificar y priorizar especies en riesgo"*. El personal logró este objetivo mediante el desarrollo de un enfoque cuantitativo flexible espacialmente explícito de evaluación de riesgos ecológicos, denominado Evaluación Ecológica de los Impactos Sostenibles de las Pesquerías (EASI-Fish, por sus siglas en inglés). Este enfoque está específicamente diseñado para cuantificar los impactos acumulativos de múltiples pesquerías en especies de captura incidental con datos limitados, entre

La utilidad de EASI-Fish se demostró por primera vez con el propósito de priorizar la vulnerabilidad de 24 especies de captura incidental, entre ellas teleósteos epipelágicos y mesopelágicos, elasmobranquios, tortugas marinas y cetáceos capturados en pesquerías atuneras del OPO (Griffiths *et al.*, 2019). Posteriormente, EASI-Fish se aplicó a especies de captura incidental individuales en el OPO para explorar la eficacia de posibles medidas de conservación y ordenación (MCO) para la manta mobula (*Mobula mobular*) (Griffiths y Lezama-Ochoa, 2021) y la población de tortuga laúd (*Dermochelys coriácea*) del Pacífico oriental, en peligro crítico de extinción (Griffiths *et al.*, 2020; BYC-11-02). Desde entonces, el uso de EASI-Fish se ha ampliado fuera de la CIAT para evaluar los impactos ecológicos de las pesquerías de palangre en el Océano Pacífico central (Gilam *et al.*, 2021) y para evaluar la vulnerabilidad de los elasmobranquios capturados incidentalmente en las pesquerías atuneras del Océano Pacífico occidental y central (Phillips *et al.*, 2021).

En 2022, el personal de la CIAT realizó una evaluación de vulnerabilidad exhaustiva de 32 especies de tiburones que se ha documentado que interactúan con pesquerías pelágicas industriales (de cerco y de palangre) y artesanales (de palangre y de red agallera) en el año de referencia 2019. Las estimaciones de un sustituto de la mortalidad por pesca ( $\tilde{F}_{2019}$ ) y la biomasa de la población reproductora por recluta (SBR<sub>2019</sub>) para el año de referencia 2019 rebasaron los puntos de referencia biológicos ( $F_{40\%}$  y SBR<sub>40%</sub>) para 21 de estas especies, por lo que fueron clasificadas como "más vulnerables". Dichas especies comprenden tiburones martillo (4 especies), cazones picudos, tintoreras, nep (10 especies), zorros (*Alopias superciliosus* y *A. Pelagicus*), tiburones mesopelágicos (3 especies) y el tiburón azul (*Prionace glauca*) y el mako de aleta corta (*Isurus oxyrinchus*), ambos de importancia comercial. Dado que el ISC realiza de manera habitual evaluaciones de las poblaciones de tiburón azul y mako de aleta corta en el Pacífico norte (ISC, 2018; 2022), el personal de la CIAT utilizó los resultados de la evaluación EASI-Fish para priorizar la investigación y evaluación de las especies más vulnerables restantes.

Por consiguiente, el personal decidió realizar una investigación detallada de cuatro especies: el tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*), la cornuda común (*Sphyrna lewini*), la cornuda gigante (*Sphyrna mokarran*) y la cornuda cruz (*Sphyrna zygaena*) –en lo sucesivo denominados de forma abreviada "SMT" (tiburones sedoso y martillo)– ya que la resolución <u>C-16-05</u> señala que estas son las "*especies principales que se sabe son capturadas por los buques y artes que pescan las especies bajo el amparo de la CIAT en el Área de la Convención*". La resolución también requiere la elaboración de un plan de trabajo para realizar evaluaciones completas de estas especies, lo cual no ha sido posible debido a la falta de series de tiempo de captura fiables para los estados ribereños donde se cree que ocurren la mayoría de las capturas (ver SAC-14-INF-L).

Se intentó realizar una evaluación convencional del tiburón sedoso en el OPO mediante Stock Synthesis en 2014 para el periodo de 1993 a 2010 (CIAT, 2014). Sin embargo, el modelo no fue capaz de ajustar el índice de abundancia principal derivado de la CPUE de lances sobre objetos flotantes en la pesquería de cerco, lo cual se atribuyó a la existencia de datos de captura incompletos en la década de 1990 y a principios de la década de 2000. El personal recomendó mejorar los datos de captura, de esfuerzo y de composición por talla y por sexo para todas las pesquerías que capturan tiburón sedoso en el OPO, con el fin de desarrollar un índice de abundancia fiable para la evaluación de poblaciones.

Este documento examina la posible vulnerabilidad de los tiburones SMT a recientes impactos de la pesca por medio de EASI-Fish, mientras no se disponga de datos fiables suficientes para la evaluación de poblaciones. Se eligió el año de evaluación 2019, por considerarse el último año de pesca completo capaz de representar los regímenes de esfuerzo de pesca contemporáneos en el OPO, antes de que el esfuerzo de pesca y la recolección y provisión de datos se vieran significativamente afectados por la pandemia de COVID-19, lo que comenzó alrededor de marzo de 2020. Con la flexibilidad y el marco espacialmente explícito de EASI-Fish, en esta investigación se examinó una serie de MCO hipotéticas

que podrían implementarse, ya sea de forma aislada o en combinación, para reducir los impactos de las pesquerías sobre estas especies dentro del OPO.

## 2. MÉTODOS

## 2.1 Definición de la región de la evaluación y de las pesquerías incluidas

La presente evaluación de tiburones se limita al Área de la Convención de la CIAT en el OPO (definida como la región que se extiende desde la costa del continente americano hasta 150°O entre 50°S y 50°N) y caracteriza las poblaciones de tiburones y las pesquerías del OPO en 2019. Aunque es posible que algunas de las especies de tiburón evaluadas se compongan de más de una población en el Océano Pacífico (por ejemplo, Kraft, 2020) e incluso dentro del OPO (por ejemplo, Rodríguez Matus, 2020), no hay información suficiente para delimitar claramente los límites de las poblaciones para ninguna de las cuatro especies SMT. Por ende, para los fines de este estudio, se supuso que cada especie representaba una sola población homogénea dentro del Área de la Convención de la CIAT. Lo contrario podría también ser cierto para algunas especies pelágicas, en el sentido de que especies capturadas en el OPO podrían formar parte de una población continua más grande en todo el Océano Pacífico. Aunque se planea realizar evaluaciones en el Océano Pacífico (SPC), se consideró prematura la inclusión de las pesquerías de la Comisión de Pesca del Pacífico Occidental y Central (WCPFC) en este momento, especialmente si se considera que una evaluación convencional de la población de tiburón sedoso en todo el Océano Pacífico no tuvo éxito en 2018 (Clarke *et al.*, 2018).

## **Palangre industrial**

Las pesquerías industriales comprendían la pesquería de buques atuneros palangreros grandes (LSTLFV, por sus siglas en inglés y en adelante denominada la "pesquería palangrera industrial") y dos pesquerías de cerco (clase 6 con capacidad de acarreo >363 t y clases 1-5  $\leq$ 363 t; ver abajo). Los datos de estas pesquerías se obtuvieron a partir de bitácoras de buques, fueron recolectados por observadores científicos a bordo o fueron remitidos a la CIAT por sus Miembros de conformidad con las resoluciones C-03-05 y C-19-08 y se describen en SAC-08-07b. Específicamente, los datos de la pesquería palangrera industrial se obtuvieron de los buques de >24 m de eslora total (LOA) incluidos en el Registro Regional de Buques de la CIAT y que están autorizados para pescar atún y especies afines en el OPO, los cuales presentan principalmente informes mensuales de captura y esfuerzo de pesca con una resolución de 1° x 1°. Además, se recolectaron datos de programas nacionales de observadores científicos que monitorean al menos el 5% del esfuerzo de pesca de los LSTLFV de más de 20 m de LOA, como lo exige la resolución C-19-08.

#### Cerco (clase 6)

Los datos de esfuerzo que caracterizan la pesquería de buques cerqueros de clase 6 fueron recolectados por el programa de observadores a bordo del Acuerdo sobre el Programa Internacional para la Conservación de los Delfines (APICD) y los Programas Nacionales en 2019, que cubrían el 100% del esfuerzo de pesca. Esta pesquería comprende tres subpesquerías que se distinguen por el tipo de lance: i) lances asociados a objetos flotantes naturales o artificiales (OBJ), ii) lances asociados a delfines (DEL), and iii) lances sobre cardúmenes de atunes que no están asociados ni a delfines ni a objetos flotantes (NOA).

#### Cerco (clases 1-5)

Existe una serie de buques cerqueros más pequeños que operan en el OPO, desde buques pequeños (clases 1-2) que por lo general se restringen a zonas costeras hasta buques comerciales más grandes

(clases 3-5) que frecuentemente pescan en alta mar. El APICD no exige que estos buques más pequeños lleven un observador, excepto en situaciones específicas. De los 59 buques de clases 1-5 que pescaron en el OPO en 2022, solamente 18 (30.5%) llevaban observador. Sin embargo, el Tuna Conservation Group (TUNACONS), un consorcio de compañías atuneras de Ecuador, hace uso de observadores de manera voluntaria en sus buques desde 2018, con una cobertura del 26% del número total de viajes notificados para todos los buques de clases 1-5 en el OPO en 2022 (CIAT, datos sin publicar). Los científicos de la CIAT aún no determinan si los datos recolectados hasta la fecha por TUNACONS son representativos de la flota en términos de características de las artes de pesca, composición de la captura y distribución espaciotemporal del esfuerzo. Sin embargo, dada la escasez de información sobre esta pesquería en el pasado, se incluyeron estos datos considerados representativos de la cobertura espacial mínima de la pesquería. Se dispuso, mediante recolecta oportunista del personal de campo de la CIAT en varios puertos de descarga, de copias de registros de bitácora que resumían las actividades de pesca de los buques de clases 1-5. La pesquería que comprende los buques de clases 1-5 también puede dividirse según los mismos tipos de lance que la flota de clase 6, salvo que a los buques de clases 1-5 (es decir, <363 t) no se les permite realizar lances DEL (APICD, 2017). La posición de cada lance de los buques de clases 1-6 se asignó a la celda de 0.5° x 0.5° más cercana para definir cada subpesquería.

#### Red agallera y palangre artesanal

A diferencia de las pesquerías cerqueras y palangreras industriales en el OPO, las numerosas flotas artesanales pequeñas que operan dentro de las ZEE de los países del OPO están generalmente mal documentadas por las agencias nacionales de pesca. Sin embargo, se ha demostrado que los tiburones SMT se ven fuertemente afectados por las pesquerías costeras de palangre y de red agallera (Alfaro-Shigueto *et al.*, 2010; Cartamil *et al.*, 2011; Martínez-Ortiz *et al.*, 2015; Sosa-Nishizaki *et al.*, 2020) que capturan por temporada neonatos y juveniles, particularmente *S. lewini*, en sus hábitats de cría costeros en toda Centroamérica (Zanella *et al.*, 2019; Guzman *et al.*, 2020; Arriatti *et al.*, 2021; Corgos y Rosende-Pereiro, 2022; Rodriguez-Arana Favela *et al.*, 2022) y Sudamérica (Castañeda, 2001; Mason *et al.*, 2020; López-Angarita *et al.*, 2021b; Jaramillo Torres, 2022). Por ende, fue necesario recopilar todas las fuentes de datos disponibles sobre el esfuerzo de pesca de las pesquerías artesanales para incluirlas en la evaluación.

Existen distintas subpesquerías en las pesquerías artesanales costeras de palangre y de red agallera en Centro y Sudamérica. La pesquería palangrera artesanal se puede dividir por configuración de arte, área y temporada de operación para pescar dorado (Coryphaena hippurus) o una combinación de atunes, peces picudos y tiburones (Alfaro-Shigueto et al., 2010; Andraka et al., 2013; Doherty et al., 2014). La pesquería de dorado (DOL) opera durante el verano austral, de octubre a marzo aproximadamente, entre aguas neríticas y de alta mar, mientras que la pesquería de atunes-peces picudos-tiburones (APT) opera entre abril y septiembre más lejos de la costa, aunque las fechas y la duración de estas temporadas de pesca varían ligeramente según la latitud. En el sur del OPO, frente a las costas de Perú, la pesquería DOL opera de diciembre a marzo (Alfaro-Shigueto et al., 2010; Doherty et al., 2014), mientras que la temporada es menos definitiva en regiones más al norte, frente a las costas de México (Andraka et al., 2013). Ambas pesquerías utilizan configuraciones de arte similares, aunque la pesquería APT suele emplear líneas principales un poco más largas, así como brazoladas más largas pero menos numerosas para pescar en aguas un poco más profundas que la pesquería DOL (Andraka et al., 2013; Martínez-Ortiz et al., 2015). La diferencia principal entre las dos pesquerías radica en que solamente la pesquería APT suele utilizar reinales de alambre (Alfaro-Shigueto et al., 2010), con la excepción de Ecuador, donde están prohibidos los reinales de alambre en todas las pesquerías palangreras desde 2007 (Tribunal Constitucional del Ecuador, 2007).

El programa de investigación a largo plazo de la CIAT, que examinó los efectos de diferentes tipos de

anzuelo en las tasas de captura incidental, proporcionó datos razonablemente detallados sobre el esfuerzo de los buques palangreros artesanales en toda Centroamérica, comunicados en parte por Andraka et al. (2013) y por el programa de muestreo de tiburones FMAM-ABNJ de 2 años (Oliveros-Ramos et al., 2020). Se disponía de cierta información fragmentada a partir de mapas de esfuerzo de pesca publicados en artículos científicos (Martínez-Ortiz et al., 2015) e informes (por ejemplo, Ayala et al., 2008; Martínez et al., 2017), o bien mapas de datos de observadores sin publicar. Estos mapas fueron digitalizados y georreferenciados y el esfuerzo de pesca se asignó a celdas en una resolución apropiada (usualmente de 0.5° x 0.5°) utilizando el programa QGIS. Lamentablemente, en algunas áreas en las que se sabe que operan pesquerías artesanales, existían vacíos espaciales importantes en los datos sobre captura y/o esfuerzo. Sin embargo, en muchas de estas áreas, se disponía de datos detallados sobre la ubicación de los puertos de pesca de las flotas artesanales. Por ejemplo, Ortiz-Álvarez et al. (2020) mapearon los puertos de pesca artesanal costera desde el norte del Golfo de California, México, hasta la frontera sur de Colombia, mientras que Alfaro-Shigueto et al. (2018) mapearon puertos de pesca desde Ecuador hasta Chile. Dado que estos dos estudios se basaron en entrevistas a pescadores en puerto sobre las características de sus operaciones de pesca y las interacciones con especies protegidas como las tortugas marinas, no se disponía de datos de esfuerzo espacialmente explícitos para determinar dónde pescaban las embarcaciones de estos puertos. Sin embargo, los pescadores artesanales frecuentemente atraviesan más de 1 grado de latitud (~111 km) para llegar a sus caladeros de pesca predilectos (ver Martínez-Ortiz et al., 2015). Por ende, fue razonable suponer que en 2019 se ejerció al menos una unidad de esfuerzo de pesca en cada celda de 0.5° x 0.5° adyacente a cada puerto de pesca activo.

En algunos Estados ribereños del OPO no suele haber una distinción clara entre las embarcaciones artesanales, semiindustriales e industriales, ya que las artesanales suelen ser de múltiples artes (palangre y red agallera) y multiespecíficas, alternando su especie objetivo entre atunes, peces picudos, tiburones y dorado según la temporada (Martínez-Ortiz *et al.*, 2015; Siu y Aires-da-Silva, 2016). Aunque algunas de estas embarcaciones pueden llegar a aguas de alta mar (por ejemplo, flotas a mediana y gran escala), la mayoría son de eslora total (LOA) menor a 15 m (y se denominan en general "pangas") y operan más en zonas costeras. Dado que no se disponía de datos de esfuerzo de estas flotas nacionales por tamaño de buque, se clasificaron estas flotas colectivamente como "artesanales". En cambio, la pesquería palangrera nacional mexicana pesca tiburones con buques (muchas veces de LOA >27 m) y configuraciones de arte de lances someros, similares a los que utiliza la flota palangrera de aguas lejanas (Sosa-Nishizaki *et al.*, 2020). Por consiguiente, para los fines de este estudio, se incluyeron los datos disponibles de esta pesquería palangrera nacional mexicana como parte de la flota palangrera industrial.

La mayoría de los Estados ribereños tienen algún tipo de programa de inspección de descargas realizado principalmente con fines de cumplimiento (Siu y Aires-da-Silva, 2016). Desafortunadamente, la cobertura por observadores de estas flotas es extremadamente baja y los datos son muy limitados para fines científicos. Aunque se están desarrollando programas de muestreo para las flotas de países ribereños (ver Oliveros-Ramos *et al.*, 2019), no se dispone todavía de datos provenientes de programas bien establecidos a largo plazo. Por lo tanto, se consideró que el uso de mapas de distribución de esfuerzo de pesca, publicados y de alta resolución, era la única opción factible para representar la "huella" espacial de estas pesquerías en la evaluación actual. Tal como fue el caso de los datos de puertos pesqueros, los mapas de esfuerzo de pesca fueron importados al programa QGIS y georreferenciados y la presencia de un solo lance en cualquier celda de 0.5° x 0.5°, o de 5° x 5° o 1° x 1° en el caso de la pesquería palangrera industrial, se consideró como presencia de esfuerzo.

En la Tabla 1 se ofrece una descripción detallada de los conjuntos de datos incluidos en la evaluación. La Figura 1 muestra mapas de la huella del esfuerzo de cada pesquería.

#### 2.2 Estimación de la susceptibilidad como sustituto de la mortalidad instantánea por pesca ( $\tilde{F}$ )

La vulnerabilidad de cada especie de tiburón se cuantificó mediante el enfoque de evaluación de riesgos ecológicos EASI-Fish (Griffiths *et al.*, 2019). EASI-Fish se compone de componentes distintos de susceptibilidad y productividad. El componente de susceptibilidad se utiliza para aproximar la tasa de mortalidad instantánea por pesca (*F*) que se compara con puntos de referencia biológicos (PRB) utilizados en el componente de productividad, específicamente en los modelos de rendimiento y biomasa reproductora por recluta estructurados por talla.

EASI-Fish estima la proporción de una clase de talla (j) de una especie que es susceptible a mortalidad por una pesquería x ( $S_{xj}$ ) en un año dado, y se representa como:

$$S_{xj} = \frac{G_x}{G} \left( D_x A_{xj} N_{xj} C_{xj} P_{xj} \right)$$
(Eq. 1)

donde *G* es el número total de celdas de grilla ocupadas por la especie y  $G_x$  es el número de celdas de la grilla ocupadas que contienen al menos una unidad de esfuerzo de la pesquería x en 2019. En este estudio, se estimó *G* para cada especie mediante modelos de distribución de especies (MDE) desarrollados en una resolución de 0.5° x 0.5° según la metodología descrita por Griffiths *et al.* (2022) para desarrollar MDE para 32 especies de tiburones en el OPO. Las predicciones de los MDE para las cuatro especies se muestran en la Figura 2. La apariencia final de la predicción de un MDE puede variar significativamente según el umbral sobre el que se utilice la probabilidad de presencia predicha ( $\psi$ ) para crear valores binarios de presencia de especies. Por ejemplo, en un umbral de 0.4, los valores de probabilidad de presencia predicha superiores o inferiores a 0.4 corresponden a una predicción de presencia y ausencia, respectivamente. Por consiguiente, el valor del umbral seleccionado para los productos del MDE influye en la proporción de la población expuesta a la pesca. Por ende, se buscó incorporar la incertidumbre en el MDE ejecutando EASI-Fish con un rango de valores  $\psi$  plausibles determinados por Griffiths *et al.* (2022). Se pueden consultar más detalles sobre la metodología del MDE en Phillips *et al.* (2021).

El esfuerzo de pesca de cada pesquería en 2019 fue superpuesto en las predicciones de los MDE para calcular  $G_x$ . La superposición proporcional de cada pesquería se calculó dividiendo  $G_x$  por G. Los datos de esfuerzo de buques cerqueros y el esfuerzo artesanal de mapas publicados fueron resueltos en 0.5° x 0.5°, tal como se describe anteriormente. Sin embargo, los datos de la flota palangrera industrial estaban disponibles en una resolución de 5° x 5° o 1° x 1°, así que, a falta de datos de mejor calidad, se supuso de manera conservadora que existía al menos una unidad de esfuerzo en cada celda de 0.5° x 0.5° dentro de cada una de estas celdas de grilla más grandes que contenían esfuerzo.

Los primeros cuatro parámetros en los paréntesis de la Ecuación 1 ( $D_x$ ,  $A_{xj}$ ,  $N_{xj}$  y  $C_{xj}$ ) comprenden lo que se conoce genéricamente como "selectividad" en las evaluaciones de poblaciones, lo cual combina, a menudo implícitamente, la "disponibilidad de la población" (la probabilidad relativa de que un tiburón de clase de talla *j* se ubique en el área y en el momento en que la pesquería opera) y la "selectividad de contacto" (la probabilidad relativa de que un tiburón de clase de talla *j* sea retenido una vez que entra en contacto con el arte de pesca) (Millar y Fryer, 1999). Debido a que las curvas de selectividad no estaban disponibles para las tres especies de tiburón martillo en cada pesquería, se consideró importante desagregar los componentes de selectividad tanto como fuese posible. Estos componentes se describen a continuación.

#### Duración de la temporada de pesca (D)

La duración de la temporada de pesca ( $D_x$ ) es la proporción del año en que la población está disponible para la pesquería x, expresada como el número de días de pesca dividido por 365. Entre 2018 y 2020 en

el OPO, la resolución <u>C-17-02</u> ordenó una veda anual de 72 días para los buques de cerco de clases 4-6 (>182 t de capacidad de acarreo), así como una veda de 30 días en el área conocida como el "corralito" (4°N–5°S, 96°–110°O).

