INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

Stock Assessment Report 23

Informe de Evaluación de Stocks 23

STATUS OF THE TUNA AND BILLFISH STOCKS IN 2021

CONDICIÓN DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES PICUDOS EN 2021

La Jolla, California

2022

INTRODUCTION

Stock Assessment Report 23 consists of the following background documents, prepared for the 13th meeting of the IATTC Scientific Advisory Committee in 16-20 May 2022.

CONTENTS

1. Identifying and correcting the purse-seine fleet catch for bias caused by the COVID-19 pandemic in 2020-2021 *by* Anandamayee Majumdar, Cleridy E. Lennert-Cody, Mark N. Maunder and Alexandre Aires-da-Silva 3
2. Stock status Indicators (SSIs) for tropical tunas in the eastern Pacific Ocean *by* Haikun Xu, Mark N. Maunder, and Cleridy E. Lennert-Cody 61
3. Skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean, 2021: interim assessment *by* Haikun Xu, Mark N. Maunder, and Cleridy E. Lennert-Cody 76
4. Spatiotemporal tagging model for skipjack in the eastern Pacific Ocean *by* Tobias K. Mildenberger, Anders Nielsen, Mark Maunder 171
5. Ecosystem considerations *by* Shane Griffiths and Leanne Fuller 181
6. Vulnerability assessment of sharks caught in the eastern Pacific Ocean pelagic fisheries using the EASI-fish approach *by* Shane Griffiths, Leanne Fuller, Joanne Potts, and Simon Nicol 254

INTRODUCCIÓN

El Informe de Evaluación de Stocks 23 es integrado por los siguientes documentos de información, preparados para la 13ª reunión del Comité Científico Asesor de la CIAT en 16-20 de mayo de 2022.

ÍNDICE

1. Investigación y corrección del sesgo en la captura de la flota cerquera provocado por la pandemia de COVID-19 en 2020-2021 *por* Anandamayee Majumdar, Cleridy E. Lennert-Cody, Mark N. Maunder y Alexandre Aires-da-Silva 46
2. Indicadores de condición de población (SSI) para los atunes tropicales en el Océano Pacífico oriental *por* Haikun Xu, Mark N. Maunder, y Cleridy E. Lennert-Cody 72
3. El atún barrilete en el Océano Pacífico oriental, 2021: evaluación provisional *por* Haikun Xu, Mark N. Maunder, y Cleridy E. Lennert-Cody 148
4. Modelo espaciotemporal de marcado para el barrilete en el Océano Pacífico oriental *por* Tobias K. Mildenberger, Anders Nielsen, Mark Maunder 177
5. Consideraciones ecosistémicas *por* Shane Griffiths y Leanne Fuller 230
6. Evaluación de la vulnerabilidad de los tiburones capturados en las pesquerías pelágicas del Océano Pacífico oriental usando el enfoque EASI-fish *por* Shane Griffiths, Leanne Fuller, Joanne Potts, y Simon Nicol 332

IDENTIFYING AND CORRECTING THE PURSE-SEINE FLEET CATCH FOR BIAS CAUSED BY THE COVID-19 PANDEMIC IN 2020-2021

Anandamayee Majumdar, Cleridy E. Lennert-Cody, Mark N. Maunder and Alexandre Aires-da-Silva

CONTENTS

1. Summary 3
2. Background 4
3. Data Exploration and Results 6
4. Statistical Modeling 8
5. Results 11
6. Discussion 13
7. Future Work and Directions 14
8. Conclusion 14
9. References 15
Appendix A: Statistical Modeling 33
Appendix B: Estimates and Proformance Measures 36
Appendix C: Data Sources 43
Figures 17
Tables 28

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 bigeye 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 12th Meeting of the Scientific Advisory Committee. A recent 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. 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 spatio-temporal 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. One of the reasons for this may be that long-term historical information was incorporated into the spatio-temporal 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[1] indicate that the BET catch was overestimated by the BSE methodology by about 12% and 18% in 2020 and 2021, respectively, while the yellowfin tuna catch was underestimated by 18% in 2020 and overestimated by 10% in 2021; bias estimates for skipjack tuna were considerably lower. The results for 2021 are preliminary, however, 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. Further research needs to be conducted to determine the robustness of the 2021 estimates and to develop spatio-temporal models for the other set types.

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 C.

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

[1] The following correction was made to the 2020-2021 CAR estimates: updated to reflect the latest total fleet catch of tropical tunas.

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 Suter (2010) 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 and citations therein. The methodology is a design-based approach to catch estimation, as opposed to a model-based approach. 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 (SAC-13 INF-L), 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 (SAC-13-INF-L).

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 port-sampling 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 (SAC-13-03) and the systematic loss of port-sampling data caused by the pandemic likely led to bias in the BET OBJ-set BSE (SAC-13 INF-L).

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 SAC-13-03).

In this document, we present work on a new methodology to estimate the species composition of the tropical tuna catch, focusing on OBJ sets. First, we describe the exploratory analyses used to investigate the relationship between port-sampling and observer species composition estimates. Second, 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. We conclude with revised estimates of catch by species for 2020 and 2021, a retrospective evaluation of the bias if the missing data for 2020 occurred in earlier years, and a discussion about future work.

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. 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.

3.1 Graphical data summaries

To graphically explore the relationship between the port-sampling species composition proportions, p_{kt}, and the observer species composition proportions, q_{kt}, where *k* indicates the spatial unit and *t* indicates the temporal unit, the estimates from the two data sources were compared at their finest common resolution, which is a 5° area x month x year. For each data source, the species composition proportions, by stratum, were computed as the ratio of the catch of the species of interest in the stratum to the sum of the catches of all three tropical tuna species in the stratum.

If there is a simple linear relationship between the two sets of proportions for a given species, then it might be expected that

$$p_{kt} = a + b\, q_{kt} + e_{kt}$$

where *e* is the random error. From scatter plots of p_{kt} *versus* q_{kt} (Figures 1 - 2) it is clear that there is an overall increasing relationship, but also that this relationship differs by species and that there is a substantial amount of variability. While the proportions for BET and skipjack tuna (SKJ) span the full range of (0,1), the values for yellowfin tuna (YFT) tend to be concentrated closer to the origin. The variability in these scatter plots may be due to several factors including spatial effects, temporal effects, or both spatial and temporal effects.

To explore spatial differences between the two sets of proportions for each species, annual maps of the mean of differences ($p_{kt} - q_{kt}$) were computed for each 5° area, for each of the three species (Figures 3

- 4). These maps show spatial structure, as well as inter-annual fluctuations, in the mean differences. Summarizing the 5° monthly differences into longitudinal bands (Figure 5) shows that there is considerable inshore-offshore variation in the center, spread, and shape of these collections of differences. From Figure 5 it can be seen that there is: (a) significant spatial pattern – since the medians (centers) of the 5° longitudinal box-and-whisker plot summaries change as a function of longitude; and, (b) spatial variation – since the interquartile ranges and the ranges of the box-and-whisker plots change as a function of longitude. Moreover, these spatial features change annually. An additional characteristic of the port-sampling data, in comparison to the observer data, is that its spatial extent is much more limited, even when aggregated across months within a year (marked in black in Figures 3-4 are the 5° areas where port-sampling data were not available). These results suggest there is a benefit to developing statistical models that can capture these spatial features.

3.2 Regressing port-sampling species proportions on observer species proportions

For the regression analyses, the following simple model was fitted to the data of each year (the natural logarithm transformation was used because it is variance stabilizing and ensures that the estimated species proportions are between 0 and 1):

$$\log(p_{k.}) = a + b\log(q_{k.}) + e_{k.}$$

where *k* corresponds to a 5° area and the species proportions have been pooled over months of the year. The results of this regression analysis indicated that the model was a good fit to the data in that the R^2 and the $adj\ R^2$, which are indications of how well the linear regression equation explains the variation in the response variable, were in the range of 30-50%. This implies that, when data are pooled over months within a year, there is a stronger relationship between *p* and *q* than was seen in Figures 1 - 2. This is perhaps not surprising because aggregation over months leads to more data points per 5° area, and the central limit theorem asserts that the means (in this case, the proportions) should converge to the true proportions, and variances reduce significantly, as the sample size increases.

Next, with a view to improving model fit by explaining some of the spatial variation observed in Figures 3-4, latitude ("lat"), longitude ("long"), and a latitude-longitude interaction term were included in the regression model:

$$\log(p_{k.}) = a + b_1\log(q_{k.}) + b_2 lat_{k.} + b_3\, long_{k.} + b_{23}\, lat_{k.}\, long_{k.} + e_{k.}$$

For every year, all the regressors were statistically significant for each of the three species. That is, the model fit was improved significantly by including latitude, longitude, and the latitude-longitude interaction term in the model. For example, for 2017 for BET, the results of fitting the above model are given in the following table:

Coefficients:				
	Estimate	Std Error	t-value	*p*-value
Intercept	-7.29	0.72	-9.9	< 2e-16
$\log(q_{kt})$	0.55	0.07	7.6	3.54E-13
lat_{kt}	0.29	0.05	5.1	5.30E-06
$long_{kt}$	-0.04	0.005	-8.5	1.52E-15
$lat_{kt}\ long_{kt}$	0.002	0.0005	4.7	3.22E-06

The variance explained by this regression model was 45%. The residual standard error was 1.227 on 255 degrees of freedom, and the F-statistic was 54.21 on 4 and 255 degrees of freedom, while the *p*-value for this model was 2.2e-16. By comparison, the variance explained when no spatial information was included in the model was only 29%. This is an indication that further spatial modeling would be beneficial.

4. STATISTICAL SPATIO-TEMPORAL MODELING

In this section, the CAR spatio-temporal model (Besag et a*l.* 1991) implemented in this study is described. Spatial CAR models with no temporal component were also considered in preliminary analyses but because of their poor performance, were not used for the final analysis (those models and their performance are described in Appendix A and Appendix B respectively.) This section begins with a description of the key aspects of the statistical modeling that were needed to address the data characteristics identified by the exploratory analyses. The 'best' spatio-temporal CAR model developed is then described. In the latter part of this section, the results related to model fit and prediction performance are presented, as well as estimates of the species composition of the catch, which are compared to the BSEs presented in SAC-13-03.

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 a flat 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 to smaller spatial 'cells'. Thus, spatio-temporal CAR models, described below, were fitted to the aggregated data to estimate p_{kt}.

4.1 Spatio-temporal CAR models for p_{kt}

Software for spatio-temporal modeling with conditional autoregressive priors using MCMC simulation was not previously available, which motivated the development of the CARBayesST package (Lee, Rushworth, and Napier 2018) in R (R Core Team 2021). The CARBayesST package was used for most analyses presented below. In all cases, inference is in a Bayesian setting using Markov Chain Monte Carlo (MCMC) simulation. In this section, the general hierarchical model that was fitted is described.

The general model formulation is given by:

$$\log(p_{kt}) = Y_{kt}$$
$$Y_{kt} \mid \mu_{kt} \sim Normal\,(\mu_{kt}, \nu^2)$$

$$\mu_{kt} = X^T\beta + \psi_{kt}$$

where X is a matrix of covariates and β is the regression coefficient vector. In our modeling context, $X^T\beta = a + b_1 \log(q_{kt})$, which was the first part of the multiple regression model used in the exploratory analyses described above. ψ_{kt} is the spatio-temporally autocorrelated random component (described in detail in Section 4.2) and ν^2 denotes the residual error, which is assumed to be a combination of variability around the relationship, model misspecification, and measurement error. The priors for the fixed effects parameters are given by:

$$\beta \sim N(\mu_\beta, \Sigma_\beta);$$
$$\nu^2 \sim \text{Inverse-Gamma}(a,b)$$

The hyper-parameters *a, b* can be chosen according to the problem. Usually *a, b* are chosen to make the Inverse-Gamma distribution flat (or, equivalently, to have a large variance). μ_β, Σ_β are chosen to make the Multivariate Normal distribution centered around zero with large variance.

4.2 Space-time random effects structures in the CAR model

Allowing the spatio-temporal model to take advantage of any temporal autocorrelation in the p_{kt} is an one means of compensating for sparse data, while improving model performance. To take advantage of temporal correlation within the spatio-temporal model, the temporal aspect of the spatio-temporal random effect is modelled as a first order autoregressive process (using the ST.CARar function in the CARBayesST package). Specifically, ψ_{kt} is the latent or random `spatio-temporal' variable defined on the

kth areal unit (in our case, one of the M = 13 sampling areas of Figure 7) and tth temporal unit (in our case the tth temporal unit will be a year, for example t = 2017). ψ_{kt} was defined as follows:

$$\psi_{kt} = \phi_{kt}$$

$$\Phi_t \mid \Phi_{t-1} \sim \mathrm{N}(\ \rho_{\mathrm{T}}\, \Phi_{t-1},\ \tau^2\, \boldsymbol{Q}(\boldsymbol{W}, \rho_S)^{-1}\ )$$

$$\Phi_1 \sim N(\mathbf{0},\ \tau^2\, \boldsymbol{Q}(\boldsymbol{W}, \rho_S)^{-1}\ )$$

$$\tau^2 \sim Inverse\ Gamma(c, d\ )$$

$$\rho_s, \rho_T \sim Uniform(0, 1)$$

where $\phi_t = (\phi_{1t},\ \phi_{2t}, \dots, \phi_{NT})$ is a vector containing the spatial random effects at time t. This has a `dynamic' evolution through time via a first order autoregressive process. This evolution was assumed to have a conditional distribution of $\Phi_t \mid \Phi_{t-1}$ which is Multivariate Normal. Thus, temporal autocorrelation is induced via the mean, $\rho_{\mathrm{T}}\, \Phi_{t-1}$, whereas spatial autocorrelation is induced through the variance $\tau^2\, \boldsymbol{Q}(\boldsymbol{W}, \rho_S)^{-1}$. τ^2 is the spatial variance; the global spatial autocorrelation and global temporal autocorrelation coefficients are ρ_S and ρ_T respectively – hence have values in the range of -1 and 1. The hyper-parameters *c* and *d* were chosen to so as to make the Inverse-Gamma distribution flat. Several options for the order and extent (number of years) were considered for the autoregressive process. The best option is described in Section 5.1 and alternate options that were considered are discussed in Appendices A - B.

W is referred to as the neighborhood or adjacency matrix (it is symmetric), where $\boldsymbol{W} = (w_{kj})$ and w_{ik} gives the weights of the strength of the spatial association between the ith and kth regions. The only requirement is that the row totals of **W** add up to a positive value. Most often **W** is chosen to be binary, i.e., w_{kj} = 1 if the kth and ith area share physical boundaries, otherwise it is 0. ***Q*** is a function that helps to transform the *W* matrix to meet the needs of a covariance-variance matrix and it is given by

$$\boldsymbol{Q}(\boldsymbol{W}, \rho_S) = \rho_s\, [(diag\ \boldsymbol{W}.\mathbf{1}) - \boldsymbol{W}] + (1 - \rho_S\ )\boldsymbol{I}$$

Several options for the structure of the ***W*** matrix were explored in the preliminary analyses. Given that one of the goals of this study was to develop a spatio-temporal model that produced similar catch composition estimates to the BSE methodology in years prior to 2020, the final structure of ***W*** used was related to spatial aspects of the BSE methodology (See Section 5.1). Other structures explored for ***W*** in preliminary analyses are described in Appendix A.

4.3 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, $C_{t_YFT} = U_t - C_{t_BET} - C_{t_SKJ}$.

5. RESULTS

5.1. Spatio-temporal modeling

a) Model parameters

Because one of the goals of the statistical modeling was to match as closely as possible the BSEs for 2010-2019, a spatial adjacency matrix ***W*** was defined that was similar to the spatial substitution rules used in the BSE estimation methodology. The spatial substitution matrix that is used in the BSE methodology (Table 1) gives, for each of the 13 areas (Figure 7), the 12 areas that should be used as substitutes, ranked by preference. In creating ***W*** for the spatio-temporal CAR model, these preferences were mimicked as closely as possible. To do this, if the kth area is the nth option as a substitute for the jth area, then $w_{jk} = w_{kj} = \nu^n$, where ν is a parameter introduced to keep the structure flexible. To maintain the rationale of the substitution rules, it was necessary to have $1 \geq \nu > 0$. The less desirable an area is as a substitute; the larger *n* is and the smaller the value of w_{jk}. Several different values of ν were tried, and from model diagnostics and prediction error diagnostic measures, a value of $\nu = 0.001$ was selected as optimal. The choice of a small value of ν implies that when $n > 1$, the ν^n will be very small, thus mimicking the low preference of some areas as substitutes (i.e., the areas in the last rows of Table 1). Finally, it is noted that the substitution rules shown in Table 1 are not always symmetric, and thus, some adjustments to the formulation above had to be made so that ***W*** would be a symmetric matrix and yet still reflect the preferred substitutions shown in Table 1. The resulting ***W*** is shown graphically in Figure 8.

With an annual time step, two options for the autoregressive process were considered: (i) a short-term model when three consecutive years were used in the model (for example, predictions for 2010 would be based on data from years 2008, 2009, and 2010): and, (ii) a long-term model where five consecutive years were used in the model (or more, as in the case of 2021). The long-term model performed better in terms of correlation with the BSE for the years 2010-2019, when the pandemic was not present. Hereafter, this long-term model will be referred to as the `best' CAR model.

The parameter estimates for the best CAR model for each year are given in Appendix B. There is some difference in the parameter estimates among years. The error variance ν^2, and spatial variances τ^2 are small, signifying that the models perform well in capturing most of the variation in the available data. The spatial correlation ρ_S and the temporal (annual) autocorrelation ρ_T are positive and moderately high; this supports the use of spatio-temporal models. Also, the intercepts and slopes of the regression function vary somewhat with vessel size class category, species, and year. So, it is reasonable to say that the relationship between the observer and port-sample species proportions varies annually for OBJ sets.

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, and those for 2020 and 2021 are shown separately in Table 3.

c) Model performance

The proportion of variation explained by the annual models and normalized prediction errors (squared root of the sum of squared prediction error divided by the variance of the data) indicated the models fitted the data reasonably well. The results of model performance are summarized in Tables 4 - 5. 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.

The results of the third measure of performance, correlation to the historical BSEs (Table A-7 in SAC-13-03), for each of the three species, are shown in Figure 9 and Table 6. If it is assumed that the BSEs for

2000-2019 are 'truth', then the new catch estimation methodology can be applied to those years and the estimates compared to the historical BSEs using the correlation coefficient (ignoring the error of the two sets of estimates). For the estimates from the best CAR models, the correlation coefficient was 0.78[2] for BET, 0.98 for SKJ and 0.95 for YFT.

d) Estimated bias

One of the main objectives of this work was to investigate the 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) when port-sampling data for some ports for which data were systematically missing in 2020 (SAC-13 INF-L) were excluded in the years prior to 2020. This robustness was taken to indicate 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, divided by the CAR estimate (Table 7). The estimated bias[3] was high for BET, with 12%bias in 2020 and 18% bias in 2021 , and also high for YFT, with -18% in 2020 and 10% in 2021, and was lowest for SKJ (0.6% and -6% 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 SAC-13 INF-L. 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.

To further evaluate bias, the estimated ratios of BSE OBJ estimates divided by the best spatio-temporal CAR model estimates for three species of tuna, for the years 2020-2021, are given in Table 8. Comparing these ratios to results from the simulation study of SAC-13 INF-L (the box-and-whisker plots shown here in Figure 11), it can be seen that the ratios are close to or within the inter-quartile range of the ratios of BSE estimates, without and with the simulated pandemic data loss, obtained from that simulation study. This indicates that there is consistency between the two studies as regards the potential magnitude of the bias.

5.3. Sensitivity analysis of the best CAR model in 2020

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 the 2020 data loss in the year of interest. Specifically, the port-sampling data from the ports of Manta (April-December), Mazatlan (April) and Posorja (April-May) (see SAC-13 INF-L 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. 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

[2] The following correction was made to the CAR estimates: updated to reflect the latest total fleet catch of tropical tunas.

[3] The following correction was made to the 2020-2021 CAR estimates: updated to reflect the latest total fleet catch of tropical tunas.

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).

To further demonstrate the robustness of the CAR estimates, Table 9 shows the correlation coefficients of the CAR estimates for the best model with the BSE (i) when no port-sampling data were excluded, and (ii) when some port-sampling data were excluded. The correlation coefficients are very similar for both (i) and (ii).

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[4] it seems that the BET catch may have been over-estimated by the BSE methodology for the years 2020 and 2021 by 12 and 18%, respectively. The percent bias for BET in 2021 (18%) and YFT in 2020 (-18%) was greater 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 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 SKJ were the least 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 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

[4] The following correction was made to the 2020-2021 CAR estimates: updated to reflect the latest total fleet catch of tropical tunas.

time series was used). Other factors such as bigeye tuna abundance could also impact the estimates. Therefore, further work is needed to investigate the reliability of the 2021 catch and bias estimates. In particular, we plan to conduct a full sensitivity analysis for 2021, as was done for 2020. This is important because the effect of the pandemic on 2021 port-sampling data availability may be different than was seen in 2020, and this could have implications for the formulation of the AR process in the CAR model, especially given the spatio-temporal movements of the fleet within the EPO over the course of a year.

7. FUTURE WORK AND DIRECTIONS

The exploratory analyses that were conducted for the unassociated sets (NOA) and dolphin-associated sets (DEL) showed that the species composition proportions, by strata, were closer to 0's or 1's (in case of DEL sets) and are sparse (in the case of NOA sets) than for OBJ sets, as reflected in Figures 1-2. Despite this, initial model fitting for NOA sets indicated that similar CAR methodology could still be used with those data, and thus this will be a topic of future research.

Building on the CAR methodology developed for OBJ sets, a next step may be to investigate estimation of the length composition of the catch of each species within the same framework to determine whether similar lognormal spatio-temporal CAR models are well-suited to those data. One challenge is that for the observer data, the available size information is ordered categories of weight (i.e., small/medium/large) rather than lengths. This may lead to aggregation of the port-sampling data into three categories of length, and eventually a categorical data analysis and consequent spatio-temporal model development.

In the future it is also of interest to determine whether fine-scale models (e.g., 5° - month or 5°- quarter) could be developed to fit the species composition data. This could be advantageous because the stock assessment models have a quarterly time step and the fisheries definitions differ from the 13 areas used in this analysis. As mentioned previously, aggregating the data to the 13 sampling areas (Figure 7) and year led to well-performing models that were also consistent with the BSE for 2010-2019. At a finer scale, there are many spatial 'cells' where port-sampling data are not available, as illustrated in Figure 6, which complicates model development. Figures 1-2 also illustrate that in the fine-scale situation, there is also the modeling challenge of dealing with many zero-valued 'observations,' and this may require the use of zero-inflated or other mixed models.

One of our priorities for this work was to come up with well-performing statistical models that could match the estimates for BSE in the years 2010-2019 and perform robustly even when data were missing systematically. However, going forward methodologies based on alternate formulations of the $\boldsymbol{W}$ (adjacency) matrix for the spatio-temporal CAR models will be considered, which may lead to alternative modeling options for estimating species composition. For instance, in Appendix A, we discuss preliminary statistical modeling efforts where different adjacency matrices were considered and performance measures for those alternate models are shown in Appendix B. We note that the performance of these models is good, yet they were not selected since they failed the 'consistency test' with respect to the historical BSE estimates for 2010 - 2019. Therefore, future work may include an investigation of alternate $\boldsymbol{W}$ matrices, where the modeling selection criteria are not constrained to include the requirement of a high correlation with the historical BSEs.

8. 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 in 2020, 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, as long as complete data were available for earlier years.
- The spatio-temporal model was used to estimate the catch by species in the OBJ fishery for 2020 and 2021, and the results[5] indicated that the BET catch was overestimated by about 12% in 2020 and by 18% in 2021.
- The results for 2021 are preliminary, however, because the 2021 estimates are based on data for 2020, which was also impacted by the pandemic, and possibly in a different manner than occurred in 2021.
- Further research needs to be conducted to determine the robustness of the 2021 estimates and to provide estimates for the other set types.

9. REFERENCES- 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.

Lee D, Mitchell R (2012). "Boundary Detection in Disease Mapping Studies." *Biostatistics*, **13**, 415–426

Lee D, Rushworth A, Napier G (2018). "Spatio-Temporal Areal Unit Modeling in R with Conditional Autoregressive Priors Using the CARBayesST Package." *Journal of Statistical Software, Articles*, **84**(9), 1–39. Doi:10.18637/jss.v084.i09.

Lee D, Sarran C (2015). "Controlling for unmeasured confounding and spatial misalignment in long-term air pollution and health studies." *Environmetrics*, **26**, 477–487.

[5] The following correction was made to the 2020-2021 CAR estimates: updated to reflect the latest total fleet catch of tropical tunas.

Leroux B, Lei X, Breslow N (2000). “Estimation of Disease Rates in Small Areas: A New Mixed Model for Spatial Dependence.” In M Halloran, D Berry (eds.), *Statistical Models in Epidemiology, the Environment and Clinical Trials*, pp. 179–191. Springer-Verlag, New York.

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/.

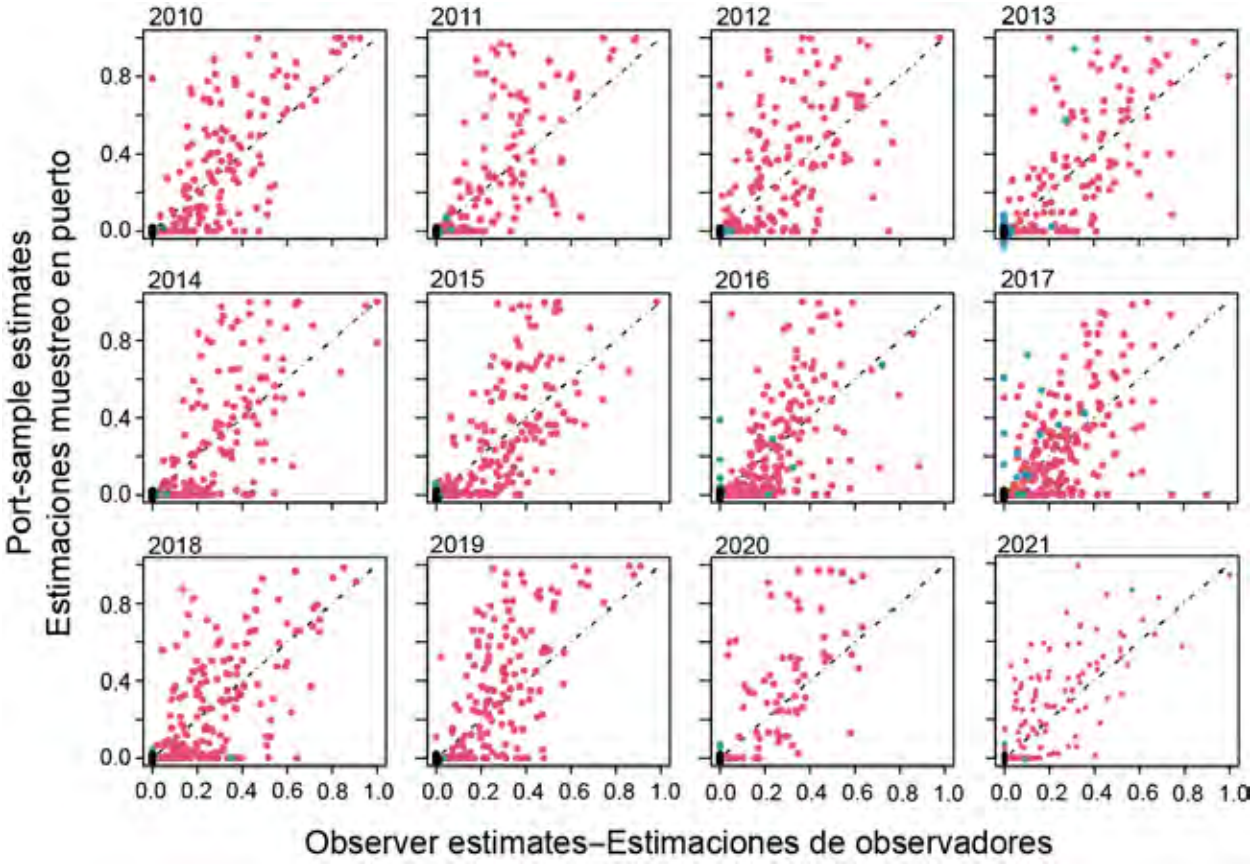


FIGURE 1. Scatter plots of the observer versus the port-sampling proportions for BET at a resolution of 5°area x month, for 2010 – 2021, plotted for `cells' that had both port-sampling and observer data. Red dots: OBJ sets; black dots: NOA sets; and blue dots: DEL sets.

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.

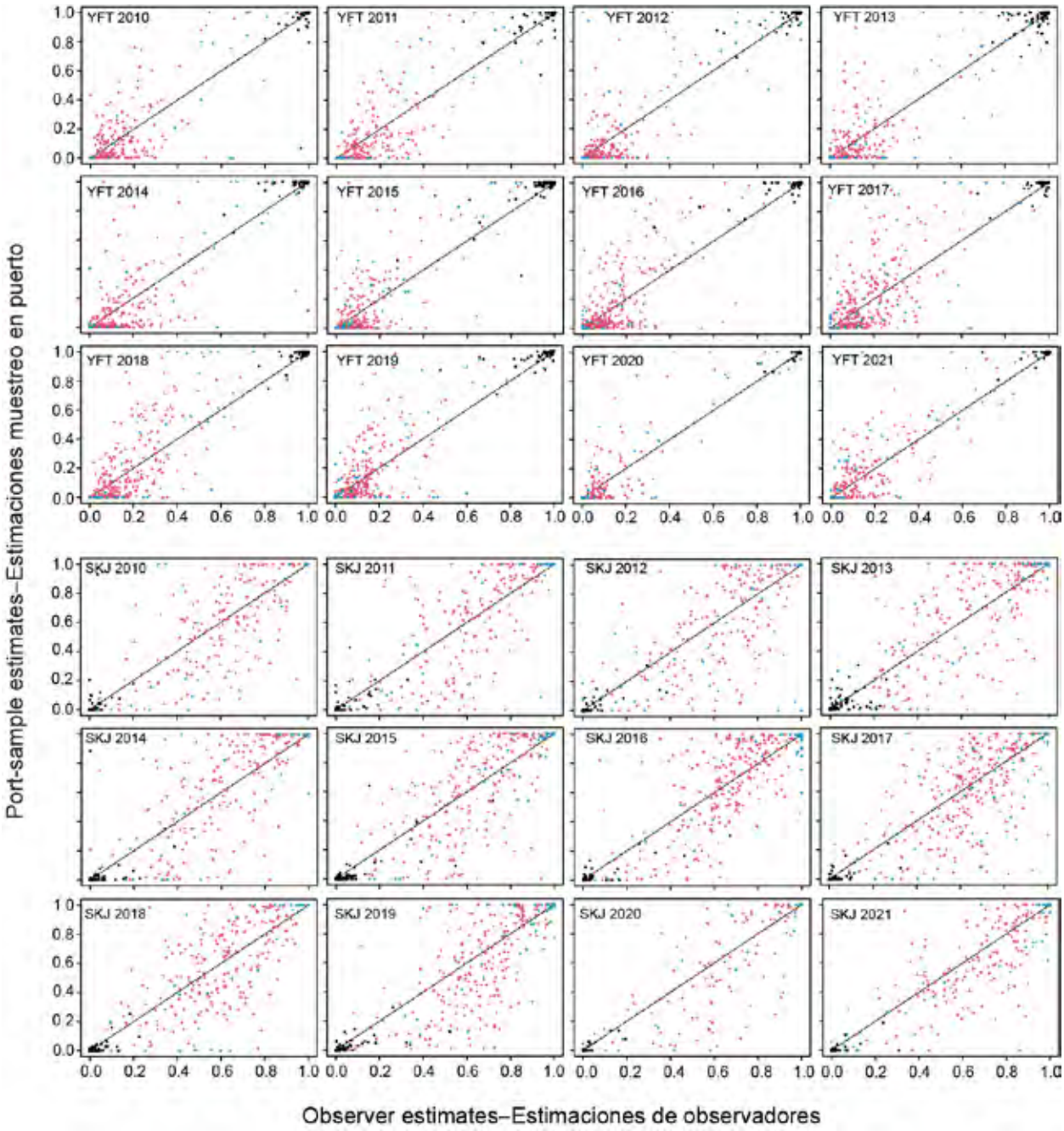


FIGURE 2. Scatter plots of the observer versus port-sampling proportions for YFT (upper panel) and SKJ (lower panel) at a resolution of 5°area x month, for 2010 – 2021, plotted for `cells' that had both port-sampling and observer data. Red dots: OBJ sets; black dots: NOA sets; and blue dots: DEL sets.

FIGURA 2. Diagramas de dispersión de las proporciones de observadores frente a las proporciones de muestreo en puerto para YFT (panel superior) y SKJ (panel inferior) 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 rojo: lances OBJ; puntos negros: lances NOA; puntos azules: lances DEL.

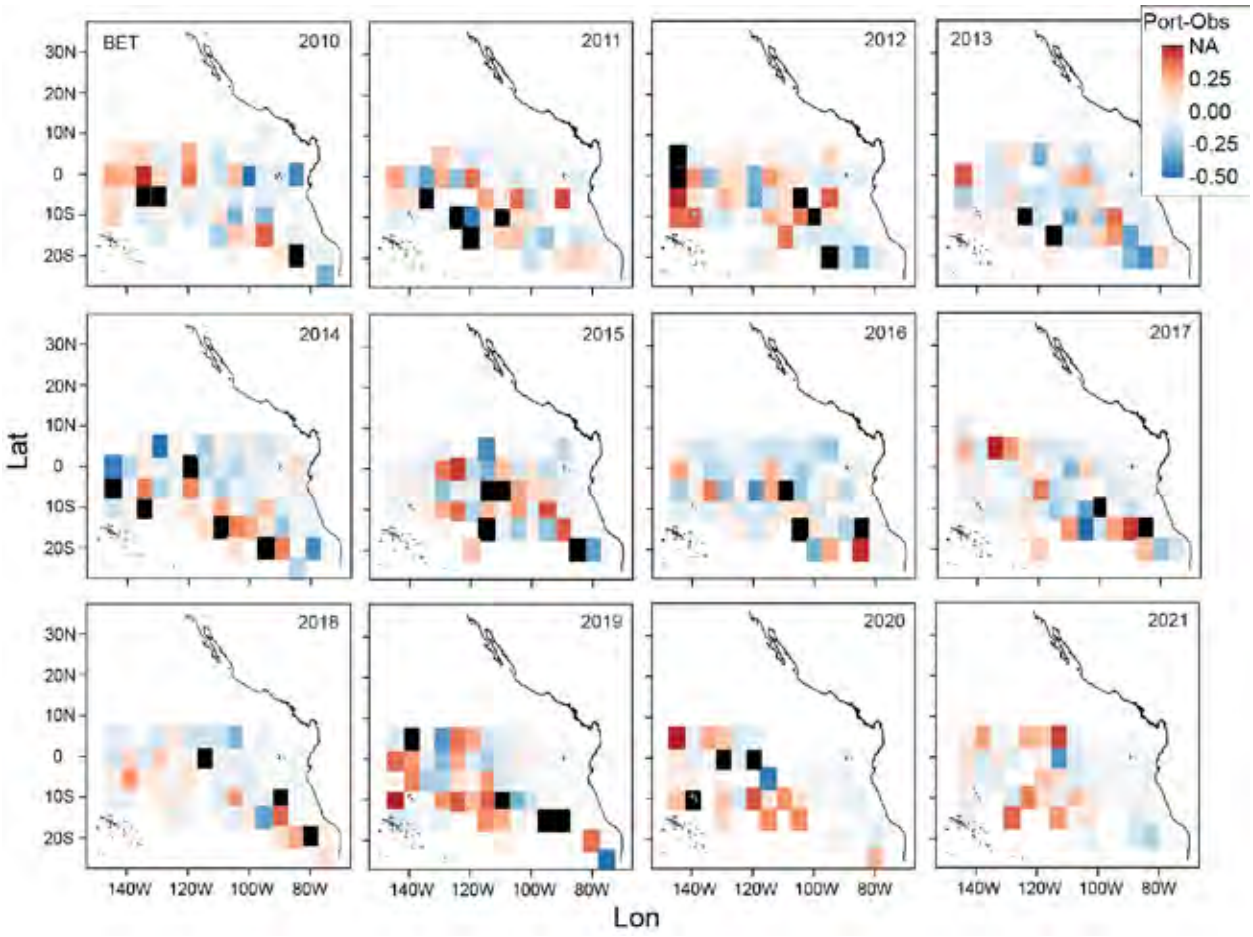


FIGURE 3. Annual maps of differences between port-sampling and observer proportions ($p_{kt} - q_{kt}$) for BET (Class-6 OBJ), at a 5° resolution. The black color indicates 5° areas for which port-sampling data were unavailable.

FIGURA 3. 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.