## Disponibilidad estacional (A)

La disponibilidad estacional  $(A_{xj})$  es la proporción de la clase de talla *j* disponible para captura por la pesquería *x*, dado que algunas especies realizan migraciones intraanuales extensas fuera de los límites de la pesquería, donde no están disponibles para interacciones con la misma. Ante la falta de datos de marcado de la mayoría de las especies de tiburones en el OPO para indicar los desplazamientos estacionales fuera de la pesquería, se utilizó un valor precautorio de 1.0 para la clase de talla *j* en la pesquería *x*.

## Encontrabilidad (N)

La encontrabilidad ( $N_{xj}$ , encounterability en inglés) es la proporción de la clase de talla *j* que potencialmente podría encontrarse con el arte de pesca utilizado por la pesquería *x*, con base en la distribución vertical de las especies en la columna de agua respecto del rango normal de profundidad de pesca del arte. Las profundidades de buceo mínima, máxima y media de cada especie de tiburón fueron definidas a partir de los resultados de estudios de marcado electrónico o experimentos de palangre que empleaban registradores de profundidad y tiempo. El rango de profundidad de pesca efectiva para cada pesquería del OPO se definió como sigue:

- 0–300 m para palangres industriales, lo cual cubre el rango de profundidad tanto de lances "someros" como de lances "profundos" ya que actualmente no se dispone de suficientes datos de esfuerzo remitidos a la CIAT para separar los dos tipos de lance como pesquerías independientes (ver Griffiths *et al.*, 2017).
- 0–150 m, 0–150 m y 0–200 m para buques cerqueros de clase 6 que realizan lances DEL, NOA y OBJ, respectivamente. Estos valores se basan en el cuartil superior de las profundidades de construcción de red que Lopez *et al.* (2021) documentaron que se utilizaron en lances DEL, NOA y OBJ en el OPO en 2019, lo cual corresponde aproximadamente a 210 m, 210 m y 280 m, respectivamente, y se supone una profundidad de pesca efectiva del 45-75% de la profundidad de la red (ver Hall y Roman, 2013).
- 0–120 m para buques cerqueros de clases 1-5, para lances NOA y OBJ (Ernesto Altamirano, CIAT, com. pers.).
- 0–100 m para redes agalleras de lances someros de pesquería artesanal, que típicamente van dirigidos a la captura de tiburón (Ayala *et al.*, 2008).
- 0–100 m para palangres de lances someros de pesquería artesanal, lo cual cubre el rango de profundidad hasta el anzuelo más profundo tanto de lances someros "de dorado" como de lances más profundos "de atún/peces picudos/tiburones" (ver Andraka *et al.*, 2013).

## Selectividad de contacto (C)

La selectividad de contacto ( $C_{xj}$ ) se refiere a la proporción de la clase de talla *j* que es retenida una vez que se encuentra con el arte de pesca utilizado por la pesquería *x*. Dado que no existen curvas de selectividad de arte fiables para la mayoría de las especies de tiburones, en evaluaciones EASI-Fish anteriores que incluían elasmobranquios (Griffiths *et al.*, 2019; Griffiths y Lezama-Ochoa, 2021; Griffiths *et al.*, 2022) se ha aplicado, como enfoque precautorio, una selectividad *de filo de cuchillo* ( $C_{xj} = 1.0$ ) desde el tiburón más pequeño registrado en cada pesquería hasta la clase de talla más grande definida en el modelo.

Sin embargo, Griffiths *et al.* (2022) establecieron que las cuatro especies SMT se encuentran entre las especies de tiburones más vulnerables en el OPO, por lo que se hizo un esfuerzo por obtener datos de frecuencia de talla, publicados o no publicados, para caracterizar mejor la selectividad en cada pesquería, especialmente para determinar el impacto estacional significativo que tienen las flotas costeras sobre neonatos en Centroamérica, incluidos México (Pérez-Jiménez *et al.*, 2005; Alejo-Plata *et al.*, 2007; Ramirez-Amaro *et al.*, 2013), Guatemala (Tewfik *et al.*, 2022) y Costa Rica (Zanella y López-Garro, 2015).

Una vez recopilados los datos de talla por especie y por pesquería, se utilizaron relaciones talla-talla publicadas para convertir los datos de talla de diversas medidas a longitud total (LT), cuando fuera necesario, para *C. falciformis* (Bonfil *et al.*, 1993; Oshitani *et al.*, 2003), *S. lewini* (Compagno, 1984; Stevens y Lyle, 1989), *S. mokarran* (Stevens y Lyle, 1989; Froese y Pauly, 2023) y *S. zygaena* (Bartes y Braccini, 2023; Froese y Pauly, 2023), ya que LT fue la medida de talla empleada predominantemente en las investigaciones biológicas utilizadas para derivar los valores de parámetros biológicos en la presente investigación. Luego se ajustó una curva normal o doble normal a los datos de frecuencia de talla para cada pesquería, según procediera, de acuerdo con la metodología descrita en el Anexo A de Methot y Wetzel (2013).

Para garantizar que la mortalidad por pesca no se aplicase a fetos no nacidos o a los resultantes del parto inducido por la captura (Adams *et al.*, 2018), la pendiente ascendente de cada curva de selectividad se truncó en la talla de nacimiento más pequeña registrada para cada especie. La selectividad *de filo de cuchillo* solamente se aplicó a *S. zygaena* en la pesquería palangrera industrial y en las pesquerías artesanales de red agallera desde la talla más pequeña registrada (147 cm LT) y la talla de nacimiento (70 cm LT), respectivamente, ya que no se disponía de datos de talla suficientes. Las Figuras 3–6 presentan las curvas de selectividad y los datos de talla subyacentes que se utilizaron para ajustar las curvas. La Figura 3 también muestra la selectividad del tiburón sedoso en la evaluación de la población del OPO (CIAT, 2014).

#### Mortalidad poscaptura (MPC)

La resolución <u>C-16-05</u> de la CIAT ordena la liberación del tiburón sedoso en todas las pesquerías de cerco del OPO, así como, en algunos casos, en la pesquería palangrera industrial. Por lo tanto, la mortalidad por pesca resultará sobreestimada si no se contabiliza el componente de la captura que sobrevive a la liberación obligatoria. En versiones anteriores de EASI-Fish, este aspecto se representaba como mortalidad poscaptura (MPC) ( $P_{xj}$ ), que corresponde a la proporción de la clase de talla *j* que es capturada por la pesquería x y muere entre el momento de la captura y un periodo determinado posterior a la liberación (por ejemplo, 30 días). Sin embargo, estudios experimentales han podido estimar tanto la mortalidad en el buque (AVM, por sus siglas en inglés) y la mortalidad posliberación (MPL) para algunas especies de tiburones pelágicos en las pesquerías de cerco (Eddy *et al.*, 2016) y de palangre (Schaefer *et al.*, 2019; 2021) del OPO. Por lo tanto, la MPC se desagregó en estos dos componentes de mortalidad, representados como:

$$MPC_{xj} = AVM_{xj} + \left( \left[ 1 - AVM_{xj} \right] MPL_{xj} \right)$$
(Eq. 2)

donde *AVM*<sub>xj</sub> es la proporción de la clase de talla *j* en la pesquería *x* que muere entre el momento de su retención por el arte de pesca (es decir, enganchada por palangre, cercada por cerco, enmallada por red agallera o enredada en un arte de pesca) y el momento de su aproximación al costado del buque para su descarga o liberación (trayéndola a bordo o liberándola *in situ*), mientras que *MPL*<sub>xj</sub> es la proporción de la clase de talla *j* en la pesquería *x* que sobrevive a la captura pero muere poco después de su liberación.

#### Estimación de un sustituto de mortalidad por pesca $(\tilde{F})$

Siguiendo la estimación de la susceptibilidad general de la clase de talla *j* a incurrir en mortalidad por la pesquería *x*, se estimó un sustituto de la tasa de mortalidad instantánea por pesca en 2019 ( $\tilde{F}_{2019}$ ) para cada especie de tiburón capturada en todas las pesquerías, como sigue:

$$\widetilde{F}_{2019} = -\ln\left[1 - \sum_{x=1}^{n} q_x E_x\left(\frac{\sum_{j=1}^{n} S_{xj}}{n}\right)\right]$$
(Eq. 3)

Aquí, *n* es el número de clases de talla, desde cero hasta la talla promedio a la que un tiburón podría crecer si viviera indefinidamente  $(L_{\infty})$ . El esfuerzo de pesca  $(E_x)$  corresponde al esfuerzo total, en una escala de 0 a 1, de la pesquería *x*, ejercido en el área  $G_x$  en 2019, mientras que el coeficiente de capturabilidad  $(q_x)$  corresponde a la fracción de la población capturada por una unidad de esfuerzo  $(E_x)$  en la pesquería *x*. En muchos entornos con datos limitados, los valores de *q* y *E* son desconocidos. Por eso, en evaluaciones EASI-Fish anteriores se adoptó un enfoque precautorio al suponer para ambos parámetros un valor igual a 1, lo que significa que todos los tiburones de una celda de la grilla se capturan si todos los demás parámetros de susceptibilidad se cumplen en su totalidad. No obstante, se llevaron a cabo análisis de sensibilidad sobre *C. falciformis* para explorar de qué manera el estado de vulnerabilidad puede cambiar bajo valores alternativos de *q* y de resolución de *G*<sub>x</sub> (Anexo 3).

Posteriormente, se comparó la estimación de  $\tilde{F}_{2019}$  con valores de *F* para los PRB derivados de los modelos por recluta (descritos a continuación). Sin embargo, se debe reiterar que, dados los diversos supuestos conservadores y la probable incertidumbre en los parámetros utilizados en la derivación de la estimación de  $\tilde{F}_{2019}$ , solamente debe considerarse como un sustituto de *F* y una posible sobreestimación. Por tal motivo, los resultados de EASI-Fish no deben utilizarse para definir la condición biológica de la población de una especie, en el sentido de una evaluación de la población, sino para cuantificar la vulnerabilidad de las especies.

#### 2.3 Caracterización de la productividad de las especies por medio de modelos por recluta

Se utilizó un modelo de rendimiento por recluta (RPR) para caracterizar las dinámicas biológicas de cada especie de tiburón, mediante el enfoque genérico de Ricker (1975), que Chen y Gordon (1997) adaptaron para las tallas como sigue:

$$YPR = \sum_{j=1}^{n} \frac{W_j b_j F}{b_j F + M} \left[ 1 - e^{-(b_j F + M)\Delta T_j} \right] e^{-\sum_{k=1}^{j-1} (b_k F + M)\Delta T_k}$$
(Eq. 4)

Aquí, los nuevos reclutas y las clases de talla totalmente reclutadas se denotan con los subíndices j y k, respectivamente.  $W_j$  es el peso medio de un tiburón de la clase de talla j, mientras que la selectividad  $(b_j)$  corresponde a la proporción de la población de la clase de talla j que se captura en todas las pesquerías, representada como:

$$b_j = \sum_{x=1}^n S_{xj} \tag{Eq. 5}$$

A falta de estimaciones por edad o talla de la tasa de mortalidad natural instantánea (*M*) para las tres especies de tiburón martillo en el OPO (pero ver Duncan y Holland, 2006, donde se presenta el caso de

una mortalidad natural de neonatos excepcionalmente alta en un hábitat de cría hawaiano), se estimó M tomando la media de hasta estimadores de mortalidad natural (Tabla 2; ver la sección 2.6) y se supuso que era constante en todas las clases de talla. Sin embargo, en el caso del tiburón sedoso, para el que se derivó una estimación de M para las evaluaciones de poblaciones del Pacífico (por ejemplo, Clarke *et al.*, 2018), la estimación se aplicó a todas las clases de talla. Se desagregó F en incrementos de 0.01, desde cero hasta  $L_{\infty}$ , a partir de la función de crecimiento especializada de von Bertalanffy (VBGF), que puede representarse como:

$$L_t = L_{\infty}(1 - exp[-K(t - t_0)])$$
(Eq. 6)

donde  $L_t$  = talla a la edad t,  $L_{\infty}$  = la talla asintótica promedio que podría alcanzar un animal si viviera indefinidamente, K = el parámetro de crecimiento de Brody y  $t_0$  = la edad hipotética a la talla cero. Aunque se trata de un modelo ampliamente aceptado para caracterizar el crecimiento de los teleósteos que desovan al voleo, la VBGF puede subestimar la talla por edad de los tiburones a edades tempranas. Esto se debe a que muchos tiburones son vivíparos (es decir, dan a luz a crías vivas) y la VBGF no tiene en cuenta el considerable crecimiento fetal que se produce antes del nacimiento, que normalmente se caracterizaría por  $t_0$ . Por lo tanto, se volvió a parametrizar la VBGF, sustituyendo  $t_0$  por la talla de nacimiento ( $L_0$ ) para expresarla así:

$$L_{t} = L_{\infty} - (L_{\infty} - L_{0}) \exp[-Kt])$$
(Eq. 7)

El parámetro  $\Delta T$  en la Ecuación 4 describe el tiempo que le toma a un pez crecer de una clase de talla a la siguiente y se representa como:

$$\Delta T_j = \frac{1}{K} ln \frac{L_{\infty} - L_j}{L_{\infty} - L_j - d_j}$$
(Eq. 8)

donde *K* y  $L_{\infty}$  son parámetros de la función de crecimiento de von Bertalanffy y *d* es el ancho de la clase de talla, calculado como  $L_{j+1}$ -  $L_j$ .

El modelo de biomasa de la población reproductora por recluta (SBR) de Quinn y Deriso (1999) es complementario al RPR y puede ser modificado para adaptarse al análisis de tallas en lugar de clases de edad, representándose como:

$$SBR = \sum_{j=1}^{n} W_j m_j \prod_{x=r}^{j-1} e^{-(b_j F + M)}$$
(Eq. 9)

donde  $W_j$  es el peso medio de un tiburón de clase de talla j ( $L_j$ ), tomado de la relación talla-peso regional más apropiada,  $m_j$  es la proporción de hembras maduras en la talla media de la clase de talla j y el operador del producto describe el número de tiburones que sobreviven desde la talla de reclutamiento ( $L_r$ ) hasta  $L_j$ . Debido a que el modelo calcula la SBR relativa, el número inicial de hembras reproductoras se estableció en un valor de uno. El valor de  $m_j$  para cada especie se tomó de una ojiva de madurez de hembras, representada en la forma logística:

$$m_j = \frac{1}{1 + e^{\left(-r(L_j - L_{50})\right)}}$$
(Eq. 10)

donde  $L_j$  es la talla media de un tiburón de clase de talla *j*,  $L_{50}$  es la talla a la que el 50% de la población está madura y *r* es el parámetro de curvatura.

Todos los parámetros biológicos utilizados en el componente de productividad de EASI-Fish, así como las fuentes de los mismos, se presentan en las Tablas 3 y 4.

#### 2.4 Mortalidad natural

La tasa de mortalidad natural instantánea ( $M \ ano^{-1}$ ) es uno de los parámetros más influyentes en los modelos de evaluación de población, pero es notoriamente difícil de estimar directamente (Kenchington, 2014; Then *et al.*, 2015). En consecuencia, a menudo se utilizan como alternativa ecuaciones empíricas basadas en rasgos del ciclo vital,  $t_{max}$  y parámetros de la VBGF ( $L_{oo}$ , K,  $t_0$ ). Existen más de 30 estimadores de mortalidad natural, pero ninguno de ellos ha demostrado funcionar mejor que otro para todas las especies (Kenchington, 2014). Por lo tanto, es habitual ejecutar modelos de evaluación de poblaciones con una serie de valores de M derivados de múltiples estimadores. Para cada especie de tiburón martillo, se calculó M con seis estimadores recomendados por Kenchington (2014) y Then *et al.* (2015) (Tabla 2). Se dio prioridad a los valores de M que se estimaron directamente (por ejemplo, por marcado o evaluación de poblaciones), seguidos de los estimadores basados en  $t_{max}$  (Hoenig<sub>nls</sub> y Hoenig<sub>tmax</sub>) para especies longevas como los elasmobranquios, y finalmente los estimadores basados en K (Jensen, Pauly<sub>nls</sub>, Pauly<sub>LKT</sub> y Pauly<sub>KT</sub>).

#### 2.5 Puntos de referencia biológicos (PRB)

Según el ciclo vital de una especie, se han utilizado varios PRB en modelos de evaluación de poblaciones para evaluar la condición de una población respecto de un valor de *F* estimado para un periodo de tiempo determinado o un año específico. EASI-Fish adopta un enfoque similar, pero es importante enfatizar que sus PRB se utilizan para cuantificar la vulnerabilidad relativa de una población que se espera obstaculice la productividad de vida de un animal, independientemente del tamaño de la población actual, en lugar de determinar la condición de la población. Los modelos de RPR suponen que el reclutamiento es constante e independiente del tamaño de la población (*h*) de 1 (Gabriel y Mace, 1999). Por lo tanto, el uso de un valor de *F* en el que se maximiza el rendimiento ( $F_{MAX}$ ) puede resultar demasiado optimista ya que los tiburones suelen presentar una fuerte relación población-reclutamiento es difícil de estimar (Lee *et al.*, 2012), por lo que en las evaluaciones de poblaciones se utilizan frecuentemente sustitutos basados en grupos taxonómicos.

En una comparación de PRB utilizados en EASI-Fish para evaluar especies de captura incidental con ciclos vitales diversos, desde teleósteos hasta mamíferos marinos, Griffiths *et al.* (2019) sugirieron que  $F_{40\%}$  era apropiado para los elasmobranquios, por lo que se adopta en el presente estudio. Concretamente,  $F_{40\%}$  es el valor de *F* correspondiente al 40% de la razón de potencial de desove (SPR), lo que corresponde al SBR en el valor de  $F_{2019}$  dividido por el SBR si *F*=0. El correspondiente PRB del SBR<sub>40%</sub> es el valor del SBR en  $F_{40\%}$ . Sin embargo, cabe notar que Cortés y Brooks (2018) sugirieron que para las especies longevas que crecen lentamente, como los elasmobranquios, se debe utilizar un PRB de hasta  $F_{80\%}$ .

Para determinar la vulnerabilidad de cada especie de tiburón en 2019, el estudio utilizó  $\tilde{F}_{2019}$  y el correspondiente valor del SBR (SBR<sub>2019</sub>) respecto de los valores de  $F_{40\%}$  y SBR<sub>40%</sub> y los representó en una "gráfica de fases de vulnerabilidad" de cuatro cuadrantes (Fig. 7). Las definiciones de vulnerabilidad de

los cuadrantes son i) "Menos vulnerable" ( $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} < 1$  y SBR<sub>2019</sub>/SBR<sub>40%</sub> >1), ii) "Cada vez más vulnerable" ( $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} > 1$  y SBR<sub>2019</sub>/SBR<sub>40%</sub> >1), iii) "Más vulnerable" ( $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} > 1$  y SBR<sub>2019</sub>/SBR<sub>40%</sub> <1) y iv) "Cada vez menos vulnerable" ( $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} < 1$  y SBR<sub>2019</sub>/SBR<sub>40%</sub> <1).

## 2.6 Implementación del modelo

El modelo se configuró para realizar simulaciones de Montecarlo, lo que generó estimaciones de incertidumbre para parámetros específicos del modelo utilizando una distribución uniforme a priori entre un valor mínimo y un valor máximo definidos. Luego, los modelos de RPR y SBR fueron ejecutados 10,000 veces utilizando permutaciones de Montecarlo, tomando cada vez una muestra aleatoria de la distribución a priori definida para cada parámetro. Se derivaron la media y los intervalos de confianza del 95% (IC del 95%) para los PRB  $\tilde{F}_{2019}$ ,  $F_{40\%}$ , SBR<sub>2019</sub> y SBR<sub>40%</sub>.

#### 2.7 Modelado de escenarios

Una de las principales ventajas del enfoque EASI-Fish es que facilita la implementación de escenarios hipotéticos específicos de manera rápida y rentable, lo que permite entender la eficacia potencial de un escenario para reducir la vulnerabilidad de una especie. En esta investigación, implementamos un total de 43 escenarios de MCO (más el *statu quo*) con el objetivo de determinar la eficacia de medidas bajo cinco grandes categorías que se describen a continuación. Los valores de los parámetros modificados para cada especie en cada escenario se especifican en la Tabla 5.

## 1) Uso de las mejores prácticas de manipulación y liberación para minimizar la mortalidad posliberación

En las pesquerías en las que inevitablemente una especie se captura de manera incidental, frecuentemente sólo es posible reducir la mortalidad por pesca a través de prácticas de manipulación y liberación que minimicen la mortalidad posliberación. Los tiburones SMT son de captura incidental inevitable en las pesquerías de cerco del OPO y se han implementado las resoluciones C-16-05 y C-16-06 de la CIAT como medidas de conservación que prohíben la retención de estas especies y exigen su liberación segura. Aunque la CIAT prevé elaborar un manual de mejores prácticas de manipulación y liberación para diversos grupos de especies de captura incidental (por ejemplo, tiburones, tortugas marinas) para pesquerías de la CIAT, tras una revisión reciente de las prácticas existentes y potenciales (EB-01-01), actualmente no existen más que recomendaciones rudimentarias sobre la manipulación y la liberación en C-16-05 para los tiburones capturados por la pesquería de cerco. Dado que no existen actualmente medidas a nivel operativo utilizadas por la flota para evitar el encierro o para liberar los tiburones antes de embolsar la red para reducir la mortalidad en el buque (AVM) (pero ver el trabajo experimental en el Océano Atlántico realizado por Hutchinson et al., 2020), los escenarios solamente contemplaban reducciones en la mortalidad posliberación (MPL) derivadas de mejoras hipotéticas en las prácticas de manipulación y liberación. Para cada especie, se simularon tres niveles de MPL –bajo, medio y alto- y el rango de valores de MPL para cada nivel se determinó arbitrariamente con base en las estimaciones de MPL disponibles. Por ejemplo, la MPL de tiburones sedosos liberados de buques cerqueros grandes se estimó en un rango de entre un 81% (Poisson et al., 2014) y un 84% (Hutchinson et al., 2015). Por lo tanto, los valores de los tres niveles fueron el 100% (alto; no se utilizan prácticas de manipulación al retener tiburones), del 70% al 90% (medio) y del 50% al 70% (bajo).

# 2) Veda temporal en el OPO entero para complementar las medidas existentes de la pesquería de cerco y extensiones hipotéticas

Una reducción en la duración en la que los tiburones SMT se exponen al esfuerzo de pesca puede disminuir la mortalidad por pesca y la consiguiente vulnerabilidad, si se supone que el esfuerzo se distribuye por igual a lo largo del año, dentro de la huella de esfuerzo definida de cada pesquería. Para maximizar la viabilidad de la implementación de vedas temporales en diferentes pesquerías del OPO, se simuló una veda anual de 72 días para cada pesquería, en línea con la veda existente de la pesquería de cerco (2018-2021; resolución <u>C-17-01</u>). También se implementaron en todas las pesquerías extensiones a la veda de 72 días, simuladas individual o conjuntamente y aplicables a:

- i. Todas las pesquerías de cerco del OPO únicamente, por 72 (statu quo), 120 o 180 días;
- ii. La pesquería palangrera industrial del OPO únicamente, por 72, 120 o 180 días;
- iii. Las pesquerías palangreras artesanales del OPO (DOL y APT) por 72, 120 o 180 días;
- iv. Todas las pesquerías palangreras industriales y artesanales del OPO por 72, 120 o 180 días;
- v. Todas las pesquerías artesanales de red agallera (neonatos y tiburones-teleósteos) por 72, 120 o 180 días.
- vi. Todas las pesquerías industriales y artesanales del OPO por 72, 120 o 180 días.

#### 3) Prohibición de reinales de alambre (acero) en las pesquerías palangreras

En la pesca con palangre, se utilizan frecuentemente reinales de alambre, o de acero, para evitar que los tiburones muerdan los reinales de monofilamento, más blandos, y escapen. Sin embargo, esto puede ocasionar que los tiburones permanezcan enganchados hasta la recuperación del palangre, momento en que ya están muertos o agotados, por lo que disminuyen sus probabilidades de supervivencia en caso de liberación. En consecuencia, la CIAT ha buscado minimizar el uso de reinales de alambre en la resolución <u>C-16-06</u> (artículo 6): *"En el caso de aquellas pesquerías multiespecíficas que usen palangres de superficie y que hayan capturado más del 20% de tiburones sedosos por peso en promedio, los CPC prohibirán el uso de reinales de acero durante un periodo de tres meses consecutivos cada año."* 

Este conjunto de escenarios simula una extensión hipotética de <u>C-21-06</u>, la cual prohibiría el uso de reinales de alambre en todos los viajes, todo el año, para los tiburones SMT, en el supuesto de que disminuiría la mortalidad en el buque (AVM) debido a una mayor incidencia de casos en los que los tiburones muerden la línea y se liberan del arte de pesca (conocido en inglés como *bite-offs*). Sin embargo, existen pocos datos cuantitativos sobre las diferencias en la AVM de tiburones capturados con reinales de alambre y tiburones capturados con reinales de monofilamento, en pesquerías palangreras industriales o artesanales. En dos estudios realizados en el Océano Pacífico occidental y central, se estima un rango de AVM que va del 31% (Bigelow *et al.*, 2022) al 41% (Scott *et al.*, 2022). A falta de datos operativos representativos de las pesquerías palangreras industrial y artesanal en su totalidad, con los que se pudiera determinar la frecuencia de los lances someros realizados con reinales de alambre y si la distribución por talla de los tiburones enganchados difiere entre los reinales de alambre y los reinales de monofilamento, se supuso que todos los lances utilizan actualmente reinales de alambre y que la selectividad de contacto de cada pesquería no cambiaría tras prohibir el uso de reinales de alambre.

Un componente de MPL se implementó con AVM (ver Ecuación 2) en determinadas combinaciones de escenarios para tener en cuenta la proporción de tiburones que escaparon a la mortalidad, ya sea por *bite-offs* en los casos en los que el reinal se cortó muy cerca del buque o el tiburón se subió a bordo, se desenganchó y se liberó. Se supuso que la MPL sería igual a la determinada por estudios de marcado en las pesquerías palangreras industriales (Gallagher *et al.*, 2014a; Musyl y Gilman, 2018; Francis *et al.*, 2023) y artesanales (Schaefer *et al.*, 2019; 2021). Aunque trabajos recientes han demostrado que la cantidad de línea que queda atrapada en los tiburones liberados es susceptible de afectar la MPL (Bègue *et al.*, 2020; Hutchinson *et al.*, 2021; Francis *et al.*, 2023), este aspecto no se consideró en las estimaciones de MPL aplicadas debido a la falta de información sobre el tipo y la longitud de línea que suelen llevar los tiburones liberados en las pesquerías palangreras del OPO.

Se simularon tres combinaciones de AVM: para la pesquería palangrera industrial únicamente, para las pesquerías palangreras artesanales (DOL y APT) únicamente, y para todas las pesquerías palangreras del OPO.

#### 4) Incrementar la talla mínima de retención a 100 cm LT

El incremento de la talla mínima de retención es una estrategia de ordenación pesquera frecuente que busca reducir la mortalidad por pesca de los peces que no están sexualmente maduros y que probablemente no hayan tenido la oportunidad de contribuir a la población reproductora. Para reducir la mortalidad por pesca de los pequeños tiburones sedosos en las pesquerías palangreras del OPO, la resolución <u>C-16-06</u> (artículo 3) exige que "... [*las*] pesquerías multiespecíficas que usen palangres de superficie limiten la captura de tiburones sedosos de menos de 100 cm de talla total al 20% del número total de tiburones sedosos capturados durante el viaje." Este escenario simula una extensión hipotética de la resolución <u>C-16-06</u> para incluir todos los viajes de las pesquerías palangreras industriales y artesanales durante todo el año, así como las cuatro especies de tiburones SMT. Aunque se espera que la distribución por talla de la captura cambie después de la implementación, se supuso que la selectividad por talla de cada pesquería igual y que la mortalidad basada en la talla disminuiría para las clases de talla <100 cm LT de acuerdo con tasas determinadas por estudios relevantes sobre la MPL. Se simularon tres combinaciones referentes a esta medida de talla mínima de retención: para la pesquería palangrera industrial únicamente, para las pesquerías palangreras artesanales (DOL y APT) únicamente y para todas las pesquerías palangreras del OPO.

## 5) Vedar la pesquería de red agallera de neonatos

Se ha demostrado que los tiburones SMT, particularmente S. lewini, se ven fuertemente afectados por las pesquerías costeras de red agallera (Cartamil et al., 2011; Martínez-Ortiz et al., 2015; Sosa-Nishizaki et al., 2020), que capturan por temporada neonatos, ya sea como objetivo o como captura incidental, en sus hábitats de cría costeros a lo largo de Centroamérica (Zanella et al., 2019; Arriatti et al., 2021; Corgos y Rosende-Pereiro, 2022) y Sudamérica (Castañeda, 2001; Mason et al., 2020; López-Angarita et al., 2021b). Esto tiene un gran potencial para afectar negativamente a las poblaciones de tiburones ya que la mortalidad por pesca, aunada a las altas tasas de mortalidad natural de los tiburones jóvenes (ver Duncan y Holland, 2006), puede no ser biológicamente sostenible. En consecuencia, en un intento por reducir la mortalidad de los tiburones juveniles, particularmente los tiburones martillo, las pesquerías de tiburón han sido objeto de vedas de 3 meses en Perú (Mason et al., 2020) y México (Sosa-Nishizaki et al., 2020) durante las principales temporadas de alumbramiento, e incluso una prohibición total de toda forma de pesca comercial y artesanal de tiburones dentro de las ZEE de Colombia (Castellanos-Galindo et al., 2021) y Ecuador (Ecuador, 2007). Pese a estos esfuerzos, las capturas de tiburones juveniles en muchos de estos y otros países de Centro y Sudamérica siguen siendo significativas (Jaramillo Torres, 2022; Tewfik et al., 2022). Este escenario involucraba una veda de la pesquería artesanal de red agallera de neonatos por un periodo de cinco meses, mediante una simple reducción del valor del parámetro D en la Ecuación 1 a 0.58 para todas las clases de talla de cada especie. Durante la temporada abierta a la pesca, se aplicaron estimaciones de AVM y MPL del 100% (Ellis et al., 2017).

## 6) No retención de los tiburones sedoso y martillo

En situaciones en las que la mortalidad por pesca de una especie no se puede controlar o monitorear de manera fiable por medio de medidas convencionales, la prohibición de la descarga suele ser un último recurso, especialmente para especies particularmente vulnerables. Por ejemplo, la precipitada disminución de capturas del tiburón oceánico punta blanca (*Carcharhinus longimanus*) en el OPO dio lugar a que la resolución <u>C-11-10</u> ordenase la prohibición de "*…la retención a bordo, transbordo, descarga, almacenamiento, venta u ofrecimiento de venta del cadáver de tiburones oceánicos punta blanca, en parte*
## o entero, en las pesquerías abarcadas por la Convención de Antigua".

Este escenario consiste en una extensión hipotética de la resolución <u>C-11-10</u> para incluir tiburones SMT. Se supone que esta medida, por sí sola, no cambia la tasa de interacción de los palangres con los tiburones SMT, la selectividad por talla de las artes o las tasas de AVM, pero se redujo la mortalidad por pesca al implementar estimaciones publicadas de la MPL de especies SMT en las pesquerías palangreras industrial (Gallagher *et al.*, 2014a; Musyl y Gilman, 2018; Hutchinson *et al.*, 2021; Francis *et al.*, 2023) y artesanal (Schaefer *et al.*, 2019; 2021), así como en todas las pesquerías artesanales de red agallera ya que se ha estimado que la AVM y MPL se encuentran cerca del 100% (Eddy *et al.*, 2016), por lo que se supuso que era poco probable que la no retención cambiase la vulnerabilidad con respecto al *statu quo*. Se simularon cinco combinaciones de la medida, que contemplaban las siguientes pesquerías palangreras del OPO:

- i. Todas las pesquerías de cerco del OPO (se señala que la descarga del tiburón sedoso ya queda prohibida en virtud de <u>C-21-06</u>);
- ii. La pesquería palangrera industrial del OPO únicamente;
- iii. Todas las pesquerías palangreras artesanales del OPO (DOL y APT);
- iv. Todas las pesquerías palangreras industriales y artesanales del OPO;
- v. Todas las pesquerías industriales y artesanales del OPO.

# 7) Medidas combinadas

Las medidas individuales pueden no ser suficientes para reducir el estado de vulnerabilidad de una especie, pero en los casos en los que resulte práctico, puede existir la posibilidad de recurrir a múltiples medidas conjuntamente para lograr mayores reducciones en la mortalidad por pesca y para reducir la vulnerabilidad (Griffiths *et al.*, 2020; Griffiths y Lezama-Ochoa, 2021). Por ejemplo, la implementación de una veda temporal de una o varias pesquerías del OPO en combinación con una prohibición de retención de tiburones puede resultar eficaz a la hora de reducir la mortalidad por pesca, además de que es una medida práctica en su aplicación y en el monitoreo de su cumplimiento. Se implementaron un total de 14 medidas combinadas; cada una de ellas incorporó progresivamente las medidas individuales que presentaban los mejores resultados.

# 2.8 Análisis de sensibilidad

# Capturabilidad

La capturabilidad es un parámetro muy influyente en los modelos convencionales de evaluación de poblaciones y también es importante en EASI-Fish. Dado que EASI-Fish se diseñó para aplicarse a especies y pesquerías con pocos datos, *q* suele ser desconocido ya que también suele desconocerse la biomasa constante de la especie con la que los datos de captura, si están disponibles, pueden compararse para entender la eficiencia de las artes. Además, es difícil estandarizar la capturabilidad entre artes distintas debido a la marcada diferencia en eficiencia y zona de pesca efectiva. Dadas las dificultades para estimar empíricamente *q* en entornos con datos limitados, el enfoque precautorio apropiado consiste en suponer que *q* es igual a 1. Sin embargo, tal como se mostrará en la sección 3.2, EASI-Fish estimó que las pesquerías artesanales de palangre y de red agallera, donde las capturas de tiburones SMT son significativas (ver SAC-14 INF-L), tienen un impacto extremadamente bajo sobre las especies SMT, en relación con otras pesquerías en las que se ha documentado ampliamente que las capturas son relativamente menores (por ejemplo, en lances cerqueros DEL). Por lo tanto, se exploró un enfoque novedoso al escalado de *q* mediante los principios del "dominio de interacción potencial" (*domain of potential interaction*) descritos por Griffiths *et al.* (2007) para determinar si los resultados de vulnerabilidad pueden corroborar las

diferencias relativas en las capturas entre las pesquerías del OPO.

# Mayor resolución de los datos de esfuerzo de la flota palangrera industrial

A diferencia de las flotas artesanales, la pesquería palangrera industrial presentaba una mortalidad por pesca significativamente más alta en especies SMT, a pesar de que las capturas de estas especies son significativas en ambas pesquerías (ver SAC-14 INF-L). Se cree que el impacto desproporcionadamente mayor de la flota palangrera industrial en este estudio y en estudios EASI-Fish anteriores se debe a una discrepancia significativa entre la resolución espacial de los datos de esfuerzo comunicados a la CIAT (5° x 5°) y la del MDE (0.5° x 0.5°), lo cual puede ocasionar una sobreestimación considerable en la mortalidad por pesca de dicha pesquería. Idealmente, los datos de pesquería a 0.5° x 0.5° generarían el menor sesgo, pero las líneas principales de un lance típico en la pesca con palangre industrial suelen medir unos 100 km de largo, por lo que una resolución de 1° x 1° probablemente resulte adecuada para capturar toda la extensión de un lance. Para examinar el efecto del uso de datos de esfuerzo de mayor resolución, de 1° x 1°, sobre la vulnerabilidad de especies, se supuso que el centroide de cada celda de 5° x 5° donde existiera esfuerzo correspondía al centroide de una celda de 1° x 1°, lo cual redujo efectivamente el esfuerzo por un factor de 25, ya que cien celdas de 0.5° x 0.5° en una celda de 5° x 5° se redujeron a cuatro celdas de 0.5° x 0.5° alrededor del centroide de la celda de 5° x 5°.

## **3. RESULTADOS**

# 3.1 Estimaciones de susceptibilidad y de un sustituto de mortalidad por pesca ( $\tilde{F}$ )

Todos los valores de los parámetros de susceptibilidad que contribuyen a la estimación de la susceptibilidad global ( $S_{xj}$ ) para cada especie evaluada en EASI-Fish en el escenario *statu quo*, así como descripciones detalladas de la fuente o la derivación de estos valores, se presentan en los Anexos 1 y 2, respectivamente.

La pesquería palangrera industrial coincidió con la distribución de las cuatro especies en un 56%-79%. Esta pesquería presentó una superposición de área con *C. falciformis* (74%-79%). Esta elevada superposición se debía a que el esfuerzo de pesca estaba distribuido en la mayor parte del OPO entre 40°N y 40°S, un área sustancialmente mayor a la de las otras pesquerías (Fig. 1).

La pesquería con la siguiente superposición de área más alta con las cuatro especies fue la de los buques cerqueros de clase 6 que realizaban lances OBJ, con un grado de superposición similar para todas las especies, entre 30%-42%. Otros tipos de lance cerquero por buques de clase 6 presentaban una superposición menor con especies SMT, en 20%-32% y 9%-15% para lances DEL y NOA, respectivamente.

En el caso de los buques cerqueros de clases 1-5, la superposición de área fue sustancialmente menor que en el caso de los buques de clase 6, debido a que el esfuerzo estaba limitado a la región que rodea las Islas Galápagos (Fig. 6). Los lances OBJ presentaban la mayor superposición, en 8%-17%, y fue sustancialmente menor para los lances NOA (2%-4%).

Las pesquerías artesanales de red agallera –la de neonatos y la de tiburones-teleósteos utilizaron los mismos datos de esfuerzo– presentaron la menor superposición de área de todas las pesquerías evaluadas para las cuatro especies (1%-4%) debido a que el esfuerzo estaba limitado a aguas neríticas. Las pesquerías palangreras artesanales –la de dorado y la de APT utilizaron los mismos datos de esfuerzo– presentaron una superposición considerablemente más alta con las cuatro especies (13%-38%), siendo la superposición más elevada la de *S. mokarran* (16%-38%). Las superposiciones de las pesquerías palangreras artesanales fueron mucho más elevadas que las de las pesquerías de red agallera dado que operaban en una zona mucho más amplia, desde la costa hasta 100°O aproximadamente (Fig. 1).

Al tener en cuenta otros factores de susceptibilidad (por ejemplo, la encontrabilidad, la selectividad de

contacto) para evaluar los impactos acumulativos de las diez pesquerías incluidas en la evaluación, *S.* mokarran presentó el sustituto medio más alto de mortalidad por pesca ( $\tilde{F}_{2019}$ ), en 0.98 año<sup>-1</sup>, seguido por *S. zygaena* (0.82 año<sup>-1</sup>), *S. lewini* (0.74 año<sup>-1</sup>) y *C. falciformis* (0.61 año<sup>-1</sup>) (Fig. 8a–d). La pesquería palangrera industrial tuvo la mayor contribución a la mortalidad por pesca para cada una de las cuatro especies, seguida por los lances OBJ y DEL de la pesquería de cerco de clase 6. En cambio, la contribución de las pesquerías artesanales de red agallera y de palangre a la mortalidad por pesca global de las cuatro especies fue insignificante, especialmente en el caso de *C. falciformis* (Fig. 8a–d).

## 3.2 Estado de vulnerabilidad de las especies de tiburones en el OPO

Los valores de los parámetros biológicos utilizados en los modelos de RPR y SBR para las especies SMT para derivar su estado de vulnerabilidad, así como las fuentes de los mismos, se presentan en la Tabla 3 y el Anexo 3, respectivamente, mientras que las estimaciones de EASI-Fish de los PRB de  $F_{40\%}$  and SBR<sub>40%</sub> para el escenario *statu quo* de 2019 se presentan en la Tabla 4.

Atendiendo a los valores medios estimados de PRB para el *statu quo*, las cuatro especies rebasaron los valores umbral de los PRB de  $F_{40\%}$  y SBR<sub>40%</sub> (Tabla 6), lo que dio lugar a la clasificación de estas especies como "más vulnerables".

Varios de los 43 escenarios de MCO ocasionaron una reducción significativa en el estado de vulnerabilidad de las cuatro especies, aunque ninguno dio lugar a la reclasificación de alguna especie como "menos vulnerable". Las MCO de mayor impacto positivo fueron notablemente consistentes para las cuatro especies. De los escenarios de mayor impacto que involucraban una sola MCO, solamente las vedas de 120 o 180 días en el OPO entero ocasionaron una marcada disminución en la vulnerabilidad de las cuatro especies, lo que se debía principalmente a la reducción en la mortalidad por pesca de la flota palangrera industrial (Fig. 8). Una excepción fue el caso de C. falciformis, especie para la que la no retención de tiburones en escenarios que involucraban a la pesquería palangrera industrial (escenarios 28 y 30) disminuyó la mortalidad por pesca media de 0.61 año<sup>-1</sup> a 0.41 año<sup>-1</sup> y 0.43 año<sup>-1</sup>, respectivamente (Fig. 8a), lo que dio lugar a una reducción sustancial en la vulnerabilidad (Fig. 9). Estos escenarios fueron ineficaces para las tres especies de tiburón martillo ya que presentaban altas tasas de AVM (hasta un 94%) y una MPL razonablemente alta (hasta el 100%) en las pesquerías que más contribuían a su mortalidad por pesca global (es decir, la pesquería palangrera industrial y la pesquería de cerco). Se puede ofrecer una explicación similar respecto de la baja eficacia de la prohibición de reinales de alambre (escenarios 21-23) y de la descarga de tiburones SMT (escenarios 28-30), ya que las tasas altas de AVM permanecieron sin cambios, pero las tasas de MPL también son altas para los tiburones liberados.

Aunque la pesquería de red agallera tiene un impacto documentado sobre los tiburones SMT, la veda total de la pesquería de red agallera de neonatos ocasionó una disminución menor al 1% en la mortalidad por pesca de cada una de las especies SMT, lo que se debía probablemente al bajo grado de superposición de área (1%-4%) de esta pesquería con estas especies.

Los escenarios que ocasionaron la mayor reducción en la mortalidad por pesca, y por ende en la vulnerabilidad, fueron aquellos en los que se emplearon varias medidas en combinación, especialmente los que involucraban a la pesquería palangrera industrial. Los escenarios 43 y 44 incorporaron cuatro y cinco medidas individuales, respectivamente, lo que dio lugar a reducciones significativas en la mortalidad por pesca y la vulnerabilidad, especialmente para *C. falciformis* y *S. lewini* (Fig. 9). Una vez más, estas reducciones se debían principalmente a que la pesquería palangrera industrial presentaba la mayor mortalidad por pesca de las cuatro especies (Fig. 8) y la mayoría de las medidas individuales en estos escenarios correspondían a las pesquerías de palangre.

# 3.3 Análisis de sensibilidad

Con base en *C. falciformis* como caso de prueba, tanto el aumento de la resolución de los datos de esfuerzo de la pesquería palangrera industrial como la reducción de los valores de *q* generaron resultados notablemente similares. En ambos casos se redujo significativamente la mortalidad por pesca global, en la mitad aproximadamente (Fig. 9), lo que dio lugar a un estado de vulnerabilidad significativamente más optimista (Fig. 10). La modificación de los valores de *q* aumentó el impacto relativo de las flotas artesanales, aunque siguió siendo significativamente menor al de la flota palangrera industrial (Fig. 9, panel superior). En ambos análisis de sensibilidad, la vulnerabilidad disminuyó en los 43 escenarios que simularon MCO de manera individual y en combinación. A diferencia de los resultados de la sección 3.2, donde no hubo ningún escenario que reclasificara la especie en la categoría "menos vulnerable", las vedas de 120 y 180 días en el OPO, la prohibición de retención y el uso de estas dos medidas en combinación dieron lugar a reducciones significativas en la vulnerabilidad, hasta tal punto que la especie alcanzó la clasificación de "menos vulnerable" (Fig. 10).