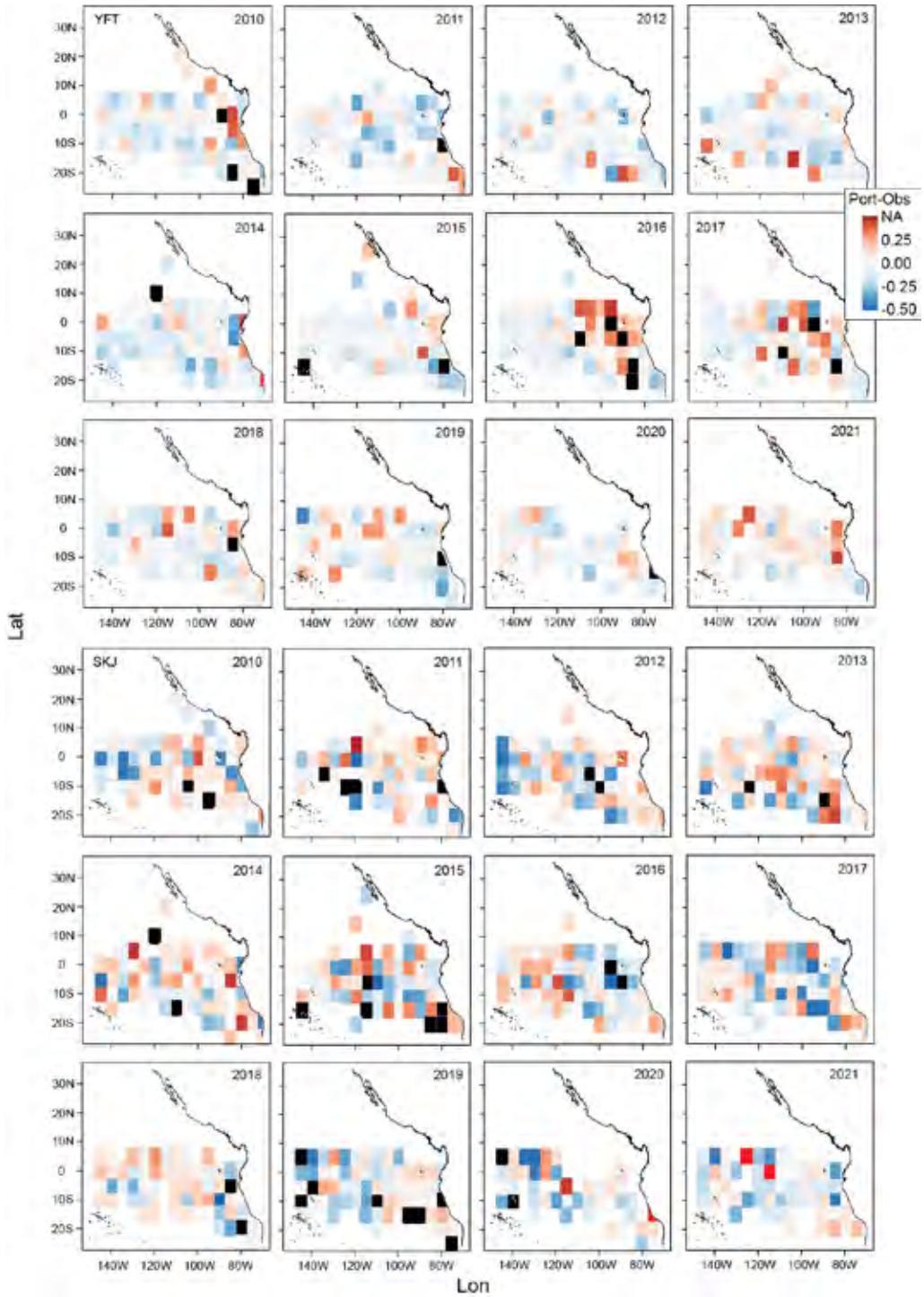


FIGURE 4. Annual maps of differences between port-sampling and observer proportions ($p_{kt} - q_{kt}$) for YFT (top panel) and SKJ (bottom panel) (both Class-6 OBJ), at a 5° resolution. The black color indicates 5° areas for which port-sampling data were unavailable.

FIGURA 4. Mapas anuales de las diferencias entre las proporciones de muestreo en puerto y las proporciones de observadores ($p_{kt} - q_{kt}$) para YFT (panel superior) y SKJ (panel inferior) (ambos 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.

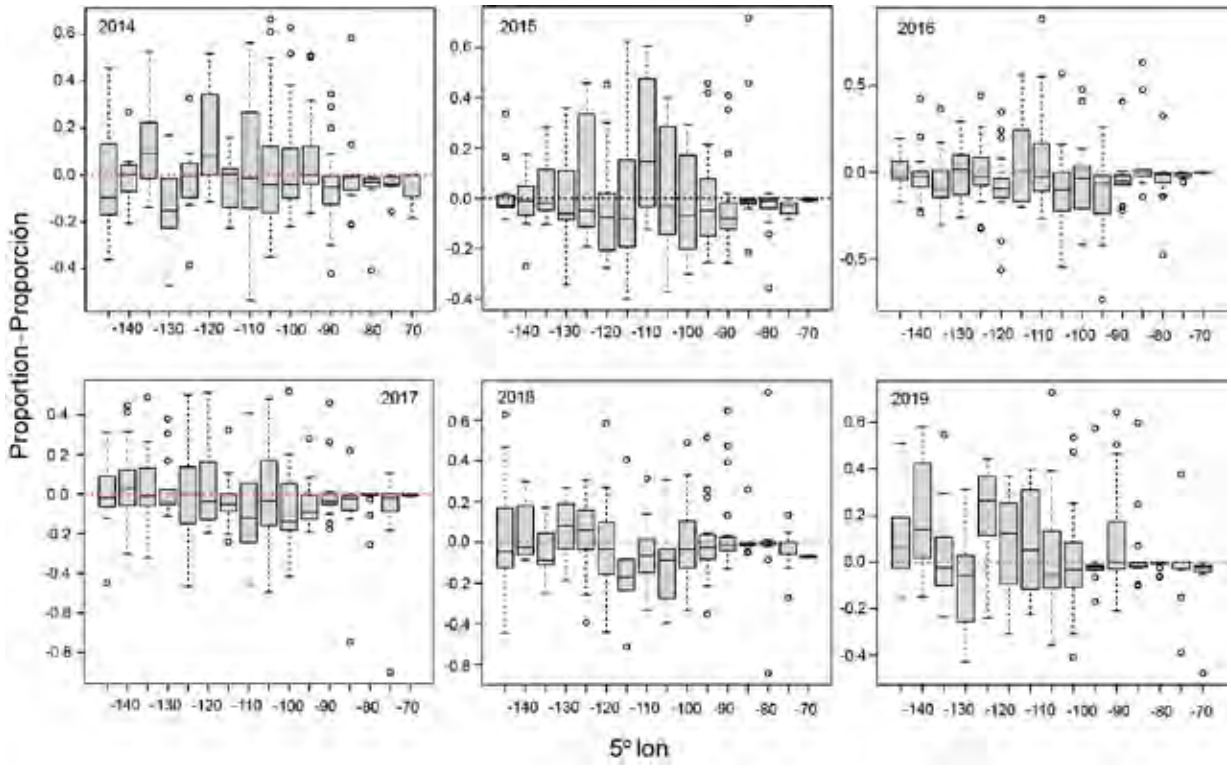


FIGURE 5. Box-and-whisker plots of the 5° x month differences between port-sampling and observer proportions of BET shown in Figure 3, for 2014-2019, grouped into longitudinal bins of 5° resolution. The horizontal bar within each gray box indicates the median difference for the 5° longitudinal bin, the gray box shows the interquartile range (the middle 50% of the values), the whiskers indicate variability outside the upper and lower quartiles, and the open circles indicate values beyond 1.5 x the interquartile range.

FIGURA 5. Gráficas de caja y bigote de las diferencias de 5° por mes entre las proporciones de muestreo en puerto y las proporciones de observadores de BET mostradas en la Figura 3, para 2014-2019, agrupadas en intervalos longitudinales de 5° de resolución. La barra horizontal dentro de cada caja gris indica la diferencia mediana para el intervalo longitudinal de 5°; la caja gris muestra el rango intercuartil (el 50% de los valores); los bigotes indican variabilidad fuera de los cuartiles superiores e inferiores; los círculos abiertos indican valores más allá de 1.5 por el rango intercuartil.

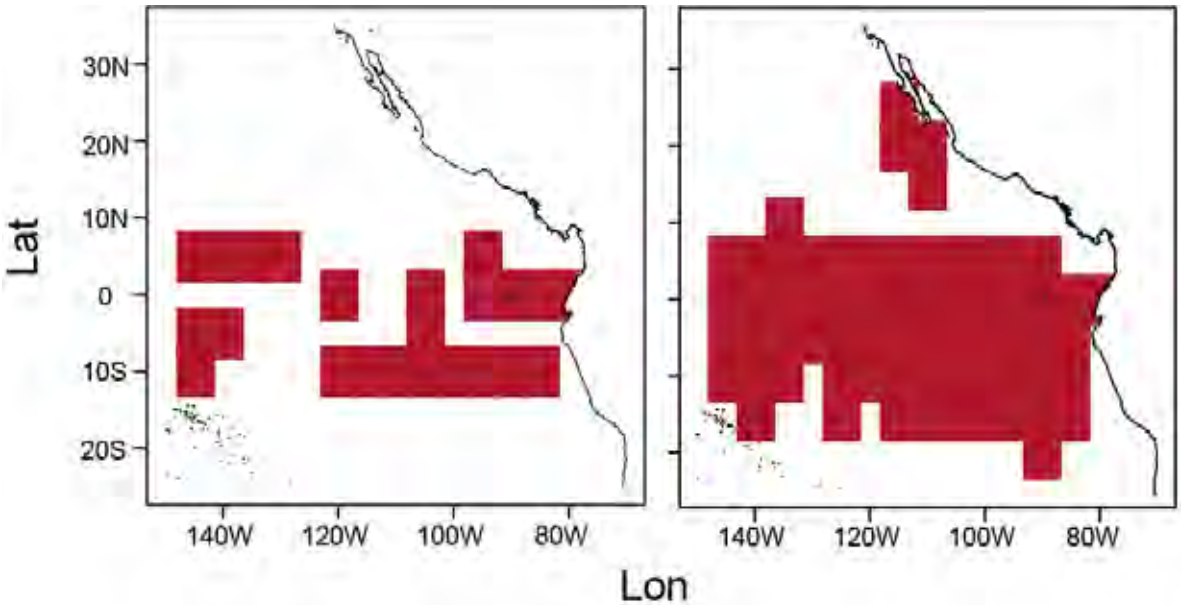


FIGURE 6. An example of the spatial sparsity of the port-sampling data, as compared to the observer data, for Class-6 OBJ, July 2017. The 5° areas shown in red denote positive catch of any of the tropical tuna species, for port-sampling samples (left panel) and observer data (right panel).

FIGURA 6. Un ejemplo de la escasez espacial de los datos de muestreo en puerto en comparación con los datos de observadores para la clase 6 OBJ, julio de 2017. Las áreas de 5° señaladas en rojo denotan capturas positivas de cualquiera de las especies de atunes tropicales, para muestras de muestreo en puerto (panel izquierdo) y datos de observadores (panel derecho).

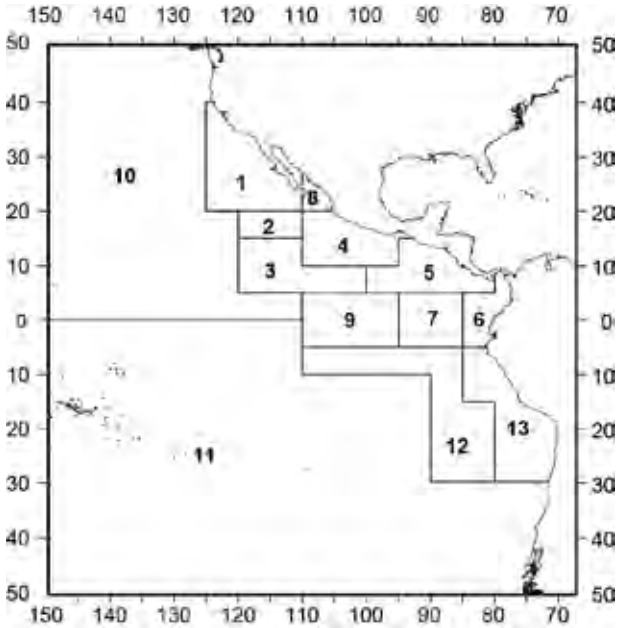


FIGURE 7. The 13 sampling areas in the EPO used for carrying out final analysis of the catch estimation (Tomlinson, 2002).

FIGURA 7. Las 13 áreas de muestreo en el OPO utilizadas para realizar el análisis final de la estimación de la captura (Tomlinson, 2002).

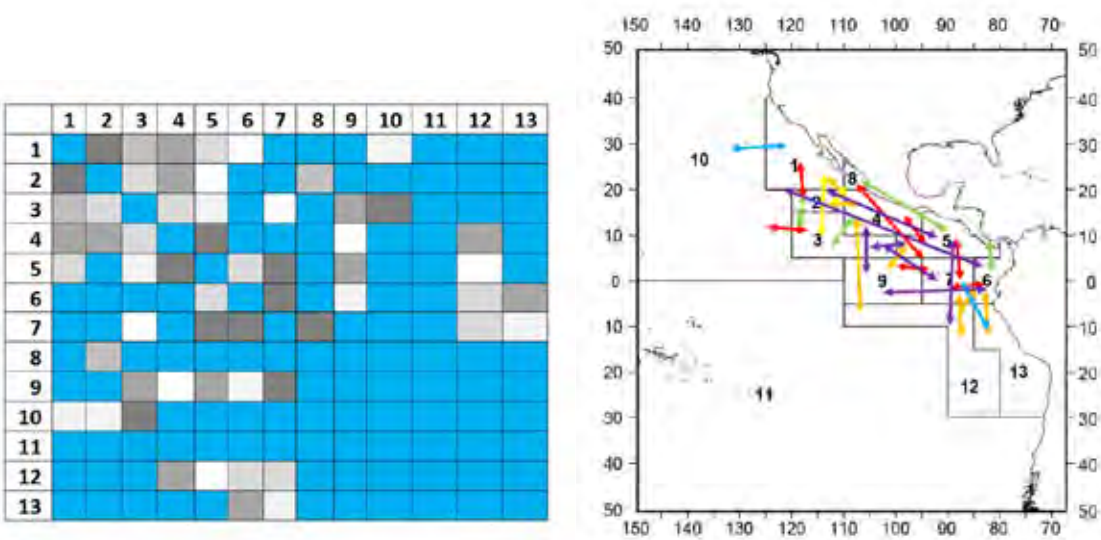


FIGURE 8. ***W*** matrix used in spatio-temporal CAR model represented as a matrix (left panel) and through arrows (right panel). In the left panel, the blue colors denote a value of zero for w_{kj} or no direct substitution. The white and black are shades to denote positive values between 0 and 1, the darker the shade, the larger the value. So, for instance for substituting for area 1, area 2 is the first choice and so on. In the right panel, the substitution rules are represented by colored arrows, with the rainbow color scheme. The substitution rules in order of the colors are red, orange, yellow, green, blue and violet. Thus, the red denotes the first order (strongest) substitution rule where the violet denotes the 6th order (weakest) substitution rule we have used.

FIGURA 8. La matriz ***W*** utilizada en el modelo CAR espaciotemporal representada como una matriz (panel izquierdo) y mediante flechas (panel derecho). En el panel izquierdo, el color azul indica un valor de cero para w_{kj} o ninguna sustitución directa. Los tonos de grises señalan valores positivos entre 0 y 1; cuanto más oscuro es el tono, mayor es el valor. Por lo tanto, por ejemplo, para sustituir el área 1, el área 2 es la primera opción y así sucesivamente. En el panel derecho, las reglas de sustitución están representadas por flechas de colores del arcoíris. Las reglas de sustitución en el orden de los colores son rojo, naranja, amarillo, verde, azul y violeta. Así, el rojo denota la regla de sustitución de primer orden (la más fuerte) mientras que el color violeta denota la regla de sustitución de sexto orden (la más débil) que utilizamos.

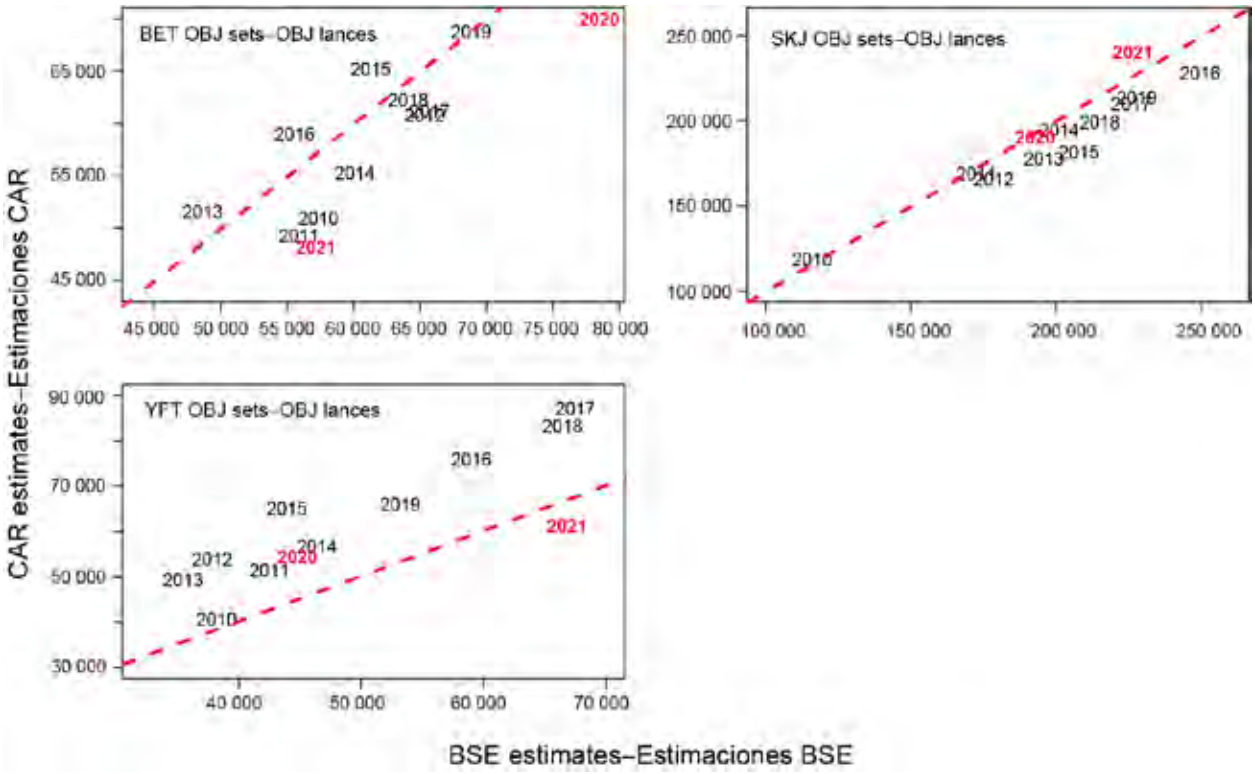


FIGURE 9. The BSE (on the x-axis) *versus* the estimates from the 'best' CAR model for 2010-2021 (y-axis), with 2020-2021 estimates shown in red, for: (a) BET (upper left panel); (b) SKJ (upper right panel); and (c) YFT (lower left panel). The following correction was made to the CAR estimates: updated to reflect the latest total fleet catch of tropical tunas.

FIGURA 9. La BSE (en el eje 'x') *versus* las estimaciones del "mejor" modelo CAR para 2010-2021 (eje 'y'); las estimaciones de 2020-2021 se muestran en rojo para: (a) BET (panel superior izquierdo); (b) SKJ (panel superior derecho); y (c) YFT (panel inferior izquierdo). Se realizó la siguiente corrección en las estimaciones CAR: se actualizaron para reflejar la captura total más reciente de la flota de atunes tropicales.

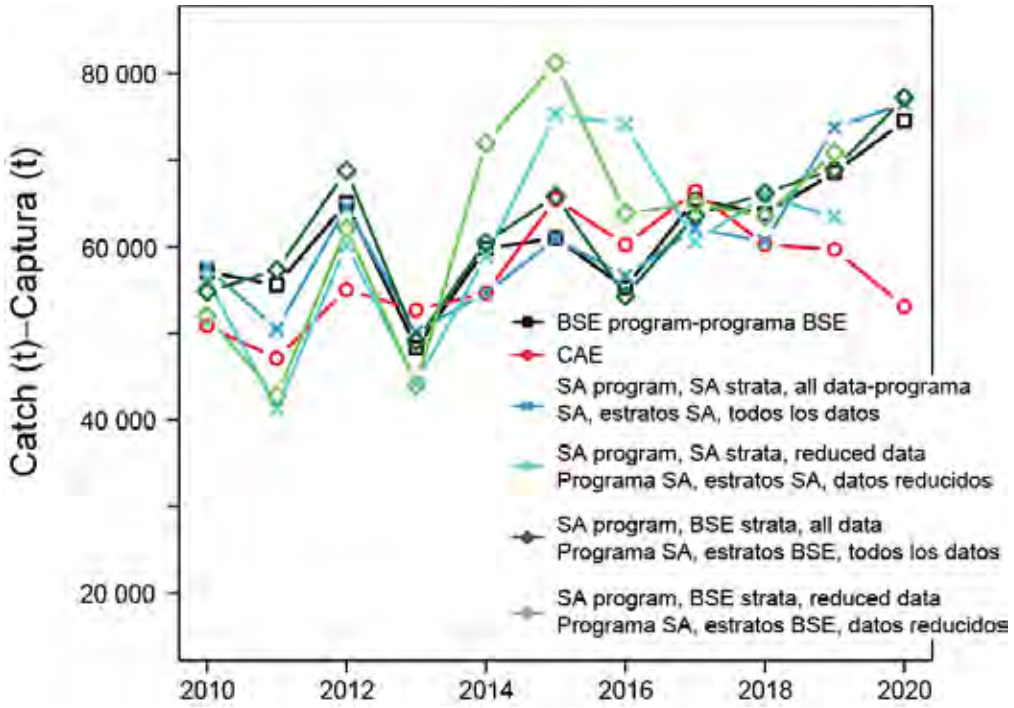


FIGURE 10. BET OBJ catch estimates for years 2010-2020. "BSE program": BSEs shown in Table A-7 of the IATTC Fishery Status Report; "SA program, BSE strata": BSEs from the stock assessment ("SA") estimation program using the BSE strata; CAE: IATTC Catch and Effort database summary (not adjusted for coverage); "SA program, SA strata": BSEs from the SA program using the SA strata; "reduced data": the estimation program used the reduced port-sampling data set (see SAC-13-INF-L for details).

FIGURA 10: Estimaciones de captura de BET en lances OBJ para el periodo 2010-2020. "Programa BSE": las BSE presentadas en la Tabla A-7 del *Informe de la situación de la pesquería de la CIAT*; "Programa SA, estratos BSE": las BSE del programa SA utilizando los estratos BSE; CAE: resumen de la base de datos de captura y esfuerzo de la CIAT (no ajustado por la cobertura); "Programa SA, estratos SA": las BSE del programa SA utilizando los estratos SA; "Datos reducidos": el programa utilizó el conjunto de datos de muestreo en puerto reducidos (ver SAC-13-INF-L para más detalles).

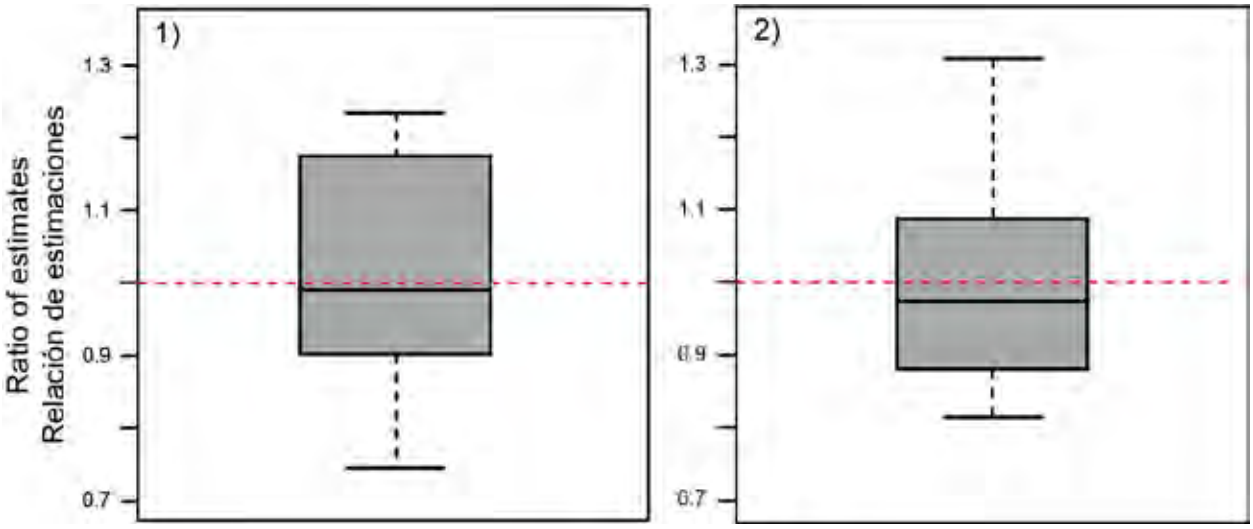


FIGURE 11. Box-and-whisker plots of ratios of some of the BET OBJ estimates shown in Figure 10, 2010 - 2019: 1) ratio of the dark green time series of Figure 10 to the light green times series of Figure 10; and, 2) ratio of the dark blue time series of Figure 10 to the light blue time series of figure 10 (see SAC-13-INF-L for details).

FIGURA 11. Gráficas de caja y bigote de las razones de algunas de las estimaciones de captura de BET en lances OBJ mostradas en la Figura 10, 2010-2019: 1) razón de la serie de tiempo color verde oscuro de la Figura 10 a la serie de tiempo color verde claro de la Figura 10; y, 2) razón de la serie de tiempo color azul oscuro de la Figura 10 a la serie de tiempo color azul claro de la Figura 10 (ver SAC-13-INF-L para más detalles).

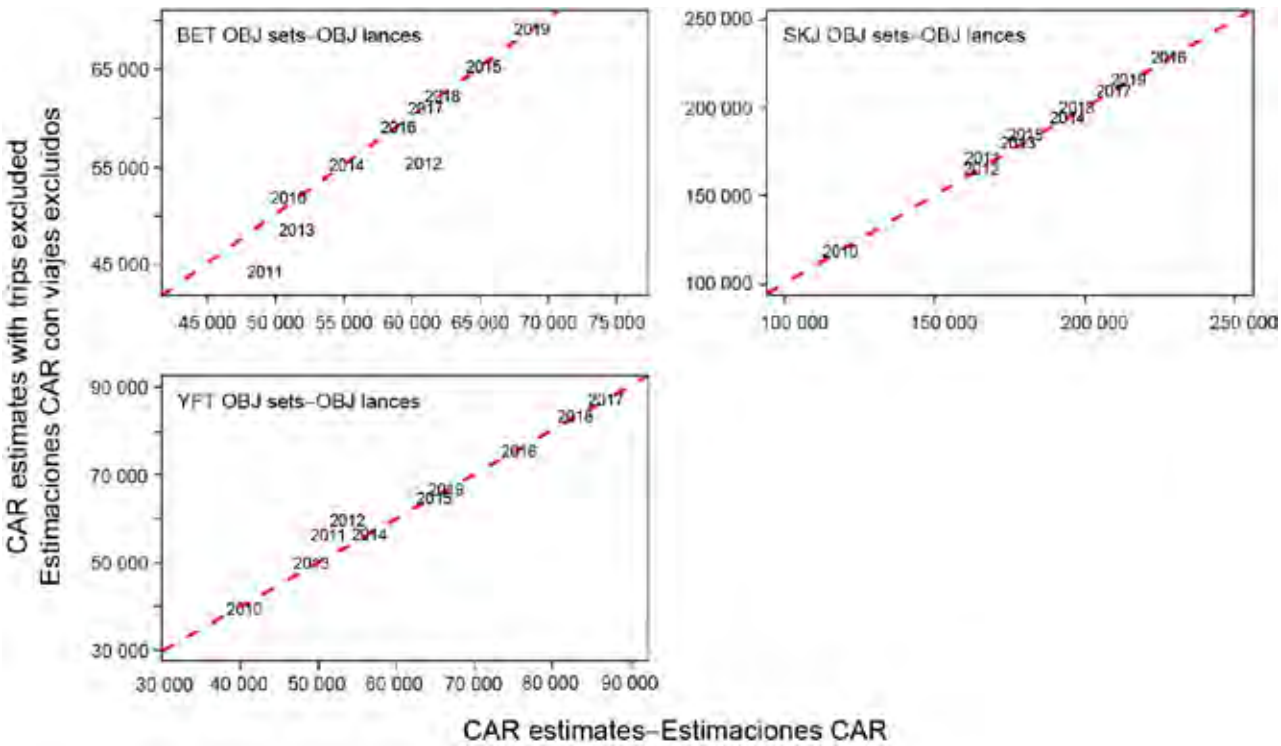


FIGURE 12. The CAR estimates with some port-sampling data excluded (on the x-axis) *versus* the CAR estimates for 2010-2019 with no data excluded: (a) BET (upper left panel); (b) SKJ (upper right panel); and, (c) YFT (lower left panel). The following correction was made to the CAR estimates: updated to reflect the latest total fleet catch of tropical tunas.

FIGURA 12. Las estimaciones CAR con algunos datos de muestreo en puerto excluidos (en el eje 'x') *versus* las estimaciones CAR para 2010-2019 sin datos excluidos: (a) BET (panel superior izquierdo); (b) SKJ (panel superior derecho); y, (c) YFT (panel inferior izquierdo). Se realizó la siguiente corrección en las estimaciones CAR: se actualizaron para reflejar la captura total más reciente de la flota de atunes tropicales.

TABLE 1. Matrix showing the area substitution choices that are used by the current BSE methodology. The top row (bold numbers, gray highlighting) gives the number of the sampling area (Figure 7) for which a substitute area is needed. The subsequent rows give the areas to be used as substitutes, starting with the preferred choice in the second row of the table, down to the least desirable choice in the last row of the table. For example, for Area 1, the best substitute is Area 8, the second-best substitute is Area 2, and so on, down to the least desirable substitute, which is Area 11.

TABLA 1. Matriz que muestra las opciones de sustitución de área utilizadas por la actual metodología BSE. La fila superior (números en negrita, resaltada en gris) proporciona el número del área de muestreo (Figura 7) para la que se necesita un área sustituta. Las filas siguientes proporcionan las áreas a utilizarse como sustitutas, comenzando por la opción preferida en la segunda fila de la tabla, hasta la opción menos deseable en la última fila. Por ejemplo, para el Área 1, la mejor sustitución es el Área 8, la segunda mejor el Área 2, y así sucesivamente hasta el área sustituta menos deseable, que es el Área 11.

1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**
8	1	10	5	7	7	9	1	7	3	12	13	12
2	4	9	8	9	13	6	4	3	11	9	11	6
4	8	2	3	3	5	5	2	11	2	10	9	7
3	3	4	2	6	12	12	5	12	9	7	7	9
5	10	5	1	4	9	13	3	10	5	3	6	5
10	5	7	9	12	4	3	6	5	7	5	5	4
6	9	1	10	2	3	11	7	2	1	13	3	11
7	7	12	7	10	8	4	13	4	4	6	10	3
13	12	11	6	8	2	10	9	6	12	2	2	8
12	11	6	13	1	1	2	10	13	6	4	4	2
9	6	8	12	11	10	1	12	1	8	1	1	1
11	13	13	11	13	11	8	11	8	13	8	8	10

TABLE 2. OBJ catch estimates of BET, YFT, SKJ (metric tons) for 2010-2019 based on the `best' CAR model. The BSE values were taken from Table A-7 of SAC-13-03. The following correction was made to the CAR estimates: updated to reflect the latest total fleet catch of tropical tunas.

TABLA 2. Estimaciones de captura de BET, YFT, SKJ en lances OBJ (toneladas métricas) para 2010-2019 basadas en el 'mejor' modelo CAR. Los valores BSE se tomaron de la Tabla A-7 del documento SAC-13-03. Se realizó la siguiente corrección en las estimaciones CAR: se actualizaron para reflejar la captura total más reciente de la flota de atunes tropicales.

Estimates	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
BET CAR	50909	49212.8	60780	51531	55197	65169	58943	60953	62173.9	68715
BET BSE	57059	55587	65035	48337	59797	60975	55269	65443	63815	68553
YFT CAR	40231	51011.6	53457	48828	56311	64603	75507	86681	82712.5	65568
YFT BSE	37850	42176	37487	35112	46049	43603	58673	67167	66122	52862
SKJ CAR	118427	168732	165340	177462	194034	181321	227682	209398	198677	213507
SKJ BSE	114659	171193	177055	194372	199696	206515	248190	224422	213626	226375

TABLE 3. 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-13-03. The following correction was made to the 2020-2021 CAR estimates: updated to reflect the latest total fleet catch of tropical tunas.

TABLA 3. 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-13-03. Se realizó la siguiente corrección en las estimaciones CAR de 2020-2021: se actualizaron para reflejar la captura total más reciente de la flota de atunes tropicales.

Estimated values	2020 CAR	2020 BSE	2021 CAR	2021 BSE
BET	69,901	78,208	48,088	56,861
SKJ	190,243	191,399	239,692	225,132
YFT	53,924	44,461	60,701	66,488

TABLE 4. Proportion of variance explained, and normalized prediction error (sum of prediction error divided by variance of response) for the BET and SKJ 'best' CAR models for 2010-2021, for Class-6 vessel data (OBJ sets). The values in the table are interpreted as follows: 1 is highest and signifies perfect fit while 0 is the lowest value and signifies ineffective model fitting.

TABLA 4. Proporción de varianza explicada y error de predicción normalizado (suma del error de predicción dividido por la varianza de respuesta) para los 'mejores' modelos CAR para BET y SKJ para 2010-2021, para datos de buques de clase 6 (lances OBJ). Los valores en la tabla se interpretan de la siguiente manera: 1 es el más alto y significa un ajuste perfecto mientras que 0 es el valor más bajo y significa un ajuste ineficaz del modelo.

Vessel size class 6	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
BET												
proportion of variance explained	0.99	0.99	0.99	0.96	0.96	0.96	1	1	1	1	0.99	0.99
normalized prediction error	0.2	0.12	0.25	0.45	0.72	0.91	0.15	0.2	0.12	0.12	0.14	0.19
SKJ												
proportion of variance explained	0.88	0.87	0.74	0.82	0.8	0.82	0.74	0.83	0.83	0.85	0.88	1
normalized prediction error	1.6	0.61	3.2	1.39	0.73	0.96	2.2	0.91	0.96	0.59	0.62	0.19

TABLE 5. Proportion of variance explained, and normalized prediction error (sum of prediction error divided by variance of response) for the BET and SKJ 'best' CAR models for 2010-2021, for Classes 1-5 vessel data (OBJ sets). Values smaller than 1 indicate good prediction performance.

TABLA 5. Proporción de varianza explicada y error de predicción normalizado (suma del error de predicción dividido por la varianza de respuesta) para los 'mejores' modelos CAR para BET y SKJ para 2010-2021, para datos de buques de clases 1-5 (lances OBJ). Los valores menores de 1 indican un buen desempeño de predicción.

Vessel size class 1-5	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
BET												
proportion of variance explained	0.88	0.97	0.94	0.98	0.84	0.95	0.95	0.96	0.97	0.97	0.97	0.96
normalized prediction error	0.8	0.35	0.4	0.18	0.93	0.56	0.29	0.31	0.33	0.24	0.19	0.21
SKJ												
proportion of variance explained	0.91	0.97	0.97	0.98	0.97	0.95	0.95	0.99	0.99	0.99	0.99	0.87
normalized prediction error	0.51	0.25	0.17	0.09	0.23	0.61	0.39	0.24	0.04	0.11	0.15	0.3

TABLE 6. Correlation coefficients of the CAR estimates with the BSE for 2010-2019 for the three species of tuna using the short-term and long-term models. The 'best' model is marked in bold. The following correction was made to the CAR estimates: updated to reflect the latest total fleet catch of tropical tunas.
TABLA 6. Los coeficientes de correlación de las estimaciones CAR con la BSE para 2010-2019 para las tres especies de atunes utilizando los modelos de corto y largo plazo. El 'mejor' modelo está marcado en negrita. Se realizó la siguiente corrección en las estimaciones CAR: se actualizaron para reflejar la captura total más reciente de la flota de atunes tropicales.

Correlation coefficients	2010-2019 BET	2010-2019 SKJ	2010-2019 YFT
Short-term model	0.70	0.98	0.92
Long-term model	**0.78**	**0.98**	**0.95**

TABLE 7. 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 estimate minus the CAR estimate, divided by the CAR estimate. The following correction was made to the 2020-2021 CAR estimates: updated to reflect the latest total fleet catch of tropical tunas.

TABLA 7. 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, dividido por la estimación CAR. Se realizó la siguiente corrección en las estimaciones CAR de 2020-2021: se actualizaron para reflejar la captura total más reciente de la flota de atunes tropicales.

Bias	**2020**	**2021**
BET	8,307 (12%)	8,773 (18%)
SKJ	1,156 (0.6%)	-14,560 (-6%)
YFT	-9,463 (-18%)	5,787 (10%)

TABLE 8. OBJ estimates for BSE program divided by CAR model, for 2020-2021 for the three species of Tuna. The following correction was made to the 2020-2021 CAR estimates: updated to reflect the latest total fleet catch of tropical tunas.

TABLA 8. Estimaciones OBJ del programa BSE divididas por el modelo CAR, para 2020-2021, para las tres especies de atunes. Se realizó la siguiente corrección en las estimaciones CAR de 2020-2021: se actualizaron para reflejar la captura total más reciente de la flota de atunes tropicales.

Ratio	**2020**	**2021**
BET	1.12	1.18
SKJ	1.00	0.94
YFT	0.82	1.10

TABLE 9. Correlation of BSE with the best CAR models for the three Tuna species in 2010-2019. The following correction was made to the CAR estimates: updated to reflect the latest total fleet catch of tropical tunas.

TABLA 9. Correlación de la BSE con los mejores modelos CAR para las tres especies de atunes en 2010-2019. Se realizó la siguiente corrección en las estimaciones CAR: se actualizaron para reflejar la captura total más reciente de la flota de atunes tropicales.

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

APPENDIX A: STATISTICAL MODELING

In our modeling we have tested for different choices of spatio-temoral CAR model with adjacency matric ***W*** as described below:

In Figure A1, we have used the *traditional method* to define ***W*** from the physical maps of the regions which give us a spatial matrix map with an adjacency matrix of the form. In the left panel of the figure, we represent this using a colored matrix. The yellow values denote 1 or direct adjacency and the whites denote 0 or no direct adjacency. In the arrow map (right panel), the substitution rules are represented by red arrows. The arrows denote adjacency of the binary **W** matrix, so $w_{jk} = w_{kj} = 1$ if *j*-th and *k*-th regions share boundaries or corners. The result by running this model on the data for OBJ set types is given in the Appendix. In our preliminary analysis, we have also used the traditional method to define ***W*** from the physical maps of the regions which give us a spatial matrix map with an adjacency matrix of the form – but we removed the diagonal areas from the adjacency matrix. The yellow values denote 1 or direct adjacency and the whites denote 0 or no direct adjacency.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0
2	1	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0
3	0	1	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0
4	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0
6	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1
7	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1
8	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	1	1	0
10	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
11	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0
12	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	1
13	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0

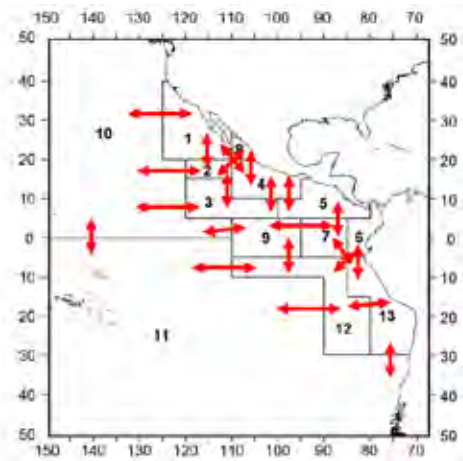


FIGURE A1. W or adjacency/neighborhood matrix of the traditional model in spatio-temporal CAR models through a matrix (left) and through arrows (right).