# 4. DISCUSIÓN

Los tiburones sedoso y martillo son uno de los principales focos de atención de las medidas de conservación y ordenación de la CIAT para sus pesquerías desde hace al menos una década, en virtud de los altos niveles de captura incidental de estas especies en pesquerías industriales y artesanales en todo el OPO.

Sin embargo, los datos biológicos y de captura disponibles se han considerado insuficientes para realizar evaluaciones convencionales de estas especies. Se ha tratado de realizar evaluaciones del tiburón sedoso en el OPO (CIAT, 2014) y en el Pacífico entero (Clarke et al., 2018); ambas resultaron infructuosas debido a la falta de series de tiempo fiables de abundancia a largo plazo. En consecuencia, EASI-Fish se utilizó como enfoque alternativo para evaluar la vulnerabilidad relativa de todas las especies de tiburones capturadas en las pesquerías pelágicas industriales y artesanales del OPO (Griffiths *et al.*, 2022), lo que confirmó que los tiburones sedoso y martillo se encuentran entre las especies más vulnerables.

Esta evaluación se centra en cuatro especies priorizadas para la evaluación de poblaciones en la resolución <u>C-16-05</u>: el tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*), la cornuda común (*Sphyrna lewini*), la cornuda gigante (*Sphyrna mokarran*) y la cornuda cruz (*Sphyrna zygaena*). EASI-Fish se aplicó exitosamente en este estudio para cuantificar los impactos potenciales de las pesquerías del OPO sobre cada una de las cuatro especies bajo 43 escenarios hipotéticos de ordenación que contemplaban medidas prácticas, adoptadas de manera aislada o conjunta, con el fin de determinar los enfoques más plausibles susceptibles de reducir la vulnerabilidad de las cuatro especies, o bien de identificar las principales deficiencias de datos que pudieran requerir más investigación y monitoreo antes de realizar otra evaluación.

2002; Fernandez-Carvalho *et al.*, 2015; Hutchinson *et al.*, 2021) y a tasas de MPL que frecuentemente oscilan entre el 15%-50% para los tiburones que sobreviven hasta que pueden ser liberados (Gallagher *et al.*, 2014b; Musyl y Gilman, 2018; Francis *et al.*, 2023).

La única alternativa que pudiera permitir que las pesquerías tengan interacciones sostenibles con tiburones consiste en implementar medidas que mejoren significativamente la supervivencia posliberación más allá de lo que se ha documentado hasta ahora. A pesar de que la CIAT ordena o recomienda la liberación segura de los tiburones a través de las resoluciones <u>C-16-05</u> y <u>C-19-06</u>, no se disponen métodos específicos para la liberación. En consecuencia, <u>C-21-06</u> insta a la investigación para mejorar las prácticas de manipulación y liberación para todas las especies de tiburones afectadas. Pese a estudios recientes en el OPO sobre la supervivencia posliberación de tiburones capturados en la pesquería industrial de cerco (Eddy *et al.*, 2016) y en las pesquerías palangreras artesanales (Schaefer *et al.*, 2019; Schaefer *et al.*, 2021), existe bastante campo para que otras investigaciones indaguen más en la eficacia de los métodos de liberación existentes y exploren la posible eficacia de nuevas prácticas de manipulación.

Por ejemplo, sólo un estudio (Eddy *et al.*, 2016) cuantificó la MPL de los tiburones de la pesquería de cerco del OPO y dicho estudio se limitó a *C. falciformis* (13 marcados), *Isurus oxyrinchus* (1 marcado) y *S. lewini* (3 marcados) capturados en lances sobre objetos flotantes. Queda justificada la realización de más estudios con tamaños de muestra significativamente más grandes para entender mejor la MPL de tiburones SMT capturados en los tres principales tipos de lance y en las clases de buques de la pesquería de cerco ya que en cada caso las operaciones son ligeramente diferentes y pueden capturar tiburones de diferentes tallas (ver Figs. 3 y 4). En este sentido, la CIAT realiza actualmente, en colaboración con la flota, experimentos para evaluar mejor la supervivencia posliberación de tiburones en buques cerqueros de clase 6 (proyecto M.1.d) y clases 1-5 (proyecto M.2.e) con diferentes dispositivos de liberación de captura incidental.

Resulta sorprendente que a pesar del interés significativo por la investigación sobre la MPL de los tiburones capturados por la pesquería palangrera industrial en el Océano Pacífico occidental y central en la última década (Musyl *et al.*, 2011; Musyl y Gilman, 2018; Hutchinson *et al.*, 2021; Francis *et al.*, 2023), no se haya intentado realizar estudios similares en el OPO, donde el esfuerzo de la pesquería palangrera industrial ha aumentado en un 25% desde 2011 y hasta 6 veces en el caso de algunas flotas de aguas lejanas (CIAT, 2023). Los estudios sobre la MPL deben ser una prioridad en la investigación para cuantificar, en primer lugar, la eficacia de las medidas de mitigación implementadas para las pesquerías palangreras tanto industriales como artesanales (<u>EB-01-01</u>), como limitar o prohibir el uso de reinales de alambre (<u>C-21-06</u>) o prohibir la captura de ciertas especies de tiburones (por ejemplo, <u>C-11-10</u>), así como nuevas medidas que pudieran reducir todavía más la MPL, como limitar la cantidad de línea arrastrada por los tiburones liberados (ver Hutchinson *et al.*, 2021; Scott *et al.*, 2022; Francis *et al.*, 2023).

#### 4.1 Consideraciones sobre la calidad de los datos

Una salvedad importante en la evaluación de tiburones sedoso y martillo se refiere a la confusión frecuente con especies morfológicamente similares (Román-Verdesoto y Orozco-Zöller, 2005) o al menos su registro como agrupaciones taxonómicas genéricas como "cazones picudos, tintoreras, nep" o "tiburones martillo". Aunque los observadores a bordo de buques cerqueros grandes en el OPO reciben una capacitación específica sobre la identificación de tiburones carcarínidos desde 2004, con la implementación de un formulario específico para la recolección de datos sobre tiburones (Fuller *et al.*, 2022), antes de ese año las capturas observadas de tiburones sedosos son inciertas y se considera que esto es una de las principales razones del mal desempeño del modelo de evaluación de poblaciones construido para los tiburones sedosos en el OPO en 2014 (CIAT, 2014). Aunque existen algunos programas de monitoreo pesquero de tiburones ejecutados por CPC, se desconoce el nivel de capacitación de los

observadores y pescadores responsables de registrar las interacciones con tiburones en su pesquería palangrera industrial y en las pesquerías artesanales de red agallera y palangre. La identificación errónea y la notificación deficiente suponen dos problemas importantes para la evaluación. Primero, para alcanzar el objetivo final de realizar evaluaciones convencionales, se requieren datos de captura y esfuerzo por especie fiables en todas las pesquerías en las que se captura la especie para poder desarrollar índices de abundancia estandarizados.

A más corto plazo, los registros de ocurrencia por especie son esenciales para desarrollar MDE fiables, que constituyen la base de las evaluaciones EASI-Fish. A pesar de la aparente amplia distribución de las tres especies de tiburón martillo en todo el OPO (Gallagher y Klimley, 2018), el MDE utilizado en el presente estudio, que fue desarrollado por Griffiths *et al.* (2022), predijo una probabilidad de ocurrencia razonablemente baja en el régimen nerítico entre el sur de México y el norte de Chile, lo cual parece directamente atribuible al bajo número de registros de presencia de dichas especies en esta región (Anexo 3). Lo anterior parece haber creado la falsa impresión de que estas especies prefieren aguas más alejadas de la costa, donde presentan mayor superposición con las pesquerías que operan en alta mar, mientras que en realidad podría no ser el caso.

Por ejemplo, *S. lewini* es una de las especies de tiburón martillo capturadas con mayor frecuencia en las pesquerías costeras de Centro y Sudamérica (Rojas *et al.*, 2000); tanto es así que Jamarillo Torres (2022) registró 6,281 ocurrencias de 2007 a 2019 en las pesquerías costeras de Ecuador. En comparación, menos de 100 de los 2,017 registros de ocurrencia de *S. lewini* hallados en este estudio procedían de países sudamericanos. La mayoría de los registros de tiburones martillo procedían de fuentes dependientes de la pesca que operaban en alta mar, lo cual ha dado lugar a una mayor probabilidad de ocurrencia en esta región. La ausencia de registros de presencia en regiones fuera de aquellas en las que operan las pesquerías industriales, donde las variables ambientales pueden ser diferentes, pudo haber perjudicado la calidad de los mapas de predicción finales y también, a fin de cuentas, la precisión de las estimaciones resultantes de mortalidad por pesca.

Un resultado particularmente significativo de la presente evaluación fue la alta vulnerabilidad de S. zygaena en comparación con las otras tres especies SMT. Esto se debe probablemente a su baja productividad biológica, pero también ocurre porque la falta de datos de talla suficientes requirió un supuesto de selectividad de filo de cuchillo desde la talla más pequeña registrada y la talla de nacimiento en las pesquerías palangrera industrial y de red agallera, respectivamente (Fig. 6). Sin embargo, este resultado podría reflejar la verdadera vulnerabilidad de esta especie en el OPO, dada su aparente poca frecuencia. Entre 2012 y 2022, esta especie se ha registrado en sólo 367 casos en los 290,024 y 31,749 lances observados en la pesquería cerquera y la pesquería palangrera industrial del OPO, respectivamente. Se cree que la especie está distribuida ampliamente, particularmente en el régimen costero, tal como lo indica el MDE (Fig. 1), pero se registra poco en las capturas de pesquerías artesanales. La poca frecuencia de esta especie en los registros de captura puede deberse a la identificación errónea, especialmente si las inspecciones se realizan sobre troncos frescos o congelados, o a su registro como grupo taxonómico genérico "tiburón martillo". Sin embargo, como especímenes frescos enteros, esta especie presenta características morfológicas diagnósticas distintivas (Gallagher y Klimley, 2018), por lo que cabe esperar que figure con más frecuencia en los registros de captura de científicos y observadores capacitados en caso de presentarse en la captura. Pese a ello, los científicos capacitados contratados en el programa de muestreo de tiburones de 2 años, realizado por la CIAT, no registraron ningún espécimen entre los 20,698 tiburones que registraron en casi 1,400 sitios de descarga a lo largo de Centroamérica (CIAT, datos sin publicar). En una revisión de registros históricos de captura y estudio de aguas del Pacífico mexicano, Pérez-Jiménez (2014) expresó su preocupación por la posible extirpación de S. zygaena en esta región como consecuencia de décadas de impactos de la pesca, ya que sólo se registraron 61 individuos de entre más de 207,000 tiburones capturados en estudios de tiburones realizados de 1962 a 2010. Dadas las consecuencias potencialmente significativas para la conservación de esta especie, se recomienda que sea especie prioritaria en futuros esfuerzos de investigación y ordenación.

Una cuestión que se relaciona con la necesidad de registrar la ocurrencia por especie se refiere a la mejora de la recolección de datos de talla por especie (para la selectividad y el MDE basado en la talla). Está bien documentado que las tres especies de tiburón martillo contempladas en el presente estudio sufren cambios ontogenéticos distintos en sus distribuciones, por su apareamiento y alumbramiento en hábitats costeros poco profundos (Francis, 2016; Zanella et al., 2019; López-Angarita et al., 2021a; Macdonald et al., 2021; Corgos y Rosende-Pereiro, 2022). Sin embargo, actualmente las metodologías de desarrollo de MDE no admiten fácilmente datos de talla para capturar cambios ontogenéticos en la distribución. Por ende, en las celdas de grilla donde se predice la presencia de una especie se supone implícitamente que todas las clases de talla están presentes. Aunque el uso de componentes de selectividad en EASI-Fish tiene en cuenta la mortalidad por pesca diferencial entre clases de talla, EASI-Fish interpreta los impactos de la pesca de manera similar a los MDE, en el sentido en que donde se predice la presencia de una especie en una celda, si se pesca en dicha celda, entonces todas las clases de talla son igualmente susceptibles a la captura si se cumplen por completo todos los parámetros de selectividad. Esto se convierte en un problema en el componente de productividad de EASI-Fish donde existe una ponderación implícita igual de la mortalidad por pesca entre clases de talla. En el caso de los tiburones martillo, esto da lugar a una subestimación de la mortalidad por pesca de clases de talla pequeñas, lo cual mermaría la capacidad del modelo de RPR para tener en cuenta la sobrepesca de crecimiento y por ende generaría un estado de vulnerabilidad demasiado optimista. Se cree que este factor ocasionó la estimación de impactos insignificantes de las pesquerías artesanales y particularmente de la veda total de la pesquería de red agallera de neonatos, que se incluyó en la evaluación específicamente para explorar los impactos de esta pesquería sobre los tiburones martillo.

Como posible manera de sortear este problema, se podría disponer de un índice de abundancia para cada clase de talla, a partir del cual cada celda de grilla podría ponderarse. Sin embargo, si se dispusiera de datos tan detallados, la evaluación convencional de poblaciones sería un enfoque más adecuado para evaluar la verdadera condición de la población, en lugar de mejorar los resultados de EASI-Fish, que proporcionan solamente una medida de vulnerabilidad. Por otra parte, si mejora la calidad de los datos, se podrían desarrollar MDE por talla –como se hizo en <u>SAC-10 INF-D</u> para el atún patudo– para cada categoría de talla (por ejemplo, pequeños, medianos, grandes), utilizando, por ejemplo, información recolectada por observadores de la CIAT en buques cerqueros o mediante otros programas destinados a recolectar información geolocalizada por talla. Posteriormente, se podría utilizar el componente de susceptibilidad de EASI-Fish (Ecuación 3) para estimar la mortalidad por pesca de cada categoría de talla, que puede incorporarse para generar una estimación final de mortalidad por pesca que se utiliza después en los modelos por recluta para evaluar el estado de vulnerabilidad.

Otra manera de mejorar la estimación de impactos por pesquería consiste en mejorar las estimaciones del parámetro de capturabilidad, q (Ecuación 1), el cual, en términos convencionales, corresponde a la fracción de la biomasa de la población que es capturada por una unidad de esfuerzo ( $E_x$ ) en la pesquería x. Aunque sí se disponía de estimaciones de la capturabilidad del tiburón sedoso en cada pesquería, a partir de la evaluación de poblaciones del Pacífico entero, no se utilizaron en el presente estudio ya que Clarke *et al.* (2018) las consideró poco fiables debido a las tendencias de abundancia contradictorias que muestran las pesquerías del OPOC y del OPO. Además, estos valores de q no se utilizaron porque aún no se había validado la adopción de valores de q a partir de la evaluación de poblaciones en EASI-Fish. EASI-Fish se diseñó para estimar la vulnerabilidad relativa, ya sea entre especies o entre escenarios para la misma especie, en entornos con pocos datos, donde se desconoce el nivel de esfuerzo y su impacto sobre

la biomasa de la población. Por lo tanto, a estos parámetros se les puede asignar de manera precautoria un valor de 1 y se supone que el impacto de una pesquería en una celda es de filo de cuchillo, es decir que la pesca está presente o bien está ausente. Se supone, por ende, que en una celda donde una pesquería está presente, inicialmente el 100% de los tiburones en dicha celda de grilla están susceptibles a la captura por la pesquería, sin importar cuánto esfuerzo se aplique en la celda, pero se produce una pérdida en la proporción de la población afectada por la pesca con cada parámetro de susceptibilidad sucesivo que se va introduciendo. Por ende, el significado matemático de los parámetros q y E en EASI-Fish puede ser fundamentalmente distinto a su significado en los modelos de evaluaciones convencionales de poblaciones, en los que la cantidad por población de una variable continua y adimensional (es decir, la biomasa o números de individuos) se estima mediante la acumulación de cantidades de captura conforme se van introduciendo al modelo pesquerías sucesivas. El análisis de sensibilidad (sección 3.3) demostró claramente la sensibilidad del modelo a diferentes valores de q y el consiguiente impacto sobre el estado de vulnerabilidad de tiburones SMT. Se necesitan más estudios para examinar si es posible utilizar estimaciones convencionales de q y E directamente en EASI-Fish, si se requieren modificaciones como la normalización o estandarización, o si pueden ser convenientes otros enfoques novedosos (Griffiths et al., 2007). No obstante, se justifica algún tipo de ponderación de q para reflejar mejor la contribución relativa de cada pesquería a la mortalidad por pesca general de cada especie. Esto requerirá, empero, muchos más datos de cada pesquería, especialmente de la pesquería artesanal, donde los impactos sobre los tiburones SMT son considerables (SAC-14 INF-L).

#### 4.2 Orientación de la ordenación a partir del modelado de escenarios

Si bien la precisión de las estimaciones de mortalidad por pesca puede verse afectada por los problemas mencionados anteriormente, lo que explica por qué se estima un sustituto de mortalidad por pesca  $(\tilde{F})$ dentro del alcance de los supuestos simplistas del modelo EASI-Fish, detallados extensamente en Griffiths et al. (2019), la evaluación EASI-Fish actual pudo cumplir los objetivos del estudio al evaluar la eficacia relativa de los 43 escenarios hipotéticos de MCO. Aunque muchos de los escenarios predijeron una reducción en la vulnerabilidad, ninguno reclasificó alguna de las especies SMT en la categoría "menos vulnerable". Las MCO de mayor impacto positivo fueron notablemente consistentes para las cuatro especies. Las medidas individuales que tuvieron el mayor impacto positivo sobre la vulnerabilidad fueron vedas en el OPO entero, particularmente en los casos en los que múltiples pesquerías, incluida la pesquería palangrera industrial, se encontraban vedadas durante 120 o 180 días. A diferencia de la pesquería de cerco, que es objeto de una veda de 72 días en el OPO entero desde 2018 (resoluciones C-17-01 y C-21-04), la CIAT no ha impuesto nunca vedas espaciales o temporales a la pesquería palangrera industrial como medida de ordenación para reducir la mortalidad por pesca de sus especies objetivo o predominantes. Sin embargo, desde 2011, la resolución C-11-02 impone restricciones de arte a los buques palangreros industriales >20 m LOA en el área de 20°N a 30°S para reducir la captura incidental de aves marinas.

Las vedas temporales simuladas de la pesquería palangrera industrial fueron eficaces debido a que se evitaron por completo las interacciones con tiburones durante la totalidad del periodo de la veda, lo que ocasionó una reducción en la mortalidad por pesca en toda la gran zona en la que opera la pesquería palangrera industrial. Varios autores han desarrollado recientemente jerarquías de mitigación para la captura incidental en pesquerías y aconsejan evitar la interacción como opción preferida para la mitigación en el caso de las especies cuya captura es inevitable, incluso con la aplicación de medidas específicas (Milner-Gulland *et al.*, 2018; Booth *et al.*, 2020; Gilman *et al.*, 2023). Este es el enfoque que han adoptado Colombia y Ecuador, donde se ha prohibido por completo la pesca industrial y artesanal de tiburones dentro de sus ZEE (Tribunal Constitucional del Ecuador, 2007; Mason *et al.*, 2020). Aunque la prevención de las interacciones con tiburones sería evidentemente la medida más eficaz para mitigar la

captura incidental de tiburones en el OPO, las consecuencias pragmáticas de la veda de un área tan extensa durante 120 días o más son tales que es poco probable que resulte una medida de ordenación viable ya que ocasionará una reducción considerable en la captura, lo cual podría tener impactos socioeconómicos significativos para algunos países con pesquerías palangreras, especialmente para los Estados donde ya existe una veda estacional de 3 meses para la pesca de tiburones dentro de la ZEE, como México (Sosa-Nishizaki *et al.*, 2020) y Perú (Mason *et al.*, 2020). Además, si los Miembros de la CIAT aceptan tales vedas prolongadas, es probable que esto se traduzca en una relocalización del esfuerzo significativa y temporal hacia la parte este del Área de la Convención de la WCPFC, lo que puede generar competencia entre las flotas de países insulares y/o provocar la reducción localizada de las especies de tiburones que la veda tiene por objeto proteger. Ante estas dificultades, el personal de la CIAT ha venido explorando los beneficios de la ordenación dinámica del océano (Hazen *et al.*, 2018) como medio para reducir la interacción de la pesca con especies vulnerables (por ejemplo, SAC-10 INF-D, BYC-11-04, Pons *et al.*, 2022).

Por estas razones, la opción más viable puede consistir en implementar medidas múltiples en combinación, si puede demostrarse que es probable que cada una de las medidas individuales se implemente hasta alcanzar su pleno potencial de mitigación. Aunque puede ser más difícil implementar medidas múltiples, así como monitorear su cumplimiento, este enfoque ha sido adoptado por la CIAT en la ordenación de otras especies de captura incidental, como las aves marinas (resolución <u>C-11-02</u>), para las que se pueden seleccionar al menos 2 medidas de mitigación a partir de un "menú" de opciones de mitigación.

Lamentablemente, los escenarios que simulaban el uso de algunas de las medidas más fáciles de implementar, como la prohibición del uso de reinales de alambre o incluso la prohibición de la retención de tiburones, sólo dieron lugar a reducciones modestas en la vulnerabilidad ya que la mayoría de las medidas individuales buscan reducir la AVM. Se ha estimado que algunas medidas, como la prohibición de líneas de alambre en la pesca con palangre, disminuyen la AVM de algunas especies de tiburones en un 31%-41% (Bigelow *et al.*, 2022; Scott *et al.*, 2022). Sin embargo, la posible reducción en la mortalidad por pesca alcanzada mediante estas medidas se verá anulada si no existe ninguna medida asociada para prohibir la retención de tiburones, o si la MPL es alta, como es el caso de la mortalidad de *C. falciformis* y *S. lewini* liberados de las redes de cerco, que se estima en un 85%-100% (Hutchinson *et al.*, 2015; Eddy *et al.*, 2016).