In Figure A2, we represent the model with a certain adjacency matrix where the adjacency is defined when the regions share boundaries but not corners. Again, as in FigureA1 (right panel) the substitution rules are represented by red arrows. The arrows denote adjacency of the binary W matrix, so $w_{jk} = w_{kj} = 1$ if j-th and k-th regions share boundaries (but not corners). The results corresponding to the modeling where temporal units were chosen to be years were not very good. We modeled the BET using the model but discontinued observing the poor performance of the model defined by poor consistency with the BSE estimates.

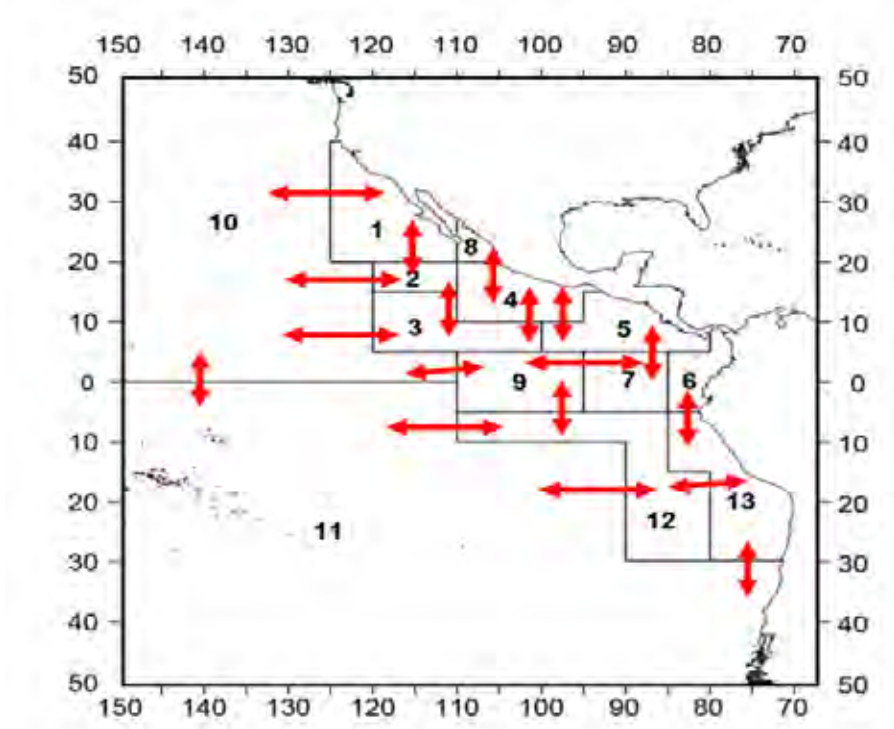


FIGURE A2. W or adjacency/neighborhood matrix of the traditional model having got rid of the diagonal adjacencies in spatio-temporal through arrows (right).

Building areal models with no temporal component

Although the spatial structure seen in the p_{kt} (Figures 2,3,4) may be modelled by known predictor variables in a regression model, as was done in the exploratory analyses, it is common for spatial structure to remain in the residuals. The most common remedy for this residual autocorrelation is to augment the linear predictor with a set of spatially autocorrelated random effects, as part of a Bayesian hierarchical model. These random effects are typically represented with a conditional autoregressive (CAR, Besag *et al.* 1991) prior, which induces spatial autocorrelation through the adjacency structure of the areal units. However, these CAR priors force the random effects to exhibit a single global level of spatial autocorrelation, ranging from independence through to strong spatial smoothness. Such a uniform level of spatial autocorrelation for the entire EPO may be unrealistic, given the spatial variation seen in p_{kt} (Figure 4).

A number of approaches have been proposed for extending the class of CAR priors to deal with localized spatial smoothing amongst the random effects, including Lee and Mitchell (2012), and Lee and Sarran (2015). These types of models are typically implemented in a Bayesian setting, where inference is based on Markov chain Monte Carlo (MCMC) simulation. Some of the choices we considered are

Univariate Model with Gaussian assumption

Model

$$\log(p_s) = Y_s$$

$$Y_s \mid \mu_s \sim Normal\,(\mu_s, v^2)$$
$$\mu_s = X^T\beta + \psi_s$$

Here ψ_s is the spatially autocorrelated component.

Priors

$$\beta \sim N(\mu_\beta, \Sigma_\beta)$$

$$\nu^2 \sim \text{Inverse-Gamma}(a, b).$$

For the spatial model with no temporal component the following was a special case to incorporate the latent spatial effects ψ_s into a hierarchical model structure.

S.CARleroux model: Leroux *et al.* (2000) proposed the following alternative Conditional Autoregressive (CAR) prior for modeling varying strengths of spatial autocorrelation using only a single set of random effects. **W** is the symmetric neighborhood matrix so that W_{ik} give the weights of the strength of the spatial association between the i'th and k'th regions when they are "neighbors". The only condition we need are the row totals of **W** add up to a positive value. And ϕ_k are the spatially autocorrelated components.

$$\psi_k = \phi_k$$

$$\Phi_k \mid \Phi_{-k}, \boldsymbol{W}, \tau^2, \rho \sim N\left(\frac{\rho \sum_i w_{ki}\, \phi_i}{\rho \sum_i w_{ki} + 1 - \rho}, \frac{\tau^2}{\rho \sum_i w_{ki} + 1 - \rho}\right)$$

$$\rho \sim Unif(0, 1)$$

$$\tau^2 \sim Inverse\ Gamma(a, b)$$

Thus, ρ represents overall spatial autocorrelation in the model, where as τ^2 represents the overall spatial variance. In the model the traditional adjacency matrix W defined in Appendix A (i) was used.

APPENDIX B: ESTIMATES AND PERFORMANCE MEASURES

Apart from numerical values, we have also used some other performance measures for model screening of the CAR models discussed in the paper and in Appendix A, namely (i) Normal Quantile-Quantile plots of the residuals, (ii) fitted versus observed plots. Additionally, for each candidate CAR model – we have used two options: (i) autoregressive (1) or AR (1) versus (ii) autoregressive (2) or AR (2). We observed that AR (1) was a better choice in each case, and so the results quoted below pertain to AR (1).

Below we provide the catch estimates and model performance of different models we have built, tested, and compared results with the BSE through 2010-2019. The results of the model can be summarized as follows –estimates of the species composition are given in the first, and performance measures are given in the consecutive table below the first.

TABLE B1. Model performance with W chosen to be `traditional' adjacency matrix for 13 regions, using annual data. The difference with the `best' CAR model is that the W is given as in Figure A1:

Year	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Vessel size class 6											
BET											
proportion of variance explained	0.97	0.93	0.9	0.91	0.95	0.99	0.999	0.98	0.98	0.88	0.76
normalized prediction error	0.41	0.58	0.93	0.77	0.75	0.13	0.09	0.42	0.29	0.98	1.41
SKJ											
proportion of variance explained	0.59	0.45	0.78	0.64	0.64	0.39	0.38	0.47	0.41	0.42	0.47
normalized prediction error	2.37	0.73	3.9	1.71	1.27	1	1.5	1.15	0.75	1.18	1.59
vessel size class 1-5											
BET											
proportion of variance explained	0.57	0.91	0.75	0.8	0.97	0.99	0.99	0.65	0.8	0.92	0.7
normalized prediction error	1.7	0.87	1.21	1.72	0.4	0.09	0.12	1.21	1.61	0.87	1.24
SKJ											
Proportion of variance explained	0.67	0.97	0.99	0.99	0.49	0.6	0.77	0.32	0.25	0.24	0.59
normalized prediction error	0.93	0.23	0.11	0.18	2	1.92	0.49	1.37	1.4	1.69	1.79

TABLE B2. Model performance with W chosen to be `traditional' adjacency matrix for 13 regions, using quarterly data. The difference with the 'best' CAR model is that the W is given by Figure A1 and the data was aggregated on quarters, and not years.

OBJ sets **Vessel size class 6** **Year**	**2010**	**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**
BET											
proportion of variance explained	0.866	0.85	0.87	0.9	0.89	0.91	0.91	0.91	0.92	0.95	0.9
normalized prediction error	8.11	6.95	7.35	7.83	6.84	7.91	7.3	7.8	6.28	9.56	11.54
SKJ											
proportion of variance explained	0.866	0.85	0.87	0.9	0.89	0.91	0.91	0.91	0.92	0.95	0.9
normalized prediction error	8.11	6.95	7.35	7.83	6.84	7.91	7.3	7.8	6.28	9.56	11.54
vessel size class 1-5											
BET											
proportion of variance explained	0.9	0.89	0.9	0.88	0.85	0.94	0.99	0.98	0.93	0.88	0.94
normalized prediction error	1.4	1.6	2.95	3.03	2.73	1.51	0.56	1.19	1.52	1.78	0.89
SKJ											
proportion variance explained	0.9	0.89	0.9	0.88	0.85	0.94	0.99	0.98	0.93	0.88	0.94
normalized prediction error	1.4	1.6	2.95	3.03	2.73	1.51	0.56	1.19	1.52	1.78	0.89

TABLE B3. Model performance from CAR model with W mimicking BSE substitution rules for 13 regions, using quarterly data. This is the like the 'best' CAR model we used; however, the data that was used was aggregated over quarters instead of years:

OBJ sets **Year**	**2010**	**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**
vessel size class 6											
BET											
proportion of variance explained	0.9	0.9	0.91	0.96	0.92	0.93	0.9	0.9	0.92	0.99	0.99
normalized prediction error	1.96	1.98	2	2.02	2.55	1.72	2.47	2.32	1.39	0.63	0.42
SKJ											
proportion of variance explained	0.69	0.73	0.71	0.83	0.75	0.81	0.85	0.93	0.94	0.89	0.93
normalized prediction error	4.04	2.53	4.2	3.34	3.89	1.66	1.67	2.24	2.18	1.79	1.57
vessel size class 1-5											
BET											
proportion of variance explained	0.94	0.93	0.95	0.89	0.97	0.99	0.997	0.998	0.995	0.98	0.88
normalized prediction error	1.4	1.32	2.19	2.85	1.22	0.63	0.3	0.39	0.39	0.71	1.88
SKJ											
proportion of variance explained	0.78	0.87	0.88	0.96	0.96	0.98	0.59	0.7	0.62	0.48	0.78
normalized prediction error	3.5	0.36	2.03	2.03	1.07	0.91	7.66	6.13	1.53	2.98	2.75

TABLE B4. Model performance from CAR model with W mimicking BSE substitution rules for 13 regions, with annual data (short-term model). This is the like the 'best' CAR model we used; however, the number of years used in the model was three instead of five:

OBJ sets **Year**	**2010**	**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**
vessel size class 6											
BET											
proportion of variance explained	1	0.98	0.98	0.97	0.96	1	0.99	1	0.99	0.99	0.93
normalized prediction error	0.54	0.38	0.48	0.49	0.73	0.12	0.11	0.14	0.22	0.17	0.75
SKJ											
proportion of variance explained	1	0.92	0.99	0.86	0.76	0.89	0.95	0.93	0.92	0.9	0.86
normalized prediction error	0.14	0.81	0.38	0.99	1.04	0.78	1.06	0.62	0.67	0.98	1.28
vessel size class 1-5											
BET											
proportion of variance explained	0.88	0.98	0.9	0.92	0.85	0.93	0.94	0.96	0.96	0.93	0.97
normalized prediction error	0.79	0.27	0.34	0.34	0.82	0.63	0.32	0.35	0.41	0.34	0.19
SKJ											
proportion of variance explained	0.91	0.89	0.98	0.81	0.9	0.85	0.87	0.92	0.89	0.87	0.99
normalized prediction error	0.5	0.42	0.04	0.19	0.42	1.01	0.62	1.1	0.13	0.43	0.15

TABLE B5. Model performance from best CAR model with trips excluded at Manta, Mazartan, Pasorja (April-December for all years) mimicking the pandemic situation (see Appendix A):

OBJ sets **Year**	**2010**	**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**
vessel size class 6												
BET												
proportion of variance explained	0.99	0.99	0.98	0.95	0.96	0.95	0.99	0.99	0.99	0.99	0.99	0.99
normalized prediction error	0.36	0.19	0.52	0.63	0.77	0.91	0.15	0.19	0.12	0.1	0.14	0.19
SKJ												
proportion of variance explained	1	0.82	0.78	0.87	0.83	0.79	0.74	0.84	0.83	0.85	0.88	1
normalized prediction error	0.2	1.35	2.9	1.18	0.68	1.03	2.22	0.9	0.97	0.59	0.62	0.19
vessel size class 1-5												
BET												
proportion of variance explained	0.88	0.97	0.94	0.98	0.84	0.95	0.95	0.96	0.97	0.97	0.97	0.96
normalized prediction error	0.8	0.35	0.4	0.18	0.93	0.56	0.29	0.31	0.33	0.24	0.19	0.21
SKJ												
proportion of variance explained	0.91	0.97	0.97	0.98	0.97	0.95	0.95	0.99	0.99	0.99	0.99	0.87
normalized prediction error	0.51	0.25	0.17	0.09	0.23	0.61	0.39	0.24	0.04	0.11	0.15	0.3

Next, we provide the correlation coefficients between the CAR estimates and the BSE for the three species (BET, SKJ, YFT). We have calculated correlations twice—once for the years 2010-2019, and once for 2010-2020.

TABLE B6. Correlation of CAR estimates with BSE; the 'best' CAR model results are marked in bold. The following correction was made to the CAR estimates: updated to reflect the latest total fleet catch of tropical tunas.

Correlation coefficients	2010-2020 BET	2010-2019 BET	2010-2020 SKJ	2010-2019 SKJ	2010-2020 YFT	2010-2019 YFT
Traditional W with year as temporal unit	.80	0.59	0.98	0.99	0.97	0.96
Traditional W with quarters as temporal unit	0.68	0.34	0.97	0.99	.84	.93
W mimicking BSE substitution quarters as temporal units	0.76	0.43	0.89	.92	0.69	0.80
W mimicking BSE substitution with year as temporal unit (Short-term model)	0.52	0.70	0.98	0.98	0.85	0.92
W mimicking BSE substitution with year as temporal unit (Long-term model)	**0.83**	**0.78**	**0.98**	**0.98**	**0.95**	**0.95**

TABLE B7. Correlation of BET CAR estimates with BSE for various CAR models, the 'best' CAR Model results is marked in bold fonts. The following correction was made to the CAR estimates: updated to reflect the latest total fleet catch of tropical tunas.

Correlation coefficient	**2010-2020**	**2010-2019**
Traditional W with year as temporal unit	0.80	0.59
Traditional W with year as temporal unit remove the diagonals from W	-0.08	0.39
Traditional W with quarters as temporal unit	0.68	0.34
Modified W with quarters as temporal units	0.76	0.43
Modified W with year as temporal unit (short term)	0.52	0.70
Modified W with year as temporal unit (long-term)	**0.83**	**0.78**
Spatial CAR with no temporal term, with traditional W	0.15	0.18

TABLE B8a. Parameter estimates of the BET and SKJ 'best' CAR model for vessel size 6.

BET	**vessel 6**						**SKJ**					
Parameters	Intercept	Slope	tau2	nu2	rho.S	rho.T	Intercept	Slope	tau2	nu2	rho.S	rho.T
2010	0.27	1.25	0.03	0.07	0.66	0.45	0.54	2.41	0.05	0.01	0.72	0.92
2011	0.47	1.34	0.03	0.05	0.65	0.48	-0.03	1.08	0.01	0.03	0.45	0.42
2012	0.25	1.20	0.01	0.25	0.49	0.30	0.31	1.96	0.02	0.31	0.58	0.42
2013	-0.16	1.06	0.05	0.02	0.74	0.83	0.38	2.16	0.02	0.13	0.57	0.30
2014	-0.28	1.06	0.05	0.01	0.83	0.90	0.46	2.38	0.01	0.50	0.49	0.32
2015	-0.16	1.06	0.05	0.02	0.74	0.83	0.38	2.15	0.02	0.13	0.55	0.30
2016	-0.28	1.06	0.06	0.01	0.82	0.90	0.46	2.38	0.01	0.51	0.46	0.34
2017	-0.47	1.05	0.08	0.02	0.80	0.71	0.32	1.80	0.01	0.09	0.36	0.20
2018	-0.99	0.85	0.08	0.02	0.82	0.65	0.38	1.98	0.01	0.08	0.42	0.23
2019	-0.43	1.01	0.06	0.02	0.76	0.46	-0.06	0.85	0.01	0.01	0.31	0.35
2020	-0.02	1.13	0.02	0.29	0.60	0.39	-0.06	0.99	0.01	0.01	0.29	0.39
2021	-0.26	1.06	0.05	0.02	0.77	0.38	0.22	1.69	0.03	0.01	0.70	0.92

TABLE B8b. Parameter estimates of the BET and SKJ 'best' CAR model for vessel size 1-5.

BET	vessel type 1-5						**SKJ**					
Parameters	Intercept	Slope	tau2	nu2	rho.S	rho.T	Intercept	Slope	tau2	nu2	rho.S	rho.T
2010	-0.67	0.88	0.03	0.71	0.61	0.35	0.08	1.66	0.02	0.10	0.58	0.32
2011	-0.92	0.84	0.06	0.04	0.82	0.45	-0.08	1.09	0.03	0.04	0.66	0.34
2012	-1.03	0.82	0.07	0.04	0.80	0.41	-0.05	1.08	0.03	0.03	0.73	0.35
2013	-1.12	0.82	0.09	0.03	0.82	0.45	-0.03	1.09	0.03	0.03	0.71	0.34
2014	-1.15	0.83	0.03	0.52	0.71	0.33	0.01	1.10	0.04	0.02	0.69	0.33
2015	-1.56	0.72	0.07	0.06	0.81	0.37	0.00	1.13	0.03	0.05	0.66	0.29
2016	-1.60	0.73	0.07	0.05	0.81	0.40	0.02	1.16	0.02	0.07	0.62	0.28
2017	-1.65	0.73	0.09	0.05	0.79	0.42	-0.14	0.72	0.05	0.02	0.84	0.82
2018	-1.65	0.72	0.09	0.03	0.84	0.36	-0.14	0.62	0.06	0.02	0.80	0.56
2019	-1.71	0.72	0.06	0.03	0.87	0.31	-0.15	0.63	0.05	0.02	0.84	0.53
2020	-1.75	0.71	0.06	0.06	0.81	0.32	-0.17	0.61	0.06	0.02	0.83	0.57
2021	-1.99	0.66	0.09	0.04	0.74	0.32	-0.15	0.63	0.02	0.14	0.65	0.25

APPENDIX C

DATA SOURCES

The primary three data sources are (i) Observer data, (ii) Logbook data (iii) Cannery data and (iv) Port-sampling data and are described below.

Observer data

These data are collected by observers on board large (IATTC Class-6; > 363 mt fish carrying-capacity) vessels, for which data collection began in 1980 and there has been 100% observer coverage (or nearly so) since 1992. To note, however, is that detailed observer data are only available on the IATTC database for all Class-6 trips since 2009; data of trips of Mexican-flag vessels sampled by the Mexican national observer program are not available on the database for years prior to 2009, although logbook data are available for many of these trips (see below). Observer data are also available for a small percentage of trips of small (IATTC Classes 1-5; ≤ 363mt) purse-seine vessels.

Observers collect data on fishing activities, gear characteristics, and catch of target and non-target species (non-target species are also referred to as 'bycatch', e.g., billfish species, dorado, turtles, marine mammals, etc.). For catch of both target and non-target species, size composition is recorded. However, the type of size data collected depends on the taxonomic group; size data for the tropical tuna species are only amounts of catch by three weight categories ('small': fish < 2.5 kg total weight; 'medium': fish between 2.5 kg and 15 kg; 'large': fish > 15 kg), not actual measurements of length or weight of individual fish. The observer data have the finest spatial and temporal resolution of any of the four main data sources, with a spatial resolution of 100th of a degree (decimal degrees) and a temporal resolution of minutes to hours (depending on the fishing activity). One important difference between the catch data collected by observers and that abstracted from vessel logbooks (see below) is that logbooks contain only the amount of catch loaded into the wells of the specific vessel, whereas observers record several catch quantities: the amount of tuna caught (sometimes referred to as 'catch weights' or 'capture'); the amount of tuna loaded onto the vessel (referred to as 'load weights'); and, the amount of tuna discarded. (Discarding of fish has been prohibited in recent years, however.) The amount of tuna 'retained', which is the difference between the capture and the discards, includes any tuna catch given to another vessel or transferred to storage pens, in addition to the amount of tuna catch loaded into the vessel's wells. Thus, the only the loaded catch can be compared between observer data and logbook data.

For a comprehensive description of observer data held at IATTC, see Fuller *et al*. (2022).

Logbook data

Logbook data are data abstracted by IATTC staff from fishermen's logbooks on fishing locations, dates, types of purse-seines sets, and target species catch amounts (no size information is available). The logbook data on catches (load weights only) are set-by-set data, at a spatial resolution of 100th of a degree (decimal degrees). The data are available for all size classes of purse-seine vessels but are typically not used for fishing trips for which observer data are also available because the logbook data are more limited in scope. The coverage of the logbook database has improved over time and a timeline can be found in Document SAC-08-06a (which also contains a useful description of the types of data available for Class 1-5 purse-seine vessels).

Cannery data

Cannery data are catch amounts of target species by trip, provided to the IATTC staff by tuna canneries. They are trip-level data, without any information on exact fishing locations or dates or 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 IATTC 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 IATTC staff for all trips nor from all canneries.

Port-sampling data

The port-sampling data are collected by IATTC field office staff when purse-seine vessels unload their catch in port. The data are samples of the catch from one or more wells (fish storage compartments on board the vessel); staff typically try to sample only one or two wells of a trip, rather than all wells of the trip that meet the sampling criteria (see below). The data collected include length measurements from a sample of fish, and, separately from the fish measured, counts of species from another sample of fish. The sampling protocol that is to be followed by the staff can be found in the appendix of Suter (2010). Very generally, the protocol requires samplers to alternate between counting and measuring fish (in groups of 25 fish for counts and 50 fish for measurements), with the purpose of extending each type of sampling over a larger fraction of the unloading than would occur if the counts and measurements were each collected from a contiguous number of fish. The port-sampling data can be linked to observer and/or logbook data through trip and vessel identifiers.

The port-sampling data have a coarse spatial and temporal resolution. Since 2000, all samples can be assigned to a 5° square area. A monthly resolution is likely the smallest temporal resolution that can be assigned to all samples. In principle, for some percentage of samples, it is possible to obtain finer spatial and temporal resolution. However, this is only in cases where, for example, an entire set fills the well that was sampled; wells on the vessel can contain samples from multiple sets and the catch of one set may be loaded into multiple wells. The sampling instructions stipulate that sampled wells must have catch from the same purse-seine set type, sampling area (Figure 7) and month. Wells with catch from different set types/sampling areas/months are not sampled.

Not every trip is sampled by the port-sampling program, and the coverage of trips differs by vessel size class (see last slides of this presentation). Although the coverage computed in terms of sampled trips is relatively high (at least for Class-6 vessels), the coverage in terms of the percentage of wells sampled or percentage of the catch sampled is low; an added consideration when considering the percentage of wells sampled is that not all wells would be considered sampleable under the current protocol, as noted above. The percentage of trips sampled is determined by resources available and logistical constraints, rather than being established to achieve a specific precision for the estimates of catch. Some vessels unload in locations where it is not possible to sample their catch in port.

The sampling protocol has changed over time. Prior to 2000 the sampling was only for the length composition of the catch. Beginning in 2000, sampling was also for species composition. The sampling has always been a multi-stage protocol, where first a fishing trip and then a well (or wells) of that trip of are selected for sampling, and then fish within the well are selected. It is worth noting that although the instructions to samplers (appendix of Suter 2010) imply that selection of units for sampling is at random, when in actuality, the selection of trips to sample is largely opportunistic (as is selection of wells, from among those wells of a trip that meet the same area/month/set type criteria), and the sampling of fish within a well most closely resembles a single-cluster systematic sample (but not initiated from a random start).

CURRENT CATCH COMPOSITION ESTIMATION METHODOLOGY

A description of the statistical methodology used since 2000 to estimate the purse-seine tuna catch composition for the three target tuna species can be found in several documents: starting on page 339 of Stock Assessment Report 2; starting on page 311 of Stock Assessment Report 4; and, for both time periods (1975-1999 and 2000 onwards), in Document BET-02-06 . The latter document also contains a description of the data used for catch-estimation and stock assessments.

The methodology is a design-based approach to catch estimation, as opposed to a model-based approach. The methodology amounts to estimation of catch composition using a type of ratio estimator of species and size composition, which is applied to the port-sampling data, by strata. Equations can be found in the documents noted in the previous paragraph. In practical terms, the methodology can be broken down into the following three steps:

1) Obtain the total purse-seine fleet catch of tropical tunas (that is find the total of yellowfin, bigeye and skipjack). This total is based on catches from: cannery data, observer data (load weights; if no cannery data for a trip are available), and logbook data (if no cannery or observer data are available for a trip).

2) Distribute the total from (1) to strata (area x month x set type x vessel size class category (Classes 1-5; Class-6)), using the proportion of total tropical tuna catch in each stratum (proportions computed from the combination of observer and logbook data).

3) For each stratum, distribute the total tropical tuna catch total from (2) to species and size (1 cm length bins), using estimates of the species and size composition of the catch from the port-sampling data. Because there are always strata with catch but no port-sampling data, species and size composition in some strata are based on port-sampling data from 'neighboring' strata. Briefly, the 'best' neighboring stratum to a stratum without port-sampling data is determined through a set of hierarchical rules. In general, priority is given to set type – which means that to the extent possible, the 'neighbor' stratum should have the same set type. Then priority is given to month and area, and finally to vessel size class category. For example, a stratum that has catch from OBJ sets in area 7, month 3, and Class-6 vessels, would be considered 'closer' to a stratum with catch from OBJ sets in the area 7 and month 3 but from Class 1-5 vessels than to a stratum with catch from OBJ sets in area 9 and month 3 and Class-6 vessels.

IDENTIFICACIÓN Y CORRECCIÓN DEL SESGO EN LA CAPTURA DE LA FLOTA CERQUERA PROVOCADO POR LA PANDEMIA DE COVID-19 EN 2020-2021

Anandamayee Majumdar, Cleridy E. Lennert-Cody, Mark N. Maunder y Alexandre Aires-da-Silva

ÍNDICE

1. Resumen 46
2. Antecedentes 47
3. Análisis exploratorio de los datos 49
4. Modelado espaciotemporal estadístico 51
5. Resultados 55
6. Discusión 57
7. Trabajo futuro 58
8. Conclusión 59
9. Referencias 15
Apéndice A: Modelación estadística 33
Apéndice B: Estimaciones y medidas de desempeño 36
Apéndice C: Fuentes de datos 43
Figuras 17
Tablas 28

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. 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[6] indican que la captura de BET fue sobreestimada por la metodología BSE en un 12% y 18% aproximadamente en 2020 y 2021, respectivamente, mientras que la captura de atún aleta amarilla fue subestimada en un 18% en 2020 y sobreestimada en un 10% en 2021; las estimaciones de sesgo para el atún barrilete fueron considerablemente más bajas. Sin embargo, los resultados para 2021 son preliminares ya que las estimaciones de 2021 se basan 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. Se requiere más investigación para determinar la robustez de las estimaciones de 2021 y para desarrollar modelos espaciotemporales para los demás tipos de lance.

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 C.

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

[6] Se realizó la siguiente corrección en las estimaciones CAR para 2020-2021: se actualizaron para reflejar la captura total más reciente de la flota de atunes tropicales.

solamente se cuenta con estos datos para una pequeña fracción de los buques cerqueros pequeños. Los datos de observadores proporcionan estimaciones de las cantidades de capturas de atún por especie en tres categorías de peso ("pequeños": peces con un peso total < 2.5 kg; "medianos": peces con un peso total de entre 2.5 kg y 15 kg; "grandes": 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, 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 (SAC-13 INF-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, difiere lo suficiente de la del estrato para el que no 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 (SAC-13 INF-L).

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 (SAC-13-03) 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 (SAC-13 INF-L).

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 SAC-13-03).

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. En segundo lugar, 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. Concluimos con estimaciones revisadas de la captura por especie para 2020 y 2021 y una evaluación retrospectiva del sesgo si la falta de datos de 2020 ocurriera en años anteriores, así como una discusión sobre el trabajo futuro.

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. 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 del muestreo en puerto.

3.1 Resúmenes gráficos de datos

Para explorar gráficamente la relación entre las proporciones de composición por especie en los datos de muestreo en puerto, p_{kt}, y las proporciones de composición por especie en los datos de observadores, q_{kt}, donde k indica la unidad espacial y t indica la unidad temporal, se compararon las estimaciones de las dos fuentes de datos en su nivel de resolución común más fino, es decir un área de 5° x mes x año. Para cada fuente de datos, las proporciones de composición por especie, por estrato, se calcularon como la razón de la captura de la especie de interés en el estrato a la suma de las capturas de las tres especies de atunes tropical en el estrato.

De existir una relación lineal simple entre los dos conjuntos de proporciones para una especie determinada, se podría esperar encontrar:

$$p_{kt} = a + b\, q_{kt} + e_{kt}$$

donde e es el error aleatorio. En los diagramas de dispersión de p_{kt} frente a q_{kt} (Figuras 1-2), queda claro que existe una relación general creciente, pero también que esta relación difiere según la especie y que existe una gran variabilidad. Mientras que las proporciones para BET y el atún barrilete (SKJ) abarcan el rango completo de (0,1), los valores para el atún aleta amarilla (YFT) tienden a concentrarse más cerca del origen. La variabilidad existente en estos diagramas de dispersión puede deberse a diferentes factores, como efectos espaciales, efectos temporales o ambos.

Para explorar las diferencias espaciales entre los dos conjuntos de proporciones para cada especie, se elaboraron mapas anuales de la media de las diferencias $(p_{kt} - q_{kt})$ para cada área de 5°, para cada una de las tres especies (Figuras 3-4). Estos mapas muestran la estructura espacial y las fluctuaciones interanuales en las diferencias de las medias. Al resumir las diferencias mensuales por área de 5° en bandas longitudinales (Figura 5), se observa una variación considerable entre las zonas costeras y de alta mar en el centro, la distribución y la forma de estos conjuntos de diferencias. De la Figura 5 se observa que existen (a) un patrón espacial significativo, ya que las medianas (los centros) de los resúmenes de gráficas de caja y bigote longitudinales por área de 5° cambian en función de la longitud, y además (b) variación espacial, ya que los rangos intercuartiles y los rangos de las gráficas de caja y bigote cambian en función de la longitud. Además, estas características espaciales cambian anualmente. Otra característica de los datos de muestreo en puerto, en comparación con los datos de observadores, es que su extensión espacial es mucho más limitada, incluso al agruparse entre meses en un año (en las Figuras 3 y 4 se muestran marcadas en negro las áreas de 5° donde no se disponía de datos de muestreo en puerto). Estos resultados sugieren que es beneficioso desarrollar modelos estadísticos capaces de capturar estas características espaciales.

3.2 Regresión de las proporciones de especies del muestreo en puerto sobre las proporciones de especies de observadores

Para los análisis de regresión, se ajustó el siguiente modelo simple a los datos de cada año (se utilizó la transformación logarítmica natural porque estabiliza la varianza y asegura que las estimaciones de proporciones de especies queden entre 0 y 1):

$$\log(p_{k.}) = a + b\log(q_{k.}) + e_{k.}$$

donde *k* corresponde a un área de 5° y las proporciones de especies se han agrupado sobre meses en un año. Los resultados de este análisis de regresión indicaron que el modelo se ajustaba bien a los datos ya que R^2 y $adj\ R^2$, que indican qué tan bien la ecuación de regresión lineal explica la variación en la variable de respuesta, se encontraban en el rango del 30% al 50%. Esto significa que, cuando se agrupan los datos sobre meses en un año, existe una relación más fuerte entre *p* y *q* que la que se observó en las Figuras 1 y 2. Quizás esto no sea sorprendente porque la agrupación sobre meses produce más puntos de datos por área de 5° y el teorema del límite central establece que las medias (en este caso, las proporciones) deberían converger a las verdaderas proporciones y las varianzas deben disminuir significativamente a medida que aumenta el tamaño de la muestra.

A continuación, con vistas a mejorar el ajuste del modelo al explicar parte de la variación espacial observada en las Figuras 3 y 4, la latitud ("lat"), la longitud ("long") y un término de interacción latitud-longitud se incluyeron en el modelo de regresión:

$$\log(p_{k.}) = a + b_1\log(q_{k.}) + b_2 lat_{k.} + b_3\, long_{k.} + b_{23}\, lat_{k.}\, long_{k.} + e_{k.}$$

Para cada año, todos los regresores fueron estadísticamente significativos para cada una de las tres especies. Es decir, el ajuste del modelo mejoró significativamente al incluir la latitud, la longitud y el término de interacción latitud-longitud en el modelo. A modo de ejemplo, se presentan en la siguiente tabla los resultados del ajuste del modelo anterior para 2017 y para BET:

Coeficientes:				
	Estimación	**Error estándar**	**Valor *t***	**Valor *p***
Intercepto	-7.29	0.72	-9.9	< 2e-16
$\log(q_{kt})$	0.55	0.07	7.6	3.54E-13
lat_{kt}	0.29	0.05	5.1	5.30E-06
$long_{kt}$	-0.04	0.005	-8.5	1.52E-15
$lat_{kt}\ long_{kt}$	0.002	0.0005	4.7	3.22E-06

La varianza explicada por este modelo de regresión fue del 45%. El error estándar residual fue de 1.227 en 255 grados de libertad y el estadístico F fue de 54.21 en 4 y 255 grados de libertad, mientras que el valor *p* para este modelo fue de 2.2e-16. En cambio, cuando no se incluyó información espacial en el modelo, la varianza explicada solo fue del 29%. Esto indica que sería beneficioso realizar más modelado espacial.

4. MODELADO ESPACIOTEMPORAL ESTADÍSTICO

En esta sección, se describe el modelo espaciotemporal CAR (Besag *et al.*, 1991) implementado en el presente estudio. En los análisis preliminares se consideraron modelos CAR espaciales sin componente temporal, pero debido a su desempeño deficiente, no se utilizaron en el análisis final (dichos modelos y su desempeño se describen en los Anexos A y B, respectivamente). Esta sección abre con una descripción

de los aspectos clave del modelado estadístico que resultaron necesarios para tratar las características de los datos identificadas en los análisis exploratorios. Posteriormente se describe el "mejor" modelo CAR espaciotemporal desarrollado. En la última parte de esta sección, se presentan 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 SAC-13-03.

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 existe un patrón espacial plano 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 a continuación se ajustaron a los datos agrupados para estimar p_{kt}.

4.1 Modelos CAR espaciotemporales para obtener p_{KT}

Anteriormente no se disponía de software para llevar a cabo el modelado espaciotemporal con distribuciones previas autorregresivas condicionales por medio de simulación de MCMC, lo cual motivó el desarrollo del paquete CARBayesST (Lee, Rushworth y Napier, 2018) en R (R Core Team, 2021). El paquete CARBayesST se utilizó para la mayoría de los análisis presentados a continuación. En todos los casos, la inferencia se realiza en un entorno Bayesiano por medio de la simulación por métodos de Montecarlo basados en cadenas de Markov (MCMC). En esta sección se describe el modelo jerárquico general que se ajustó.

La formulación general del modelo viene dada por:

$$\log(\, p_{kt}) = \; Y_{kt}$$
$$Y_{kt} \mid \mu_{kt} \;\; \sim \; Normal\,(\mu_{kt}, \nu^2 \;\;)$$

$$\mu_{kt} = \;\; X^T\beta + \; \psi_{kt}$$

donde X es una matriz de covariables y β es el vector de coeficientes de regresión. En nuestro contexto de modelado, $X^T\beta = a + b_1 \log(q_{kt})$, que corresponde a la primera parte del modelo de regresión múltiple que se utilizó en los análisis exploratorios descritos anteriormente. ψ_{kt} es el componente aleatorio autocorrelacionado espaciotemporalmente (que se describe con detalle en la Sección 4.2) y ν^2 denota el error residual, que se supone que corresponde a una combinación de variabilidad en la relación, la especificación errónea del modelo y el error de medición. Las distribuciones previas para los parámetros de efectos fijos vienen dadas por:

$$\beta \sim N(\mu_\beta \,, \Sigma_\beta);$$
$$\nu^2 \;\; \sim \text{Gamma-inversa}(a,b)$$

Los hiperparámetros *a, b* se pueden elegir según el problema. Generalmente se eligen *a, b* para que la distribución gamma inversa sea plana (o lo que es equivalente, para que tenga una varianza grande). $\mu_\beta \,, \Sigma_\beta$ se eligen para centrar la distribución normal multivariante alrededor de cero con una varianza grande.

4.2 Estructuras de efectos aleatorios espaciotemporales en el modelo CAR

Permitir que el modelo espaciotemporal aproveche la autocorrelación temporal que pueda existir en p_{kt} constituye una manera de compensar la escasez de datos a la vez que se mejora el desempeño del modelo. Para aprovechar la correlación temporal dentro del modelo espaciotemporal, el aspecto temporal del efecto aleatorio espaciotemporal se modela como un proceso autorregresivo de primer orden (por medio de la función ST.CARar en el paquete CARBayesST). En concreto, ψ_{kt} es la variable "espaciotemporal" aleatoria o latente, definida sobre la k^{iésima} unidad de área (en nuestro caso, una de las M = 13 áreas de muestreo de la Figura 7) y la t^{iésima} unidad temporal (en nuestro caso, la t^{iésima} unidad temporal corresponderá a un año, por ejemplo t = 2017). ψ_{kt} se definió como sigue:

$$\psi_{kt} = \;\; \phi_{kt}$$
$$\Phi_t \mid \Phi_{t-1} \sim \mathrm{N}(\;\; \rho_\mathrm{T}\, \Phi_{t-1}, \;\; \tau^2\, \boldsymbol{Q}(\boldsymbol{W}, \rho_S)^{-1} \;\;)$$

$$\Phi_1 \sim N(\mathbf{0}, \;\; \tau^2\, \boldsymbol{Q}(\boldsymbol{W}, \rho_S)^{-1} \;\;)$$

$$\tau^2 \sim Gamma\ inversa(c, d\;\;)$$

$$\rho_s, \rho_T \sim Uniforme(0,1)$$

donde $\phi_t = (\phi_{1t}, \phi_{2t}, \dots, \phi_{NT})$ es un vector que contiene los efectos aleatorios espaciales en el momento t. Tiene una evolución "dinámica" a través del tiempo mediante un proceso autorregresivo de primer orden. Se supuso que esta evolución tenía una distribución condicional de $\Phi_t \mid \Phi_{t-1}$, que corresponde a la normal multivariante. Así, la autocorrelación temporal se infiere a través de la media $\rho_T \Phi_{t-1}$, mientras que la autocorrelación espacial se infiere a través de la varianza $\tau^2 \boldsymbol{Q}(\boldsymbol{W}, \rho_S)^{-1}$. τ^2 corresponde a la varianza espacial; los coeficientes de autocorrelación espacial global y autocorrelación temporal global son ρ_S y ρ_T, respectivamente, y por ende tienen valores en el rango de -1 a 1. Los hiperparámetros *c* y *d* fueron elegidos para que la distribución gamma inversa fuera plana. Se consideraron diversas opciones para el orden y alcance (número de años) para el proceso autorregresivo. La mejor opción se describe en la Sección 5.1 y otras opciones que se consideraron se abordan en los Anexos A y B.

W se denomina matriz de vecindad o adyacencia (es simétrica), donde $\boldsymbol{W} = (w_{kj})$ y w_{ik} da el peso de la fuerza de la asociación espacial entre las regiones i^{ésima} y k^{iésima}. El único requisito es que los totales de las filas de **W** sumen un valor positivo. En la mayoría de los casos, se decide que **W** sea binaria, es decir que w_{kj} = 1 si las áreas k^{iésima} e i^{ésima} comparten límites físicos y en caso contrario tiene un valor de 0. ***Q*** es una función que ayuda a transformar la matriz *W* para satisfacer las necesidades de una matriz varianza-covarianza y viene dada por:

$$\boldsymbol{Q}(\boldsymbol{W}, \rho_S) = \rho_s\,[(diag\,\boldsymbol{W}.\mathbf{1}) - \boldsymbol{W}] + (1 - \rho_S)\boldsymbol{I}$$

Se estudiaron diversas opciones para la estructura de la matriz ***W*** en los análisis preliminares. Dado que uno de los objetivos de este estudio fue el desarrollo de un modelo espaciotemporal que arrojara estimaciones de la composición de la captura similares a la metodología BSE en años anteriores a 2020, la estructura final de ***W*** que se utilizó estaba relacionada con aspectos espaciales de la metodología BSE (ver la Sección 5.1). En el Anexo A se describen otras estructuras estudiadas para ***W*** en análisis preliminares.

4.3 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, $C_{t_YFT} = U_t - C_{t_BET} - C_{t_SKJ}$.

5. RESULTADOS

5.1. Modelado espaciotemporal

a) Parámetros de modelos

Debido a que uno de los objetivos del modelado estadístico era acercarse lo más posible a las BSE de 2010-2019, se definió una matriz de adyacencia espacial ***W*** similar a las reglas de sustitución espacial utilizadas en la metodología de estimación BSE. La matriz de sustitución espacial que se utiliza en la metodología BSE (Tabla 1) da, para cada una de las 13 áreas (Figura 7), las 12 áreas que deben utilizarse como sustitutos, clasificadas por preferencia. Al crear ***W*** para el modelo CAR espaciotemporal, se imitaron estas preferencias lo más posible. Para ello, si la k^{iésima} área es la n^{iésima} opción como sustituto para la j^{iésima} área, entonces $w_{jk} = w_{kj} = \nu^n$, donde ν es un parámetro introducido para mantener la estructura flexible. Para mantener la base lógica de las reglas de sustitución, era necesario tener $1 \geq \nu > 0$. Entre menos deseable es un área como sustituto, mayor es *n* y menor es el valor de w_{jk}. Se probaron diferentes valores de *v* y a partir del diagnóstico de modelos y de medidas de diagnóstico de error de predicción, se seleccionó un valor de *v* = 0.001 como óptimo. La elección de un valor pequeño para *v* significa que cuando $n > 1$, ν^n será muy pequeño, imitando de esta manera la baja preferencia de algunas áreas como sustitutos (es decir, las áreas de las últimas filas de la Tabla 1). Por último, cabe notar que las reglas de sustitución que se muestran en la Tabla 1 no siempre son simétricas y, por lo tanto, se tuvieron que realizar algunos ajustes a la formulación anterior para que ***W*** fuera una matriz simétrica sin dejar de reflejar las sustituciones preferidas que se muestran en la Tabla 1. La ***W*** resultante se muestra gráficamente en la Figura 8.

Con un intervalo temporal anual, se consideraron dos opciones para el proceso autorregresivo: (i) un modelo de corto plazo cuando se utilizaban tres años consecutivos en el modelo (por ejemplo, las predicciones para 2010 se basarían en datos de los años 2008, 2009 y 2010) y (ii) un modelo de largo plazo, cuando se utilizaban cinco años consecutivos en el modelo (o más, como en el caso de 2021). El modelo de largo plazo tuvo un mejor desempeño en términos de correlación con la BSE para los años 2010-2019, cuando no existía la pandemia. De aquí en adelante, este modelo de largo plazo se denominará el "mejor" modelo CAR.

Las estimaciones de parámetros para el mejor modelo CAR para cada año se presentan en el Anexo B. Existe cierta diferencia en las estimaciones de parámetros entre años. La varianza de error ν^2 y las varianzas espaciales τ^2 son pequeñas, lo que significa que los modelos funcionan bien para capturar la mayor parte de la variación existente en los datos disponibles. La correlación espacial ρ_S y la autocorrelación (anual) temporal ρ_T son positivas y moderadamente altas, lo cual sirve de justificación para el uso de modelos espaciotemporales. Por otra parte, los interceptos y las pendientes de la función de regresión varían con la categoría de tamaño de buque, la especie y el año. Por lo tanto, es razonable afirmar que la relación entre las proporciones de especies de observadores y del muestreo de puerto varía anualmente para los lances OBJ.

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. Las de 2020 y 2021 se muestran por separado en la Tabla 3.

c) Desempeño del modelo

La proporción de variación explicada por los modelos anuales y los errores de predicción normalizados (raíz cuadrada de la suma del error de predicción al cuadrado dividida por la varianza de los datos) indicó que los modelos se ajustaban a los datos razonablemente bien. Los resultados del desempeño de los

modelos se resumen en las Tablas 4 y 5. 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.

Los resultados de la tercera medida de desempeño –correlación con las BSE históricas (Tabla A-7 en SAC-13-03) para cada una de las tres especies– se muestran en la Figura 9 y en la Tabla 6. Si se supone que las BSE de 2000 a 2019 son la "verdad", entonces la nueva metodología de estimación de la captura se puede aplicar a esos años y las estimaciones se pueden comparar con las BSE históricas mediante el coeficiente de correlación (sin considerar el error de los dos conjuntos de estimaciones). Para las estimaciones de los mejores modelos CAR, el coeficiente de correlación fue de 0.78[7] para BET, 0.98 para SKJ y 0.95 para YFT.

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) cuando se excluyeron, en los años anteriores a 2020, datos de muestreo en puerto correspondientes a algunos puertos para los que faltaron sistemáticamente datos en 2020 (SAC-13 INF-L). 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, dividido por la estimación CAR (Tabla 7). El sesgo estimado[8] fue alto para BET, con un 12% de sesgo en 2020 y 18% en 2021, y para YFT, con un -18% en 2020 y 10% en 2021; el sesgo estimado fue más bajo en el caso de SKJ (0.6% y -6% para 2020 y 2021, respectivamente).

5.2. 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 SAC-13 INF-L. 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 concluye un análisis similar para 2021.

Para evaluar el sesgo aún mejor, se presentan en la Tabla 8 las razones correspondientes a las estimaciones de la BSE de OBJ divididas por las estimaciones del mejor modelo CAR espaciotemporal para las tres especies de atunes, para los años 2020-2021. Al comparar estas razones con los resultados del estudio de simulación de SAC-13 INF-L (las gráficas de caja y bigote que se muestran aquí en la Figura 11), se nota que las razones quedan cerca o dentro del rango intercuartil de las razones de las estimaciones

[7] Se realizó la siguiente corrección en las estimaciones CAR: se actualizaron para reflejar la captura total más reciente de la flota de atunes tropicales.

[8] Se realizó la siguiente corrección en las estimaciones CAR de 2020-2021: se actualizaron para reflejar la captura total más reciente de la flota de atunes tropicales.

BSE, con y sin la simulación de pérdida de datos derivada de la pandemia, que se obtuvieron en dicho estudio de simulación. Esto indica que existe coherencia entre los dos estudios en lo que respecta a la magnitud potencial del sesgo.

5.3. 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 la pérdida de datos de 2020 en el año de interés. Específicamente, 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. 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).

Para demostrar todavía más la robustez de las estimaciones CAR, la Tabla 9 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 y (ii) cuando se excluyeron algunos datos de muestreo en puerto. Los coeficientes de correlación son muy similares para (i) y para (ii).

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[9] parece que la captura de BET pudo haber sido sobreestimada por la metodología BSE para los años 2020 y 2021 en un 12 y 18%,

[9] Se realizó la siguiente corrección en las estimaciones CAR de 2020-2021: se actualizaron para reflejar la captura total más reciente de la flota de atunes tropicales

respectivamente. El porcentaje de sesgo para BET en 2021 (18%) y para YFT en 2020 (-18%) fue 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 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 con respecto a 2020 (SAC-13-06), 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 (SAC-13-06). 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. Por lo tanto, se requiere más trabajo para investigar la fiabilidad de las estimaciones de captura y sesgo de 2021. En particular, planeamos realizar un análisis de sensibilidad completo para 2021, tal como se hizo para 2020. Esto es importante porque el impacto de la pandemia sobre la disponibilidad de datos de muestreo en puerto en 2021 puede ser distinto al que se observó en 2020, lo cual podría tener implicaciones para la formulación del proceso AR en el modelo CAR, sobre todo dados los movimientos espaciotemporales de la flota dentro del OPO a lo largo de un año.

7. TRABAJO FUTURO

Los análisis exploratorios llevados a cabo para los lances no asociados (NOA) y los lances asociados a delfines (DEL) mostraron que las proporciones de composición por especie, por estrato, se acercaban más a ceros o unos (en el caso de los lances DEL) y son escasas (en el caso de los lances NOA) que para lances OBJ, como se refleja en las Figuras 1-2. A pesar de esto, el ajuste inicial del modelo para lances NOA indicó que una metodología CAR similar podría utilizarse con esos datos, por lo que éste será un tema de investigaciones futuras.

Con base en la metodología CAR desarrollada para lances OBJ, un siguiente paso puede ser investigar la estimación de la composición por talla de la captura de cada especie dentro del mismo marco para determinar si los modelos CAR espaciotemporales lognormales son adecuados para esos datos. Uno de los desafíos es que, para los datos de observadores, la información disponible sobre la talla se ordena por categorías de peso (es decir, pequeño/mediano/grande) en lugar de por longitud. Esto puede llevar a la agrupación de los datos de muestreo en puerto en tres categorías de talla y, eventualmente, a un análisis categórico de datos y al consiguiente desarrollo de modelos espaciotemporales.

En el futuro también es de interés determinar si se podrían desarrollar modelos a escala fina (por ejemplo, 5°-mes o 5°-trimestre) para ajustarse a los datos de composición por especie. Esto podría resultar ventajoso porque los modelos de evaluación de poblaciones tienen un intervalo temporal trimestral y las definiciones de las pesquerías difieren de las 13 áreas utilizadas en este análisis. Como se mencionó

anteriormente, la agrupación de los datos a las 13 áreas de muestreo (Figura 7) y al año resultó en modelos de buen desempeño que también fueron consistentes con la BSE para 2010-2019. A una escala más fina, hay muchas "celdas" espaciales en las que no se dispone de datos de muestreo en puerto, como se ilustra en la Figura 6, lo que dificulta el desarrollo de modelos. Las Figuras 1-2 también muestran que en la situación a escala fina también existe el desafío de modelado de lidiar con muchas "observaciones" de valor cero y esto puede requerir el uso de modelos de cero inflado u otros modelos mixtos.

Una de nuestras prioridades para este trabajo era elaborar modelos estadísticos con buen desempeño que pudieran coincidir con las estimaciones de la BSE en los años 2010-2019 y que tuvieran un desempeño robusto incluso en casos de ausencia sistemática de datos. No obstante, en el futuro se considerarán metodologías basadas en fórmulas alternativas de la matriz ***W*** (de adyacencia) para los modelos CAR espaciotemporales, lo que puede conducir a opciones alternativas de modelado para estimar la composición por especie. Por ejemplo, en el Apéndice A, discutimos esfuerzos preliminares de modelado estadístico donde se consideraron diferentes matrices de adyacencia; las medidas de desempeño para esos modelos alternativos se muestran en el Apéndice B. Cabe señalar que el desempeño de estos modelos es bueno; sin embargo, no fueron seleccionados ya que no pasaron la "prueba de consistencia" con respecto a las estimaciones BSE históricas para 2010-2019. Por lo tanto, es posible que el trabajo futuro incluya una investigación de matrices ***W*** alternativas en las que los criterios de selección de modelado no estén restringidos a incluir el requisito de una alta correlación con las BSE históricas.

8. 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 (SAC-13 INF-L).
- 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 2020, 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, siempre y cuando se dispusiera de datos completos para años anteriores.

- El modelo espaciotemporal se utilizó para estimar la captura por especie en la pesquería OBJ para 2020 y 2021 y los resultados[10] indicaron que la captura de BET estaba sobreestimada en un 12% en 2020 y 18% en 2021.
- Sin embargo, los resultados para 2021 son preliminares ya que las estimaciones de 2021 se basan 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.
- Se deben realizar más investigaciones para determinar la robustez de las estimaciones de 2021 y para proporcionar estimaciones para los otros tipos de lance.

[10] Se realizó la siguiente corrección en las estimaciones CAR de 2020-2021: se actualizaron para reflejar la captura total más reciente de la flota de atunes tropicales.

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

Haikun Xu, Mark N. Maunder, and Cleridy E. Lennert-Cody

CONTENTS

Summary 61
1. Background 61
2. Results and discussion 62

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 port-sampling, 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, up until the onset of the COVID-19 pandemic, is reflected in increased catches, reduced catch-per-set, and reduced average length for all three species in the floating object fishery. However, 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 and in 2021 the catch-per-set for bigeye in floating-object sets is at the lowest level since 2000.

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 approaches are needed.

One alternative is to compute stock status indicators (SSIs), which are simply time series of raw or lightly-processed 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 of 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

model-based harvest control rules (HCRs), such as strategies that use empirical (data-based) harvest control rules (HCRs) whose performance can be formally evaluated using management strategy evaluation (MSE).

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 (SAC-09-16) and yellowfin (SAC-10-08), 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). The new risk-based assessment framework is planned to be applied again before the start of the next multi-year management cycle. 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 spatio-temporal 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. Catch-per-set by set type replaces the CPDF SSIs used previously, which are considered unreliable due to possible biases in the method used to assign days fished to set types; also, the model-based indicators used for skipjack are no longer reported because they were based on the same CPDF data. 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 2000-2021 period. The reference levels were changed from the 5% and 95% percentiles to the 10% and 90% percentiles 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 spatio-temporal 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 2000-2021 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-11-07, and SAC-13-07, respectively, and information on the absolute catch and number of sets by set type, in SAC-13-03. The tables and R code we used to generate all figures in this report are available online at https://github.com/HaikunXu/Indicators/blob/main/2022.

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). This 21.5% decline in the total number of floating-object sets from 2019 to 2020 is most likely attributable to the effect of the COVID-19 pandemic on fishery operations. Both closure-adjusted fishing capacity and the number of sets in the floating-object fishery have recovered to a certain extent in 2021 but are still lower than their *status quo*[1] levels. 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 *F* for bigeye). Of particular concern is the general increasing trend in the number of floating-object sets observed since 2005 up until the onset of the COVID-19 pandemic in 2020 (Figure 1). There are also increases in catch for yellowfin and skipjack, particularly in numbers, along with an increase in catch in numbers for bigeye in floating-object sets (Figure 2) and a decline in catch-per-set (Figure 3) and in average length of the fish in the catch (Figure 4) in all three species for the floating-object fishery. In 2021, the catch-per-set for bigeye in floating-object sets is at the lowest level since 2000 (Figure 3) and the catch for bigeye in that fishery is below the *status quo* level (Figure 2). The catches in weight and numbers for skipjack in floating-object sets are slightly above and below the *status quo* levels, respectively. The interpretation of increased fishing mortality is supported by trends in average length of bigeye and skipjack caught in the other set types.

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 (Figure 4), and the longline SSIs (Figures 6-7), except yellowfin CPUE, are not consistent with that interpretation. The indicator for yellowfin based on spatio-temporal modelling of CPDF for the purse-seine fishery on yellowfin associated with dolphins shows a recent period of low CPUE starting in 2015 (Figure 5), which coincides with a period of increased yellowfin catches in floating-objects sets (Figure 2).

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 Fig. B-4). 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).

[1] Defined as the average conditions in 2017-2019.

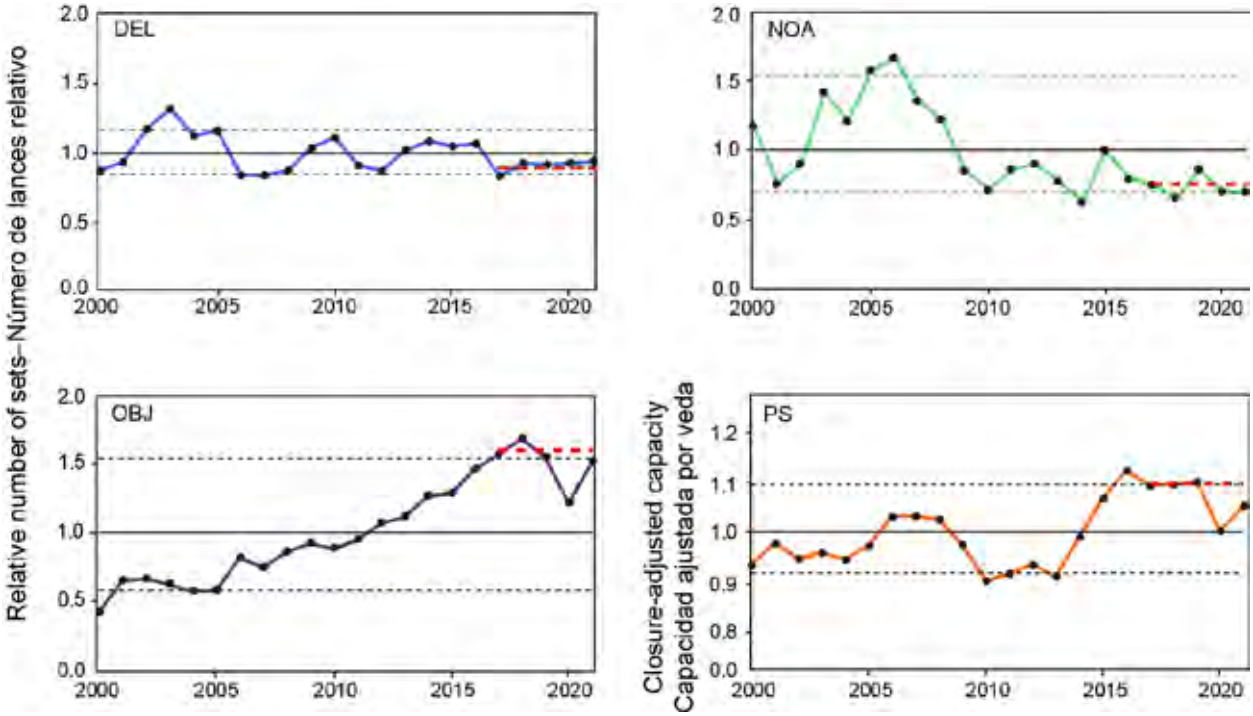


FIGURE 1. Indicators based on purse-seine fishing effort, 2000-2021. The red dashed lines mark the *status quo* levels (average conditions in 2017-2019).

FIGURA 1. Indicadores basados en el esfuerzo de pesca de cerco, 2000-2021. Las líneas discontinuas rojas marcan los niveles de *statu quo* (condiciones promedio en 2017-2019).

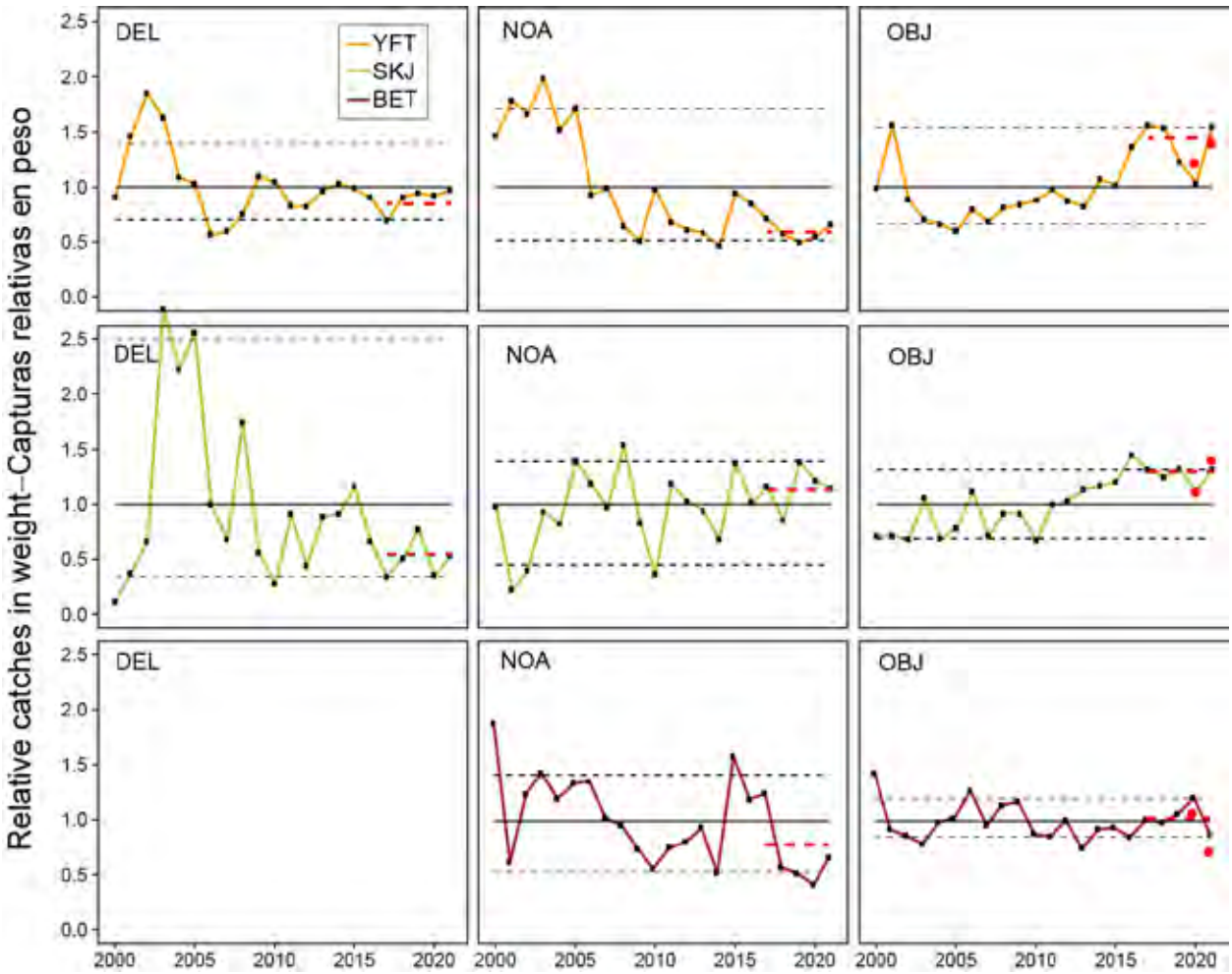


FIGURE 2a. Indicators based on purse-seine catch in weight, 2000-2021. The red dots are the bias-adjusted values for OBJ catches in the two COVID-19 years[2] of 2020 and 2021 (see SAC-13-05). The red dashed lines mark the *status quo* levels (average conditions in 2017-2019).

FIGURA 2a. Indicadores basados en la captura cerquera en peso, 2000-2021. 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-13-05). Las líneas discontinuas rojas marcan los niveles de *statu quo* (condiciones promedio en 2017-2019).

[2] The 2021 catch and bias estimates are considered preliminary and further research is need to investigate their reliability (see SAC-13-05).

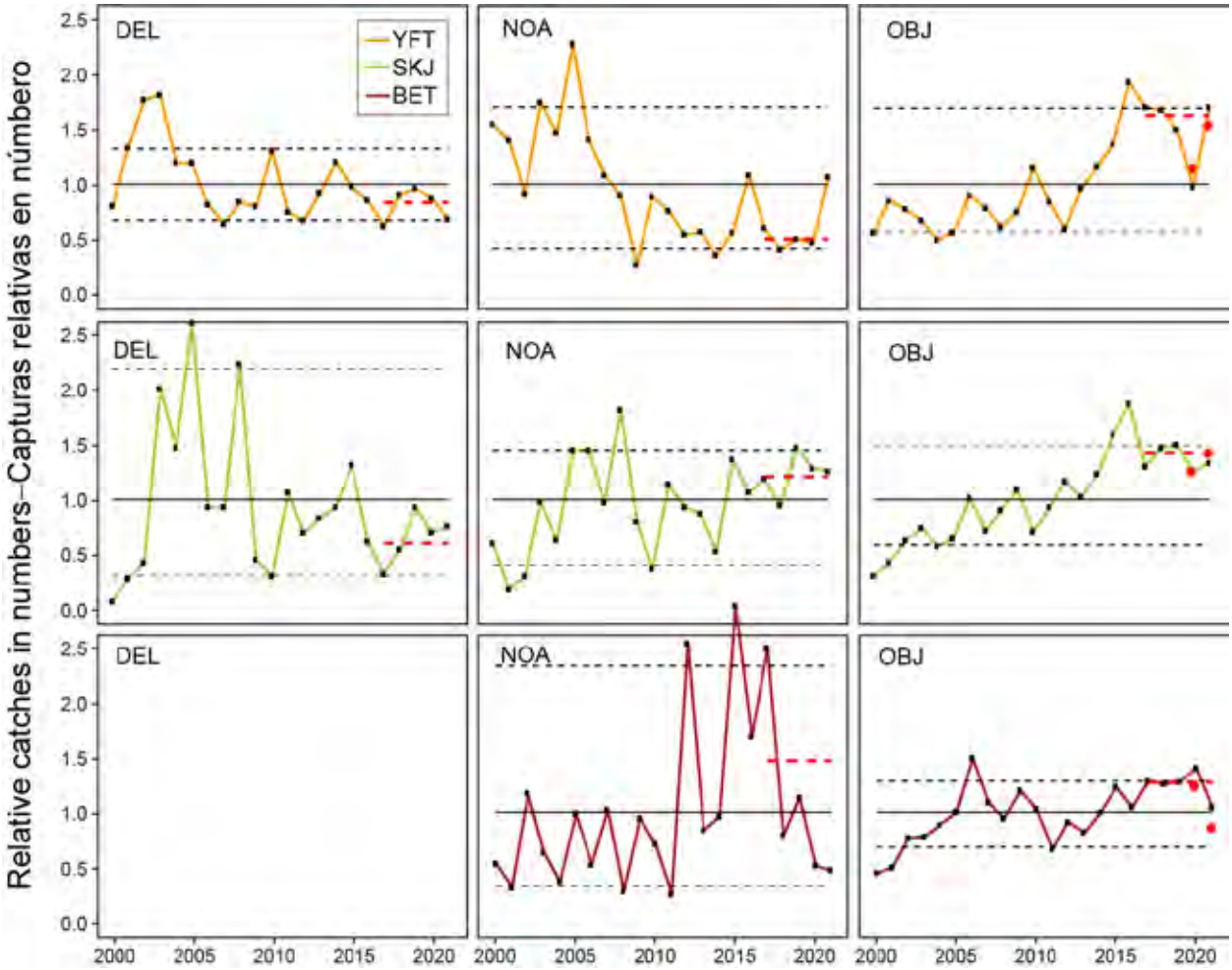


FIGURE 2b. Indicators based on purse-seine catch in number, 2000-2021. The red dots are the bias-adjusted values for OBJ catches in the two COVID-19 years (see SAC-13-05). Here we assume that the impact of COVID-19 on the port sampling did not influence the size composition of the catch. The red dashed lines mark the *status quo* levels (average conditions in 2017-2019).

FIGURA 2b. Indicadores basados en la captura cerquera en número, 2000-2021. Los puntos rojos son los valores ajustados al sesgo para las capturas OBJ en los dos años de COVID-19 (ver SAC-13-05). 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).

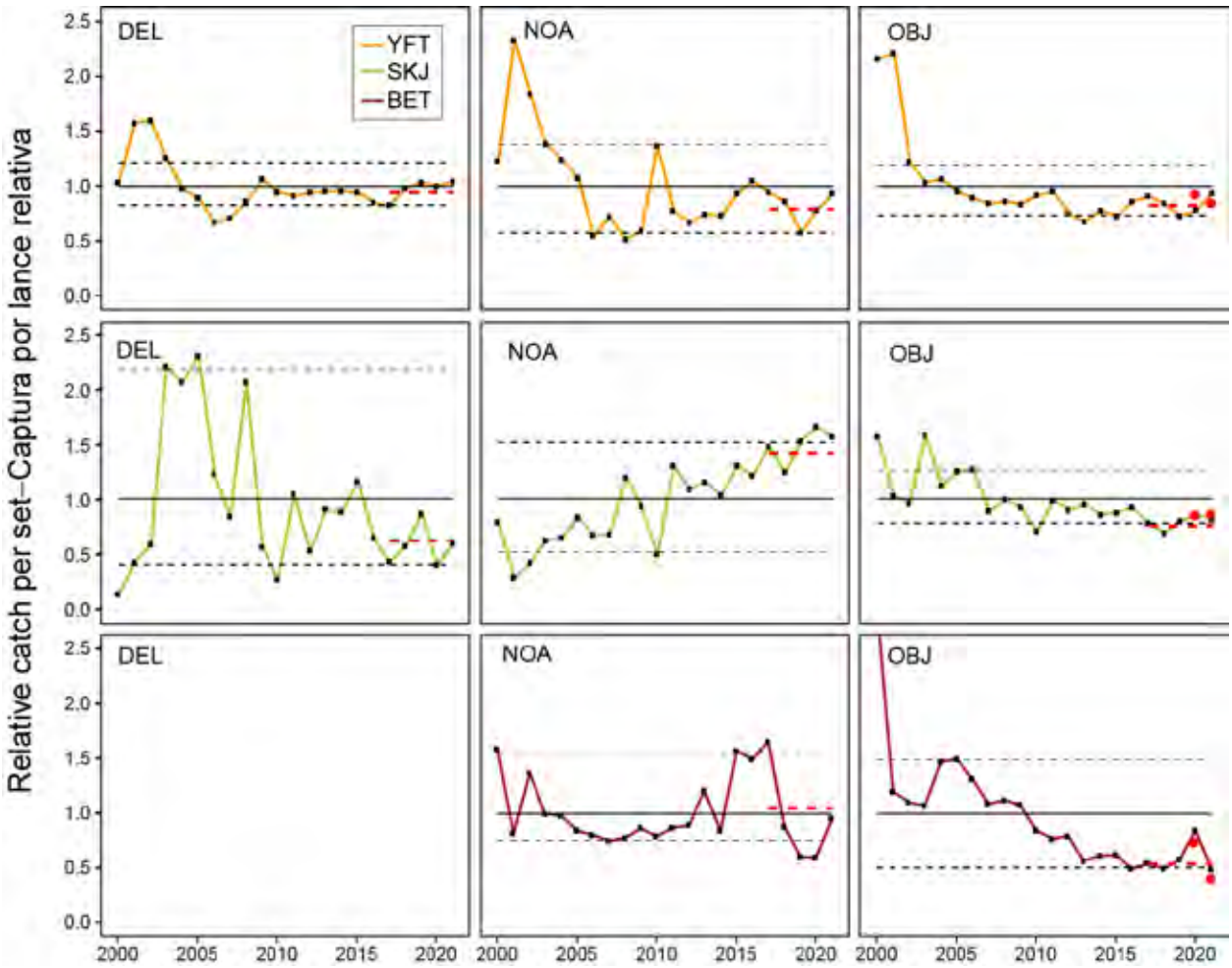


FIGURE 3. Indicators based on purse-seine catch-per-set, 2000-2021. The red dots are the bias-adjusted values for OBJ catches in the two COVID-19 years (see SAC-13-05). The red dashed lines mark the *status quo* reference levels (average conditions in 2017-2019).

FIGURA 3. Indicadores basados en captura por lance cerquero, 2000-2021. Los puntos rojos son los valores ajustados al sesgo para las capturas OBJ en los dos años de COVID-19 (ver SAC-13-05). Las líneas discontinuas rojas marcan los niveles de referencia de *statu quo* (condiciones promedio en 2017-2019).

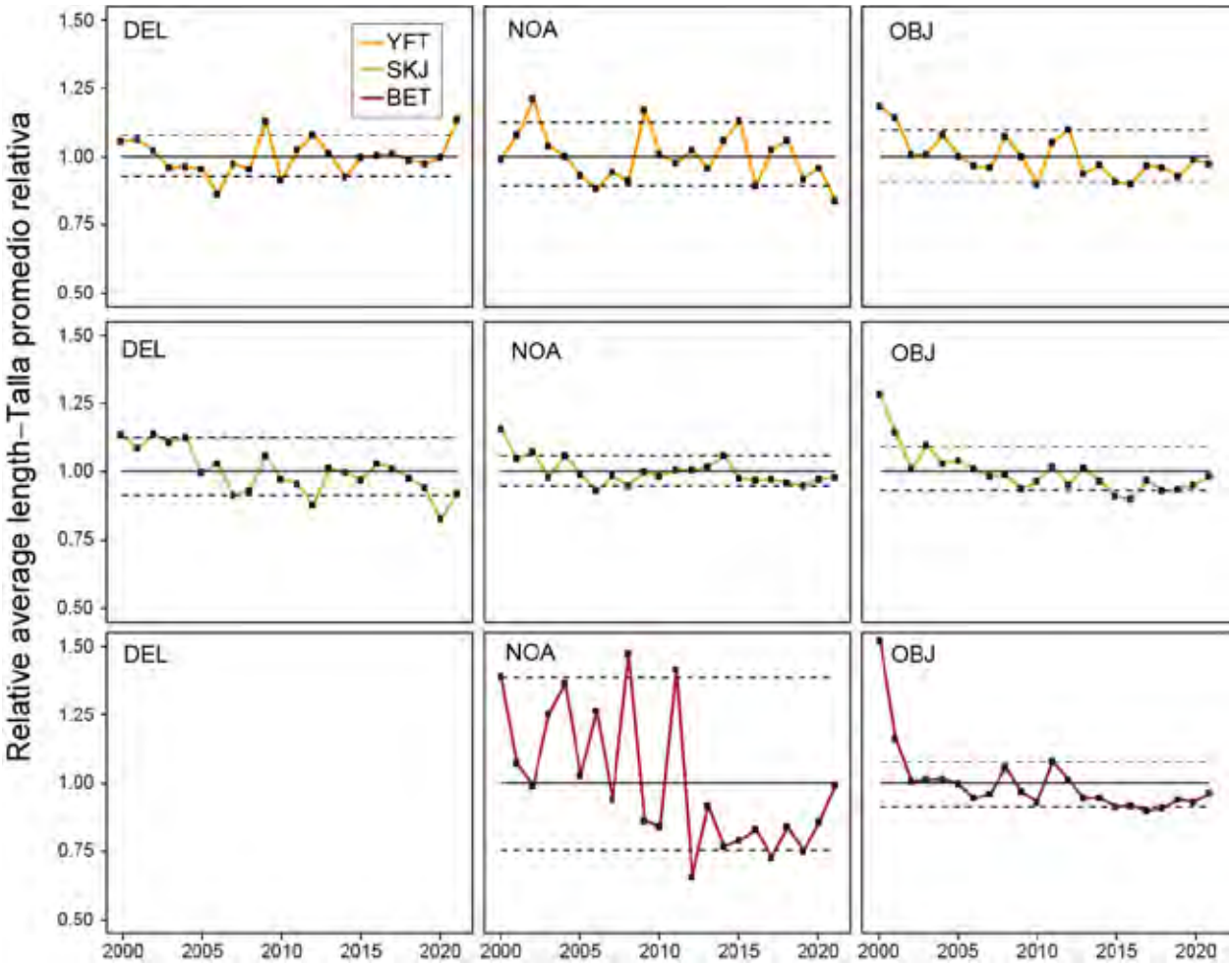


FIGURE 4. Indicators based on average length of fish in the purse-seine catch, 2000-2021. The y-axis limits differ from the figures for the other indicators to accentuate the changes because average length is less sensitive to fishing mortality.

FIGURA 4. Indicadores basados en la talla promedio de los peces en la captura cerquera, 2000-2021. 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.