## 4.3 Recomendaciones e indicaciones para el trabajo futuro

El estudio actual ha reunido conjuntos de datos existentes y ha modelado escenarios de posibles medidas de ordenación, lo cual brinda conocimientos valiosos para que la CIAT planifique futuros esfuerzos de investigación, monitoreo, evaluación u ordenación para los tiburones sedoso y martillo en el OPO. Esta evaluación parte de la evaluación de 32 especies de tiburón capturadas incidentalmente en el OPO, realizada en 2022 (Griffiths *et al.*, 2022), que incluye las cuatro especies SMT abordadas aquí. El estudio incorpora nuevos datos publicados por investigadores de los CPC, así como esfuerzos de investigación en curso por parte del personal de la CIAT, incluido el programa de monitoreo de tiburones ABNJ (SAC-14 INF-L). Sin embargo, la falta de información biológica o de captura fundamental para las cuatro especies pone de manifiesto la necesidad de priorizar, en el trabajo futuro de la CIAT, mejores entradas de datos, no sólo para responder a necesidades más inmediatas como EASI-Fish, sino también para cumplir objetivos de más largo plazo, como la evaluación de poblaciones y la transparencia en la notificación de capturas de todas las pesquerías.

#### 4.4 Pesquerías artesanales

Uno de los requisitos más importantes para EASI-Fish es entender la huella de esfuerzo de cada pesquería

para el (los) año(s) de evaluación elegido(s), lo cual es fundamentalmente sencillo ya que se necesita solamente la presencia de una o varias unidades de esfuerzo de pesca en toda la extensión espacial de la pesquería. Desafortunadamente, el monitoreo de las pesquerías artesanales de palangre y de red agallera en todo el OPO es escaso, si no es que nulo, lo que se traduce en una falta incluso de simples datos de presencia de esfuerzo a partir de los cuales se pudieran caracterizar estas pesquerías. Para ello, fue necesario reunir datos de esfuerzo de informes publicados o estudios sin publicar, muchas veces de años distintos del año de evaluación, 2019. No obstante, es evidente que algunas pesquerías podrían recolectar ya algunos datos útiles para las evaluaciones EASI-Fish, mismos que quizás no estén fácilmente disponibles en el caso de algunas pesquerías artesanales (ver Jaramillo Torres, 2022).

Por ejemplo, un proyecto colaborativo reciente entre la CIAT, la Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas (CIT) y sus Miembros en el que se evaluó la vulnerabilidad de la tortuga laúd en el OPO (Griffiths *et al.*, 2020), el personal de la CIAT trabajó directamente con representantes de Estados ribereños para acceder a datos de esfuerzo confidenciales para desarrollar mejores MDE y huellas de esfuerzo para las pesquerías artesanales de palangre y de red agallera, que fueron sustancialmente mayores de lo que se logró utilizando los datos fragmentados de varias fuentes en este estudio. Por lo tanto, es probable que la presente investigación subestime la mortalidad por pesca de cada una de las cuatro especies SMT en las pesquerías artesanales de palangre y de red agallera.

Incluso la pesquería de cerco semiindustrial, que comprende buques más pequeños de clases 1-5, carece de un monitoreo suficiente de la captura incidental de tiburones, ya que la CIAT requiere actualmente una cobertura de observadores mínima del 5% en el caso de los buques de menos de 24 m de LOA. En el presente estudio, los datos de esfuerzo se derivaron principalmente de lances observados por TUNACONS de manera voluntaria, lo que representó el 12% del esfuerzo de la flota en 2019 (CIAT, datos sin publicar). Por lo tanto, se desconoce si la composición de las capturas es representativa de la flota y se consideró que la distribución del esfuerzo representaba la cobertura espacial mínima de la pesquería. Sin embargo, la CIAT trabaja para mejorar la provisión de datos para esta y otras flotas a través de una propuesta de actualización de su resolución sobre la provisión de datos (ver <u>SAC-12-09</u>), la elaboración del formulario de plantados (09-2018) y la implementación de sistemas de monitoreo electrónico (SME) (ver <u>EMS-01-02</u>). Además, prevé analizar la representatividad de la información recopilada en virtud del programa voluntario de buques de cerco de clases 1-5 en un futuro próximo.

Dado que EASI-Fish necesita una diversidad de entradas de datos para caracterizar las dinámicas de poblaciones y pesquerías, futuras evaluaciones EASI-Fish se verían muy beneficiadas por la estrecha colaboración con los CPC para optimizar la calidad de los datos de entrada de los modelos. Es probable que dicha colaboración fomente la confianza entre los investigadores y los gestores, lo que a su vez puede incrementar la posibilidad de colaboraciones más eficaces para llevar a cabo investigaciones en una escala relevante para las pesquerías pelágicas del OPO. Las pesquerías artesanales constituirán probablemente un área clave de la investigación, no solamente en relación con las capturas de tiburones, sino también los atunes, los peces picudos y el dorado, que conforman una parte importante de las capturas (Dapp *et al.*, 2013; Martínez-Ortiz *et al.*, 2015). Aunque las embarcaciones artesanales son pequeñas, las flotas pueden ser grandes y se ha demostrado que tienen un impacto significativo sobre los tiburones (Alfaro-Shigueto *et al.*, 2010; Cartamil *et al.*, 2011; Martínez-Ortiz *et al.*, 2015; Sosa-Nishizaki *et al.*, 2020). En 2023, la CIAT realizó estimaciones de orden de magnitud de la captura de tiburones del programa de muestreo de tiburones ABNJ (Oliveros-Ramos *et al.*, 2020), las cuales indicaron que las capturas de tiburones son significativas en la región y no deben ignorarse, tanto en el caso del tiburón sedoso como en el caso de los tiburones martillo (SAC-14 INF-L).

Lo anterior subraya una evidente necesidad de que los CPC ribereños establezcan o mejoren programas de recolección de datos para las flotas artesanales, no solamente para facilitar la ordenación de

pesquerías nacionales, sino para ayudar a la CIAT a cumplir con sus responsabilidades en virtud de la Convención de Antigua, labor que se ha visto entorpecida en muchas ocasiones por una falta de datos de estas flotas. En años recientes, la CIAT colaboró con sus Miembros centroamericanos en un proyecto financiado por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM) para desarrollar un programa de recolección de datos para pequeñas pesquerías costeras de tiburones (Siu y Aires-da-Silva, 2016; Oliveros-Ramos et al., 2019). Aunque el proyecto desarrolló un programa de muestreo que mejoró considerablemente nuestra comprensión de las pesquerías artesanales, lamentablemente, la propuesta realizada por el personal en el sentido de implementar un programa de muestreo a largo plazo para las pesquerías de tiburón en Centroamérica aún no logra obtener apoyo financiero (IATTC-98-02c). Actualmente están en proceso los fondos de FMAM ABNJ-2 para un siguiente proyecto piloto de muestreo que podría extenderse a otros países como Ecuador, Perú y México (SAC-14 INF-M). Sin embargo, para que la CIAT realice futuras evaluaciones de poblaciones o de vulnerabilidad de especies de tiburones en el OPO, según lo acordado por sus Miembros (ver resolución <u>C-16-05</u>), se necesita una solución a largo plazo para garantizar los recursos suficientes para facilitar programas de monitoreo continuos. Además, es esencial actualizar la resolución C-03-05 sobre la provisión de datos para alinearla con los mandatos descritos en la Convención de Antigua y en el PCE de la CIAT en el sentido de incluir mandatos sobre la notificación, como mínimo, de las especies vulnerables (por ejemplo, elasmobranquios) capturadas incidentalmente por las diferentes pesquerías que operan en el OPO (ver C-12-09).

#### 4.5 Pesquería palangrera industrial

La pesquería palangrera industrial tuvo, de lejos, el mayor impacto sobre los cuatro tiburones SMT en el presente estudio, lo cual se debe no solamente a la amplia dispersión de su esfuerzo en todo el OPO, que cubre una gran proporción de las distribuciones de las especies de tiburones SMT, sino también a la resolución espacial gruesa del esfuerzo notificado de dicha pesquería. Lamentablemente, frecuentemente los datos de esfuerzo de la pesquería palangrera industrial son notificados por los CPC en 5° x 5°, o a veces en 1° x 1°, que corresponde a la resolución más gruesa permitida por la resolución <u>C-03-05</u>. Además, esta resolución no requiere que los CPC presenten notificaciones sobre capturas incidentales de especies no objetivo, entre las que pueden figurar los tiburones. El principal problema derivado de la resolución gruesa de los datos de esfuerzo es que el tamaño de celda de grilla supera por mucho el de las predicciones de los MDE (0.5° x 0.5°), lo que condujo a una sobreestimación considerable de la superposición con las especies, como se mostró en el análisis de sensibilidad (sección 3.3). Esto ocurre porque en los casos en los que el MDE predice la presencia de una especie en las cien celdas de 0.5° que componen una celda de 5° que se pesca, se supone la presencia de pesca en cada celda de 0.5°.

La resolución espacial gruesa de estos datos notificados también compromete la precisión de las localizaciones de presencia de especies. Debido a que la distribución espacial del esfuerzo de pesca con palangre cubre casi toda el Área de la Convención, puede ser una fuente valiosa de datos para desarrollar MDE debido al amplio gradiente ambiental que cubre la pesquería. Sin embargo, el entorno oceanográfico puede variar significativamente dentro de una celda de grilla de 5° para la cual se notifican datos de captura debido a la influencia de los frentes (Wang *et al.*, 2021), remolinos de mesoescala (Hasson *et al.*, 2019) y otras características ambientales finas y de mesoescala, lo que compromete la posible fortaleza de las relaciones modeladas entre la abundancia relativa de una especie y las variables ambientales.

Otra deficiencia importante de los datos notificados de la pesquería palangrera industrial es la resolución temporal de la notificación, que agrupa todos los lances en escalones temporales mensuales que carecen de características operativas que pudieran servir de base para determinar el tipo de lance. La pesquería palangrera industrial suele utilizar uno de dos lances: lances profundos, en los que se calan de 20 a 32 anzuelos por flotador durante el día, a profundidades de unos 300 m para pescar atún patudo y albacora; y lances someros en los que se calan menos de 6 anzuelos durante la noche, a profundidades de unos

100 m para pescar pez espada, pero también atún, marlín y tiburones que migran verticalmente a aguas epipelágicas en la noche (Griffiths y Duffy, 2017). Así, la susceptibilidad de los tiburones a la captura depende en gran medida del tipo de lance y de la configuración de arte. Por ende, a falta de información sobre el tipo de lance, se supuso, de manera precautoria, que todos los lances fueron lances profundos en los que cualquier especie que ocupara el rango de profundidad del arte de 0-300 m era susceptible a la captura y las estimaciones de mortalidad por pesca de los tiburones SMT estaban probablemente sesgadas hacia arriba.

Una alternativa al uso de datos gruesos de bitácora para establecer una huella de esfuerzo y mejorar la precisión de la ocurrencia de especies consiste en utilizar los datos a nivel operativo requeridos por la resolución C-19-08. Aunque estos datos proporcionan datos de alta calidad sobre detalles operativos y las capturas de tiburones en cada lance observado, la resolución requiere sólo un mínimo de 5% de cobertura por observadores del esfuerzo de las flotas palangreras de cada CPC. Un análisis reciente de estos datos reveló que no son representativos de las actividades de la flota, ni cubren por completo la huella espacial de la flota (Griffiths et al., 2021). Aunque estos datos, por sí solos, no pudieron utilizarse en el presente estudio para definir la huella de esfuerzo de la pesquería, sí proporcionaron datos de talla muy útiles para las especies SMT, especialmente C. falciformis, los cuales han mejorado considerablemente las curvas de selectividad de esta pesquería desde que se realizó la evaluación de la población de tiburón sedoso en el OPO (CIAT, 2014). Si se siguen las recomendaciones de los científicos de la CIAT en el sentido de aumentar la cobertura por observadores a un mínimo de 20% o más (ver resolución C-19-08; Griffiths et al., 2021), es probable que los datos de observadores ayuden a mejorar significativamente la evaluación de tiburones en el futuro, pero también el monitoreo y notificación rutinarios de las capturas. En 2023, el personal llevó a cabo un taller para solicitar las aportaciones de Miembros con el fin de mejorar la provisión de datos de la pesquería palangrera industrial (WSDAT-01). Se prevén talleres similares para otras pesquerías, entre ellas las flotas artesanales.

## 4.6 Estudios biológicos

Las cuatro especies SMT evaluadas se encontraban entre las especies de tiburones de captura incidental más ricas en datos en las pesquerías pelágicas del OPO, ya que la frecuencia de su interacción con pesquerías ha hecho de ellas objeto de cierta atención en estudios biológicos en la mayoría de los océanos del mundo. Aunque se han realizado estudios biológicos de la mayoría de estas especies en el OPO, lamentablemente, muchos adolecen de tamaños de muestra pequeños o de un alcance espacial o temporal restringido, lo que limita su utilidad para representar la dinámica de la población de la especie más ampliamente, a escala del OPO. Con la excepción de unos cuantos estudios reproductivos realizados en el OPO (Nava Nava y Márquez-Farías, 2014; Estupiñán-Montaño *et al.*, 2021), fue necesario adoptar los valores de parámetros biológicos clave que describen el crecimiento y la reproducción de las especies SMT a partir de estudios bien diseñados del Océano Pacífico occidental (por ejemplo, Joung *et al.*, 2008; Harry *et al.*, 2011). A pesar de la frecuencia de los tiburones SMT en las pesquerías industriales y artesanales del OPO, incluso la información biológica más fundamental, como las relaciones talla-peso y talla-talla, no está disponible o no cubre un rango de tallas suficiente para una especie.

El personal de la CIAT ha propuesto, en 2023, un proyecto y plan de trabajo para evaluar la factibilidad de desarrollar un programa de muestreo, con una posible expansión por fases a un programa de muestreo piloto y en el OPO entero, para recolectar datos morfométricos de las pesquerías que operan en el OPO (<u>SAC-14 INF-J</u>). Si se aprueba y se financia, este proyecto reducirá significativamente la brecha de conocimiento en lo que respecta a las relaciones morfométricas, al menos para algunas especies clave. Tal como se ha comentado a lo largo de este documento, la talla de los tiburones SMT capturados por la flota industrial puede diferir significativamente de la talla de los de las flotas artesanales, que están más orientadas hacia la costa, donde habitan neonatos y juveniles de varias especies. Por lo tanto, será

importante utilizar los resultados del estudio de factibilidad y ampliar el muestreo a las flotas artesanales, en estrecha colaboración con los CPC de la CIAT (ver Tabla 2, <u>SAC-14 INF-J</u>). Esto podría servir como una pauta colaborativa para ampliar el estudio morfométrico para incluir la recolección de material biológico con el fin de realizar estudios biológicos críticos para las especies SMT a escala relevante para su población en el OPO. Estos esfuerzos colaborativos no solamente reducirían los costos operativos y brindarían acceso a muestras que podrían ser inaccesibles para el personal de la CIAT por sí solo, sino que también crearían capacidad de investigación pesquera en las instituciones de los Estados ribereños en vías de desarrollo, lo cual ha sido una meta importante del PCE de la CIAT (Meta Q: Proporcionar oportunidades de capacitación para científicos y técnicos de CPC).

# **5. CONCLUSIONES**

En las últimas dos décadas, ha habido un cambio dramático en el enfoque tradicional de la ordenación pesquera, que ha dejado de centrarse en especies objetivo individuales para dar lugar a un enfoque más holístico que considera el contexto más amplio del ecosistema (Hall y Mainprize, 2004). Así, las funciones y responsabilidades de la CIAT, de sus Miembros y de sus pesquerías también han sufrido un cambio sustancial para asegurar la sostenibilidad a largo plazo de todas las especies afectadas por actividades de pesca. Esto queda reflejado explícitamente en la Convención de Antigua (CIAT, 2003), particularmente en el artículo VII 1(f): *"adoptar, en caso necesario, medidas y recomendaciones para la conservación y administración de las especies que pertenecen al mismo ecosistema y que son afectadas por la pesca de especies de peces abarcadas por la presente Convención, o que son dependientes de estas especies o están asociadas con ellas..."*. Esto ha llevado a que se centre la atención en los tiburones, que frecuentemente se retienen como captura, o se descartan como captura incidental, en las pesquerías industriales y artesanales del OPO. Sin embargo, debido a una falta de datos biológicos y de captura fiables para estas especies, no es posible recurrir a métodos convencionales de evaluación de poblaciones para demostrar que las poblaciones se ven afectadas en niveles biológicamente sostenibles.

Para atender este problema, el personal de la CIAT diseñó EASI-Fish, una herramienta que cuantifica los impactos acumulativos de múltiples pesquerías sobre especies con pocos datos y determina, de manera transparente, el estado de vulnerabilidad de la población de una especie con base en sustitutos de puntos de referencia biológicos ampliamente usados en la evaluación de poblaciones pesqueras. Aunque EASI-Fish integra modelos de rendimiento y biomasa reproductora por recluta estructurados por talla, este y otros métodos de ERE no deben utilizarse como sustitutos de la evaluación de poblaciones para evaluar la condición de las poblaciones de especies de tiburones y no deben ser el punto final para el asesoramiento de ordenación.

En el presente estudio, se utilizó EASI-Fish para explorar la posible eficacia de una serie de MCO potenciales para cuatro especies de tiburones SMT, cuya exploración por medio de estudios de campo podría resultar difícil, tardada y costosa. Los resultados identifican las medidas más eficaces, aplicadas individualmente o en combinación, para reducir la vulnerabilidad de estas especies. Estos hallazgos pueden orientar a la CIAT a la hora de planificar futuros esfuerzos de investigación y ordenación para tiburones. En el periodo intermedio –mientras no se cuente con datos fiables para emprender evaluaciones convencionales de poblaciones u otros métodos modernos de evaluación de poblaciones como el marcado y recaptura por parientes cercanos (Bravington *et al.*, 2016)– los resultados de esta investigación desempeñan un papel importante en la priorización de los esfuerzos de la CIAT en materia de tiburones.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a Mark Maunder, Dan Ovando, Marlon Roman, Omar Santana y Paulina Llano por sus valiosas aportaciones al documento y por revisar los borradores de este documento. **TABLA 1**. Fuentes de datos y periodo de cobertura de los datos de esfuerzo de pesca usados para definir la distribución espacial del esfuerzo por cada pesquería en el OPO. Las fuentes de datos con un asterisco (\*) contenían mapas de distribución del esfuerzo de pesca que fueron georreferenciados manualmente y las ubicaciones de cada evento de pesca atribuidas a una celda apropiada para indicar la presencia de pesca.

Pesquería	País	Año	Resolución de datos	Comentarios y fuente de datos
Pesquerías industriales				
Palangre	Área de la Convención de la CIAT	2019	Agregados mensuales del número de anzuelos calados con una resolución de 5°x5° (informes de los CPC); datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5° (datos de observadores).	Datos de bitácora sin publicar y de programas nacionales de observadores presentados a la CIAT.
	México (Océano Pacífico y Golfo de California)	2006-2009; 2006- 2013; 2009-2012; 2018	Datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Castillo-Castillo-Geniz <i>et al</i> . (2016)*; Castillo-Castillo- Geniz et al . (2017)*; Carreón-Zapiain et al. (2018)*; Programa de Grandes Pelágicos del Pacífico, INAPESCA*.
	México (costa del Pacífico central)	2003-2011	Datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Hernández y Valdez Flores (2016)*
Cerco (Clase 6 - todos los tipos de lance)	Área de la Convención de la CIAT	2019	Datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Datos sin publicar recolectados por el APICD y los programas nacionales de observadores y conservados por la CIAT.
Cerco (Clases 1-5 - todos los tipos de lance)	Área de la Convención de la CIAT	2019	Datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Datos de bitácora sin publicar, de programas nacionales de observadores y del programa de observadores de TUNACONS presentados a la CIAT.
Pesquerías artesanales				
Red agallera de superficie	Ecuador	2016	Datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Martínez et al. (2017)*
	Guatemala, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica, Panamá	2018	Posiciones de los puntos de acceso y descarga asignados a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°.	Oliveros-Ramos <i>et al.</i> (2019)
	México (noroeste del Golfo de California)	1998-1999	Posiciones de los campamentos de pesca asignados a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°.	Smith <i>et al.</i> (2009)*
	México (suroeste del Golfo de California)	1998-1999	Posiciones de los campamentos de pesca asignados a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°.	Bizzarro <i>et al.</i> (2009a)*
	México (noreste del Golfo de California)	1998-1999	Posiciones de los campamentos de pesca asignados a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°.	Bizzarro et al. (2009b)*
	México, Panamá	2017-2018	Posiciones de los puertos pesqueros asignadas a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°.	Ortíz-Álvarez et al. (2020)
	Nicaragua, Costa Rica, Colombia	2016-2017	Posiciones de los puertos pesqueros asignadas a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°.	Ortíz-Álvarez et al. (2020)
	Perú y Chile	2005-2007;	Datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Alfaro-Alfaro-Shigueto et al. (2011)*

	Perú	2007	Datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Ayala <i>et al.</i> (2008)*
Palangre de superficie	Chile (norte y centro)	2001-2005; 2016	Datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Donoso y Dutton (2010);
	Chile (sur)	2002	Datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Moreno <i>et al.</i> (2006)*
	Chile y Perú	2005-2010	Agregados anuales del número de lances con una resolución de 0.5°x0.5°.	Doherty <i>et al.</i> (2014)*
	Ecuador	2008-2012	Datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Martínez-Ortiz et al. (2015)
	Ecuador, Panamá, Costa Rica	2004-2010	Datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Datos no publicados de observadores de la CIAT.
	Guatemala, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica, Panamá	2018	Posiciones de los puntos de acceso y descarga asignados a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°.	Oliveros-Ramos <i>et al.</i> (2019)
	México (oeste del Mar de Cortés)	1998-1999	Posiciones de los campamentos de pesca asignados a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°.	Bizzarro <i>et al.</i> (2009a)*
	México (noreste del Golfo de California)	1998-1999	Posiciones de los campamentos de pesca asignados a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°.	Bizzarro <i>et al.</i> (2009b)*
	México, Panamá	2017-2018	Posiciones de los puertos pesqueros asignadas a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°.	Ortíz-Álvarez <i>et al.</i> (2020)
	Nicaragua, Costa Rica, Colombia	2016-2017	Posiciones de los puertos pesqueros asignadas a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°.	Ortíz-Álvarez <i>et al.</i> (2020)
	Perú	2004-2006; 2007	Datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Ayala et al. (2008)*; Alfaro-Shigueto et al. (2011)*

**TABLA 2**. Estimadores de mortalidad natural (*M*) utilizados en la evaluación EASI-Fish del tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis;* FAL), la cornuda común (*Sphyrna lewini;* SPL), la cornuda gigante (*S. mokarran;* SPK) y la cornuda cruz (*S. zygaena;* SPZ) en el océano Pacífico oriental en 2019.