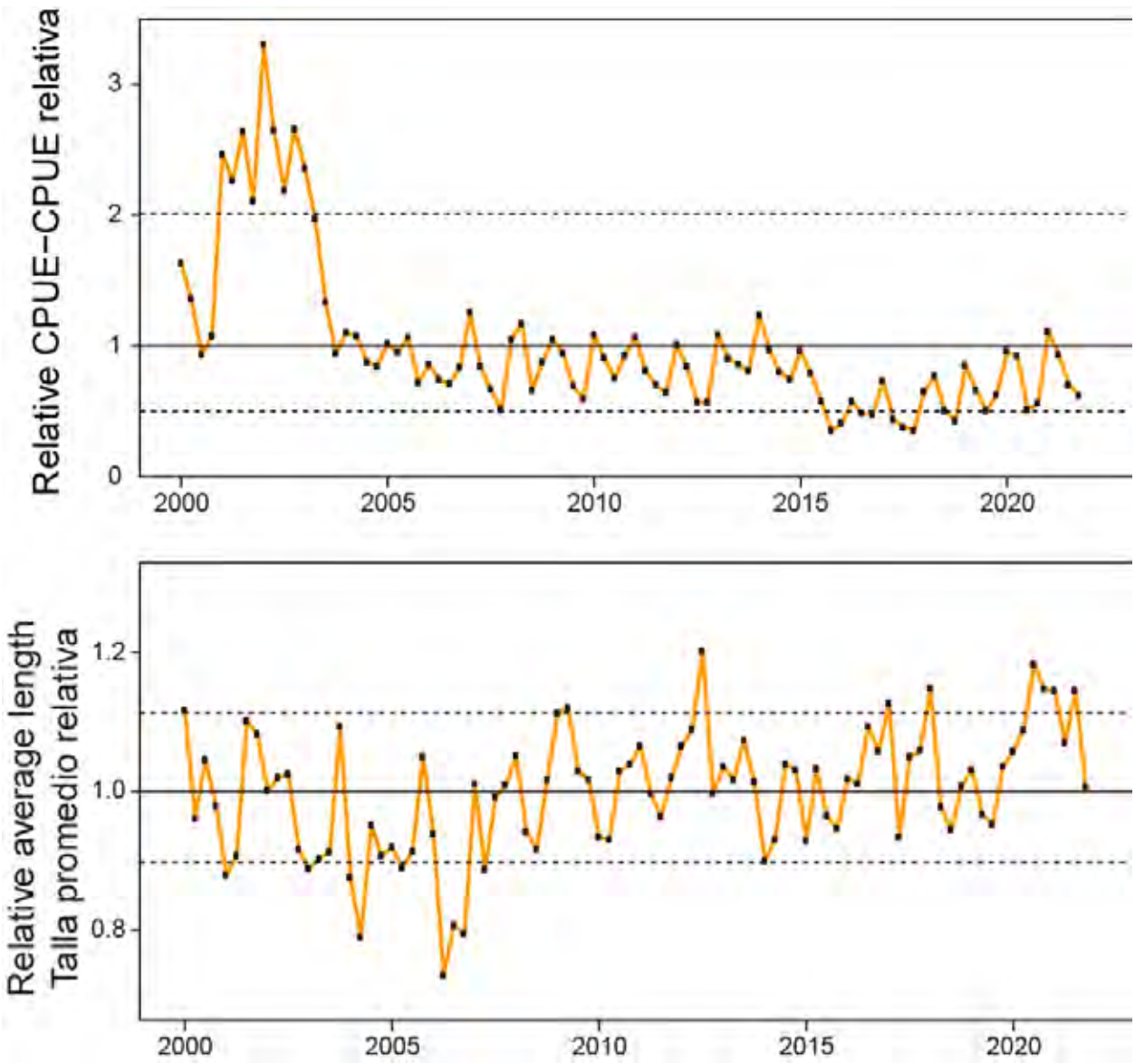


FIGURE 5. Indicators based on spatio-temporal modelling of catch-per-day-fished and length compositions for the purse-seine fishery on yellowfin associated with dolphins, 2000-2021.

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, 2000-2021.

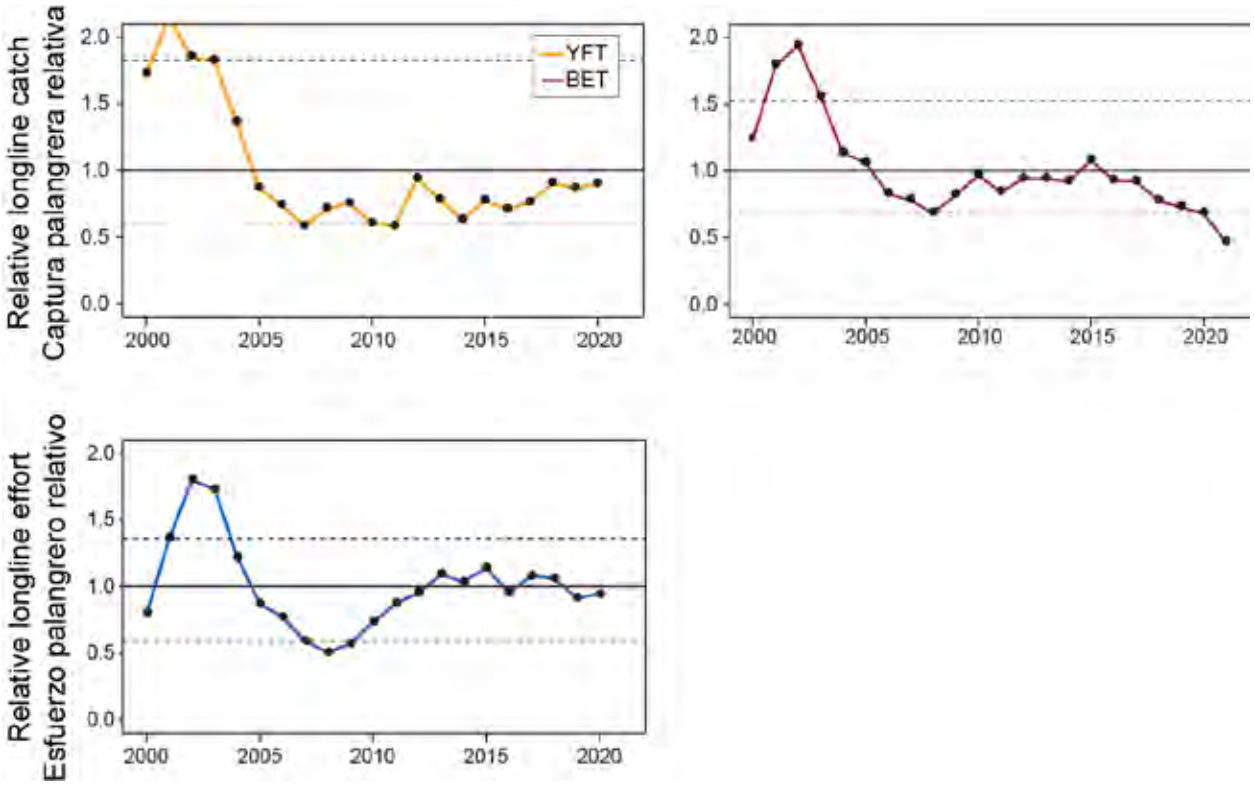


FIGURE 6. Indicators based on longline catch and effort data, 2000-2021 (data for 2021 only included for bigeye tuna from the montly reports).

FIGURA 6. Indicadores basados en datos de captura y esfuerzo de palangre, 2000-2021 (los datos de 2021 solo se incluyen para atún patudo, obtenidos de los informes mensuales).

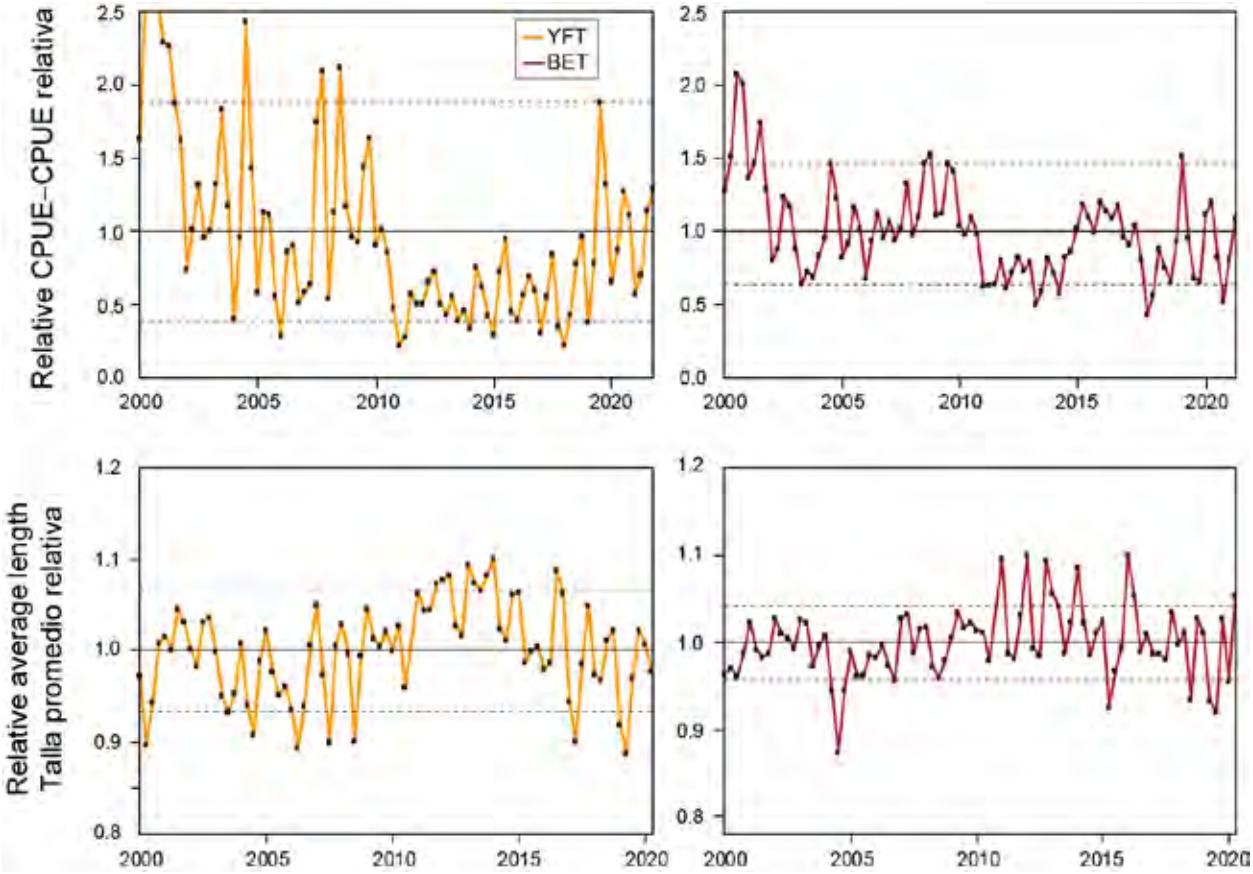


FIGURE 7. Indicators based on spatio-temporal modelling of longline data, 2000-2021. The y-axis limits for average length differ from the figures for the other indicators to accentuate the changes because average length is less sensitive to fishing mortality.

FIGURA 7. Indicadores basados en el modelado espaciotemporal de datos de palangre, 2000-2021. 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, Mark N. Maunder, y Cleridy E. Lennert-Cody

ÍNDICE

Resumen 72
1. Antecedentes 72
2. Resultados y discusión 74

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, hasta el inicio de la pandemia de COVID-19, 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. Sin embargo, 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 y, en 2021, la captura por lance de patudo en lances sobre objetos flotantes se encuentra en el nivel más bajo desde 2000.

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 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_{RMS}), 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 (RCE) basadas en modelos, como estrategias que usan reglas de control de extracción (RCE) empíricas (basadas en datos) cuyo rendimiento puede evaluarse formalmente mediante una evaluación de estrategias de ordenación (EEO).

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, SAC-09-16) como del aleta amarilla (SAC-10-08), 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 plan de trabajo para mejorar las evaluaciones de los atunes tropicales, y las evaluaciones del patudo (SAC-11-06) y del aleta amarilla (SAC-11-07), que ahora se realizan en un marco basado en riesgos (SAC-11-08, SAC-11 INF-F), fueron consideradas suficientemente fiables para usarse como base para proporcionar asesoramiento de ordenación (IATTC-97-02). Está previsto que el nuevo marco de evaluación basado en riesgos se aplique de nuevo antes del comienzo del próximo ciclo de ordenación plurianual. 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 con delfines (Figura 5), que es superior a los SSI de CPDP usados previamente. La captura por lance por tipo de lance reemplaza los SSI de CPDP usados previamente, que no son considerados fiables debido a posibles sesgos en el método usado para asignar los días de pesca a los tipos de lance; además, los indicadores basados en modelos usados para el barrilete ya no se reportan porque se basaban en los mismos datos de CPDP. 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 2000-2021. Los niveles de referencia fueron cambiados de los percentiles de 5% y 95% a los de 10% y 90% 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 2000-2021. 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 SAC-11-06, SAC-11-07 y SAC-13-07, respectivamente, e información sobre la captura absoluta y el número de lances, por tipo de lance, en el documento SAC-13-03. Las tablas y el código R que se utilizaron para generar todas las figuras de este informe están disponibles en línea en https://github.com/HaikunXu/Indicators/blob/main/2022.

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). Este descenso del 21.5% en el número total de lances sobre objetos flotantes de 2019 a 2020 es probablemente atribuible al efecto de la pandemia de COVID-19 en las operaciones de pesca. Tanto la capacidad de pesca ajustada por la veda como el número de lances en la pesquería sobre objetos flotantes se han recuperado en cierta medida en 2021, pero siguen siendo inferiores a sus niveles de *statu quo*[3]. 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 *F* para el patudo). La tendencia general al aumento del número de lances sobre objetos flotantes observada desde 2005, hasta el inicio de la pandemia de COVID-19 en 2020, es motivo de especial preocupación (Figura 1). También hay aumentos de la captura de aleta amarilla y barrilete, particularmente en número, junto con un aumento de la captura de patudo, en número, en los lances sobre objetos flotantes (Figura 2) y una disminución de la captura por lance (Figura 3) y de la talla promedio de los peces en la captura (Figura 4) de las tres especies en la pesquería sobre objetos flotantes. En 2021, la captura por lance de patudo en lances sobre objetos flotantes se encuentra en el nivel más bajo desde 2000 (Figura 3) y la captura de patudo en dicha pesquería está por debajo del nivel de *statu quo* (Figura 2). Las capturas en peso y número de barrilete en lances sobre objetos flotantes están ligeramente por encima y por debajo de los niveles de *statu quo*, respectivamente. La interpretación del aumento de la mortalidad por pesca está apoyada por las tendencias de la talla promedio del patudo y barrilete capturados en los otros tipos de lance.

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 (Figura 4), y los SSI de palangre (Figuras 6-7), excepto la CPUE del aleta amarilla, no son consistentes con esa interpretación. El indicador basado en el modelado espaciotemporal de la CPDP para la pesquería cerquera de aleta amarilla asociado a delfines (Figura 5) muestra un periodo reciente de CPUE baja, comenzando en 2015, que coincide con un periodo de aumento de las capturas de aleta amarilla en lances sobre objetos flotantes (Figura 2). Las tendencias de los indicadores de palangre de los últimos años deben tratarse con cautela.

Es difícil identificar las causas de las diferencias entre SSI, incluso cuando los SSI se consideran en grupo.

[3] Definido como las condiciones promedio en 2017-2019.

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 Fig. B-4 de IATTC-95-05). 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).

SKIPJACK TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN, 2021: INTERIM ASSESSMENT

Mark N. Maunder, Haikun Xu, Carolina Minte-Vera, Juan L. Valero, Cleridy E. Lennert-Cody, and Alexandre Aires-da-Silva

CONTENTS

Executive summary 76
1. INTRODUCTION 78
2. DATA 79
3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS 83
4. MODELS 87
5. RESULTS 89
6. STOCK STATUS 92
7. FUTURE DIRECTIONS 94
ACKNOWLEDGEMENTS 95
REFERENCES 95
Figures 97
Tables 145

EXECUTIVE SUMMARY

1. An integrated statistical age-structured catch-at-length stock assessment was developed for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean using Stock Synthesis.

2. The assessment is similar to those conduced for bigeye and yellowfin tuna and is fit to indices of relative abundance and length-composition data.

3. Although the assessment is termed *interim* by the staff, the staff considers it reliable for management advice. The term *interim* results from additional improvements being expected on the skipjack assessment under the ongoing 2021-proposed methodology and workplan to develop a stock assessment for skipjack in the EPO that includes tagging data.

4. There is substantial uncertainty about several model assumptions and sensitivity analyses are conducted to determine if the management advice is robust to the uncertainty. In particular, there is uncertainty about why the large skipjack are not seen in the purse-seine fishery. This could be due to dome-shaped selectivity, high fishing mortality, high natural mortality for old fish, or a rapid decline in growth rates for older fish.

5. Several data sources are available to fit the model, but there is uncertainty about their reliability. Sensitivity analyses are conducted to determine if the management advice is robust to the use of the different data sources. Relative indices of abundance include: a) a longline index, for which the sample size is low; b) catch-per-set indices for purse-seine sets, by set type (floating objects, free swimming schools), for which the relationship between catch-per-set and abundance is uncertain; and, c) an index based on echosounder buoy data, which has recently been developed.

6. A reference model is developed based on the most plausible assumptions and sensitivity analyses are conducted by changing the assumptions of the reference model.

7. The diagnostics indicate that a data conflict exists, and that this was reduced somewhat when the stock east of 120°W was assessed separately. However, the management results were robust to the inclusion or exclusion of the index of abundance and length-composition data sets.

8. MSY-based quantities cannot be estimated because the tradeoff between growth and natural mortality, in combination with the assumption that recruitment is independent of stock size, implies fish should be caught at the youngest ages to maximize yield, implying that the optimal fishing mortality should be infinite. Therefore, a conservative *proxy* for the target biomass of SBR = 0.3 based on values for bigeye and yellowfin, and the fishing mortality corresponding to that biomass, are used as the target reference points.
9. The reference model estimated that the 2021 exploitation rate was slightly above *status quo* (average level of 2017-2019) as did over half of the sensitivity models ranging from being only slightly above to being 0.1 higher (except one model that estimated high exploitation rates).
10. The reference model and most of the sensitivity analyses estimate that the current biomass is above the target reference point and the fishing mortality is below the target fishing mortality.
11. The model will continue to be improved towards the benchmark assessment in 2023, including incorporating the results of the analysis of recently collected tagging data.

1. INTRODUCTION

This report presents the results of a stock assessment of skipjack tuna (SKJ; *Katsuwonus pelamis*) in the eastern Pacific Ocean (EPO) using an integrated statistical age-structured catch-at-length stock assessment conducted using Stock Synthesis (Methot and Wetzel, 2013; version 3.30.19.00). It is the first assessment of the species based on an integrated age-structured model undertaken by the IATTC scientific staff since 2005, and it is also the first conventional stock assessment considered reliable by the staff for use in management advice. Although the assessment is termed *interim* by the staff, the staff considers it reliable for management advice. The term *interim* results from additional improvements being expected in the skipjack assessment under the ongoing 2021-proposed methodology and workplan to develop a stock assessment for skipjack in the EPO that includes tagging data (see Document SAC-12-06). All model input files and output results for this interim assessment are available in html and pdf formats.

1.1 Background

The previous benchmark assessment was carried out in 2005 using the ASCALA methodology (Maunder and Harley, 2005). This assessment was considered preliminary and not considered reliable for management advice because it was not known whether catch-per-day fished for purse-seine fisheries was proportional to abundance nor whether the purse-seine selectivity was dome-shaped. The last attempt at evaluating the stock status of skipjack in the EPO was by Maunder (2012), in which a variety of methods were applied (fishery and biological indicators, analysis of tagging data, a length-structured stock assessment model, and a Spatial Ecosystem and Population Dynamic Model (SEAPODYM)). Again, any evaluation of the skipjack stock status relative to traditional reference points (e.g., MSY-based) was not possible.

While no form of reliable conventional assessment has been available for skipjack, the IATTC staff has relied on a Productivity and Susceptibility Analysis (PSA) rationale to make inferences about the stock status of skipjack. Through this PSA assessment rationale, since skipjack and bigeye have about the same susceptibility to the purse-seine gear in the EPO PSA (Duffy *et al*. 2019), and skipjack is the most productive of the two species, if bigeye is healthy skipjack can be inferred to be healthy. More recently, in 2020, the staff has combined the PSA rationale with the quantitative elements of the risk analysis for tropical tuna in the EPO. This combined PSA-risk analysis assessment indicated that the skipjack stock status at the start of 2020, reflecting the stock status associated with *status quo* fishing mortality conditions (2017-2019), was healthy.

An important development from the implementation of Resolution C-21-04 is that the PSA rationale previously used by the staff to assess skipjack on an *interim* basis is no longer valid. Since the additional measures established under C-21-04 were specifically designed to prevent the *status quo* conditions to be breached for bigeye (the species with the strictest need for management measures), these measures do not necessary prevent increased fishing mortality for the other two species, in particular skipjack. For example, the new IVL scheme for bigeye catches could result in a change of fishing strategies by purse-seine vessels with increased fishing mortality for skipjack. Therefore, the stock status of skipjack can only be evaluated through a conventional stock assessment. In 2021, the staff put forward a plan to develop a new (*interim*) stock assessment for skipjack (IATTC 98 INF-F), the present stock assessment being the product of this plan. Although the assessment is termed *interim* by the staff, the staff considers it reliable for management advice. The term *interim* results from additional improvements being expected on the skipjack assessment under the ongoing 2021-proposed methodology and workplan to develop a stock assessment for skipjack in the EPO that includes tagging data (see Document SAC-12-06). Spatio-temporal modelling will be used to analyze the recently available tagging data obtained by the IATTC multi-year Regional Tuna Tagging Program in the EPO (RTTP-EPO 2019-2020, Project E.4.a) and address the issues of incomplete mixing of the tagged fish. Preliminary results of the spatio-temporal analysis will be presented at the 2022 SAC (SAC-13-08), and the final benchmark assessment at the 2023 SAC. The inclusion of the information from the tagging data is expected to improve the assessment results. However, the staff

believes that the *interim* assessment and the analyses to evaluate the robustness of the management advice to the model assumptions can be used for management advice for skipjack (SAC-13-07).

A stock assessment is conducted for skipjack using Stock Synthesis, which is the integrated stock assessment modeling platform used for the bigeye and yellowfin tuna assessments. The goal is to evaluate alternative values for the uncertain assumptions and the different data sets to determine the absolute and relative stock status and its robustness to these assumptions. The assessment is conducted for the period 2006 to 2021, which avoids the period where the floating-object fishery expanded after the mid 1990s, covers a period where the purse-seine data collection methods were more consistent, avoids the potential influence of the 1998 El Niño on catchability and selectivity, and eliminates a period of the early 2000's where the longline abundance index was highly variable. Skipjack is a short lived, and as a result, abundance of the stock tends to be highly variable, so information from prior years is less relevant for assessing its current status.

The assessment provides two types of estimates that can be used for management advice: 1) absolute estimates of stock status relative to proxy reference points; and 2) stock status estimates relative to the *status quo* period (2017-2019) when the PSA rationale was still valid and the staff assessed the stock to be healthy relative to the target and limit reference points established under Resolution C-16-02.

2. DATA

2.1 Fisheries and "surveys"

The fisheries are defined by gear type, purse-seine set type [dolphin-associated (DEL), floating-object associated (OBJ), and unassociated (NOA)], and geographical area of operation. This is consistent with the 'areas-as-fleets' approach and allows spatial information to be taken into account without explicitly constructing a spatial model. All data available for assessing the stocks are obtained from the fishery, including an index of abundance based on echosounder buoys that are used in the purse-seine OBJ fishery (FAD-06-03). The echosounder buoy index is fishery dependent but independent of the catch, and therefore should be less influenced by changes in the fishing strategy. The fisheries defined in this assessment are illustrated in Figure 1 and summarized in Table 1. A description of these fisheries is provided below.

"Surveys" are a construct in Stock Synthesis that allow the use of data that is not associated with catch. These do not have to be strictly surveys but can be based on fishery-dependent data and the index constructed in a way that does not need to be or should not be associated with catch. Four "surveys" were created for use in the skipjack assessment: 1) an index of abundance based on catch-per-set in the floating-object purse-seine fishery (SAC-13 INF-K); 2) an index of abundance based on catch-per-set in the unassociated purse-seine fishery (SAC-13 INF-K); 3) an index of abundance based on echosounder buoys (FAD-06-03); and, 4) catch in numbers of fish per hook for the Japanese longline fishery.

2.1.1 Fisheries

Twelve fisheries are defined for the stock assessment of skipjack tuna in the EPO, classified by gear (purse-seine, longline), purse-seine set type, and geographical area of operation (Figure 1, Table 1). One of the fisheries is used to represent fish that are discarded due to the size of the fish and has full selectivity for fish between 30 cm and 40 cm.

Fisheries in the areas-as-fleets approach are defined to group data that have similar selectivity, which is a combination of contact selectivity and spatial availability. The fisheries defined for purse-seine OBJ and NOA sets were identified using regression tree analysis of the length-composition data (SAC-13 INF-I). The final fisheries were a compromise between explaining the spatial variability in length-composition data and the complexity of the model, which is related to the number of fisheries. Seasonal variation in the length-composition data was also investigated, but it explained little of the variability. The spatial variation in the length-composition data was inconsistent between the OBJ and NOA fisheries, and therefore we

chose to use different fishery definitions for each set type. Four spatially defined fisheries were used for OBJ sets and four fisheries for NOA sets. Few skipjack are caught in the DEL purse-seine fishery or the longline fishery. Therefore, the DEL fishery was split into two areas, north and south of the equator, and a single fishery was used for longline. These fisheries definitions are very different from those used in the previous skipjack assessment (Maunder and Harley, 2005).

2.1.2 "Surveys"

A "survey" in Stock Synthesis is created for each of the purse-seine catch-per-set indices of abundance used in the assessment. This was done because the index represents the abundance in the whole EPO while the fisheries are separated by spatial areas to better model the size or age of the fish removed. The index cannot be associated with any particular fishery and has its own length-composition data, which is weighted by abundance (CPUE) rather than catch (SAC-13 INF-K). The echosounder buoy index is also an index of the whole population and is therefore also treated as a "survey" and its selectivity is determined by fitting to the length-composition data from the OBJ catch-per-set index. The longline CPUE is treated as a "survey" because it is in numbers, while the catch is in weight. Stock Synthesis has the flexibility to mirror the survey selectivity to one of the fisheries where appropriate (*e.g.,* the longline "survey" mirrors the selectivity of the longline fishery).

2.2 Catch

Catch is estimated for each of the fisheries as described below.

2.2.1 Purse seine

The information used to estimate the total catch by species comes from four main sources: canneries, on-board observers, vessel logbooks, and in-port sampling by IATTC staff. The catch composition is estimated by strata. Briefly, the total catch of tropical tunas (yellowfin + skipjack + bigeye) for the purse-seine fleet is taken from the cannery, observer or logbook data, and prorated to catch estimation strata (set type x area x month x vessel size class category) using data on operational characteristics collected by observers and reported in logbooks. The port-sampling data are then used to calculate the species and size composition of the catch for each stratum. Detailed explanations of the sampling and estimators can be found in the appendix of Suter (2010) and in WSBET-02-06.

2.2.2 Longline

The IATTC staff does not collect data on longline catches directly; they are reported annually to the IATTC by 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: the principal fleets report catch and effort aggregated by 5° cell-month. IATTC databases include data on the spatial and temporal distributions of longline catches of skipjack in the EPO by the fleets of distant-water and coastal CPCs. Longline catches are reported in numbers by some fleets and in weight by others. Since the longline catch of skipjack is only a few percent of the total catch, the annual estimates of catch are simply taken as reported in the FSR and distributed evenly among the quarters.

2.2.3 Other catch

The pole-and-line catch of skipjack only makes up a few percent of the total catch over the assessment period and there has been little or none in recent years. Therefore, the catch is taken from the FSR, divided evenly among quarters and added to the coastal OBJ fishery. Recreational catch is unknown and not included in the model.

2.2.4 Discards

Two types of discards are considered, those resulting from inefficiencies in the fishing process and those

related to the sorting of catches. Examples of inefficiency are catch from a set exceeding the remaining storage capacity of the fishing vessel or discarding unwanted bycatch species, while catch sorting is assumed to occur when fishers discard tuna that are under a certain size. The former is added to the fisheries and the latter are combined into a separate fishery with an assumed selectivity curve (full selectivity between 30 and 40 cm). Discards by the longline fisheries cannot be estimated with the minimal data available due to the low observer coverage, so it is assumed that the retained catch represents the total catch.

2.2.5 Catch and discard trends

Skipjack tuna is the main target species of the OBJ and NOA purse-seine fisheries. The catches of the DEL purse-seine fishery and the longline fishery represent only a small proportion of the total catches of skipjack tuna in the EPO.

The purse-seine OBJ fishery has been important since the 1970s in areas north of the equator and close to the coast of South America, between 10°S and the equator. However, the OBJ fishery had a widespread expansion in the EPO after 1992. The number of OBJ sets has been steadily increasing since 2005, up until the onset of the COVID-19 pandemic (SAC-13-06). Over the period covered by the model, there is a large seasonal variation in the purse-seine catch (Figure 2). The catch in the offshore OBJ fishery (F1) increased starting in 2015. The discards due to sorting in the OBJ fisheries show a reduction beginning around 2001, and ceased almost completely beginning in 2006 (Figure 2) following resolutions adopted by the IATTC which prohibited discarding of juvenile tunas (*e.g.* C-04-05).

2.3 Indices of abundance

Several indices of abundance are considered for inclusion in the skipjack assessment. These include 1) an index of abundance based on catch-per-set in the OBJ purse-seine fishery (SAC-13 INF-K), 2) an index of abundance based on catch-per-set in the NOA purse-seine fishery (SAC-13 INF-K), 3) an index abundance based on echosounder buoys (FAD-06-03), and 4) catch in numbers per hook for the Japanese longline fishery.

2.3.1 Catch-per-set in the purse-seine fishery

The data used to construct the index are the set-by-set catch data from purse-seine vessels. On-board observers of the Agreement on the International Dolphin Conservation Program (AIDCP) observer program have been collecting these data for large purse-seine vessels (fish-carrying capacity >363 t) since 1992 (Joseph 1994; Scott *et al*. 2016). Logbook data are used for trips for which no observer data are available.

It is not possible to separate searching effort by set type and fishing using floating objects does not have a reliable measure of search time, so catch-per-set is used to compute the index of abundance. The index should represent the whole population (*e.g.,* cover the spatial extent of the population). It is preferable to calculate the index based on summing up spatially explicit catch rates (see Maunder et al., 2020). However, there is temporal variation in the spatial distribution of the effort, which sometimes results in areas with no data. Therefore, spatial modelling of the catch-per-set data is used to "fill in missing data" and the region over which the index is computed is restricted to that portion of the EPO that is fished frequently (see SAC-13 INF-K). The catch-per-set data were standardized using the R library *VAST* (version 3.7.1) (Thorson and Barnett 2017, Xu *et al.* 2019). VAST fits a delta-generalized linear mixed spatio-temporal model to the data.

The index of abundance for the OBJ fishery shows a steady decline over time until about 2015, with variability from quarter to quarter, and then it levels off (Figure 3). In contrast, the NOA index of abundance shows a steady increase until about 2015 and then levels off.

2.3.2 Catch per hook for the Japanese longline fishery

Few skipjack tuna are caught in the longline fisheries and therefore the sample size for calculating CPUE-based indices of abundance is low. For this reason, the ratio of the sum of the catch divided by the sum of the number of hooks fished for each year-quarter is used as the index of abundance. Only the Japanese longline data is used in the analysis.

The longline index of abundance is low up until about 2006, and then increases to a higher level in 2014 (Figure 3). Afterwards, the longline index declines to 2018 and increases again.

2.3.3 Echosounder buoy index

An index of abundance (ECHO) for skipjack tuna in the EPO was derived for the period 2012-2021. This index was developed based on the signal from satellite-linked GPS tracking echosounder buoys used in the purse-seine OBJ fishery (FAD-06-03). The echosounder buoys provide a single biomass value without discriminating species or size composition of the fish. Therefore, the echosounder buoy data was combined with fishery data on catch species composition and average size to obtain the skipjack index. The ECHO index cycles trough high and low levels (Figure 3).

2.4 Size-composition data

2.4.1 Fisheries

2.4.1.1 Purse-seine

The length-frequency data for the purse-seine fisheries are collected by the IATTC port-sampling program at ports of landing in Ecuador, Mexico, Panama, and Venezuela. The data available in the port-sampling database is determined by the governing sampling protocol (Suter 2010), which specifies that only those wells with catch from a single 'stratum' are to be sampled; the strata are defined by: type of set (DEL, NOA, OBJ), month and area of fishing (13 areas; see Figure 1 in WSBET-02-06). The catch estimation methodology additionally stratifies the catch into two vessel size class categories (Classes 1-5, 'small'; Class-6, 'large'). For large and small purse-seine vessels, about 50%-60% and 10-20% of trips, respectively, have typically been sampled per year, for a total of over 800 wells sampled in most years (SAC-01-11; SAC-05-06). The sampling coverage in terms of percentage of the catch is lower (SAC-02-10). The sampling areas were designed for yellowfin prior to the development of the fishery on FADs. Since 2000, both the 5° cell and the sampling area have been recorded for almost all samples (SAC-03-10). Ideally, 50 fish of each species in the sampled well were measured, and since 2000 samplers alternate between counting fish by species and measuring fish for length. More details on the port-sampling program can be found in the Appendix of Suter (2010) and in WSBET-02-06. As with the species composition, the size composition of the catch, in numbers of fish by 1-cm length interval, is estimated by stratum and then aggregated across strata to obtain quarterly estimates for each fishery. Since 2000, the well estimates of proportions at length make use of both the species counts and the length-measurement data. Details of the estimators can be found in WSBET-02-06.

The purse-seine fisheries start to catch skipjack around 25-30 cm and the mode of the length-frequency distribution is at about 40 cm for those fisheries that catch the smallest skipjack, which is all the OBJ fisheries and, surprisingly, the composition data for the NOA index, which is comprised of the NOA fisheries that do not have a mode at this size (except the secondary mode in the offshore NOA fishery) (Figure 4). The offshore NOA fishery catches the largest skipjack of the purse-seine fisheries (F5), followed by the southern DEL fishery (F10) and the central NOA fishery (F7). The length composition for the offshore NOA fishery is bimodal. Several of the OBJ fisheries have a long right-hand tail of the length-composition distribution (*e.g.,* F1, F2, F3).

2.4.1.2 Longline

Few skipjack tuna are caught in the longline fisheries and therefore the sample size for calculating length frequencies are low. For this reason, we simply sum the length compositions for each year-quarter. Only the Japanese longline data is used in the analysis since Japan has the longest time series of length-composition data.

The longline length composition shows no fish under 62 cm and the reason for this is not known (Figure 4b). The distribution increases rapidly from about 68 cm, peaks at 78 cm and drops off rapidly after that with few fish over 86 cm.

2.4.2 Survey

The indices of abundance are designed to represent the whole population selected by the fishing gear used to create the index. Simply summing up the data will cause the length composition to be weighted by the sampling, which is usually related to the spatial distribution of the catch. The fishery may not be operating proportionally to the abundance. Therefore, where practical, the length-composition data is spatial weighting by the index of abundance.

The length frequencies of skipjack associated with the purse-seine catch-per-set indices of abundance ("survey") were obtained by summing raw length-frequency observations across 5° areas, weighted by the catch-per-set predicted by the spatial-temporal model used to create the index for the same fishing gear (SAC-13 INF-K). The length-frequency classes were defined by 1 cm intervals, from 20 cm to 100 cm.

The length compositions for the two purse-seine indices of abundance show a typical length-composition distribution, but with a long right-hand tail (Figure 4a). The length-frequencies of skipjack associated with the purse-seine fishery catch-per-set based index were also used for the echosounder buoy index (*i.e.*, they shared selectivity). The longline-based index of abundance used the length-composition data from the longline fishery (*i.e.*, they shared selectivity; Figure 4b).

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

An integrated statistical age-structured catch-at-length stock assessment was developed for skipjack tuna in the EPO using Stock Synthesis (Version 3.30.19.00, Methot and Wetzel 2013). Other auxiliary quantities and graphs were computed using the *R* library *r4ss* (version 1.43.2) and original code available from the IATTC repository IATTCassessment.

The model period covers 2006 to 2021. The start year differs from the previous skipjack stock assessments, which started in 1975, and the bigeye and yellowfin assessments, for the reasons mentioned above. The time step of the model is a quarter, 21 age classes are defined, from 0 quarters to 20+ quarters (5 years). The population size structure was defined in 1-cm intervals from 2 cm to 120 cm. The model aggregates females and males. The size compositions are defined using 1-cm intervals, from 20 cm (aggregating all smaller lengths) to 100+ cm, for the purse-seine fisheries and "surveys", and 2-cm intervals, from 60 cm (not aggregating all smaller sizes) to 100+ cm, for the longline fishery. The models are fitted to catches, relative abundance indices, and size-composition data. The observed total catches were assumed to be unbiased and relatively precise and were fitted assuming a lognormal error distribution with standard error (SE) of 0.01.

3.1 Biological and demographic information

3.1.1 Growth

The mean length-at-age for skipjack in the EPO was estimated by fitting the growth cessation model to tagging data (SAC-13 INF-J; Figure 6). Since reliable aging is not available and tagging data are not available for old fish, the age of fish at a given length had to be assumed and the asymptotic growth was estimated

from the length-composition data. Sensitivity to these assumptions is tested.

Since recruitment is assumed to be independent of stock size for skipjack (*i.e.,* steepness of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship is set at h = 1), the age of individuals is not needed to model the lag between spawning and entry into the fishery, and if the population processes (*e.g.,* natural mortality and selectivity) are defined in terms of length, absolute age is irrelevant. It is assumed that the assessment results based on a growth curve that assumes a reasonable age for the size 37 cm skipjack (the smallest size seen in the tagging data) will be robust to that assumption and that a 37 cm skipjack in the EPO is 2 quarters old. A perfect correspondence is not possible due to information on natural mortality being grouped into 10 cm length bins, and therefore this assumption was tested by running sensitivity analyses to the assumed age.

The tagging data were analyzed using several assumptions about the age at 37 cm (2, 3 and 4 quarters) and the asymptotic length (75, 80, 85 cm). Growth was estimated to be linear for the sizes of fish included in the data and this was robust to the assumptions of age at 37 cm and the asymptotic length. Therefore, the medium value of the growth rate parameter across all scenarios was taken, Rmax = 26.54 cm, which was converted to a quarterly time step by dividing by four, to use in the stock assessment model. The median of the parameter controlling when the growth curve bends over was also used (K = 5.71) and divided by four. These parameters were kept constant in all the scenarios even when the asymptotic length or age at 37 cm was changed.

The asymptotic length was determined using the length-frequency data for the Japanese longline fishery. The longline fishery captures the largest skipjack tuna and is therefore assumed to have asymptotic selectivity. A simple assumption is taken that the peak of the longline length composition is equal to the asymptotic length. This is supported by the fact that the distribution to the right of the peak implies a small standard deviation (see below). Sensitivity analysis to the assumption about asymptotic length is conducted.

The variability of size-at-age is also important, as this will also contribute to determining the largest sizes that are plausible in the population. The growth analysis estimates both the measurement error and the individual variability in length-at-age. These are both relevant when predicting the length composition because the same type of measurement error is expected in the length-composition data (note that no adjustments for shrinkage were done in the assessment and this should be considered in future research). The length measurements are taken from the whole time-step of the stock assessment model (quarter), whereas the tagging data is based on the exact times at release and recapture. We calculate this additional variation due to the time within a quarter when a fish is caught as the standard deviation of a uniform distribution between zero growth and a full quarters growth. The latter is constant with age for young skipjack, but there is little or no growth at the asymptotic age, so it is not added to the standard deviation for individuals at the asymptotic size.

$$sd[U(LB, UB)] = \sqrt{\frac{(UB - LB)^2}{12}} = \sqrt{\frac{(26.54/4)^2}{12}} = 1.92$$

This additional variation was added (in terms of variance) to the standard deviation estimated by the growth model (for both observation error and individual variability) for a 37cm fish [(0.0176 + 0.0222) x 37cm = 1.47 cm].

$$sd_{total} = \sqrt{sd_{tag}^2 + sd_U^2}$$

Which gives a total standard deviation of 2.42 and a CV of 0.065.

The CV of the asymptotic length is simply the sum of the coefficients for sd for the observation and process error 0.0176 + 0.0222 = 0.0398.

The standard deviation for fish at the asymptotic length was also estimated from fitting a half normal distribution to the longline length-composition data while fixing the mean at the asymptotic length (78 cm). The standard deviation was estimated at 3.85 giving a CV of 0.049. This value is higher than that estimated from the tagging data. These CVs were used in the linear relationship between the coefficient of variation and length (use of the growth cessation model in Stock Synthesis requires setting the CV for age zero and this was extrapolated using the linear relationship). Initial analyses of the stock assessment found that the CV for young individuals was too small and caused modes in the predicted length-composition distributions that were not in the observations and that the CV for old individuals was also too small and the model could not fit the right-hand side of the longline length-composition distribution. Estimation of the CVs within the stock assessment encountered numerical errors. Therefore, the CVs were increased to levels that provided reasonable fits and were fixed at those levels (CV at age zero = 0.09 and CV at age 20 quarters = 0.06). Sensitivity analysis is conducted for the CV at age 20 quarters.

The weight at age w_a is obtained from the average length at age L_a in the length-weight equation for skipjack tuna in the EPO (Hennemuth, 1959):

$$w_a = 5.53 \times 10^{-6} L_a^{3.336}$$

3.1.2 Natural mortality (*M*)

We use the natural mortality by length class for skipjack tuna estimated by Hampton (2000) with linear interpolation between the mid points of the length classes (Figure 7). The estimate for 70+ cm fish is very high and is likely biased by the dome-shaped selectivity of the purse-seine fishery. Therefore, we also investigate a natural mortality schedule that is constant after 65 cm.

The natural mortality is high for young individuals. The assumed level of *M* for age 0 has little impact on the assessment results because there are few data for these size fish and only arbitrarily scales the recruitment at age 0.

3.1.3 Reproductive biology and recruitment

Information on the reproduction of skipjack in the EPO is given by Anonymous (1998: 26), Schaefer (2001), and Schaefer and Fuller (2019). Spawning is fairly widespread from about 19°N to 12°S and from 79°W to 136°W, and continuous throughout the year between about 15°N and 10°S (Schaefer and Fuller, 2019). Spawning occurs from 24°C to 30°C, with the majority taking place between 26°C and 29°C (Schaefer and Fuller, 2019). It is assumed that skipjack tuna can be recruited to the fishable population during every quarter of the year. No strong assumptions are made about the relationship between adult biomass and recruitment in the historical stock assessments of skipjack (*i.e.,* steepness of the stock-recruitment relationship *h* = 1). The maturity and batch fecundity relationships with length are taken from Schaefer and Fuller (2019). The maturity schedule was taken from the central area and represented by a Richards function and the batch fecundity from the whole EPO and represented by a power function.

$$m_l = [1 - (1 - 3.977)e^{-0.355(l-55.122)}]^{1/(1-3.977)}$$

$$f_l = 1.0756l^{2.9838}$$

The age-specific reproductive output, which is the product of maturity and fecundity, is shown in Figure 8.

3.1.4 Movement and stock structure

Skipjack occur throughout the tropical and subtropical waters of the Pacific Ocean, and it is known that there is considerable exchange of fish among areas. The stock structure of skipjack has been studied by various methods, including analyses of catch statistics, life history, tagging, biochemical genetic data, and data on the chemical composition of the otoliths of the fish. Argue (1981) and Anonymous (1984: 88-91) examined the information and there are two principal hypotheses for skipjack in the Pacific Ocean. The separate-subpopulation hypothesis stated that there are two or more genetically-distinct subpopulations of skipjack in the Pacific Ocean, and the clinal hypothesis stated that separate subpopulations of skipjack do not exist in the Pacific Ocean, but that there is isolation by distance, *i.e.* the probability of any two fish interbreeding is an inverse function of their distance from one another. It was concluded by Argue (1981) that the available data did not favor either hypothesis. Subsequent studies, described by Anonymous (1995: 69-71) have not furnished information that would serve better as the basis for management decisions.

Schaefer (2009) examined all the available information and concluded that the results from tagging experiments, along with investigations of geographic variation in length at maturity of skipjack in the EPO, demonstrate restricted movements, with fidelity to northern and southern regions of the EPO. He suggested two regions of the EPO, separated at about 15°N, probably represent spatially-segregated northern and southern sub-stocks with limited mixing between them.

Analysis of length-composition data to define fisheries found a consistent first split at -120°W for both the OBJ and NOA set types (SAC-13 INF-I). Spatio-temporal analysis of OBJ catch-per-set found lower catch-per-set between -110°W and -130°W (SAC-13 INF-K). This suggests separate stocks east and west of -120°W.

For the purposes of stock assessment and management of skipjack across the Pacific Ocean by Western and Central Pacific Fisheries Commission (WCPFC) and the IATTC, it is typically assumed that skipjack in the EPO do not interact with skipjack in the western and central Pacific Ocean. Although for the purpose of some historical analyses, it has been assumed that there are six non-interacting sub-populations in the EPO. However, since skipjack in the EPO has been managed as a single stock, in this assessment it is assumed that the EPO is comprised of a single stock to fulfill management requirements, but the hypothesis of a separate stock east of -120°W is also explored.

3.2 Stock assessment model assumptions

3.2.1 Initial conditions

The model is assumed to start from a non-virgin (fished) equilibrium state, with R_{init}, the initial recruitment as an offset of the virgin recruitment (currently modelled in SS as a regime shift in average recruitment), and F_{init}, the initial fishing mortality, being estimated, with no penalty associated with initial equilibrium catches. F_{init} was assumed to correspond to fishery F1, the purse-seine fishery on floating objects in the offshore area. This fishery was chosen because it catches a large amount of skipjack. Additionally, 10 recruitment (quarter) deviations before the start of the model initial quarter are estimated.

3.2.2 Selectivity

Selectivities were modelled as a function of length and were assumed to be dome-shaped for all fleets except for the longline fleet, which is assumed to have asymptotic selectivity. All selectivity curves are modelled using cubic splines. The asymptotic longline selectivity assumes selectivity above the asymptotic

length is constant (this does not necessarily have to be asymptotic, it can be at a constant level below the peak occurring at a smaller size and this is a consequence of using the cubic spline selectivity rather than a logistic) and selectivity at 40 cm is zero. The dome-shaped purse-seine selectivities are constrained to have a selectivity of zero at 20 cm and at 80 cm (90 cm for F5). Sensitivity analyses were conducted to investigate the robustness of the results to the dome shape selectivity for purse-seine fisheries.

3.3 Data weighting

Likelihood functions encompass not only the sampling (observation) variability, but also model misspecification and unmodelled process variability. Therefore, the CVs of the index of abundance are increased by adding a constant to the CVs estimated from the standardization model so that the average CV over the modeled period is 0.20. In the case of the longline based index, we simply use a constant CV of 0.2.

The size-composition data were assumed to have multinomial distributions. The input sample size for the purse-seine fisheries was equal to the number of wells sampled. The number of fish sampled within a well should not be used to represent the sample size because fish stored in the same well may come from the same school and not be independent samples, and their sizes may be highly correlated (Pennington *et al*. 2002). The sample size for the dolphin associated fisheries were divided by 10 because this fishery does not catch much skipjack and it is likely that despite a large number of wells being sampled, few skipjack were sampled in each well. The sample size of the longline fishery was set equal to the number of fish/10 because the catch of skipjack in the longline fishery is low and the length compositions were more variable than would normally be expected.

No further data weighting was attempted. Francis weighting (TA1.8 in Francis 2011) generally indicates further down weighting of the data, while McAllister and Ianelli (1997) weighting tended to want to increase the weighting. Rather than using data weighting methods, we looked at sensitivity analysis of including different data sets and alternative assumptions.

4. MODELS

There is substantial uncertainty in the skipjack assessment. This uncertainty includes the shape of the purse-seine selectivity curves, the relationship between the indices of abundance and the population abundance, the rate of natural mortality, particularly for old fish, the growth for old fish and the stock structure. There is also uncertainty in the aging of skipjack, but it is expected that if dealt with appropriately, the model will not be sensitive to the assumptions related to aging. Therefore, many diverse sensitivity analyses were conducted to test the robustness of the results to the assumptions, particularly the robustness of the estimated stock status.

A reference model is defined that represents the most plausible assumptions and then sensitivity analyses are defined as modifications to the reference model. Similar to the model terminology recently used in the staff's 2020 risk analysis for the tropical tuna fishery, the term "reference model" is used rather than "base case" as used in previous IATTC assessments. Since a risk analysis is still not available for skipjack, the reference model is considered by the staff to represent the most plausible set of assumptions (*states of nature*) and the other models are termed "sensitivity" models. Below, the reference model is first defined followed by the sensitivity models.

4.1 Reference model

The reference model assumes that the reason that large fish are seen in the longline fishery, but not in the purse-seine fishery, is because the large fish are not available to the purse-seine fishery (*i.e.,* the purse-seine fisheries have dome-shaped selectivity). The reference model has the following assumptions and uses the following data.

a) Longline selectivity is asymptotic and purse-seine selectivity is dome-shaped.

b) Natural mortality is constant after a length of 65 cm.

c) The asymptotic length is 78 cm.

d) The age at 37 cm is 2 quarters.

e) The CV of the length-at-age is a linear function of length and for age zero fish is 0.09 and for age 20 quarters is 0.06.

f) Recruitment is independent of stock size (*i.e.,* the steepness of the stock-recruitment relationship is $h = 1$) and is estimated for each quarter.

g) Quarterly recruitment is assumed to vary around the average level and is specified by a lognormal distribution with a standard deviation of 0.6. The bias correction ramp and full bias correction were estimated using a single iteration of the approach of Methot and Taylor (2011) as implemented in r4ss.

h) The longline and the echosounder buoy-based indices of relative abundance are proportional to the population abundance selected by the longline and purse-seine OBJ, respectively, and the other indices (catch-per-set on OBJ and NOA fisheries) are not used.

i) Length compositions for all the fisheries are used in the analysis, but those constructed for the purse-seine index for the NOA fishery are not (those constructed for the purse-seine OBJ index are used for the echosounder buoy index).

4.2 Sensitivity models

Several sensitivity analyses are conducted to determine the robustness of the results to model assumptions and inclusion of different data sets. In particular, the assumptions about why large skipjack are not seen in the purse-seine fishery are investigated. The reference model assumes it is because of dome-shaped selectivity since large fish are seen in the longline fishery. The following describes how the sensitivity models differ from the reference model.

a) Lower asymptotic length. The asymptotic length is set at 73 cm.

b) Higher asymptotic length. The asymptotic length is set at 83 cm.

c) Lower variation of length-at-age. The CV for variation at the asymptotic length is fixed at 0.05.

d) Higher variation of length-at-age. The CV for variation at the asymptotic length is fixed at 0.07.

e) Including the improved estimates of catch for 2020 and 2021.

f) Excluding the echosounder buoy index of abundance. The echosounder buoy index of abundance and the associated length-composition data are excluded from the model and the associated selectivity not estimated.

g) No longline index of abundance. The longline index of abundance and its associated length-composition data are excluded from the model. The selectivity of the longline fishery is fixed at that estimated by the reference case.

h) Inclusion of the purse-seine OBJ catch-per-set index. The index of abundance based on the OBJ catch-per-set is included in the model. The associated length-composition data is already included in the model for the echosounder index and the selectivity is shared between these two “surveys”.

i) Inclusion of the purse-seine NOA catch-per-set index. The index of abundance based on the NOA catch-per-set and associated length-composition data is included in the model and the selectivity estimated.

j) NOA asymptotic selectivity. The offshore NOA fishery is constrained to have asymptotic selectivity and the asymptotic length is equal to the mode of the length distribution for this fishery (75 cm). The longline index of abundance and its associated length-composition data are excluded from the model. The selectivity of the longline fishery is fixed at that estimated by the reference case. The NOA catch-per-set index of abundance and composition data are used.

k) OBJ asymptotic selectivity. The coastal OBJ fishery is constrained to have asymptotic selectivity and the asymptotic length is equal to the mode of the length distribution for this fishery (65 cm). The longline index of abundance and its associated length-composition data are excluded from the model. The DEL and NOA length-composition data are excluded from the analysis. The selectivity of the longline, DEL, and NOA fisheries are fixed at that estimated by model p. The OBJ catch-per-set index of abundance is used.

l) Eastern assessment. The assessment is conducted for the EPO area east of -120°W. This involves setting the catch in the offshore fisheries (F1 and F5) to zero, not using their length-composition data, and not estimating their selectivities. The ECHO index is from data mainly west of -120°W and therefore it is not used. The OBJ index and its composition data are used instead, but are adjusted to appropriately represent the area east of -120°W. The longline index and composition data are recalculated for the areas east of -120°W. The longline catch is not adjusted because it is small.

m) High natural mortality for old fish. The constant natural mortality after 65 cm assumption is replaced with the higher natural mortality for 75 cm fish as estimated by Hampton (2000), a linear trend between 65 cm and 75 cm, and natural mortality after size 75 cm is assumed to be at this level. Several analyses are carried out: 1) including or 2) excluding the longline data and 3) not constraining the purse-seine fisheries to be dome-shaped (with and without higher *M* for the old fish).

n) High fishing mortality for old individuals. The selectivity curve for the offshore NOA fishery (F5) is constrained to be constant after the asymptotic length. The longline index and composition data are still fit in the model.

o) Rapid reduction in growth rate for older individuals. The asymptotic length is fixed at 70 cm. Several analyses are carried out: 1) including or 2) excluding the longline data, 3) not constraining the purse-seine fisheries to be dome-shaped, and 4) making the offshore NOA fishery (F5) to have constant selectivity after the asymptotic size.

5. RESULTS

Although there are many models and aspects of the results that are available from this stock assessment, all of this information cannot possibly be presented on this report. Therefore, this report is focused on presenting the results for the reference case and then on results from models that are substantially different from the reference case, or those that provide better diagnostics. Results that provide insight into the reasons for these differences are also presented.

The model is run on a quarterly basis and therefore the labeling of many of the figures use a quarterly time step. In these figures, the first period is the first quarter of 2000. This is not the start of the model period, but is a consequence of the period initially considered for the assessment. The table below can be used to convert from elapsed quarter to year (first quarter), when necessary. For example, the start of the model, quarter 1 of 2006 is elapsed quarter 25 and the 4th quarter of 2021 is elapsed quarter 88.

Year	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Elapsed quarter	25	29	33	37	41	45	49	53	57	61	65	69	73	77	81	85	89

5.1 Model diagnostics of the Reference Model

5.1.1 Model convergence

The reference model converged with a low maximum gradient component of 7.89e-05 and a positive definite hessian. No parameters were on the bounds.

5.1.2 Fit to purse-seine indices of abundance

Both the echosounder buoy index and the longline index we included in the model to have average CVs of 0.2. The RMSE for both were much higher (ECHO = 0.34 and 0.46) indicating poor fits. However, they visually provided temporal patterns consistent with the data (Figure 9). The high RMSE, particularly for the longline index, is probably due to extreme values that are low values with a small standard deviation or high values. Interestingly, even though the reference model does not fit to the purse-seine catch-per-set indices, the model estimates similar trends (Figure 10) and the RMSEs are lower (0.26 and 0.31 for the OBJ and NOA, respectively).

5.1.3 Fits to length-frequency data

The reference model fits the average length composition well for all fisheries and for the ECHO index (Figure 4). The latter being the length-composition data for the OBJ catch-per-set index. The model also fits the average length-composition data for the NOA catch-per-set index even though these data are not fit in the model (the selectivity was taken from a model that did fit to the data).

5.1.4 Integrated model diagnostics

5.1.4.1 Age-structured production model (ASPM) and catch-curve analyses

The age-structured production model without recruitment deviates (ASPM) shows a larger more stable population indicating that the index of abundance does not contain information about absolute abundance without accounting for recruitment variation (Figure 11). This is expected in a short-lived highly variable species like skipjack. However, when recruitment deviates are estimated, the model estimates a much smaller population suggesting that the composition data is controlling abundance.

The catch-curve analyses (CCAs) estimate a higher biomass at the start of the time period, but similar abundance at the end. This also suggests that the composition data is controlling the absolute biomass level, but the index constrains the trend.

5.1.4.2 Likelihood profile on R_0

This diagnostic is helpful in determining the relative importance of different data components on the estimates. The likelihood profile on R_0 (in log scale) indicates that there is substantial conflict in the data with the ECHO index preferring larger biomass (larger R_0) and the longline index preferring smaller biomass (Figure 12a). There is also conflict in the composition data and even within the same purse-seine set type (Figure 12b and c).

5.1.4.3 Retrospective analyses

The retrospective analyses show the behavior of the models when new data are added. The estimated spawning biomass and spawning biomass ratio shows little influence of eliminating years of data and no systematic pattern (Figure 13).

5.1.5 Parameter estimates

5.1.5.1 Initial conditions

The reference model estimates that the stock was substantially depleted in 2006 (Figure 16), which was a consequence of the high estimated initial fishing mortality (1.05).

5.1.5.2 Selectivity

The use of cubic splines and the long right-hand tails of the length-composition data for some fisheries produces bimodal selectivities for many of the purse-seine fisheries (Figure 14). Bimodal selectivities indicate that the fishery may combine two or more fishing approaches or that the model is misspecified. The cubic spline is flexible enough to approximate the average length composition, but if the amount of each of the different fishing approaches changes over time, the model may not be taking the fish out of the population at the right size and the information provided about abundance may be biased. This may cause biased results, particularly if the changes are systematic over time. There does not appear to be a lot of systematic pattern in the residuals of the fits to the composition data (Figure 5)

The longline selectivity is made constant after the asymptotic length (78 cm) and is estimated to have a very steep ascending (left) limb (Figure 14). The steep slope is because the composition data for this fishery does not spread much to the left above what the standard deviation of length-at-age predicts around the asymptotic length. The small bump in selectivity at small sizes is below the truncated length (60 cm) used to fit the length composition and is a consequence of using the cubic splice. Since the skipjack catches by the longline fishery are low, this will not influence the model results.

5.2 Results of the reference model

5.2.1 Recruitment

Estimated recruitment is presented in Figure 15. There are some short-term patterns in recruitment, but no long-term trends.

5.2.2 Fishing mortality (*F*)

Fishing mortality is difficult to represent in stock assessment models that include multiple dome shape selectivities. As the effort among the fisheries changes over time, the relative fishing mortality among ages changes over time. Therefore, we use the simple metric of catch over biomass of fish aged 2 quarters old and higher. This metric of exploitation rate within a quarter shows slow oscillations over time, peaking at the start of the period and around 2016 (Figure 17). There is no indication of increased fishing mortality over time. Although, fishing mortality appeared to be lower in the period 2010 – 2014 and 2018-2021.

5.2.3 Fisheries impacts

The fisheries have had a moderate impact on the spawning biomass (Figures 16 and 18). The impact in the first year is misleading (Figure 18) because the parameterization of the initial age-structure through a fishing mortality that does not include fitting to an equilibrium catch and therefore should not be interpreted as a fishery impact. However, since skipjack is short lived, this impact should be lost after a few years. The fishery impact plots form the basis for calculating the dynamic depletion levels.

5.3 Results of the sensitivity analysis

The estimates of depletion level are robust to several of the sensitivity analyses. These include the asymptotic length (Figure 19), CV of the variation of length-at-age for the oldest individuals (Figure 19), improved catch estimates for 2020 and 2021 (Figure 20), the age at 37 cm (Figure 21), adding the OBJ catch-per-set index of abundance (Figure 22), adding the NOA catch-per-set index of abundance (Figure 22), forcing the NOA offshore fishery (F5) to have constant selectivity after the asymptotic length (78 cm) (Figure 26).

When forcing the NOA offshore fishery (F5) to have constant selectivity after the asymptotic length (78 cm), the selectivity does not go to zero for the oldest ages like the reference case, but it also is not asymptotic (Figure 27). The selectivity for large fish is just over 40% of full selectivity.

The estimates of depletion level are moderately or highly sensitive to several of the sensitivity analyses. These include eliminating the longline index of abundance (Figures 22, 25, 28), eliminating the ECHO index

of abundance and its length-composition data (Figure 22), which fishery is assumed to have asymptotic selectivity (Figure 23), increasing the natural mortality for old fish (Figure 25), constraining the offshore NOA fishery to have constant selectivity after 70 cm and using a L_{inf} of 70 cm (Figure 28), and when only modelling the stock east of -120°W (Figure 24).

Removing the longline based index of abundance causes the stock to be less depleted at the start of the time series (*e.g.,* Figure 22). The ECHO index starts in 2012 and therefore when the longline index is removed, there is no index constraining the biomass trend in the early years. This is also confirmed by the catch curve analysis (Figure 11), which illustrates that the composition data prefer higher biomass in the early years.

Removing the echosounder buoy index causes the depletion level to be less depleted at the end of the time period (Figure 22). The catch curve analysis (Figure 11) estimates the stock to increase at the end of the time period supporting that the length-composition data is providing the information on increased biomass at the end of the time period.

Assuming that the purse-seine fisheries have asymptotic selectivity results in estimates of a more depleted stock, particularly after the first few years (Figure 23), but these results should be interpreted with caution because the models had convergence problems and the run that had asymptotic selectivity for the inshore floating object fishery did not have a positive definite Hessian.

Increasing the natural mortality for old fish estimates the stock to be less depleted in the latter years (Figure 25). In contrast, if the longline data is ignored and the purse-seine fisheries are not constrained to be dome shaped (although the selectivities are estimated to be dome shaped), the stock is estimated to be less depleted in the early part of the time series and more depleted at the end of the time series, which appears to be a consequence of removing the longline data. Interestingly, if the purse-seine selectivity is not constrained to be dome shaped, then the increased natural mortality for old fish counteracts the loss of the longline data and does not estimate less depletion at the start of the time series. However, it is estimated to be more depleted at the end of the time series and the total abundance is much lower. None of the purse-seine fisheries are estimated to have an asymptotic selectivity.

Lowering the asymptotic length to 70 cm and not constraining the purse-seine selectivity to be dome shaped either with or without the longline data is dominated by the impact of eliminating the longline data, but making the offshore NOA fishery (F5) selectivity to be asymptotic causes the stock to be more depleted (Figure 28).

Only assessing the stock east of -120° W resulted in a reduced biomass as expected, but it also resulted in a more depleted stock (Figure 24). The ASPM and catch-curve diagnostics were similar to the reference model, except that the ASPM estimated a much larger biomass (Figure 29). The likelihood component profiles showed some improvement, but there is still some conflict in the data (Figure 30). The retrospective analysis showed no indication of model misspecification (Figure 31). There were still bimodal selectivities (Figure 32). The fit to the longline data is about the same and the fit to the OBJ catch-per-set is reasonable (Figure 33). The fit to the purse-seine length-composition data is similar to the reference model, but the longline length-frequency observations have defined modes, which the model does not fit (Figure 34).

6. STOCK STATUS

Resolution C-16-02 defines target and limit reference points, expressed in terms of spawning biomass (*S*) and fishing mortality (*F*), for the tropical tuna species: bigeye, yellowfin, and skipjack. The IATTC adopted S_{MSY} (the spawning biomass corresponding to the MSY) and F_{MSY} (the fishing mortality rate corresponding to the MSY) in 2014 as the target reference points, and the spawning biomass that produces 50% of the virgin recruitment (R_0) with the stock-recruitment relationship follows the Beverton-Holt function with a

steepness (h) of 0.75, and F_{LIMIT} (the fishing mortality rate corresponding to that biomass) as limit reference points.

Previous assessments of skipjack tuna in the EPO have found estimation of target reference points problematic because recruitment is assumed to be independent of stock-size and maximum yield-per-recruit is obtained by catching fish at ages younger than the age at entry into the fishery.

The maximum yield-per-recruit is theoretically obtained when the cohort is harvested at an age when its biomass is maximized, which occurs at

$$N_{a+\Delta} w_{a+\Delta} = N_a w_a$$

Which occurs when growth balances natural mortality

$$\frac{w_{a+\Delta}}{w_a} = \frac{N_a}{N_{a+\Delta}}$$

Because of the fast growth and high natural mortality of skipjack, this theoretical age is very young.

Our analyses also found estimation of reference points problematic. The optimal yield occurs by capturing the fish as young as possible. There is only a narrow range of ages where the growth is higher than survival (3-5 quarters) and where the biomass of the cohort increases. Within this short age range the cohort's biomass is maximized at 6 quarters (Figure 35). However, since the overall selectivity of all fisheries combined includes ages older than age 6, the yield calculations estimate that increasing mortality always increases yield. Therefore, MSY based reference points are not available for skipjack and proxies will have to be used. In contrast, the limit reference points are not based on maximizing yield and can be calculated.

The **spawning biomass limit reference point (S_{LIMIT})** is the threshold value of S that should be avoided because further depletion could endanger the sustainability of the stock. The interim S_{LIMIT} adopted by the IATTC in 2014 is the spawning biomass that produces 50% of the virgin recruitment (R_0) if the stock-recruitment relationship follows the Beverton-Holt function with a steepness (h) of 0.75. This spawning biomass is equal to 0.077 of the equilibrium virgin spawning bio mass (S_0) (SAC-05-14). The HCR requires action be taken if the probability (P) of the spawning biomass ($S_{current}$) being below S_{LIMIT} is greater than 10%. Thus, to provide management advice, $S_{current}/S_{LIMIT}$, and the probability of $S_{current} < S_{LIMIT}$ (or $P(S_{current}/S_{LIMIT} < 1)$ needs to be calculated.

The **fishing mortality limit reference point (F_{LIMIT})** is the threshold value of F that should be avoided because fishing more intensively could endanger the sustainability of the stock. The interim F_{LIMIT} adopted by the IATTC in 2014 is the fishing mortality rate that, under equilibrium conditions, maintains the spawning population at S_{LIMIT}. The HCR requires action to be taken if the probability of the average fishing mortality during 2017-2019 ($F_{current}$) being above F_{LIMIT} is greater than 10%.

Since MSY based target reference points are not available for skipjack tuna, we use those estimated for bigeye and yellowfin as a proxy. The range for bigeye tuna is most sensitive to the steepness of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship and the range for yellowfin is sensitive to a variety of factors (Table 2). For a steepness of h = 1, which is the assumption made in the skipjack assessment, the range for bigeye is S_{MSY}/S_0 = 0.20 – 0.24 and the range for yellowfin is S_{MSY}/S_0 = 0.23 - 0.32. Other ranges can be seen in Table 2. As a conservative reference proxy for skipjack we use 0.30.

Estimating the spawning biomass ratio (SBR; spawning biomass divided by the spawning biomass in the unfished state) has several issues that need to be addressed. First, the lognormal bias correction factor $[exp(-0.5\sigma_R^2)]$ that is applied to the recruitment deviates to estimate the recruitment influences the estimated recruitment relative to the virgin recruitment parameter (R_0). Therefore, often R_0 (when

recruitment is assumed to be independent of stock size) does not equal the average recruitment over the time period that is desired to represent average recruitment. To ensure that this is at least approximately true, the value of σ_R^2 has to be iteratively changed to make σ_R^2 equal to the standard deviation of the recruitment deviates. Initial model runs with $\sigma_R = 1.0$ suggested that $\sigma_R = 0.6$ is more appropriate and therefore it was used in all models, but there still may be some influence of the value of σ_R^2. The other issue is that the average level of recruitment may change over time even in the absence of fishing so that the perceived depletion level represented by the virgin recruitment may not reflect the real depletion level. Therefore, the dynamic spawning biomass in the absence of fishing, shown in the fisheries impact plots used historically by the IATTC (dynamic depletion) should be used to calculate the depletion level. The dynamic depletion level is based on the historic level of recruitment and is particularly relevant for stocks like skipjack for which recruitment is highly variable and not related to stock size. In this case, the value of σ_R does not influence the depletion level. We use dynamic depletion to evaluate the target reference point and equilibrium adjusted by the average recruitment to evaluate the limit reference point.

6.1 Estimates of stock status

The reference model estimates that the spawning biomass is currently above the target proxy of 30% of the unexploited spawning biomass under either the static (SBR) or the dynamic (SBR_d) spawning biomass ratio (Table 3). Only three of the sensitivity analyses estimate that the stock is below the proxy target (Figures 36 and 40). In these three sensitivity analyses, the unassociated fishery is assumed to have asymptotic selectivity and/or when the longline data are not used (sensitivities j, m3.M, and o4). None of these estimate that the stock is below the limit reference point (Table 3). The IATTC harvest control rule takes uncertainty into consideration, particularly for the limit reference point. The estimates of uncertainty for the reference model do not exceed the limit reference point (Figure 16). Of the three pessimistic models mentioned above, only one comes close to exceeding the limit reference point by 10% (Figures 37-39) and exceeds the limit for the start of 2022 simply because it includes a recruitment that is not informed by the data and increases the estimate of uncertainty. This sensitivity analysis is the one that does not use the longline data, does not constrain the purse-seine selectivity to be dome-shaped, and allows the natural mortality to be higher for fish greater than 65 cm.

The historical trajectories show that the stock size fluctuates and can go below the target reference point. It should be noted that the initial values for SBR_d are misleading because the model is not fit to an initial equilibrium catch and the initial fishing mortality is just used as a way to construct the initial age-structure and therefore does not represent the real initial fishing mortality.

The current fishing mortality is lower than that corresponding to the biomass target for the reference model (Figure 40). It is also lower than the fishing mortality estimated by all sensitivity analyses except the sensitivity that excludes the longline data, does not constrain the purse-seine selectivity to be dome-shaped, and has a higher natural mortality for older fish (Table 3; Figure 25).

Stock status relative to the *status quo* defined by the average fishing mortality over 2017-2019 was evaluated using an approximation to the exploitation rate, which was the total catch divided by the biomass of fish ages 2 quarters and older (Table 3). The reference model estimated that the 2020 exploitation rates were much less than *status quo* and the 2021 exploitation rates were slightly above *status quo* (Table 3). Only one model estimated exploitation rates that exceeded the *status quo* in 2020 (Model m3 M) and over half of the models estimated it did in 2021, ranging from only slightly to by 0.1, except model m3 M (Table 3).

7. FUTURE DIRECTIONS

A benchmark assessment is planned for 2023 and work is currently underway to analyze the recent tagging

data for inclusion in this assessment. In addition to the research related to the tagging data (SAC-13-08), other improvements to the assessment are possible. These may include:

- Investigations on stock structure and further evaluation of the eastern model;
- Refine the fishery definitions to remove bimodal and other undesirable length-composition distributions and selectivities.
- Investigate alternative selectivity patterns to avoid bimodal and other undesirable selectivity patterns
- Consider the possibility of changes in selectivity as indicated by the catch curve analysis
- Adjusting the length-composition data for shrinkage;
- Using the offshore OBJ length-composition data for the echosounder buoy index of abundance;
- Improve the estimates of natural mortality using the tagging data and other available information;
- Spatio-temporal modelling of the longline CPUE and composition data.

ACKNOWLEDGEMENTS

Many IATTC and Member country staff provided data for the assessment. IATTC staff members, and Member country scientists provided advice on the stock assessment, fisheries, and biology of skipjack tuna. Paulina Llano provided editorial assistance and Christine Patnode aided on the figures.

REFERENCES-REFERENCIAS

Anonymous. 1984. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1983: 272 pp.

Anonymous. 1995. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1994: 296 pp.

Anonymous. 1998. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission 1996: 306 pp.

Argue, A.W. (editor). 1981. Report of the Second Skipjack Survey and Assessment Programme workshop to review results from genetic analysis of skipjack blood samples. South Pacif. Comm., Skipjack Survey and Assessment Programme, Tech. Rep. 6: v, 39 pp.

Duffy LM, Lennert-Cody CE, Olson R, Minte-Vera CV, Griffiths SP. 2019. Assessing vulnerability of bycatch species in the tuna purse-seine fisheries of the eastern Pacific Ocean. Fish Res

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.

Hampton, J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 57(5): 1002-1010.

Hennemuth, R.C. 1959. Additional information on the length-weight relationship of skipjack tuna from the eastern tropical Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 4: 23-37.

Maunder, M.N. and Harley, S.J. 2005. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 5: 109-167.

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., and Kitakado, T. 2020b. 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: 105594

McAllister, M.K. and Ianelli, J.N. 1997. Bayesian stock assessment using catch-age data and the sampling-importance resampling algorithm. Can. J. Fish. Aquat. Sc 54: 284–300.

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

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.

Pennington, M., Burmeister, L.-M., Hjellvik, V. 2002. Assessing the precision of frequency distributions estimated from trawl-survey samples. Fisheries Bulletin 100:74-80.

Schaefer, K.M. 2001. An assessment of skipjack tuna (Katsuwonus pelamis) spawning in the eastern Pacific Ocean. Fish. Bull. 99: 343-350.

Schaefer, K.M. 2009. Stock structure of bigeye, yellowfin, and skipjack tunas in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 9: 203-221.

Schaefer, K.M.; Fuller, D.W. Spatiotemporal variability in the reproductive dynamics of Skipjack Tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the eastern Pacific Ocean. Fish. Res. 2019, 209, 1–13.

Scott, M.D., Lennert-Cody, C.E., Gerrodette, T., Skaug, H.J., Minte-Vera, C.V., Hofmeister, J., Barlow, J., Chivers, S.J., Danil, K., Duffy, L.M., Olson, R.J., Hohn, A.A., Fiedler, *P*.C., Ballance, L.T., Forney, K.A., 2016. Data available for assessing dolphin population status in the eastern tropical Pacific Ocean. Workshop on Methods for Monitoring the Status of Eastern Tropical Pacific Ocean Dolphin Populations: DEK-01

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. IATTC Special Report 18.

Thorson, J.T., and Barnett, L.A.K. 2017. Comparing estimates of abundance trends and distribution shifts using single- and multispecies models of fishes and biogenic habitat. ICES Journal of Marine Science 74(5): 1311-1321.

Xu, H., Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., and Minte-Vera, C.V. 2019. Spatiotemporal dynamics of the dolphin-associated purse-seine fishery for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. Fish. Res. 213: 121-131.

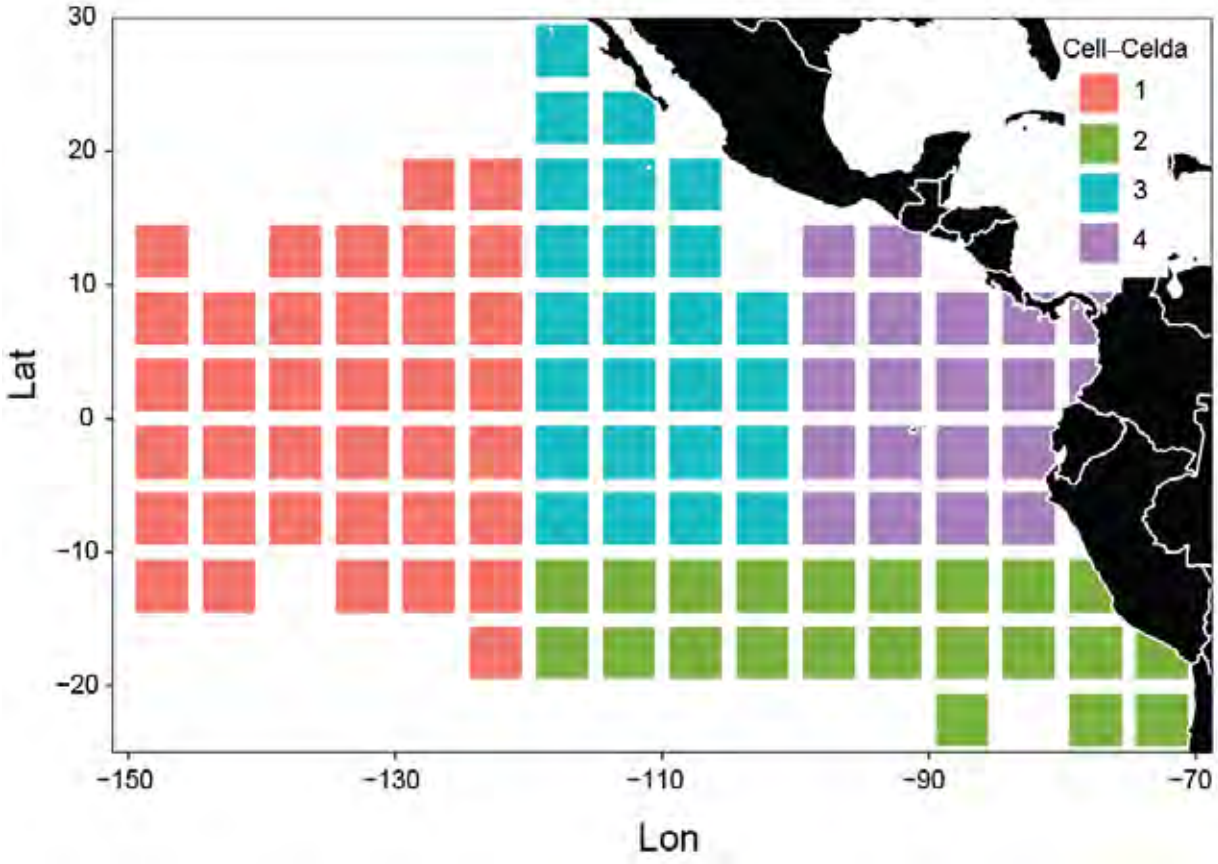


FIGURE 1a. Areas corresponding to the floating-object fishery definitions used in the stock assessment of skipjack tuna in the EPO in 2022 (Table 1). The filed squares indicate the data used to conduct the analysis to define the fisheries, which is not necessarily the same as the data used in the stock assessment.
FIGURA 1a. Áreas correspondientes a las definiciones de pesquerías sobre objetos flotantes usadas en la evaluación de la población de atún barrilete en el OPO en 2022 (Tabla 1). Los cuadros rellenos indican los datos usados para realizar el análisis para definir las pesquerías, que no son necesariamente los mismos datos que se usaron en la evaluación de la población.