Estimador	Ecuación	Cita
Hoenig <sub>tmax</sub>	$M = \frac{4.3}{t_{max}}$	Hoenig (1983)
Hoenig <sub>nls</sub>	$M = 4.899 t_{max}^{-0.916}$	Then <i>et al.</i> (2015)
Jensen (J)	M = 1.60 K	Jensen (1996)
Pauly <sub>nls</sub>	$M = 4.118K^{0.73}L_{\infty}^{-0.33}$	Then <i>et al.</i> (2015)
Pauly <sub>LKT</sub>	$\log M = -0.0066 - 0.279 \ln L_{\infty} + 0.6543 \ln K + 0.4634 \ln T$	Pauly (1980)
Pauly <sub>ĸτ</sub>	$M = K e^{-0.22 + 0.3 \ln T}$	Froese y Pauly (2017)
$Pauly_{LT}$	$M = 10^{0.566 - 0.718 \ln L_{\infty}} + 0.02T$	Froese y Pauly (2017)

M = tasa de mortalidad natural instantánea (año<sup>-1</sup>)

 $t_{\text{max}}$  = edad máxima observada de los animales de la población.

 $L_{\infty}$  = la talla promedio de un animal si viviera hasta una edad infinita, y conocida como la talla asintótica de un animal en la función de crecimiento de von Bertalanffy.

K= el parámetro de curvatura de la función de crecimiento de von Bertalanffy (año<sup>-1</sup>).

*T* = temperatura media del agua (°C) en el lugar y el rango de profundidad habitados por la especie.

**TABLA 3.** Parámetros biológicos del tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*), la cornuda común (*Sphyrna lewini*), la cornuda gigante (*S. mokarran*) y la cornuda cruz (*S. zygaena*) evaluados mediante EASI-Fish, incluida la edad máxima registrada ( $t_{max}$ ), los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy ( $L_{\infty}$ , K,  $t_0$ ), los parámetros de relación talla-peso a y b, la talla al 50% de madurez ( $L_{MAT}$ ), la talla al nacimiento ( $L_0$ ) y la mortalidad natural (M). Los valores de M muestran el valor fijo derivado de las evaluaciones de población (fuente indicada), o el valor medio derivado de varios estimadores de mortalidad definidos en la Tabla 2. Los valores indicados entre paréntesis son los valores mínimo y máximo de las distribuciones a priori uniformes (<sup>U</sup>) utilizadas en 10,000 iteraciones de simulaciones de Monte Carlo. Todas las tallas son la longitud total. Las fuentes de los valores de los parámetros biológicos se muestran en la Tabla 4.

Especie	t <sub>max</sub>	L <sub>inf</sub>	К	t <sub>o</sub>	L-W a	L <sub>50</sub>	L <sub>0</sub>	М	М
	(años)	(año)⁻¹	(año) <sup>.</sup> 1	(año) <sup>.1</sup>	L-W <i>b</i>	(cm)	(cm)	(año)⁻¹	método
Carcharhinus falciformis	16	332.0	0.084	-2.76	0.0000273; 2.860	215.0 <sup>2</sup> 50	48	0.18	H <sub>tmax</sub> , H <sub>nis</sub> , P <sub>nis</sub> , P <sub>LKT</sub> , J, Clarke <i>et al.</i> (2018), CIAT (2014)
Sphyrna lewini	21	289.6	0.161	-1.00	0.00000399; 3.030	219.4 <sup>L</sup> 50	47	0.23 (0.21-0.30) <sup>u</sup>	López-Martínez <i>et al.</i> (2020)
Sphyrna mokarran	39	402.7	0.079	-2.00	0.00000123; 3.240	227.9 <sup>1</sup> 50	70	0.13 (0.11-0.17) <sup>U</sup>	$H_{tmax}$ , $H_{nls}$ , $P_{nls}$ , $P_{LKT}$ , J
Sphyrna zygaena	25	375.2	0.111	-1.31	0.0000024; 3.150	200.0 <sup>L</sup> 50	55	0.15 (0.15-0.26) <sup>u</sup>	Tsai <i>et al.</i> (2018)

**TABLA 4**. Fuentes de los parámetros biológicos utilizados en EASI-Fish para evaluar el tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*), la cornuda común (*Sphyrna lewini*), la cornuda gigante (*S. mokarran*) y la cornuda cruz (*S. zygaena*) en diez pesquerías pelágicas del Océano Pacífico oriental, incluyendo la edad máxima registrada ( $t_{max}$ ), los parámetros de crecimiento ( $L_{\infty}$ , K,  $t_0$ ), los parámetros de relación talla-peso (T-P) a y b, la talla de madurez ( $L_{MAT}$ ) y la talla al nacimiento ( $L_0$ ). Los valores de los parámetros se muestran en la Tabla 3.

Especie	t <sub>max</sub> (años)	$L_{\infty}$ , K, $t_0$	L-W <i>a</i> & b	L <sub>MAT</sub> (cm)	L <sub>0</sub> (cm)
Carcharhinus falciformis	Sánchez-de Ita et al. (2011)	Joung <i>et al</i> . (2008)	Oshitani et al. (2003)	Joung <i>et al.</i> (2008)	Oshitani <i>et al.</i> (2003)
Sphyrna mokarran	Tovar-Ávila y Gallegos-Camacho (2014)	Harry <i>et al.</i> (2011)	Stevens y Lyle (1989)	Harry <i>et al.</i> (2011)	Harry et al. (2011)
Sphyrna lewini	Drew <i>et al.</i> (2015)	Drew <i>et al.</i> (2015)	Stevens y Lyle (1989)	Estupiñán-Montaño et al. (2021)	Estupiñán-Montaño <i>et al.</i> (2021)
Sphyrna zygaena	Rosa et al. (2017)	Chow (2004)	Chow (2004)	Nava Nava y Márquez-Farías (2014)	Nava Nava y Márquez-Farías (2014)

**TABLA 5**. Valores de los parámetros del modelo EASI-Fish modificados para definir 43 escenarios hipotéticos de conservación y ordenación (más el *statu quo*) del tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis;* FAL), la cornuda común (*Sphyrna lewini;* SPL), la cornuda gigante (*S. mokarran;* SPK) y la cornuda cruz (*S. zygaena;* SPZ) en diez pesquerías pelágicas del Océano Pacífico oriental. Todos los demás valores de los parámetros en cada escenario fueron los mismos que para el *statu quo* (ver Anexo 1).

Escenario	Palangre industrial	Cerco (clase 6)	Cerco (clases 1-5)	Red agallera artesanal	Red agallera	Palangre artesanal	Palangre artesanal				
				(Neonatos)	artesanal	(Dorado)	(Atún-peces picudos-tiburón)				
					(Tiburones- teleósteos)						
Statu quo (S	Statu quo (SQ)										
1	SQ	SQ	SQ	SQ	SQ	SQ	SQ				
Mejores prá	Mejores prácticas de manipulación y liberación en las pesquerías cerqueras										
2		FAL: MPL = 0.5-0.7	FAL: MPL = 0.5-0.7								
		SPL: MPL = 0.7-0.9	SPL: MPL = 0.7-0.9								
		SPK: MPL = 0.85-0.95	SPK: MPL = 0.85-0.95								
		SPZ: MPL = 0.85-0.95	SPZ: MPL = 0.85-0.95								
3		FAL: MPL = 0.5-0.7	FAL: MPL = 0.5-0.7								
		SPL: MPL = 0.7-0.9	SPL: MPL = 0.7-0.9								
		SPK: MPL = 0.65-0.75	SPK: MPL = 0.65-0.75								
		SPZ: MPL = 0.65-0.75	SPZ: MPL = 0.65-0.75								
Veda tempo	ral en el OPO entero										
4		D = 120d	D = 120d								
5		D = 180d	D = 180d								
6	D = 72d										
7	D = 120d										
8	D = 180d										
9						D = 72d	D = 72d				
10						D = 120d	D = 120d				
11						D = 180d	D = 180d				
12	D = 72d					D = 72d	D = 72d				
13	D = 120d					D = 120d	D = 120d				

14	D = 180d					D = 180d	D = 180d
15				D = 72d	D = 72d		
16				D = 120d	D = 120d		
17				D = 180d	D = 180d		
18	D = 72d			D = 72d	D = 72d	D = 72d	D = 72d
19	D = 120d	D = 120d	D = 120d	D = 120d	D = 120d	D = 120d	D = 120d
20	D = 180d	D = 180d	D = 180d	D = 180d	D = 180d	D = 180d	D = 180d
Prohibición o	de reinales de acero						
21	FAL: AVM = 0.17-0.25						
	SPL: AVM = 0.3-0.4						
	SPK: AVM = 0.39-0.66						
	SPZ: AVM = 0.4-0.54						
22							FAL: AVM = 0.17-0.25
							SPL: AVM = 0.3-0.4
							SPK: AVM = 0.39-0.66
							SPZ: AVM = 0.4-0.54
23	FAL: AVM = 0.17-0.25						FAL: AVM = 0.17-0.25
	SPL: AVM = 0.3-0.4						SPL: AVM = 0.3-0.4
	SPK: AVM = 0.39-0.66						SPK: AVM = 0.39-0.66
	SPZ: AVM = 0.4-0.54						SPZ: AVM = 0.4-0.54

#### TABLA 5 continuación

Escenario	Palangre industrial	Cerco (clase 6)	Cerco (clases 1-5)	Red agallera artesanal (Neonatos)	Red agallera artesanal (Tiburones- teleósteos)	Palangre artesanal (Dorado)	Palangre artesanal (Atún-peces picudos-tiburón)
Talla mínima	a de retención de 100 cm LT						
24	FAL: MPL = 0.1-0.4 (<100 cm)						
	SPL: MPL = 0.43-0.5 (<100 cm)						
	SPK: MPL = 0.46-0.50 (<100 cm)						
	SPZ: MPL = 0.46-0.50 (<100 cm)						
25						FAL: MPL = 0.1-0.4 (<100 cm)	FAL: MPL = 0.1-0.4 (<100 cm)

				SPL: MPL = 0.43-0.5 (<100 cm)	SPL: MPL = 0.43-0.5 (<100 cm)
				SPK: MPL = 0.46-0.50 (<100 cm)	SPK: MPL = 0.46-0.50 (<100 cm)
				SPZ: MPL = 0.46-0.50 (<100 cm)	SPZ: MPL = 0.46-0.50 (<100 cm)
26	FAL: MPL = 0.1-0.4 (<100 cm)			FAL: MPL = 0.1-0.4 (<100 cm)	FAL: MPL = 0.1-0.4 (<100 cm)
	SPL: MPL = 0.43-0.5 (<100 cm)			SPL: MPL = 0.43-0.5 (<100 cm)	SPL: MPL = 0.43-0.5 (<100 cm)
	SPK: MPL = 0.46-0.50 (<100 cm)			SPK: MPL = 0.46-0.50 (<100 cm)	SPK: MPL = 0.46-0.50 (<100 cm)
	SPZ: MPL = 0.46-0.50 (<100 cm)			SPZ: MPL = 0.46-0.50 (<100 cm)	SPZ: MPL = 0.46-0.50 (<100 cm)
Veda de la p	esquería de neonatos con red agaller	а			
27			D = 0		
No retención	n de tiburones sedoso y martillo				
28	FAL: MPL = 0.1-0.4				
	SPL: MPL = 0.43-0.5				
	SPK: MPL = 0.46-0.50				
	SPZ: MPL = 0.46-0.50				
29				FAL: MPL = 0.1-0.4	FAL: MPL = 0.1-0.4
				SPL: MPL = 0.43-0.5	SPL: MPL = 0.43-0.5
				SPK: MPL = 0.46-0.50	SPK: MPL = 0.46-0.50
				SPZ: MPL = 0.46-0.50	SPZ: MPL = 0.46-0.50
30	FAL: MPL = 0.1-0.4			FAL: MPL = 0.1-0.4	FAL: MPL = 0.1-0.4
	SPL: MPL = 0.43-0.5			SPL: MPL = 0.43-0.5	SPL: MPL = 0.43-0.5
	SPK: MPL = 0.46-0.50			SPK: MPL = 0.46-0.50	SPK: MPL = 0.46-0.50
	SPZ: MPL = 0.46-0.50			SPZ: MPL = 0.46-0.50	SPZ: MPL = 0.46-0.50
MEDIDAS CO	OMBINADAS				
Veda (palan	gre) + prohibición de reinales de acer	D			
31	D = 72d				
	FAL: AVM = 0.17-0.25				
	SPL: AVM = 0.3-0.4				
	SPK: AVM = 0.39-0.66				

	SPZ: AVM = 0.4-0.54				
32				D = 72d	D = 72d
					FAL: AVM = 0.17-0.25
					SPL: AVM = 0.3-0.4
					SPK: AVM = 0.39-0.66
					SPZ: AVM = 0.4-0.54
33	D = 72d			D = 72d	D = 72d
	FAL: AVM = 0.17-0.25				FAL: AVM = 0.17-0.25
	SPL: AVM = 0.3-0.4				SPL: AVM = 0.3-0.4
	SPK: AVM = 0.39-0.66				SPK: AVM = 0.39-0.66
	SPZ: AVM = 0.4-0.54				SPZ: AVM = 0.4-0.54

## TABLA 5 continuación

Escenario	Palangre industrial	Cerco (clase 6)	Cerco (clases 1-5)	Red agallera artesanal	Red agallera	Palangre artesanal	Palangre artesanal					
				(Neonatos)	(Tiburonos	(Dorado)	(Atún-peces picudos-tiburón)					
					teleósteos)							
Veda (palang	Veda (palangre) + Prohibición de reinales de acero + Talla mínima de retención											
37	D = 72d											
	Para tiburones (<100 cm)											
	FAL: AVM = 0.17-0.25											
	SPL: AVM = 0.3-0.4											
	SPK: AVM = 0.39-0.66											
	SPZ: AVM = 0.4-0.54											
	Para tiburones (>100 cm)											
	FAL: AVM 0.17-0.25+MPL 0.1-0.3											
	SPL: AVM 0.3-0.4+MPL 0.43-0.5											
	SPK: AVM 0.39-0.66+MPL 0.46-0.5											
	SP7: AVM 0.4-0.54+ MPL 0.46-0.5											
38						D = 72d	D = 72d					
50						Para tiburones ( $<100$ cm)	Para tiburones (<100 cm)					
							EAL: AVM = 0.17-0.25					
						FAL. WIFL - 0.1-0.5	FAL: AVM = 0.17-0.25					
						SPL: MPL = 0.45-0.5	SPL: AVM = 0.3-0.4					
						SPK: MPL = 0.46-0.50	SPR: AVIN = 0.39-0.00					
						SPZ: MPL = 0.46-0.50	SP2: AVM = 0.4-0.54					
							Para tiburones (>100 cm)					
							FAL: AVM 0.17-0.25+MPL 0.1-0.3					
							SPL: AVM 0.3-0.4+MPL 0.43-0.5					
							SPK: AVM 0.39-0.66+MPL 0.46-0.5					
							SPZ: AVM 0.4-0.54+ MPL 0.46-0.5					
39	D = 72d					D = 72d	D = 72d					
	Para tiburones (<100 cm)					Para tiburones (<100 cm)	Para tiburones (<100 cm)					
	FAL: AVM = 0.17-0.25					FAL: MPL = 0.1-0.3	FAL: AVM = 0.17-0.25					

	SPL: AVM = 0.3-0.4				SPL: MPL = 0.43-0.5	SPL: AVM = 0.3-0.4
	SPK: AVM = 0.39-0.66				SPK: MPL = 0.46-0.50	SPK: AVM = 0.39-0.66
	SPZ: AVM = 0.4-0.54				SPZ: MPL = 0.46-0.50	SPZ: AVM = 0.4-0.54
	Para tiburones (>100 cm)					Para tiburones (>100 cm)
	FAL: AVM 0.17-0.25+MPL 0.1-0.3					FAL: AVM 0.17-0.25+MPL 0.1-0.3
	SPL: AVM 0.3-0.4+MPL 0.43-0.5					SPL: AVM 0.3-0.4+MPL 0.43-0.5
	SPK: AVM 0.39-0.66+MPL 0.46-0.5					SPK: AVM 0.39-0.66+MPL 0.46-0.5
	SPZ: AVM 0.4-0.54+ MPL 0.46-0.5					SPZ: AVM 0.4-0.54+ MPL 0.46-0.5
Veda (palang	gre) + Prohibición de reinales de acero +	Prohibición de retención	de tiburones			
40	D = 72d					
	FAL: AVM 0.17-0.25+MPL 0.1-0.3					
	SPL: AVM 0.3-0.4+MPL 0.43-0.5					
	SPK: AVM 0.39-0.66+MPL 0.46-0.5					
	SPZ: AVM 0.4-0.54+ MPL 0.46-0.5					
41					D = 72d	D = 72d
					FAL: MPL = 0.1-0.3	FAL: AVM 0.17-0.25+MPL 0.1-0.3
					SPL: MPL = 0.43-0.5	SPL: AVM 0.3-0.4+MPL 0.43-0.5
					SPK: MPL = 0.46-0.50	SPK: AVM 0.39-0.66+MPL 0.46-0.5
					SPZ: MPL = 0.46-0.50	SPZ: AVM 0.4-0.54+ MPL 0.46-0.5
42	D = 72d				D = 72d	D = 72d
	FAL: AVM 0.17-0.25+MPL 0.1-0.3				FAL: MPL = 0.1-0.3	FAL: AVM 0.17-0.25+MPL 0.1-0.3
	SPL: AVM 0.3-0.4+MPL 0.43-0.5				SPL: MPL = 0.43-0.5	SPL: AVM 0.3-0.4+MPL 0.43-0.5
	SPK: AVM 0.39-0.66+MPL 0.46-0.5				SPK: MPL = 0.46-0.50	SPK: AVM 0.39-0.66+MPL 0.46-0.5
	SPZ: AVM 0.4-0.54+ MPL 0.46-0.5				SPZ: MPL = 0.46-0.50	SPZ: AVM 0.4-0.54+ MPL 0.46-0.5

TABLA 5 continuación

Escenario	Palangre industrial	Cerco (clase 6)	Cerco (clases 1-5)	Red agallera artesanal	Red agallera artesanal	Palangre artesanal	Palangre artesanal
				(Neonatos)	(Tiburones-teleósteos)	(Dorado)	(Atún-peces picudos-tiburón)
Veda (palang	gre) + prohibición de reinales de acero +	+ no retención + mejores pr	ácticas de liberación y man	nipulación			
43	D = 72d	FAL: MPL = 0.5-0.7	FAL: MPL = 0.5-0.7	FAL: MPL = 1	FAL: MPL = 1	D = 72d	D = 72d

	FAL: AVM 0.17-0.25+MPL 0.1-0.3	SPL: MPL = 0.7-0.9	SPL: MPL = 0.7-0.9	SPL: MPL = 1	SPL: MPL = 1	FAL: MPL = 0.1-0.3	FAL: AVM 0.17-0.25+MPL 0.1-0.3
	SPL: AVM 0.3-0.4+MPL 0.43-0.5	SPK: MPL = 0.85-0.95	SPK: MPL = 0.85-0.95	SPK: MPL = 1	SPK: MPL = 1	SPL: MPL = 0.43-0.5	SPL: AVM 0.3-0.4+MPL 0.43-0.5
	SPK: AVM 0.39-0.66+MPL 0.46-0.5	SPZ: MPL = 0.85-0.95	SPZ: MPL = 0.85-0.95	SPZ: MPL = 1	SPZ: MPL = 1	SPK: MPL = 0.46-0.50	SPK: AVM 0.39-0.66+MPL 0.46-0.5
	SPZ: AVM 0.4-0.54+ MPL 0.46-0.5					SPZ: MPL = 0.46-0.50	SPZ: AVM 0.4-0.54+ MPL 0.46-0.5
Veda (palang	gre) + prohibición de reinales de acero +	+ no retención + mejores pr	ácticas de liberación y mar	ipulación + veda de la pesc	uería de neonatos con red	agallera	
44	D = 72d	FAL: MPL = 0.5-0.7	FAL: MPL = 0.5-0.7	D = 365d	FAL: MPL = 1	D = 72d	D = 72d
	FAL: AVM 0.17-0.25+MPL 0.1-0.3	SPL: MPL = 0.7-0.9	SPL: MPL = 0.7-0.9		SPL: MPL = 1	FAL: MPL = 0.1-0.3	FAL: AVM 0.17-0.25+MPL 0.1-0.3
	SPL: AVM 0.3-0.4+MPL 0.43-0.5	SPK: MPL = 0.85-0.95	SPK: MPL = 0.85-0.95		SPK: MPL = 1	SPL: MPL = 0.43-0.5	SPL: AVM 0.3-0.4+MPL 0.43-0.5
	SPK: AVM 0.39-0.66+MPL 0.46-0.5	SPZ: MPL = 0.85-0.95	SPZ: MPL = 0.85-0.95		SPZ: MPL = 1	SPK: MPL = 0.46-0.50	SPK: AVM 0.39-0.66+MPL 0.46-0.5
	SPZ: AVM 0.4-0.54+ MPL 0.46-0.5					SPZ: MPL = 0.46-0.50	SPZ: AVM 0.4-0.54+ MPL 0.46-0.5

**TABLA 6**. Valores medios estimados (intervalos de confianza de +/- 95%) de la mortalidad por pesca indirecta ( $\tilde{F}_{2019}$ ) y biomasa de la población reproductora por recluta (SBR<sub>2019</sub>) relativos a los valores para los puntos de referencia biológicos  $F_{40\%}$  y SBR<sub>40%</sub> en *statu quo* (SQ) y 43 escenarios hipotéticos de conservación y ordenación para el tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*), cornuda común (*Sphyrna lewini*), cornuda gigante (*S. mokarran*), y cornuda cruz (*S. zygaena*) en 2019 capturados en pesquerías pelágicas del Océano Pacífico oriental. Los valores de los parámetros del modelo utilizados en cada escenario se muestran en la Tabla 5.