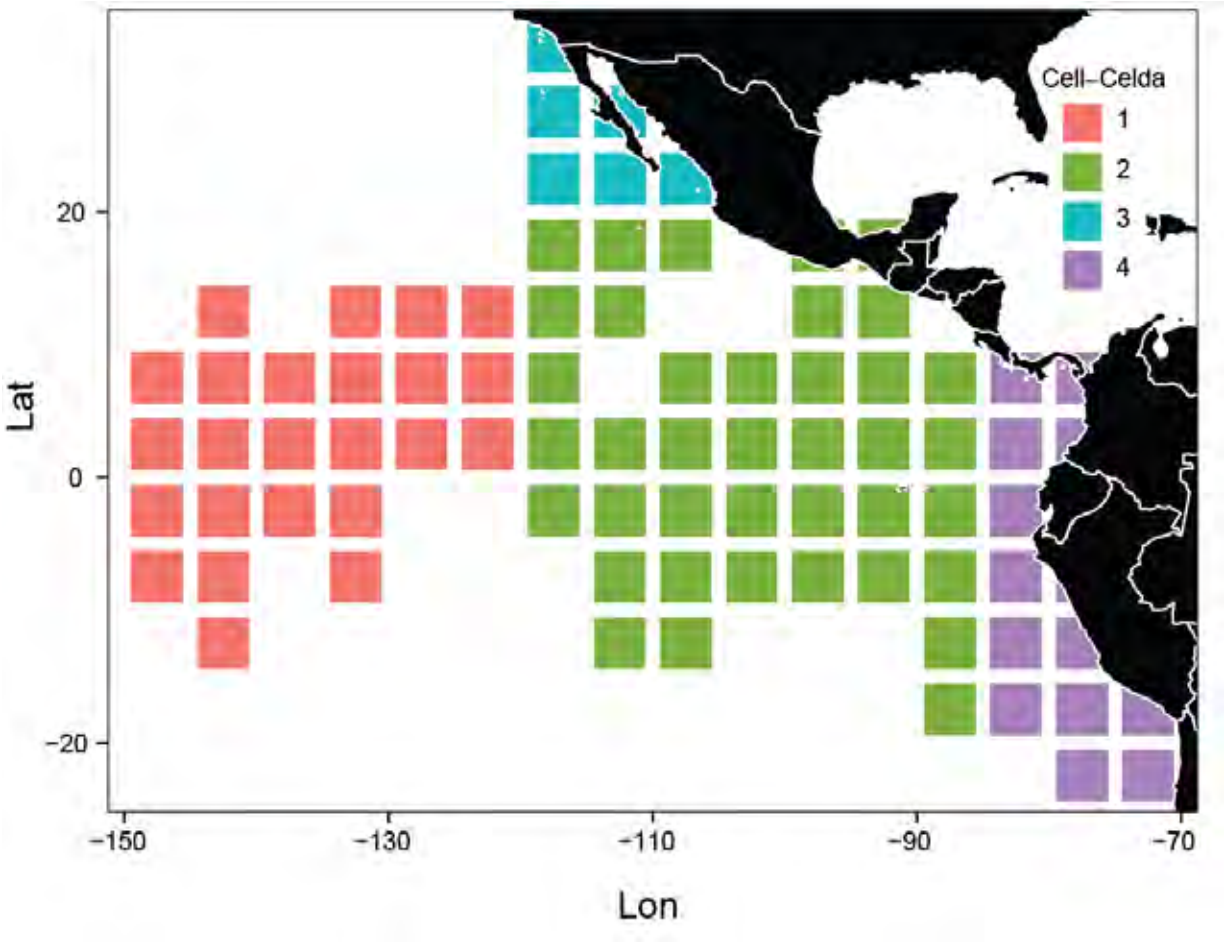


FIGURE 1b. Areas corresponding to the unassociated fishery definitions used in the stock assessment of skipjack tuna in the EPO in 2022 (Table 1). The filed squares indicate the data used to conduct the analysis to define the fisheries, which is not necessarily the same as the data used in the stock assessment.
FIGURA 1b. Áreas correspondientes a las definiciones de pesquerías no asociadas usadas en la evaluación de la población de atún barrilete en el OPO en 2022 (Tabla 1). Los cuadros rellenos indican los datos usados para realizar el análisis para definir las pesquerías, que no son necesariamente los mismos datos que se usaron en la evaluación de la población.

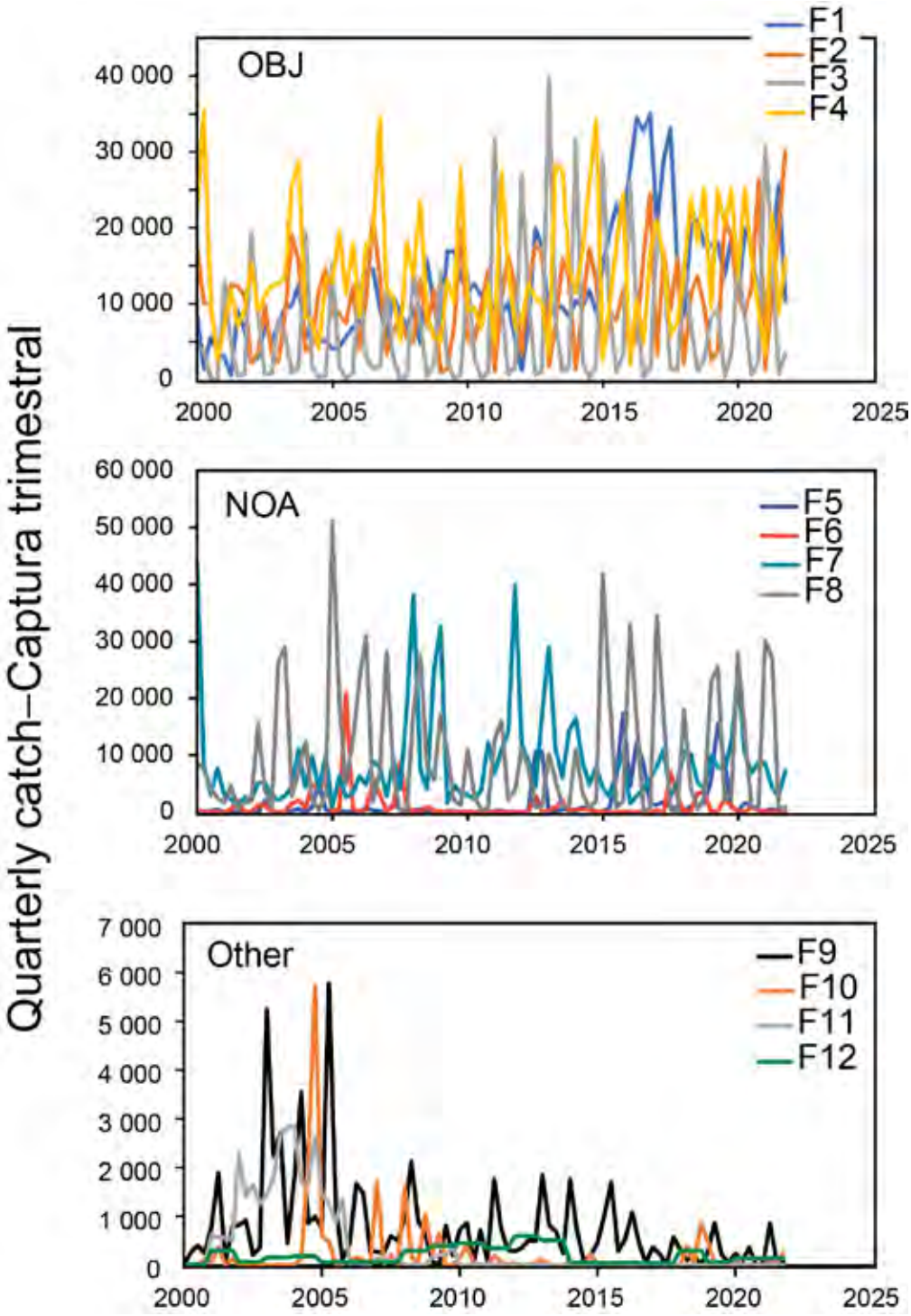


FIGURE 2. Quarterly catches of skipjack tuna, in tons, in the EPO, 2000-2021, by fishery. NOTE: The y-axis scale varies by plot.

FIGURA 2. Capturas trimestrales de atún barrilete, en toneladas, en el OPO, 2000-2021, por pesquería. NOTA: la escala del eje 'y' varía por gráfica.

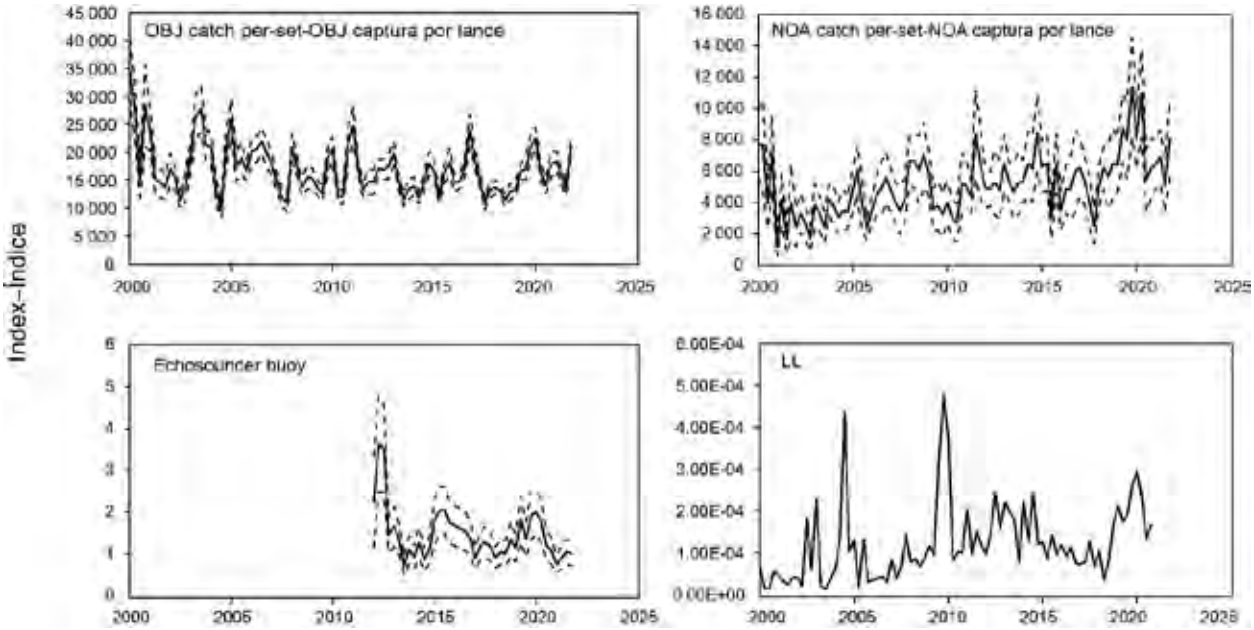


FIGURE 3. Indices of abundance used in the stock assessment of skipjack tuna in the EPO, 2000-2021 (black line), and their associated 95% confidence intervals (dashed lines). The actual data used in the assessment only include 2006 to 2021. No measure of uncertainty was calculated for the longline index.

FIGURA 3. Índices de abundancia usados en la evaluación de la población de atún barrilete en el OPO, 2000-2021 (línea negra), y sus intervalos de confianza de 95% asociados (líneas discontinuas). Los datos utilizados en la evaluación solo incluyen los años 2006 a 2021. No se calculó ninguna medida de incertidumbre para el índice de palangre.

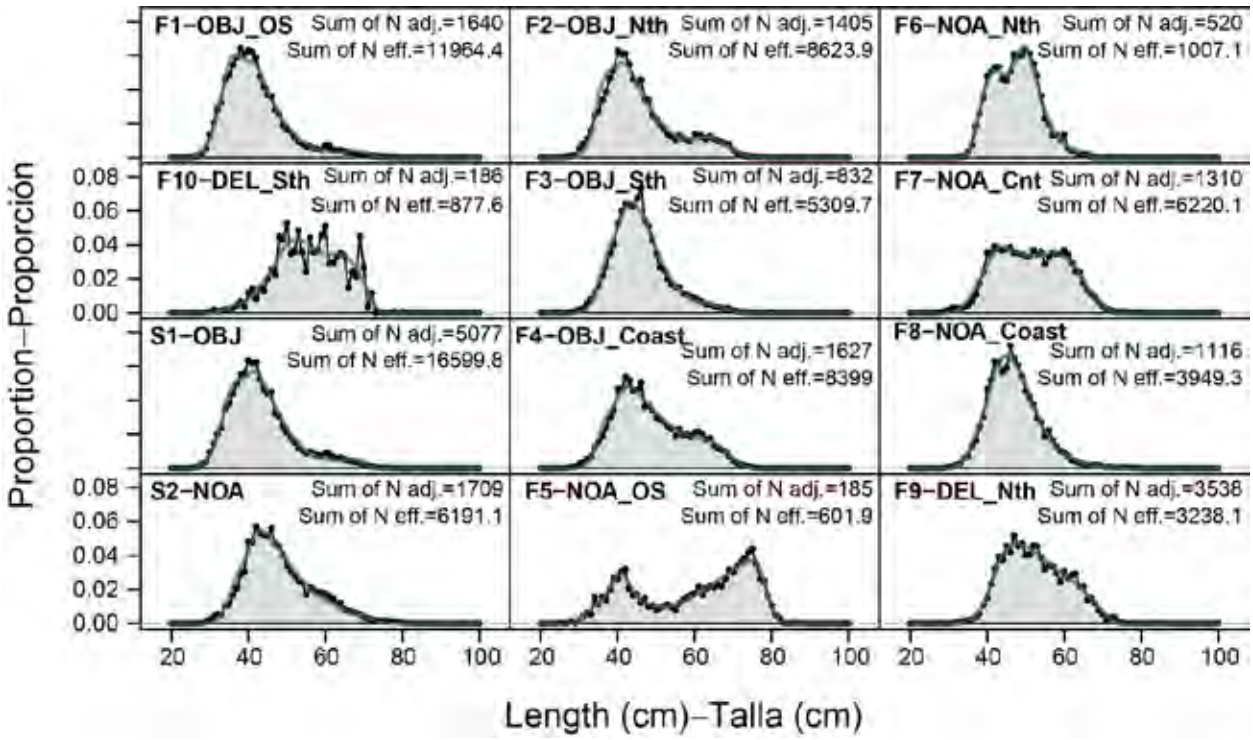


FIGURE 4a. Weighted average observed (shaded area) and predicted by the reference model (line) length-composition data, by purse-seine fishery and "survey".

FIGURA 4a. Promedio ponderado de los datos de composición por talla observados (área sombreada) y predichos por el modelo de referencia (línea), por pesquería de cerco y "estudio".

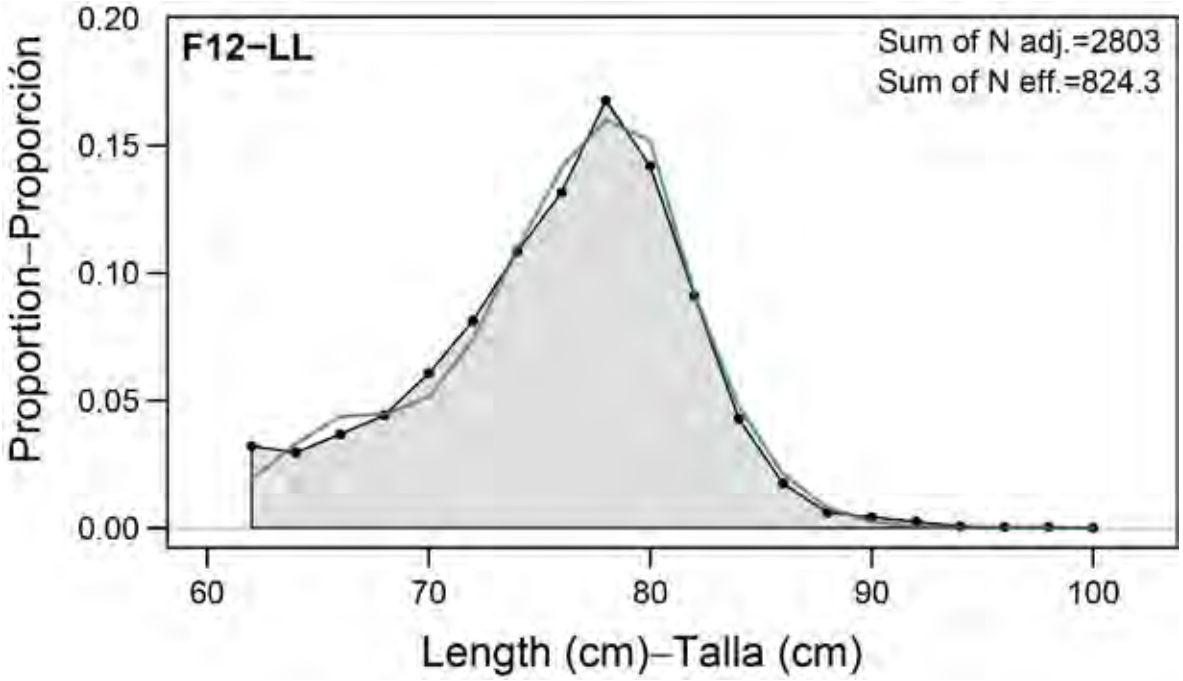


FIGURE 4b. Weighted average observed (shaded area) and predicted by the reference model (line) length-composition data for the longline fishery.

FIGURA 4b. Promedio ponderado de los datos de composición por talla observados (área sombreada) y predichos por el modelo de referencia (línea) para la pesquería palangrera.

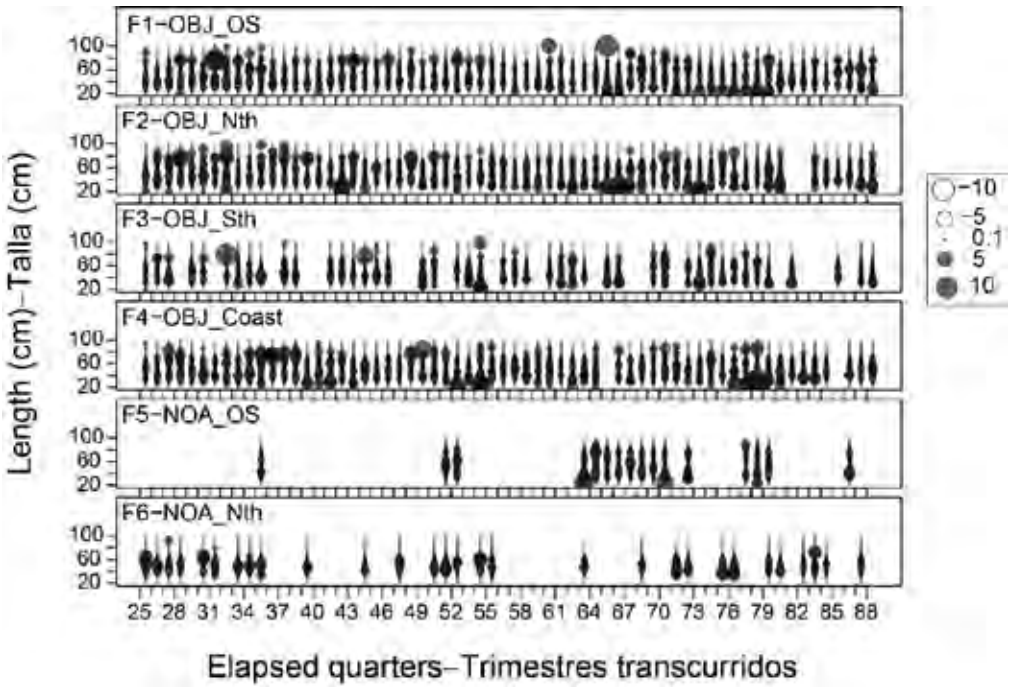


FIGURE 5a. Residual plots for the fit to the purse-seine length-composition data for the reference model.
FIGURA 5a. Gráficas de residuales para el ajuste de los datos de composición por talla de cerco para el modelo de referencia.

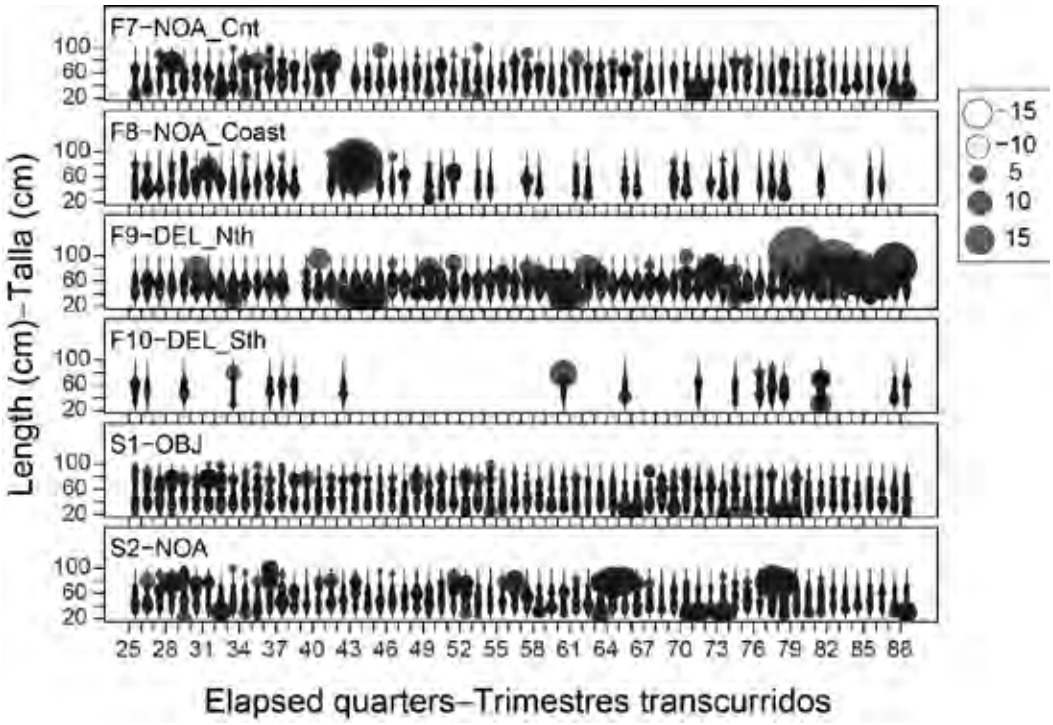


FIGURE 5b. Residual plots for the fit to the purse-seine length-composition data for the reference model.
FIGURA 5b. Gráficas de residuales para el ajuste de los datos de composición por talla de cerco para el modelo de referencia.

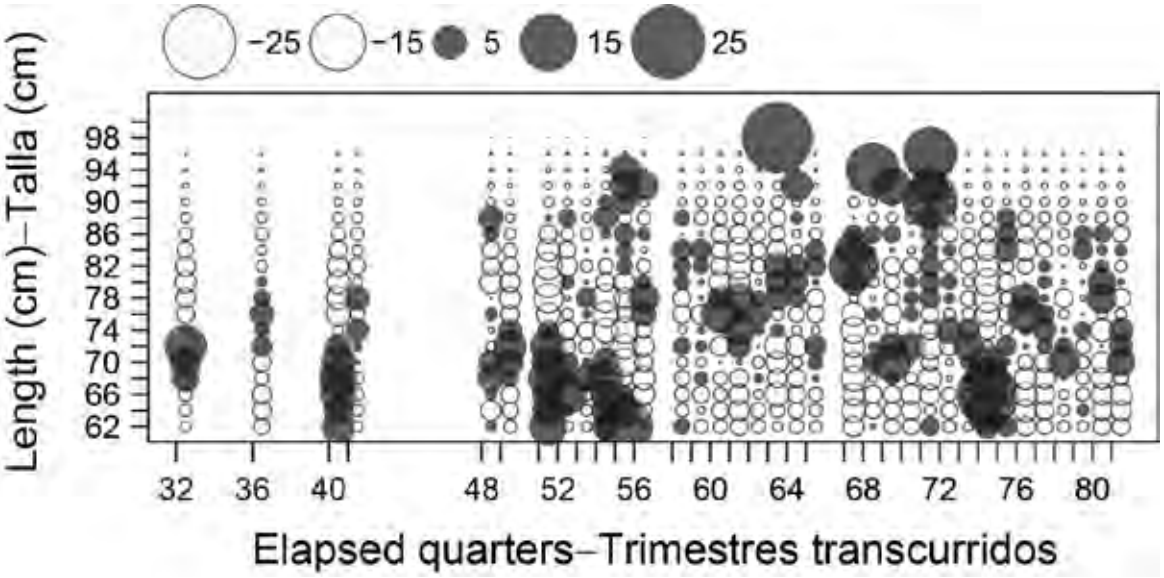


FIGURE 5c. Residual plots for the fit to the longline length-composition data for the reference model.
FIGURA 5c. Gráficas de residuales para el ajuste de los datos de composición por talla de palangre para el modelo de referencia.

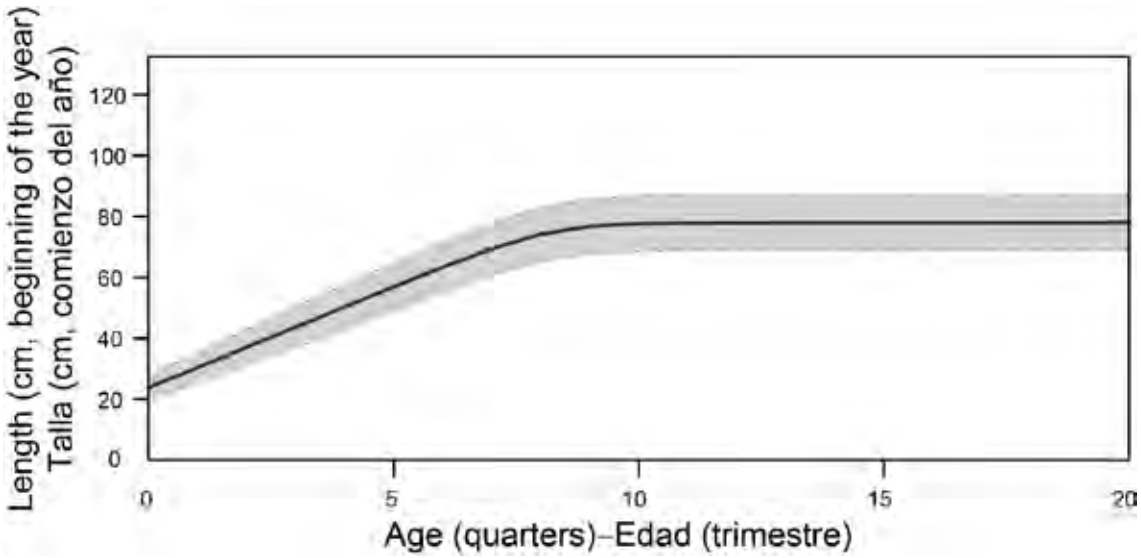


FIGURE 6. Assumed mean length-at-age in the reference model (solid line). The shaded region represents variation in length-at-age, assuming a CV = 9% at age 0 and 6% at age 20 quarters (mean ± 1.96 standard deviations).

FIGURA 6. Talla por edad promedio supuesta en el modelo de referencia (línea continua). La región sombreada representa la variación de la talla por edad, suponiendo un CV = 9% a edad 0 y 6% a 20 trimestres de edad (promedio ± 1.96 desviación estándar).

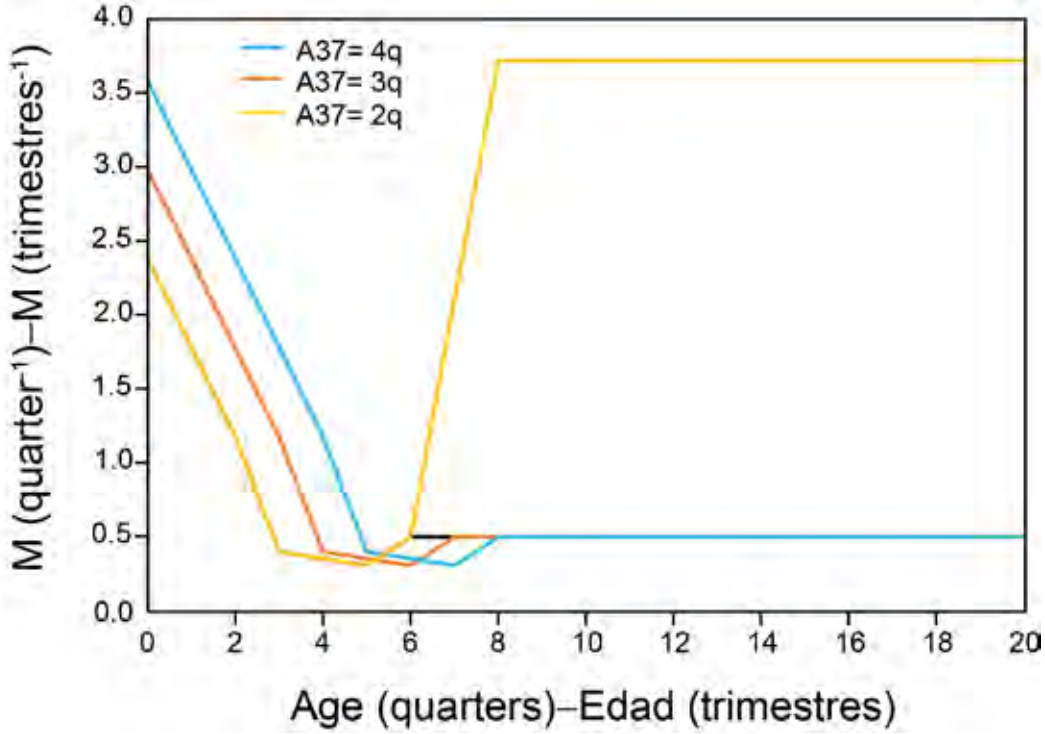


FIGURE 7. Age-specific natural mortality under different assumptions of the age at 37 cm (A37). Three of the ogives assumed constant natural mortality for fish of 65 cm and larger and one assumes constant natural mortality for individuals 75 cm and larger.

FIGURA 7. Mortalidad natural por edad bajo diferentes supuestos de la edad a los 37 cm (A37). Tres de las ojivas suponen una mortalidad natural constante para los peces de 65 cm o más y una supone una mortalidad natural constante para los individuos de 75 cm o más.

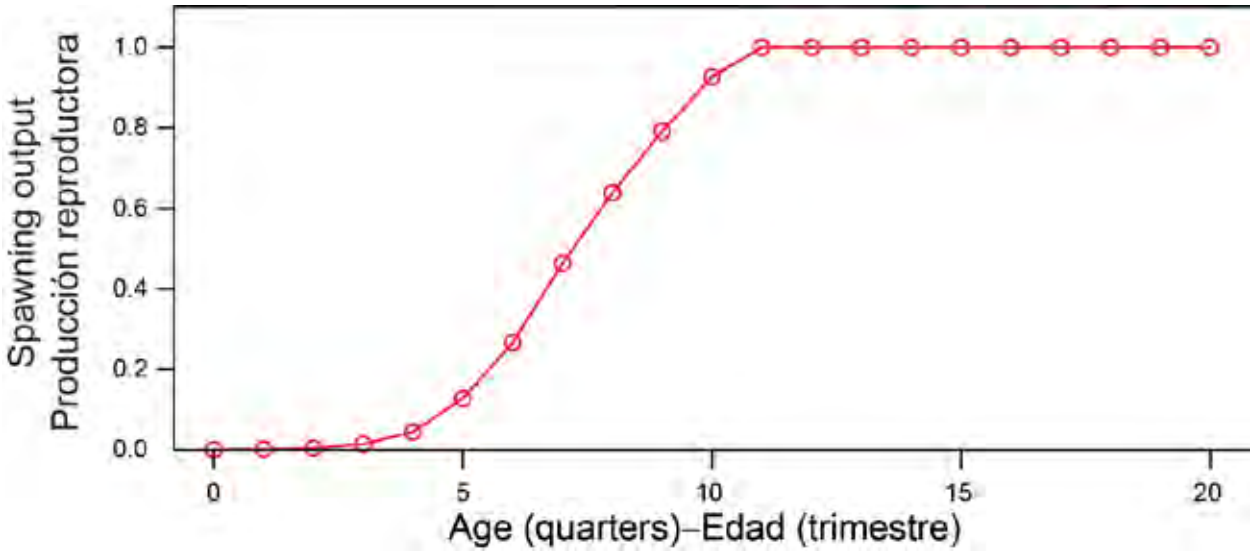


FIGURE 8. Relative contribution of each age to the reproductive output component (scaled to a maximum of one) for skipjack tuna in the EPO.

FIGURA 8. Contribución relativa de cada edad al componente de producción reproductora (escalado a un máximo de uno) para el atún barrilete en el OPO.

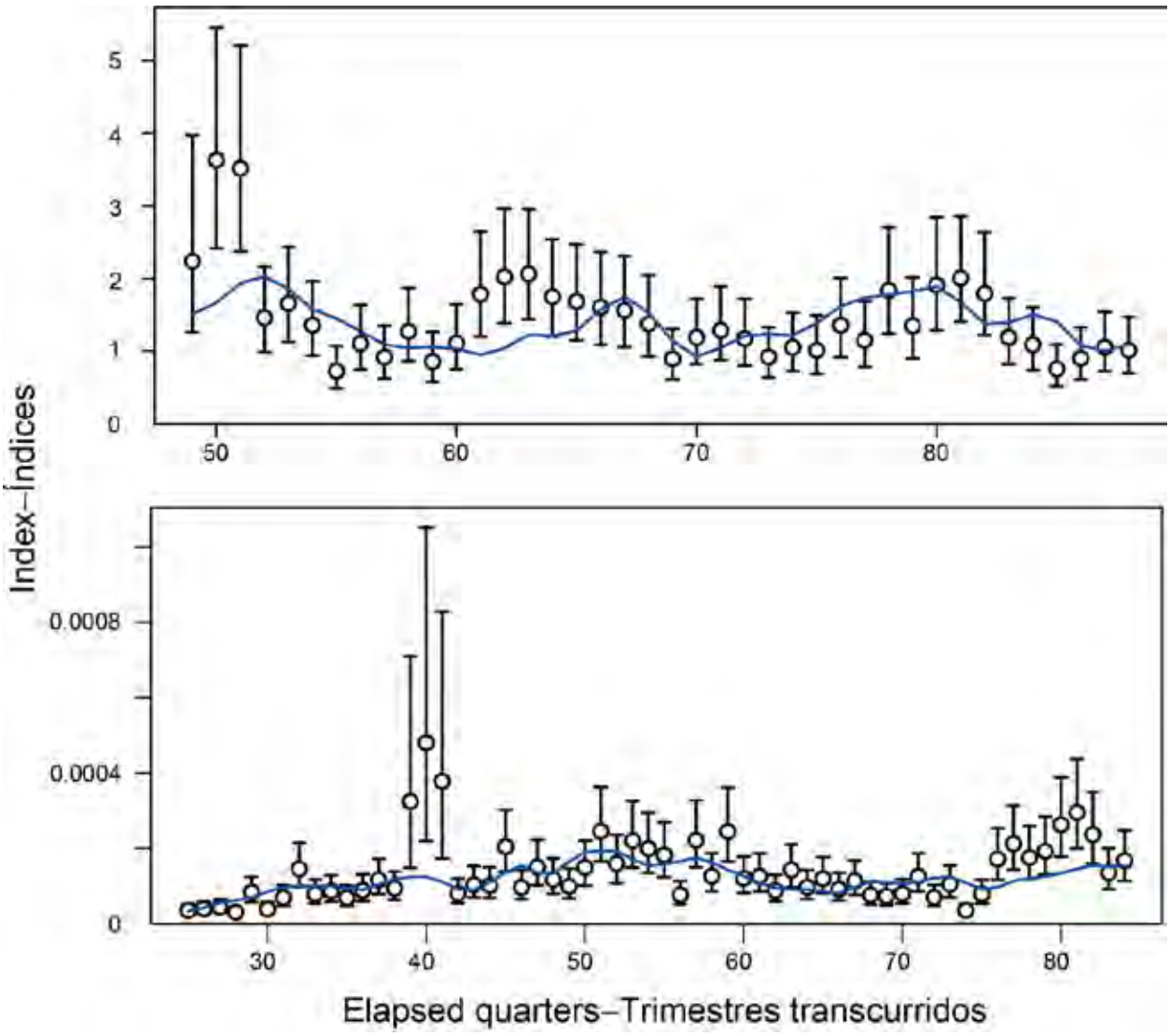


FIGURE 9. Model fits to the CPUE-based indices of abundance for the echosounder buoy index (top) and the longline index (bottom) by the reference model. The blue line represent the estimated indices, the circles are the observed CPUE values, and the vertical lines represent the uncertainty in the observations.
FIGURA 9. Ajustes del modelo a los índices de abundancia basados en la CPUE para el índice de boyas con ecosonda (arriba) y el índice de palangre (abajo) por el modelo de referencia. La línea azul representa los índices estimados, los círculos son los valores de CPUE observados y las líneas verticales representan la incertidumbre en las observaciones

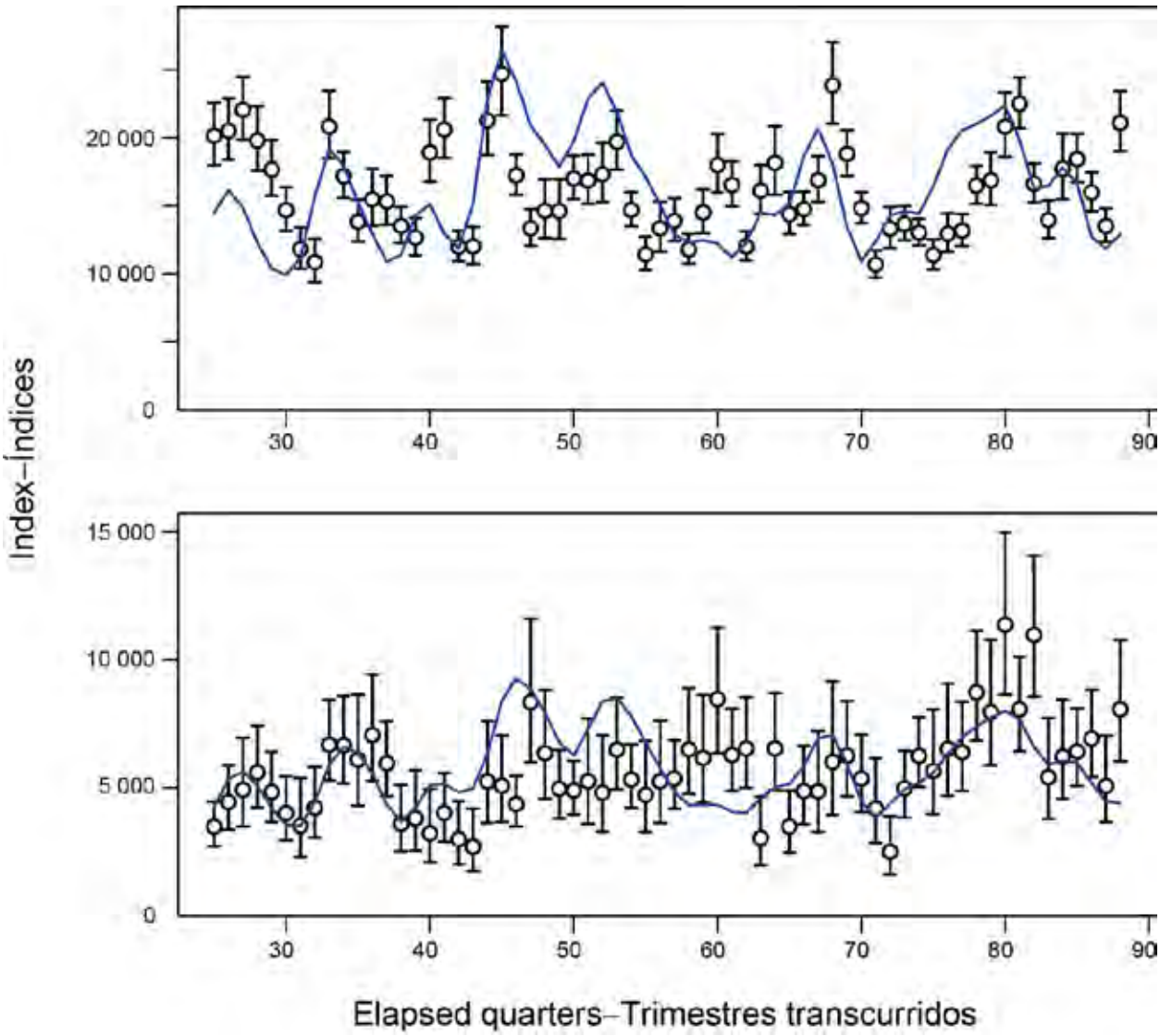


FIGURE 10. Model fits to the catch-per-set based indices of abundance for the floating object (top) and unassociated (bottom) purse-seine fisheries by the reference model. These fits are not included in the objective function. The blue line represents the estimated indices, the circles are the observed CPUE values, and the vertical lines represent the uncertainty in the observations.