	Carcharhin	us falciformis	Sphyrn	a lewini	Sphyrna	mokarran	Sphyrno	a zygaena
Esc.	F2019/F40%	SBR2019/SBR40%	F <sub>2019</sub> /F <sub>40%</sub>	SBR2019/SBR40%	F2019/F40%	SBR2019/SBR40%	F2019/F40%	SBR2019/SBR40%
1 (SQ)	5.029 (0.554)	0.031 (0.012)	4.694 (1.188)	0.053 (0.043)	9.423 (2.008)	0.004 (0.006)	5.584 (0.716)	0.027 (0.012)
2	4.776 (0.772)	0.037 (0.017)	4.219 (0.984)	0.073 (0.052)	9.170 (2.053)	0.005 (0.007)	5.312 (0.755)	0.033 (0.014)
3	4.284 (0.781)	0.052 (0.022)	3.736 (0.742)	0.103 (0.061)	8.668 (2.090)	0.007 (0.009)	4.788 (0.766)	0.047 (0.019)
4	4.493 (0.819)	0.045 (0.019)	4.275 (0.973)	0.070 (0.048)	9.036 (1.944)	0.005 (0.007)	5.120 (0.781)	0.038 (0.016)
5	3.901 (0.409)	0.069 (0.022)	3.781 (0.754)	0.099 (0.061)	8.428 (2.215)	0.008 (0.010)	4.568 (0.725)	0.056 (0.022)
6	3.532 (0.175)	0.099 (0.025)	3.697 (0.998)	0.113 (0.088)	7.231 (2.373)	0.015 (0.002)	4.281 (0.656)	0.067 (0.025)
7	2.835 (0.465)	0.187 (0.056)	3.174 (0.952)	0.172 (0.133)	5.903 (2.152)	0.031 (0.039)	3.670 (0.301)	0.106 (0.030)
8	2.199 (0.324)	0.345 (0.087)	2.601 (0.891)	0.274 (0.203)	4.608 (1.630)	0.066 (0.081)	3.036 (0.471)	0.178 (0.059)
9	4.977 (0.631)	0.032 (0.014)	4.589 (1.171)	0.058 (0.047)	9.202 (2.021)	0.005 (0.007)	5.425 (0.765)	0.031 (0.013)
10	4.939 (0.638)	0.033 (0.014)	4.514 (1.137)	0.061 (0.048)	9.015 (2.161)	0.006 (0.008)	5.306 (0.795)	0.034 (0.014)
11	4.893 (0.678)	0.034 (0.015)	4.430 (1.109)	0.066 (0.052)	8.880 (2.170)	0.006 (0.009)	5.163 (0.812)	0.038 (0.015)
12	3.498 (0.174)	0.103 (0.026)	3.566 (0.971)	0.125 (0.096)	6.986 (2.343)	0.017 (0.022)	4.135 (0.559)	0.075 (0.025)
13	2.733 (0.388)	0.202 (0.052)	2.989 (0.901)	0.199 (0.142)	5.512 (1.816)	0.038 (0.044)	3.469 (0.421)	0.128 (0.041)
14	2.041 (0.299)	0.392 (0.085)	2.383 (0.808)	0.328 (0.225)	4.078 (1.410)	0.099 (0.106)	2.716 (0.361)	0.231 (0.061)
15	5.033 (0.569)	0.030 (0.013)	4.675 (1.194)	0.054 (0.044)	9.430 (2.063)	0.004 (0.006)	5.576 (0.726)	0.028 (0.012)
16	5.004 (0.604)	0.031 (0.013)	4.673 (1.223)	0.055 (0.045)	9.420 (2.043)	0.004 (0.006)	5.567 (0.724)	0.028 (0.012)
17	5.025 (0.575)	0.031 (0.013)	4.669 (1.189)	0.055 (0.044)	9.333 (2.055)	0.004 (0.006)	5.560 (0.727)	0.028 (0.012)
18	3.487 (0.167)	0.104 (0.025)	3.591 (0.945)	0.123 (0.092)	6.939 (2.298)	0.018 (0.023)	4.113 (0.519)	0.076 (0.024)
19	2.449 (0.119)	0.270 (0.045)	2.615 (0.725)	0.263 (0.158)	4.884 (1.390)	0.056 (0.055)	3.047 (0.445)	0.179 (0.053)
20	1.411 (0.089)	0.709 (0.080)	1.627 (0.447)	0.601 (0.242)	3.006 (0.929)	0.205 (0.151)	1.869 (0.197)	0.478 (0.082)
21	5.035 (0.550)	0.031 (0.013)	4.712 (1.220)	0.053 (0.046)	9.445 (2.040)	0.004 (0.006)	5.593 (0.719)	0.027 (0.012)
22	5.026 (0.584)	0.031 (0.013)	4.660 (1.183)	0.055 (0.044)	9.419 (1.988)	0.004 (0.006)	5.606 (0.692)	0.027 (0.011)
23	5.042 (0.566)	0.030 (0.013)	4.684 (1.157)	0.054 (0.043)	9.472 (2.083)	0.004 (0.006)	5.582 (0.745)	0.027 (0.012)
24	4.955 (0.679)	0.032 (0.014)	4.673 (1.218)	0.055 (0.046)	9.480 (2.014)	0.004 (0.006)	5.604 (0.700)	0.027 (0.012)
25	5.032 (0.581)	0.030 (0.013)	4.645 (1.154)	0.056 (0.043)	9.423 (2.046)	0.004 (0.006)	5.530 (0.756)	0.029 (0.012)
26	4.958 (0.665)	0.032 (0.014)	4.585 (1.160)	0.058 (0.046)	9.443 (2.031)	0.004 (0.006)	5.540 (0.754)	0.029 (0.013)
27	5.010 (0.591)	0.031 (0.013)	4.679 (1.189)	0.054 (0.043)	9.346 (2.077)	0.004 (0.006)	5.576 (0.690)	0.028 (0.011)
28	1.996 (0.398)	0.414 (0.140)	3.571 (0.984)	0.125 (0.098)	7.915 (2.534)	0.010 (0.016)	4.603 (0.824)	0.054 (0.026)
29	4.855 (0.698)	0.035 (0.015)	4.553 (1.147)	0.060 (0.046)	9.305 (1.968)	0.004 (0.006)	5.461 (0.771)	0.030 (0.013)
30	1.885 (0.342)	0.459 (0.144)	3.465 (0.926)	0.136 (0.101)	7.877 (2.539)	0.011 (0.017)	4.510 (0.804)	0.058 (0.026)
31	3.533 (0.179)	0.099 (0.025)	3.707 (0.971)	0.111 (0.085)	7.216 (2.399)	0.015 (0.021)	4.296 (0.659)	0.066 (0.023)
32	4.971 (0.623)	0.032 (0.014)	4.560 (1.163)	0.059 (0.048)	9.214 (2.076)	0.005 (0.007)	5.406 (0.799)	0.031 (0.014)
33	3.494 (0.170)	0.104 (0.025)	3.605 (0.970)	0.122 (0.092)	6.981 (2.311)	0.017 (0.022)	4.113 (0.516)	0.075 (0.024)
34	3.498 (0.182)	0.104 (0.027)	3.672 (1.022)	0.116 (0.093)	7.190 (2.304)	0.015 (0.019)	4.283 (0.656)	0.067 (0.024)
35	4.966 (0.619)	0.032 (0.013)	4.504 (1.106)	0.062 (0.047)	9.216 (2.039)	0.005 (0.007)	5.379 (0.798)	0.032 (0.014)
36	3.468 (0.174)	0.108 (0.026)	3.528 (0.971)	0.129 (0.098)	6.998 (2.319)	0.017 (0.022)	4.106 (0.507)	0.076 (0.024)
37	3.502 (0.181)	0.103 (0.026)	3.673 (0.986)	0.115 (0.089)	7.231 (2.405)	0.015 (0.021)	4.276 (0.644)	0.067 (0.024)
38	4.984 (0.593)	0.032 (0.014)	4.524 (1.133)	0.061 (0.048)	9.210 (2.023)	0.005 (0.007)	5.364 (0.791)	0.032 (0.014)
39	3.470 (0.173)	0.107 (0.026)	3.531 (0.927)	0.129 (0.092)	6.957 (2.287)	0.017 (0.022)	4.094 (0.526)	0.077 (0.025)
40	1.4/5 (0.289)	0.672 (0.180)	2.925 (0.931)	0.208 (0.160)	6.103 (2.280)	0.026 (0.037)	3.561 (0.365)	0.112 (0.039)
41	4.821 (0.722)	0.036 (0.016)	4.408 (1.105)	0.067 (0.052)	9.025 (2.147)	0.006 (0.008)	5.285 (0.802)	0.034 (0.014)
42	1.330 (0.274)	0.770 (0.202)	2.456 (0.816)	0.308 (0.209)	4.936 (1.696)	0.056 (0.068)	3.091 (0.481)	0.172 (0.057)
43	1.196 (0.257)	0.873 (0.210)	1.004 (0.477)	0.584 (0.248)	4.4/3 (1.489)	0.075 (0.081)	2.838 (0.440)	0.210 (0.065)
44	1.189 (0.254)	0.88 (0.209)	1.083 (0.475)	0.573 (0.242)	4.443 (1.423)	0.070 (0.01)	2.811 (0.409)	0.214 (0.062)

**ANEXO 1**. Valores de los parámetros de susceptibilidad (ver la Ecuación 1) utilizados para el escenario de *statu quo* en la evaluación EASI-Fish de la vulnerabilidad del tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis;* FAL), la cornuda común (*Sphyrna lewini;* SPL), la cornuda gigante (*S. mokarran;* SPK) y la cornuda cruz (*S. zygaena;* SPZ) en diez pesquerías pelágicas del Océano Pacífico oriental en 2019. El valor de selectividad ( $C_{xj}$ ) muestra la talla en la primera captura (cm de la longitud total) y el tipo de distribución como normal (<sup>N</sup>), doble normal (<sup>D</sup>) o uniforme (<sup>U</sup>) proporcionados en las Figuras 3-6. Los valores de los parámetros proporcionados como rango de valores denotan una distribución uniforme *a priori*.

	Palangre industrial					Cerco - Clase 6 (DEL)						Cerco - Clase 6 (NOA)					· · · · · ·					
					alangre m	austriai						Cerco - Clas	e o (DEL)					· · ·	Jerco - Class	E O (NOA)	,	
Código	Nombre científico	Gx/G	Dx	Ахј	Exj	Схј	AVMxj	MPLxj	Gx/G	Dx	Ахј	Exj	Cxj	AVMxj	MPLxj	Gx/G	Dx	Axj	Exj	Cxj	AVMxj	MPLxj
FAL	Carcharhinus falciformis	0.74-0.79	1	1	1	48 <sup>N</sup>	0.29-0.36	1	0.21-0.25	0.80	1	0.91-1	48 <sup>D</sup>	0.59-0.69	0.81-0.84	0.08-0.10	0.80	1	0.91-1	48 <sup>D</sup>	0.59-0.69	0.81-0.84
													.=0									
SPL	Sphyrna lewini	0.65-0.73	1	1	1	47∾	0.51-0.61	1	0.20-0.31	0.80	1	0.55-1	47º	0-0.05	1	0.09-0.14	0.80	1	0.55-1	47∾	0-0.05	1
SPK	Sphyrna mokarran	0.56-0.69	1	1	1	70 <sup>u</sup>	0.56-0.94	1	0.23-0.32	0.80	1	0.50-1	70 <sup>D</sup>	0-0.10	1	0.10-0.15	0.80	1	0.50-1	70 <sup>D</sup>	0-0.10	1
SPZ	Sphyrna zygaena	0.68-0.73	1	1	1	55 <sup>D</sup>	0.62-0.84	1	0.20-0.29	0.80	1	1	55 <sup>D</sup>	0-0.10	1	0.09-0.13	0.80	1	1	55 <sup>D</sup>	0-0.10	1

	Cerco - Clase 6 (OBJ)						Cerco - Clases 1-5 (NOA)							Cerco - Clases 1-5 (OBJ)								
Código	Nombre científico	Gx/G	Dx	Axj	Exj	Cxj	AVMxj	MPLxj	Gx/G	Dx	Axj	Exj	Схј	AVMxj	MPLxj	Gx/G	Dx	Ахј	Exj	Схј	AVMxj	MPLxj
FAL	Carcharhinus falciformis	0.3-0.36	0.80	1	1	48 <sup>D</sup>	0.59-0.69	0.81-0.84	0.02-0.02	0.80	1	0.72-1	48 <sup>D</sup>	0.59-0.69	0.81-0.84	0.07-0.09	0.80	1	0.72-1	48 <sup>D</sup>	0.59-0.69	0.81-0.84
SPL	Sphyrna lewini	0.3-0.42	0.80	1	0.73-1	47 <sup>N</sup>	0-0.05	1	0.02-0.04	0.80	1	0.44-1	47 <sup>N</sup>	0-0.05	1	0.07-0.13	0.80	1	0.44-1	47 <sup>N</sup>	0-0.05	1
SPK	Sphyrna mokarran	0.3-0.34	0.80	1	0.67-1	70 <sup>D</sup>	0-0.10	1	0.02-0.06	0.80	1	0.40-1	70 <sup>D</sup>	0-0.10	1	0.08-0.17	0.80	1	0.40-1	70 <sup>D</sup>	0-0.10	1
SPZ	Sphyrna zygaena	0.3-0.42	0.80	1	1	55 <sup>N</sup>	0-0.10	1	0.02-0.03	0.80	1	0.83-1	55 <sup>D</sup>	0-0.10	1	0.07-0.11	0.80	1	0.83-1	55 <sup>N</sup>	0-0.10	1

	Red agallera artesanal (Neonatos)					Red agallera artesanal (Tiburones)							Palangre artesanal (Dorado)									
Código	Nombre científico	Gx/G	Dx	Ахј	Exj	Схј	AVMxj	MPLxj	Gx/G	Dx	Ахј	Exj	Схј	AVMxj	MPLxj	Gx/G	Dx	Axj	Exj	Схј	AVMxj	MPLxj
FAL	Carcharhinus falciformis	0.01-0.01	0.42	1	0.61-1	48 <sup>D</sup>	1	1	0.01-0.01	0.58	1	0.61-1	48 <sup>N</sup>	1	1	0.13-0.14	0.50	1	0.61-1	48 <sup>N</sup>	0.29-0.36	1
SPL	Sphyrna lewini	0.02-0.03	0.42	1	0.36-1	47 <sup>D</sup>	1	1	0.02-0.03	0.58	1	0.36-1	47 <sup>D</sup>	1	1	0.14-0.25	0.50	1	0.36-1	47 <sup>D</sup>	0.51-0.61	1
SPK	Sphyrna mokarran	0.02-0.04	0.42	1	0.33-1	70 <sup>u</sup>	1	1	0.02-0.04	0.58	1	0.33-1	70 <sup>u</sup>	1	1	0.16-0.38	0.50	1	0.33-1	70 <sup>D</sup>	0.56-0.94	1
SPZ	Sphyrna zygaena	0.02-0.02	0.42	1	0.69-1	55 <sup>D</sup>	1	1	0.02-0.02	0.58	1	0.69-1	55 <sup>D</sup>	1	1	0.14-0.22	0.50	1	0.69-1	55 <sup>D</sup>	0.62-0.84	1
SPZ	Sphyrna zygaena	0.02-0.02	0.42	1	0.69-1	55 <sup>0</sup>	1	1	0.02-0.02	0.58	1	0.69-1	55 <sup>0</sup>	1	1	0.14-0.22	0.50	1	0.69-1	55 <sup>0</sup>	0.62-0.84	

		Ра	langre	artesar	nal (atún/p	eces pic	udos/tiburon	es)
Código	Nombre científico	Gx/G	Dx	Ахј	Exj	Схј	AVMxj	MPLxj
FAL	Carcharhinus falciformis	0.13-0.14	0.50	1	1	48 <sup>D</sup>	0.29-0.36	0.1-0.29
SPL	Sphyrna lewini	0.14-0.25	0.50	1	1	47 <sup>D</sup>	0.51-0.61	0.46-0.51
SPK	Sphyrna mokarran	0.16-0.38	0.50	1	1	70 <sup>D</sup>	0.56-0.94	0.46-0.56
SPZ	Sphyrna zygaena	0.14-0.22	0.50	1	1	55 <sup>D</sup>	0.62-0.84	0.46-0.62

**ANEXO 2**. Justificaciones y supuestos para el uso de los valores de los parámetros (ver Anexo 1) para describir la susceptibilidad del tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis;* FAL), la cornuda común (*Sphyrna lewini;* SPL), la cornuda gigante (*S. mokarran;* SPK) y la cornuda cruz (*S. zygaena;* SPZ) en las diez pesquerías incluidas en la evaluación EASI-Fish para el Océano Pacífico oriental en 2019.

Código de especie	Pesquería	Resolución celdas para (G <sub>x</sub> )	Duración temporada de pesca (D <sub>x</sub> )	Disponib. estacional (A <sub>xj</sub> )	Encontrabilidad (E <sub>xi</sub> )	Selectividad de contacto ( <i>C<sub>xi</sub>)</i>	Mortalidad poscaptura (MPC) (P <sub>sj</sub> )
FAL	Palangre industrial	5°x5°	Todo el año	Todo el año	Pesca lances profundos 0-300 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (± 70- 165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	Curva normal ajustada a 10,278 tallas notificadas a la CIAT por los programas de observadores de palangre de sus CPC (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no se liberan especies comercializables. Las estimaciones de AVM de estudios en pesquerías palangreras pelágicas industriales en el océano Pacífico son del 29% (Gilman <i>et al.</i> , 2016) y 29-35.8% (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021) que pueden reducirse en un 31% (Bigelow <i>et al.</i> , 2022) al 41% (Scott <i>et al.</i> , 2022) para tiburones carcarrínidos mediante la prohibición de reinales de acero. MPL estimada en un 15% (IC 2.4-25.9) (Francis <i>et al.</i> , 2023) y 20% (Cl 10-36) (Musyl y Gilman, 2018) en el OPOC y del 6% (IC 0-13)% (Schaefer <i>et al.</i> , 2019) y 15.2% (IC 0-29%) en el OPO (Schaefer <i>et al.</i> 2021).
	Cerco C6 (DEL)	0.5°x0.5°	Veda 72 d	Todo el año	Pesca lances DEL 0-150 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (± 70-165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	Curva doble normal ajustada a 11,329 tallas registradas por observadores de la CIAT de lances DEL de C6 (datos no publicados de la CIAT).	La resolución C-21-06 de la CIAT prohíbe la retención. AVM de cerco 58.5% (Eddy <i>et al.</i> 2016) a 69% (Poisson <i>et al.</i> 2014) y MPL 81-84% (Poisson <i>et al.</i> 2014, Hutchinson <i>et al.</i> 2015).
	Cerco C6 (NOA)	0.5°x0.5°	Veda 72 d	Todo el año	Pesca lances NOA a 0-150 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (± 70- 165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	Curva doble normal ajustada a 6,142 tallas registradas por observadores de la CIAT en lances NOA de C6 (datos no publicados de la CIAT).	La resolución C-21-06 de la CIAT prohíbe la retención. AVM de cerco 58.5% (Eddy <i>et al.</i> 2016) a 69% (Poisson <i>et al.</i> 2014) y MPL 81-84% (Poisson <i>et al.</i> 2014, Hutchinson <i>et al.</i> 2015).
	Cerco C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	Veda 72 d	Todo el año	Pesca lances OBJ 0-200 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (± 70-165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	Curva doble normal ajustada a 147,450 tallas registradas por observadores de la CIAT de lances OBJ de C6 (datos no publicados de la CIAT).	La resolución C-21-06 de la CIAT prohíbe la retención. AVM de cerco 58.5% (Eddy <i>et al.</i> 2016) a 69% (Poisson <i>et al.</i> 2014) y MPL 81-84% (Poisson <i>et al.</i> 2014, Hutchinson <i>et al.</i> 2015).
	Cerco C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	Veda 72 d (Clases 4-5)	Todo el año	Pesca lances NOA 0-150 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (± 70-165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	La curva doble normal refleja la flota C6 del OPO para lances NOA.	La resolución C-21-06 de la CIAT prohíbe la retención. AVM de cerco 58.5% (Eddy <i>et al.</i> 2016) a 69% (Poisson <i>et al.</i> 2014) y MPL 81-84% (Poisson <i>et al.</i> 2014, Hutchinson <i>et al.</i> 2015).
	Cerco C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	Veda 72 d (Clases 4-5)	Todo el año	Pesca lances OBJ 0-200 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (± 70-165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	La curva doble normal refleja la flota C6 del OPO para lances OBJ.	La resolución C-21-06 de la CIAT prohíbe la retención. AVM de cerco 58.5% (Eddy <i>et al.</i> 2016) a 69% (Poisson <i>et al.</i> 2014) y MPL 81-84% (Poisson <i>et al.</i> 2014, Hutchinson <i>et al.</i> 2015).
	Red agallera artesanal (Neonatos)	0.5°x0.5°	Abril- agosto	Todo el año	Pesca con redes agalleras 0-42 m (Martínez <i>et al.</i> , 2017). Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (± 70-165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	Curva doble normal ajustada a 187 tallas registradas por observadores en la pesquería de redes agalleras de Ecuador (Martínez, datos sin publicar).	Se supone que no se liberan especies comercializables. AVM de tiburones pelágicos en redes agalleras >91%. (Ellis <i>et al.</i> , 2017). Se supone 100% de MPL debido a la ausencia de estudios de MPL para redes agalleras.
	Red agallera	0.5°x0.5°	Septiembre	Todo el año	Pesca con redes agalleras 0-42 m	Curva doble normal ajustada a 79	Se supone que no se liberan especies comercializables. AVM de tiburones

	artesanal (Tiburones- Teleósteos)		-marzo		(Martínez <i>et al.,</i> 2017). Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (± 70-165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	tallas registradas por observadores en la pesquería de redes agalleras de Ecuador (Martínez, datos sin publicar).	pelágicos en redes agalleras >91%. (Ellis <i>et al.,</i> 2017). Se supone 100% de MPL debido a la ausencia de estudios de MPL para redes agalleras.
	Palangre artesanal (Dorado)	5°x5°	Octubre- marzo	Todo el año	Pesca lances someros 0-100 m (Santana-Hernández <i>et al.</i> , 1998). Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (± 70- 165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	Curva normal ajustada a 722 tallas registradas por observadores en la pesquería de redes agalleras de Ecuador (Martínez, datos sin publicar).	Se supone que no se liberan especies comercializables. Las estimaciones de AVM de estudios en pesquerías palangreras pelágicas industriales en el océano Pacífico son del 29% (Gilman <i>et al.</i> , 2016) y 29-35.8% (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021) que pueden reducirse en un 31% (Bigelow <i>et al.</i> , 2022) al 41% (Scott <i>et al.</i> , 2022) para tiburones carcarrínidos mediante la prohibición de reinales de acero. MPL estimada en un 6% (IC 0-13)%. (Schaefer <i>et al.</i> , 2019) al 15.2% (IC 0-29%) en las pesquerías artesanales de palangre del OPO (Schaefer <i>et al.</i> 2021).
	Palangre artesanal (atún-peces picudos- tiburones)	5°x5°	Abril- septiembre	Todo el año	Se supone que la pesca es similar a la de la flota palangrera industrial, que pesca con lances profundos de 0 a 300 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (± 70- 165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	Curva normal ajustada a 814 tallas registradas por observadores en la pesquería de redes agalleras de Ecuador (Martínez, datos sin publicar).	Se supone que no se liberan especies comercializables. Las estimaciones de AVM de estudios en pesquerías palangreras pelágicas industriales en el océano Pacífico son del 29% (Gilman <i>et al.</i> , 2016) y 29-35.8% (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021) que pueden reducirse en un 31% (Bigelow <i>et al.</i> , 2022) al 41% (Scott <i>et al.</i> , 2022) para tiburones carcarrínidos mediante la prohibición de reinales de acero. MPL estimada en un 6% (IC 0-13)%. (Schaefer <i>et al.</i> , 2019) al 15.2% (IC 0-29%) en las pesquerías artesanales de palangre del OPO (Schaefer <i>et al.</i> 2021).
SPK	Palangre industrial	5°x5°	Todo el año	Todo el año	Pesca lances profundos 0-300 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50- 300) m (Guttridge <i>et al.,</i> 2022).	Selectividad de filo de cuchillo desde la talla más pequeña (142 cm LT) de 55 observadas hasta $L_{\infty}$ (datos de observadores de la CIAT).	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. No hay estimaciones de AVM o MPL del OPO o el Pacífico, pero a partir de estudios de pesquerías palangreras pelágicas en el Atlántico y el Océano Índico entre 56% (Gulak <i>et al.</i> , 2015) y el 93.8% (Morgan & Burgess, 2007). Se supone que la AVM tras la prohibición de los reinales de acero se reduce en un 31% (Bigelow et <i>al.</i> , 2022) al 41% (Scott <i>et al.</i> , 2022) como para los tiburones carcarrínidos. La MPL de las líneas experimentales <i>drum line</i> fue del 46% (Gallagher <i>et al.</i> , 2014b) y el 50% de la pesca recreativa (Binstock <i>et al.</i> , 2023).
	Cerco C6 (DEL)	0.5°x0.5°	Veda 72 d	Todo el año	Pesca lances DEL 0-150 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50-300) m (Guttridge <i>et al.</i> , 2022).	Curva doble normal ajustada a 190 tallas registradas por observadores de la CIAT para buques cerqueros C6 (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) para Sphyrna lewini (Eddy et al., 2016).
	Cerco C6 (NOA)	0.5°x0.5°	Veda 72 d	Todo el año	Pesca lances NOA 0-150 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50-300) m (Guttridge <i>et al.</i> , 2022).	Curva doble normal ajustada a 190 tallas registradas por observadores de la CIAT para buques cerqueros C6 (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) para <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Cerco C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	Veda 72 d	Todo el año	Pesca lances OBJ 0-200 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50-300) m (Guttridge <i>et al.</i> , 2022).	Curva doble normal ajustada a 190 tallas registradas por observadores de la CIAT para buques cerqueros C6 (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) para <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy <i>et al.,</i> 2016).
	Cerco C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	Veda 72 d (Clases 4-5)	Todo el año	Pesca lances NOA 0-150 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50-300) m (Guttridge <i>et al.</i> , 2022).	La curva doble normal refleja la flota C6 del OPO para lances NOA.	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) para <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Cerco C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	Veda 72 d (Clases 4-5)	Todo el año	Pesca lances OBJ 0-200 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50-300) m	La curva doble normal refleja la flota C6 del OPO para lances OBJ.	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL

					(Guttridge et al., 2022).		de 100% (n = 3) para Sphyrna lewini (Eddy et al., 2016).
	Red agallera artesanal (Neonatos)	0.5°x0.5°	Abril- agosto	Todo el año	Pesca con redes agalleras 0-42 m (Martínez <i>et al.</i> , 2017). Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50-300) m (Guttridge <i>et</i> <i>al.</i> , 2022).	En ausencia de datos de talla observados, se supuso selectividad de filo de cuchillo desde la talla al nacimiento (70 cm LT) hasta $L_{\infty}$ .	Se supone que no se liberan especies comercializables. AVM de tiburones pelágicos en redes agalleras >91%. (Ellis <i>et al.</i> , 2017). Se supone 100% de MPL para tiburones martillo debido a la ausencia de estudios de MPL para redes agalleras.
	Red agallera artesanal (Tiburones- Teleósteos)	0.5°x0.5°	Septiembre -marzo	Todo el año	Pesca con redes agalleras 0-42 m (Martínez <i>et al.</i> , 2017). Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50-300) m (Guttridge <i>et</i> <i>al.</i> , 2022).	En ausencia de datos de talla observados, se asumió selectividad de filo de cuchillo desde la talla al nacimiento (70 cm LT) hasta $L_{\infty}$ .	Se supone que no se liberan especies comercializables. AVM de tiburones pelágicos en redes agalleras >91%. (Ellis <i>et al.</i> , 2017). Se supone 100% de MPL para tiburones martillo debido a la ausencia de estudios de MPL para redes agalleras.
	Palangre artesanal (Dorado)	5°x5°	Octubre- marzo	Todo el año	Pesca lances someros 0-100 m (Santana-Hernández <i>et al.</i> , 1998). Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50- 300) m (Guttridge <i>et al.</i> , 2022).	Curva doble normal ajustada a 69 tallas registradas por observadores de la CIAT en pesquerías artesanales de palangre de Centroamérica (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. No hay estimaciones de AVM o MPL del OPO o el Pacífico, pero a partir de estudios de pesquerías palangreras pelágicas en el Atlántico y el Océano Índico entre el 56% (Gulak <i>et al.</i> , 2015) y el 93.8% (Morgan & Burgess, 2007). Se supone que la AVM tras la prohibición de los reinales de acero se reduce en un 31% (Bigelow et <i>al.</i> , 2022) al 41% (Scott <i>et al.</i> , 2022) ya que para los tiburones carcarrínidos la MPL de las líneas experimentales <i>drum line</i> fue del 46% (Gallagher <i>et al.</i> , 2014b) y el 50% de la pesca recreativa (Binstock <i>et al.</i> , 2023).
	Palangre artesanal (atún-peces picudos- tiburones)	5°x5°	Abril- septiembre	Todo el año	Se supone que la pesca es similar a la de la flota palangrera industrial, que pesca con lances profundos de 0 a 300 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50- 300) m (Guttridge <i>et al.</i> , 2022).	Curva doble normal ajustada a 69 tallas registradas por observadores de la CIAT en pesquerías artesanales de palangre de Centroamérica (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. No hay estimaciones de AVM o MPL del OPO o el Pacífico, pero a partir de estudios de pesquerías palangreras pelágicas en el Atlántico y el Océano Índico entre 56% (Gulak <i>et al.</i> , 2015) y el 93.8% (Morgan & Burgess, 2007). Se supone que la AVM tras la prohibición de los reinales de acero se reduce en un 31% (Bigelow et <i>al.</i> , 2022) al 41% (Scott <i>et al.</i> , 2022) ya que para los tiburones carcarrínidos la MPL de las líneas experimentales <i>drum line</i> fue del 46% ( <i>Gallagher et al.</i> , 2014b) y el 50% de la pesca recreativa (Binstock <i>et al.</i> , 2023).
SPL	Palangre industrial	5°x5°	Todo el año	Todo el año	Pesca lances profundos 0-300 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (± 80- 275) m (Bessudo <i>et al.</i> , 2011).	Curva normal ajustada a 10,202 tallas notificadas a la CIAT por los programas de observadores de palangre de sus CPC (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. No hay estimaciones de AVM o MPL en el OPO o el Pacífico. Los rangos de las estimaciones de AVM de estudios en pesquerías palangreras pelágicas industriales en el Atlántico son del 51% (Coelho <i>et al.</i> , 2012) al 61% (Beerkircher <i>et al.</i> , 2002). Se supone que la AVM tras la prohibición de los reinales de acero se reduce en un 31% (Bigelow <i>et al.</i> , 2022) al 41% (Scott <i>et al.</i> , 2022) como para los tiburones carcarrínidos. No se dispone de estimaciones de MPL, pero <i>S. mokarran</i> tiene estimaciones de MPL del 43% (Gallagher <i>et al.</i> , 2014b) al 50% (Binstock <i>et al.</i> , 2023).
	Cerco C6 (DEL)	0.5°x0.5°	Veda 72 d	Todo el año	Pesca lances DEL 0-150 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (± 80-275) m (Bessudo <i>et al.</i> , 2011).	Curva doble normal ajustada a 206 tallas registradas por observadores de la CIAT de lances DEL de C6 (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no se liberan especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Cerco C6 (NOA)	0.5°x0.5°	Veda 72 d	Todo el año	Pesca lances NOA 0-150 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (± 80-275) m (Bessudo <i>et al.</i> , 2011).	Curva normal ajustada a 453 tallas registradas por observadores de la CIAT de lances NOA de C6 (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no se liberan especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) (Eddy <i>et al.</i> , 2016).

	Cerco C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	Veda 72 d	Todo el año	Pesca lances OBJ 0-200 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (± 80-275) m (Bessudo <i>et al.</i> , 2011).	Curva normal ajustada a 1,966 tallas registradas por observadores de la CIAT de lances OBJ de C6 (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no se liberan especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Cerco C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	Veda 72 d (Clases 4-5)	Todo el año	Pesca lances NOA 0-150 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (± 80-275) m (Bessudo <i>et al.</i> , 2011).	La curva normal refleja la flota C6 del OPO para lances NOA.	Se supone que no se liberan especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Cerco C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	Veda 72 d (Clases 4-5)	Todo el año	Pesca lances OBJ 0-200 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (± 80-275) m (Bessudo <i>et al.</i> , 2011).	La curva normal refleja la flota C6 del OPO para lances OBJ.	Se supone que no se liberan especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Red agallera artesanal (Neonatos)	0.5°x0.5°	Abril- agosto	Todo el año	Pesca con redes agalleras 0-42 m (Martínez <i>et al.</i> , 2017). Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (± 80-275) m (Bessudo <i>et</i> <i>al.</i> , 2011).	Curva doble normal ajustada a 2,509 tallas registradas en pesquerías artesanales con redes agalleras en el centro de México (Pérez-Jiménez <i>et al.</i> , 2005)	Se supone que no se liberan especies comercializables. AVM de tiburones pelágicos en redes agalleras >91%. (Ellis <i>et al.</i> , 2017). Se supone 100% de MPL para tiburones martillo debido a la ausencia de estudios de MPL para redes agalleras.
	Red agallera artesanal (Tiburones- Teleósteos)	0.5°x0.5°	Septiembre -marzo	Todo el año	Pesca con redes agalleras 0-42 m (Martínez <i>et al.</i> , 2017). Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (± 80-275) m (Bessudo <i>et</i> <i>al.</i> , 2011).	Curva doble normal ajustada a 380 tallas registradas por el personal de la CIAT en puertos de descarga de la pesquería centroamericana (proyecto ABNJ, datos no publicados).	Se supone que no se liberan especies comercializables. AVM de tiburones pelágicos en redes agalleras >91%. (Ellis <i>et al.</i> , 2017). Se supone 100% de MPL para tiburones martillo debido a la ausencia de estudios de MPL para redes agalleras.
	Palangre artesanal (Dorado)	5°x5°	Octubre- marzo	Todo el año	Pesca lances someros 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (± 80-275) m (Bessudo <i>et</i> <i>al.</i> , 2011).	Curva doble normal ajustada a 69 tallas registradas por observadores de la CIAT en pesquerías artesanales de palangre de Centroamérica (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. No hay estimaciones de AVM o MPL en el OPO o el Pacífico. Los rangos de las estimaciones de AVM de estudios en pesquerías palangreras pelágicas industriales en el Atlántico son del 51% (Coelho <i>et al.</i> , 2012) al 61% (Beerkircher <i>et al.</i> , 2002). Se supone que la AVM tras la prohibición de los reinales de acero se reduce en un 31% (Bigelow <i>et al.</i> , 2022) al 41% (Scott <i>et al.</i> , 2022) como para los tiburones carcarrínidos. No se dispone de estimaciones de MPL, pero <i>S. mokarran</i> tiene estimaciones de MPL del 43% (Gallagher <i>et al.</i> , 2014b) al 50% (Binstock <i>et al.</i> , 2023).
	Palangre artesanal (atún-peces picudos- tiburones)	5°x5°	Abril- septiembre	Todo el año	Pesca lances someros 0-100 m (Santana-Hernández <i>et al.</i> , 1998). Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (± 80- 275) m (Bessudo <i>et al.</i> , 2011).	Curva doble normal ajustada a 69 tallas registradas por observadores de la CIAT en pesquerías artesanales de palangre de Centroamérica (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. No hay estimaciones de AVM o MPL en el OPO o el Pacífico. Los rangos de las estimaciones de AVM de estudios en pesquerías palangreras pelágicas industriales en el Atlántico son del 51% (Coelho <i>et al.</i> , 2012) al 61% (Beerkircher <i>et al.</i> , 2002). Se supone que la AVM tras la prohibición de los reinales de acero se reduce en un 31% (Bigelow <i>et al.</i> , 2022) al 41% (Scott <i>et al.</i> , 2022) como para los tiburones carcarrínidos. No se dispone de estimaciones de MPL, pero <i>S. mokarran</i> tiene estimaciones de MPL del 43% (Gallagher <i>et al.</i> , 2014b) al 50% (Binstock <i>et al.</i> , 2023).
SPZ	Palangre industrial	5°x5°	Todo el año	Todo el año	Pesca lances profundos 0-300m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0m y 60 (± 50- 144)m (Francis, 2016).	Curva doble normal ajustada a 2,201 tallas notificadas a la CIAT por los programas de observadores de palangre de sus CPC (datos no	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. No hay estimaciones de AVM o MPL en el OPO o el Pacífico. La estimación de AVM de las pesquerías palangreras pelágicas industriales en los océanos Atlántico e Índico oscila entre el 62% (Fernandez-Carvalho <i>et al.</i> , 2015) y el

					publicados de la CIAT).	84% (Coelho <i>et al.</i> , 2011). Se supone que la AVM tras la prohibición de los reinales de acero se reduce en un 31% (Bigelow <i>et al.</i> , 2022) al 41% (Scott <i>et al.</i> , 2022) como para los tiburones carcarrínidos. No se dispone de estimaciones de MPL, pero <i>S. mokarran</i> tiene estimaciones de MPL del 46% (Gallagher <i>et al.</i> , 2014b) al 50% (Binstock <i>et al.</i> , 2023).
Cerco C6 (DEL)	0.5°x0.5°	Veda 72 d	Todo el año	Pesca lances DEL 0-150 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	Curva doble normal ajustada a 156 tallas registradas por observadores de la CIAT para buques cerqueros C6 (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) para <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy <i>et al.,</i> 2016).
Cerco C6 (NOA)	0.5°x0.5°	Veda 72 d	Todo el año	Pesca lances NOA 0-150 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	Curva doble normal ajustada a 257 tallas registradas por observadores de la CIAT para buques cerqueros C6 (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) para <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
Cerco C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	Veda 72 d	Todo el año	Pesca lances OBJ 0-200 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	Curva doble normal ajustada a 2,127 tallas registradas por observadores de la CIAT para buques cerqueros C6 (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) para <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
Cerco C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	Veda 72 d (Clases 4-5)	Todo el año	Pesca lances NOA 0-150 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	La curva doble normal refleja la flota C6 del OPO para lances NOA.	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) para <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy <i>et al.,</i> 2016).
Cerco C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	Veda 72 d (Clases 4-5)	Todo el año	Pesca lances OBJ 0-200 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	La curva doble normal refleja la flota C6 del OPO para lances OBJ.	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) para <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
Red agallera artesanal (Neonatos)	0.5°x0.5°	Abril- agosto	Todo el año	Pesca con redes agalleras 0-42 m (Martínez <i>et al.,</i> 2017). Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	Curva doble normal ajustada a 276 tallas registradas en pesquerías artesanales con redes agalleras en Baja California, México (Ramírez- Amaro <i>et al.</i> , 2013)	Se supone que no se liberan especies comercializables. AVM de tiburones pelágicos en redes agalleras >91%. (Ellis <i>et al.</i> , 2017). Se supone 100% de MPL para tiburones martillo debido a la ausencia de estudios de MPL para redes agalleras.
Red agallera artesanal (Tiburones- Teleósteos)	0.5°x0.5°	Septiembre -marzo	Todo el año	Pesca con redes agalleras 0-42 m (Martínez <i>et al.</i> , 2017). Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	Curva doble normal ajustada a 276 tallas registradas en pesquerías artesanales con redes agalleras en Baja California, México (Ramírez- Amaro <i>et al.</i> , 2013)	Se supone que no se liberan especies comercializables. AVM de tiburones pelágicos en redes agalleras >91%. (Ellis <i>et al.</i> , 2017). Se supone 100% de MPL para tiburones martillo debido a la ausencia de estudios de MPL para redes agalleras.
Palangre artesanal (Dorado)	5°x5°	Octubre- marzo	Todo el año	Pesca lances someros 0-100 m (Santana-Hernández <i>et al.</i> , 1998). Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50- 144) m (Francis, 2016).	Curva doble normal ajustada a 197 tallas registradas en pesquerías artesanales de palangre en Baja California, México (Ramírez-Amaro <i>et al.</i> , 2013)	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. No hay estimaciones de AVM o MPL en el OPO o el Pacífico. La estimación de AVM de las pesquerías palangreras pelágicas industriales en los océanos Atlántico e índico oscila entre el 62% (Fernandez-Carvalho <i>et al.</i> , 2015) y el 84% (Coelho <i>et al.</i> , 2011). Se supone que la AVM tras la prohibición de los reinales de acero se reduce en un 31% (Bigelow <i>et al.</i> , 2022) al 41% (Scott <i>et al.</i> , 2022) como para los tiburones carcarrínidos. No se dispone de estimaciones de MPL, pero <i>S. mokarran</i> tiene estimaciones de MPL del 46% (Gallagher <i>et al.</i> , 2014b) al 50% (Binstock <i>et al.</i> , 2023).
Palangre artesanal	5°x5°	Abril- septiembre	Todo el año	Se supone que la pesca es similar a la de la flota palangrera industrial, que	Curva doble normal ajustada a 197 tallas registradas en pesquerías	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. No hay estimaciones de AVM o MPL en el OPO o el Pacífico. La estimación de AVM

(atún-peces picudos- tiburones)	pesca con lances profundos de 0 a 300 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50- 144) m (Francis, 2016).	artesanales de palangre en Baja California, México (Ramírez-Amaro <i>et al.</i> , 2013)	de las pesquerías palangreras pelágicas industriales en los océanos Atlántico e Índico oscila entre el 62% (Fernandez-Carvalho <i>et al.</i> , 2015) y el 84% (Coelho <i>et al.</i> , 2011). Se supone que la AVM tras la prohibición de los reinales de acero se reduce en un 31% (Bigelow <i>et al.</i> , 2022) al 41% (Scott <i>et al.</i> , 2022) como para los tiburones carcarrínidos. No se dispone de estimaciones de MPL, pero <i>S. mokarran</i> tiene estimaciones de MPL del 46% (Gallagher <i>et al.</i> , 2014b) al 50% (Binstock <i>et al.</i> , 2023).

**ANEXO 3**. Mapas que muestran las distribuciones predichas del tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis;* FAL), la cornuda común (*Sphyrna lewini;* SPL), la cornuda gigante (*S. mokarran;* SPK) y la cornuda cruz (*S. zygaena;* SPZ) capturados en las pesquerías pelágicas del Océano Pacífico oriental superpuestas a los registros de presencia utilizados para modelar estas distribuciones.