FIGURA 10. Ajustes del modelo a los índices de abundancia basados en la captura por lance para las pesquerías cerqueras sobre objetos flotante (arriba) y no asociadas (abajo) por el modelo de referencia. Estos ajustes no se incluyen en la función objetiva. La línea azul representa los índices estimados, los círculos son los valores de CPUE observados y las líneas verticales representan la incertidumbre en las observaciones.

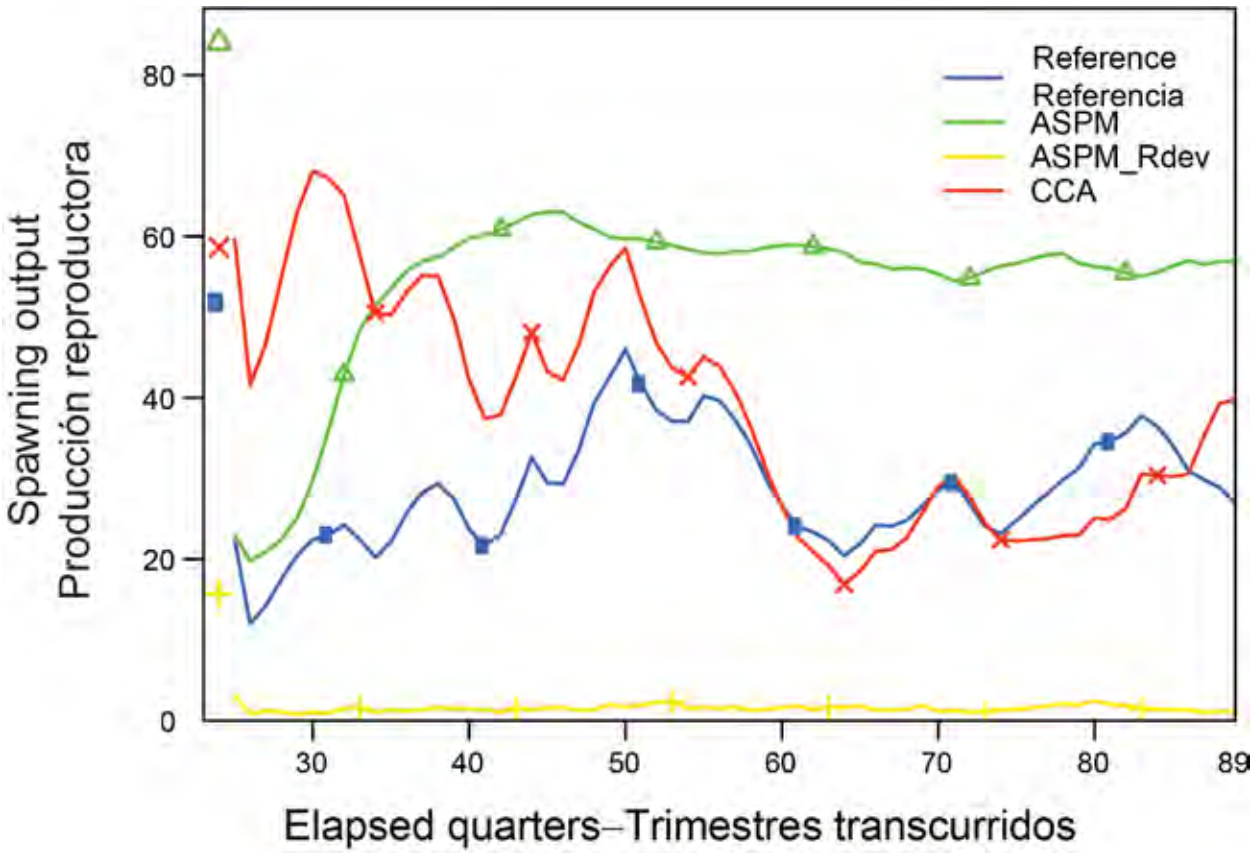


FIGURE 11a. Spawning biomass for the age-structured production model and catch-curve diagnostics for the reference model.

FIGURA 11a. Biomasa reproductora para el modelo de producción estructurado por edad y diagnóstico de la curva de captura para el modelo de referencia.

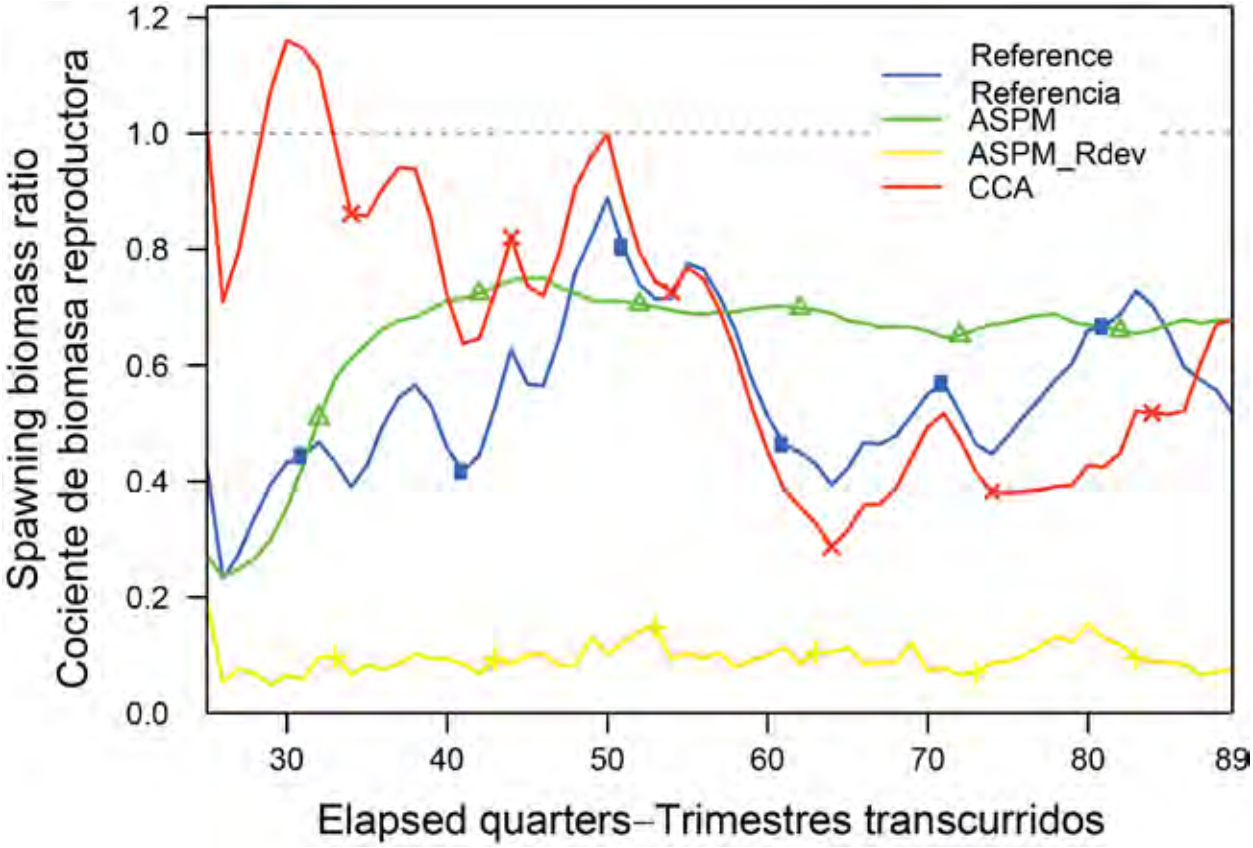


FIGURE 11b. Spawning biomass ratio for the age-structured production model and catch-curve diagnostics for the reference model.

FIGURA 11b. Cociente de biomasa reproductora para el modelo de producción estructurado por edad y diagnóstico de la curva de captura para el modelo de referencia.

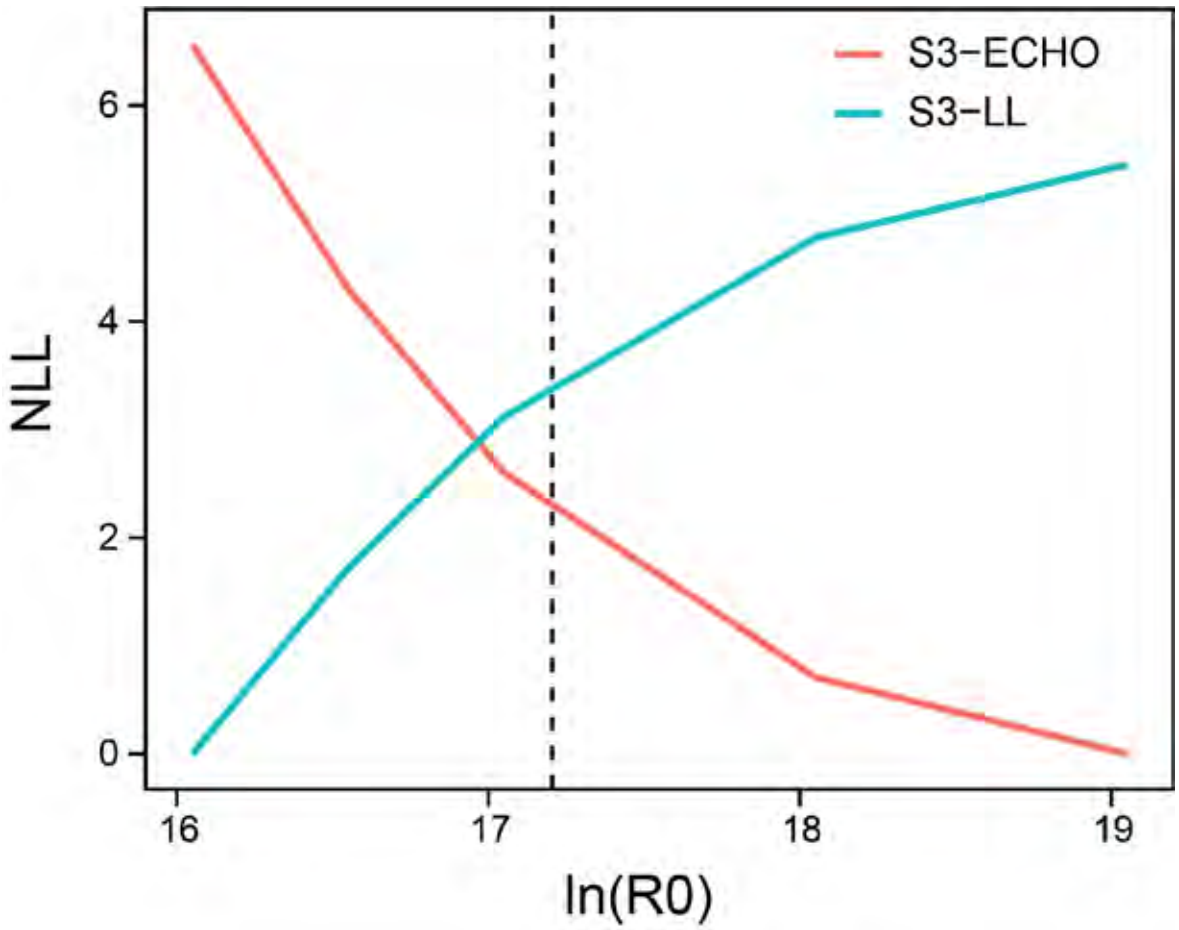


FIGURE 12a. R_0 likelihood component profile for the indices of abundance from the reference model.
FIGURA 12a. Perfil R_0 de componentes de verosimilitud para los índices de abundancia del modelo de referencia.

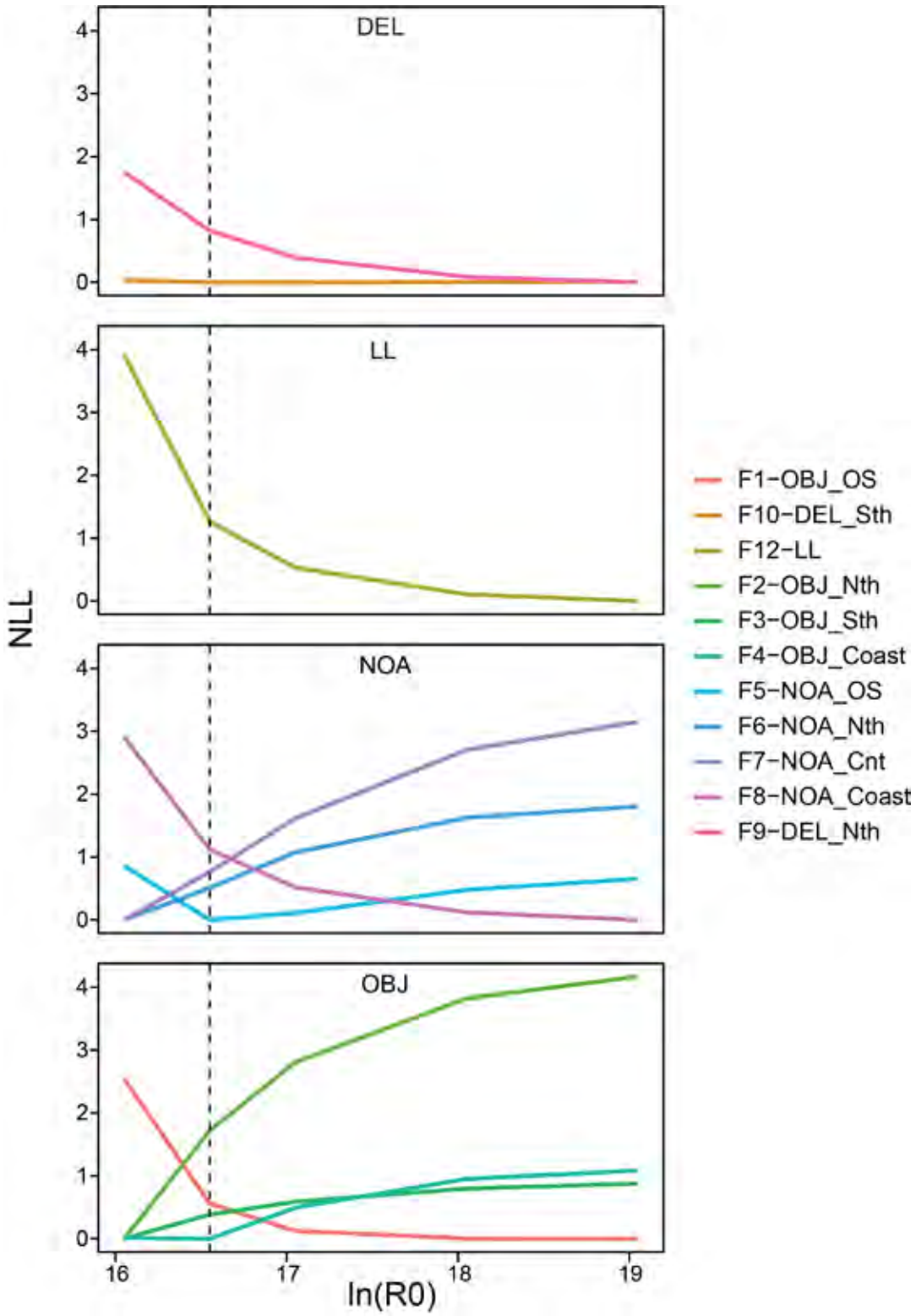


FIGURE 12b. R_0 likelihood component profile for the fishery length-composition data from the reference model.

FIGURA 12b. Perfil R_0 de componentes de verosimilitud para los datos de composición por talla del modelo de referencia.

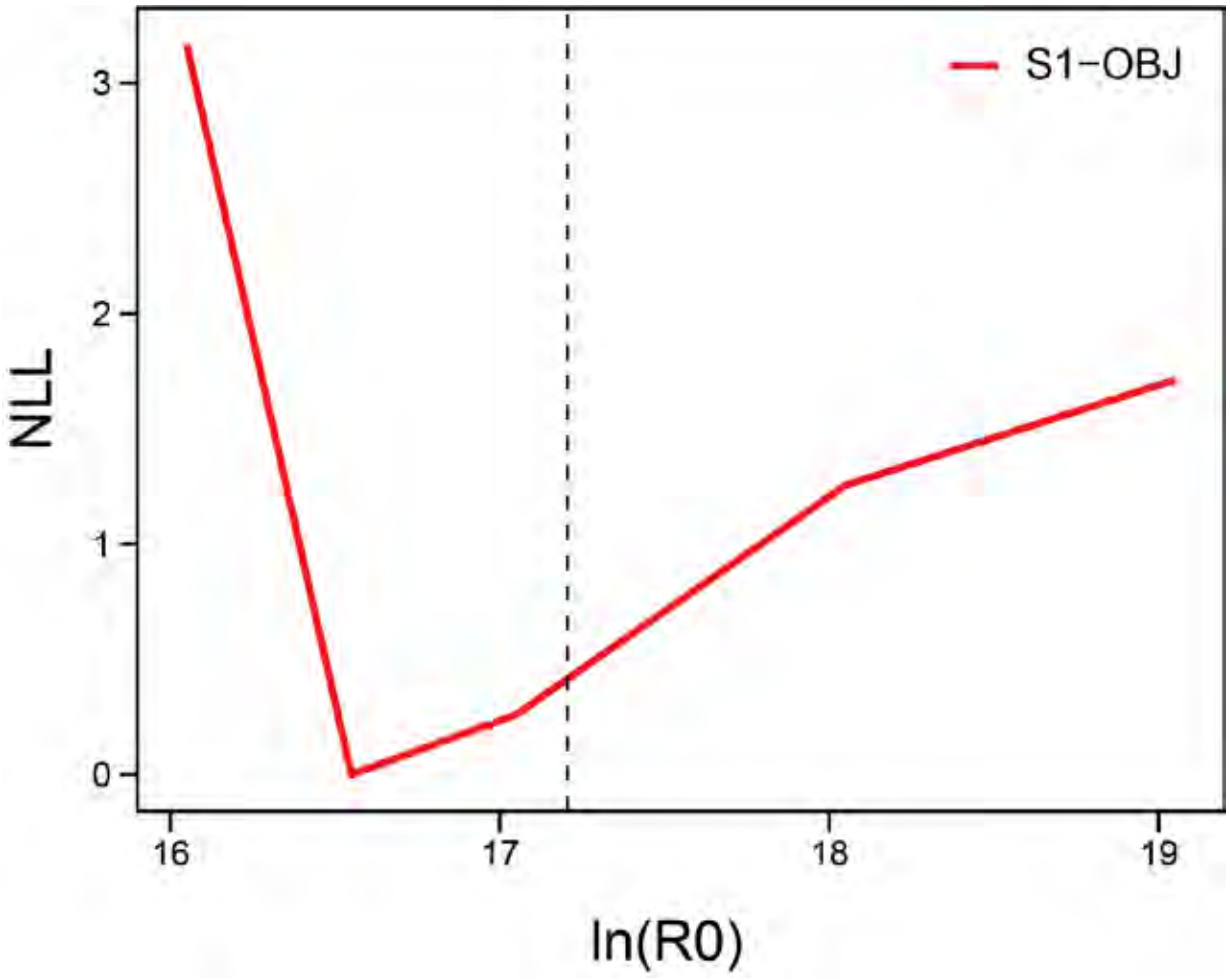


FIGURE 12c. R_0 likelihood component profile for the fishery length-composition data from the reference model.

FIGURA 12c. Perfil R_0 de componentes de verosimilitud para los datos de composición por talla del modelo de referencia.

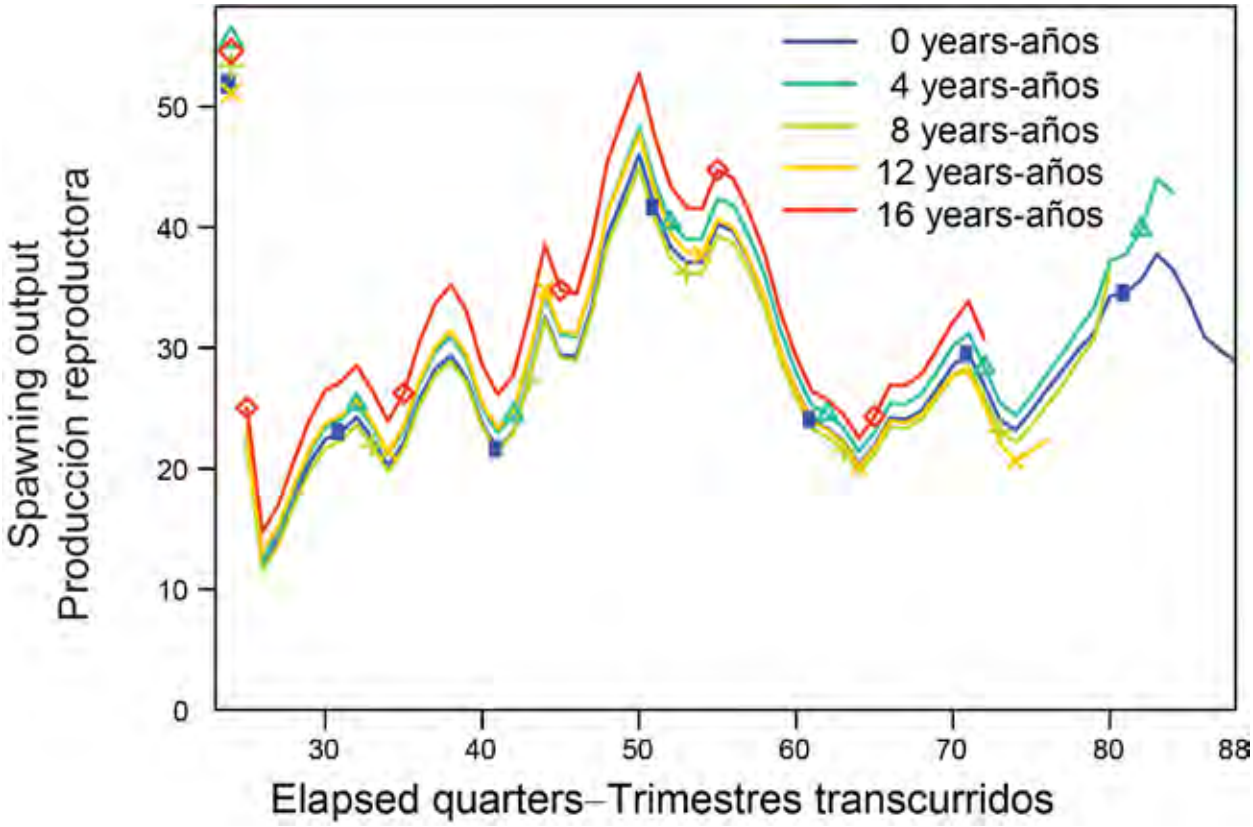


FIGURE 13a. Spawning biomass for the retrospective analysis from the reference model.
FIGURA 13a. Biomasa reproductora para el análisis retrospectivo del modelo de referencia.

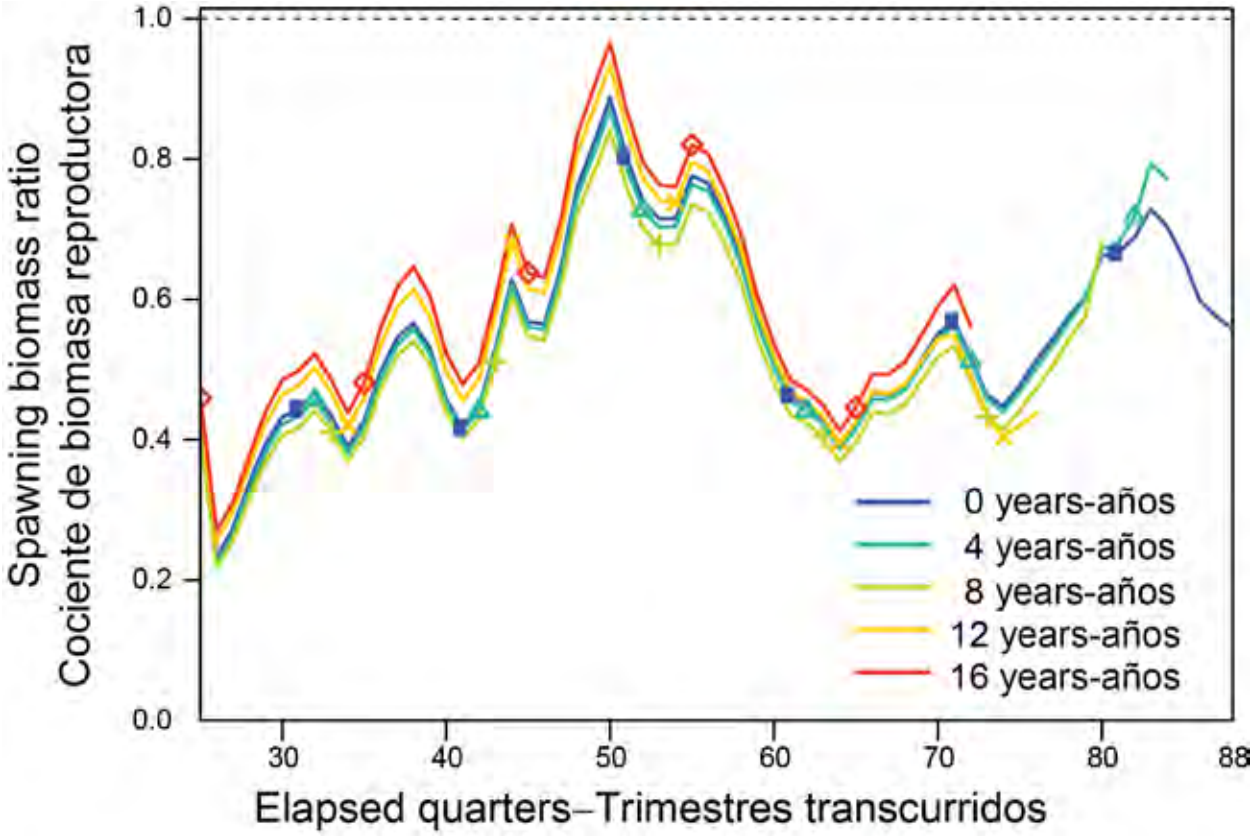


FIGURE 13b. Spawning biomass ratio for the retrospective analysis from the reference model.
FIGURA 13b. Cociente de biomasa reproductora para el análisis retrospectivo del modelo de referencia.

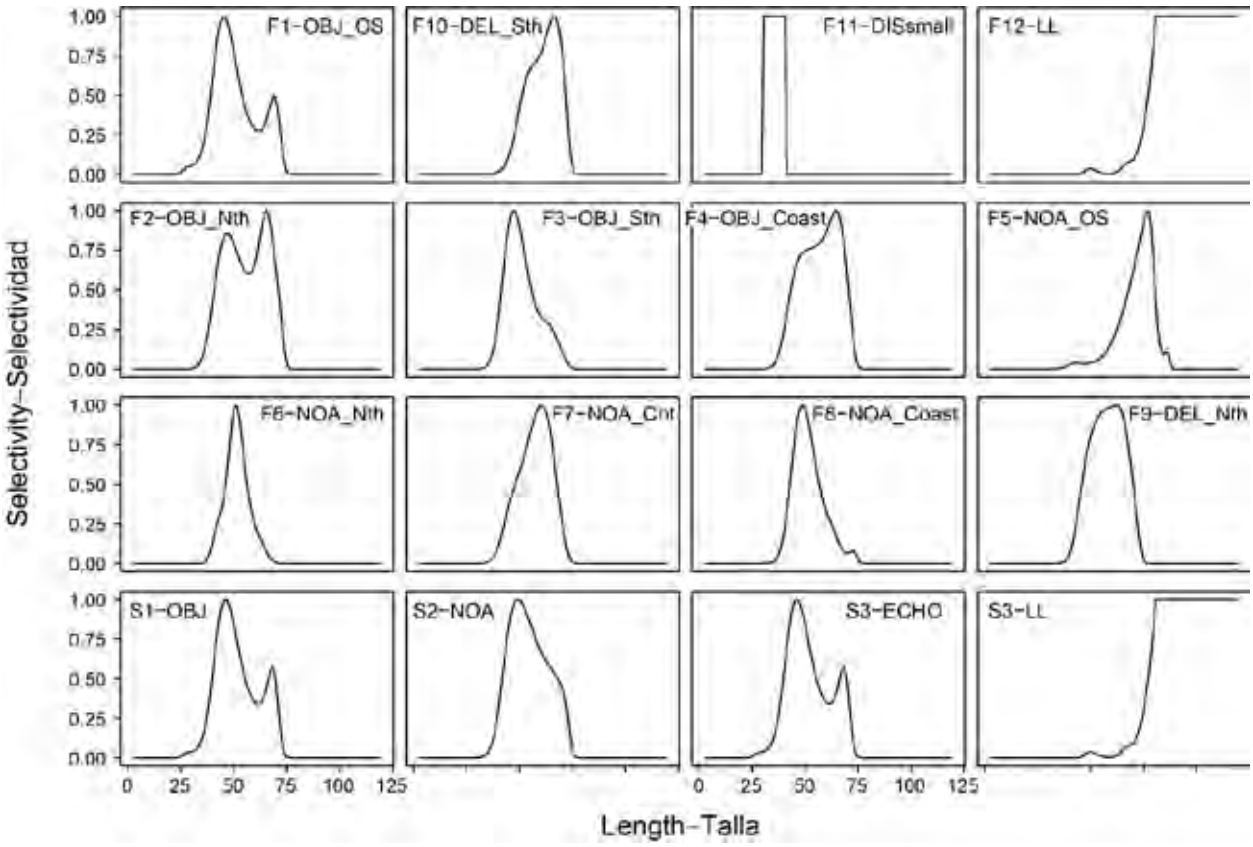


FIGURE 14. Estimated selectivity for the fisheries and "surveys" from the reference model.
FIGURA 14. Selectividad estimada para las pesquerías y "estudios" del modelo de referencia.

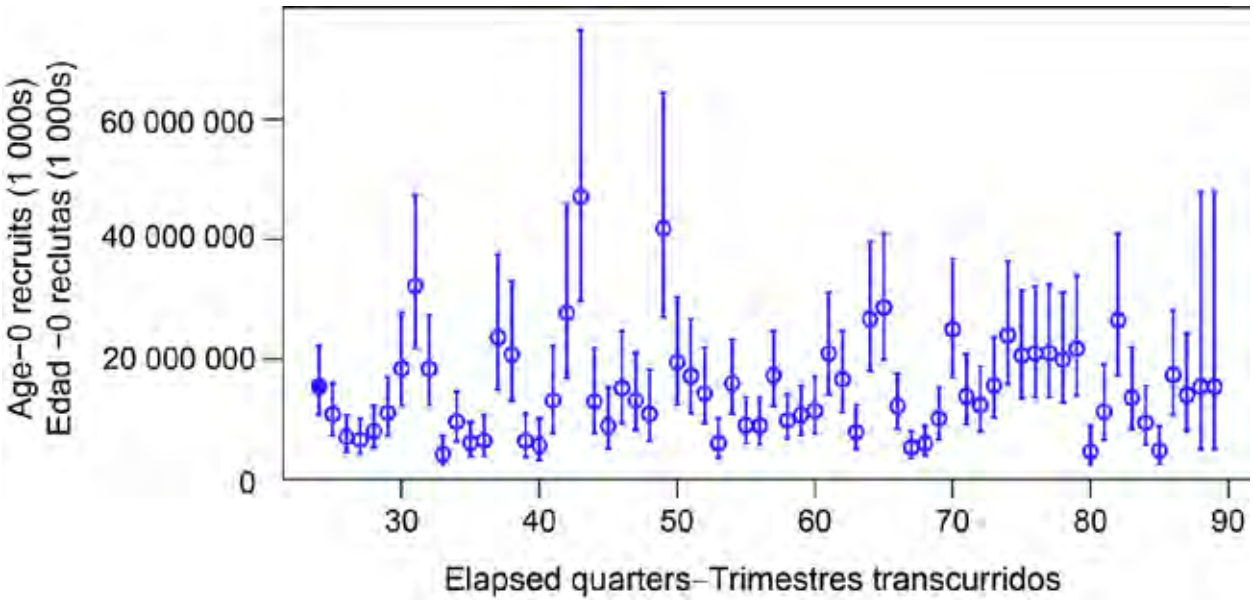


FIGURE 15. Quarterly recruitment and 95% confidence intervals of skipjack tuna estimated by the reference model.

FIGURA 15. Reclutamiento trimestral e intervalos de confianza de 95% del atún barrilete estimado por el modelo de referencia.

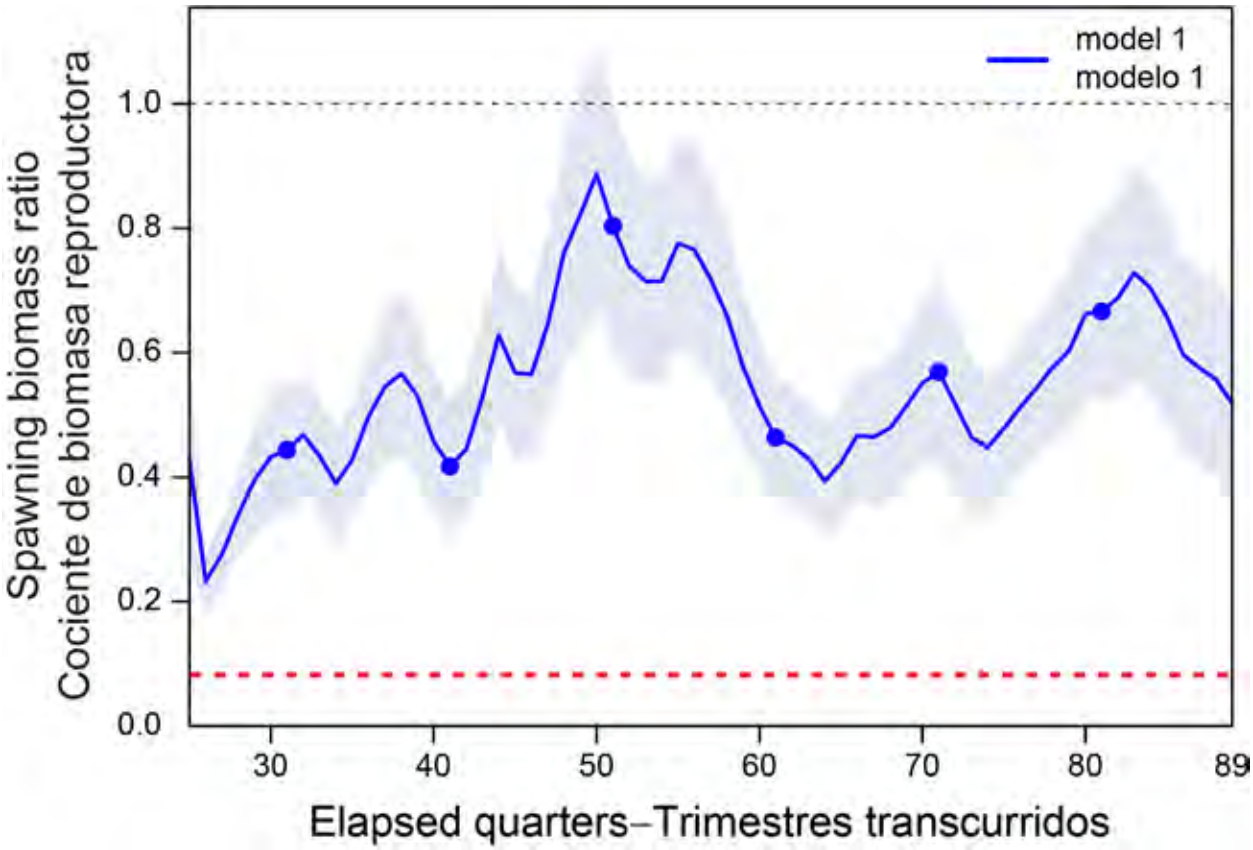


FIGURE 16. Spawning biomass ratio (SBR) for skipjack tuna in the EPO, 2006-2021 estimated by the reference model. The solid lines represent the maximum likelihood estimates and the shaded area the approximate 95% confidence intervals around those estimates. The red dashed horizontal line (at 0.077) identifies the SBR at S_{LIMIT}.

FIGURA 16. Cociente de biomasa reproductora (SBR) para el atún barrilete en el OPO, 2006-2021, estimado por el modelo de referencia. Las líneas continuas representan las estimaciones de verosimilitud máxima y el área sombreada representa los intervalos de confianza de 95% aproximados en torno a esas estimaciones. La línea horizontal roja discontinua (en 0.077) identifica el SBR en $S_{LÍMITE}$.

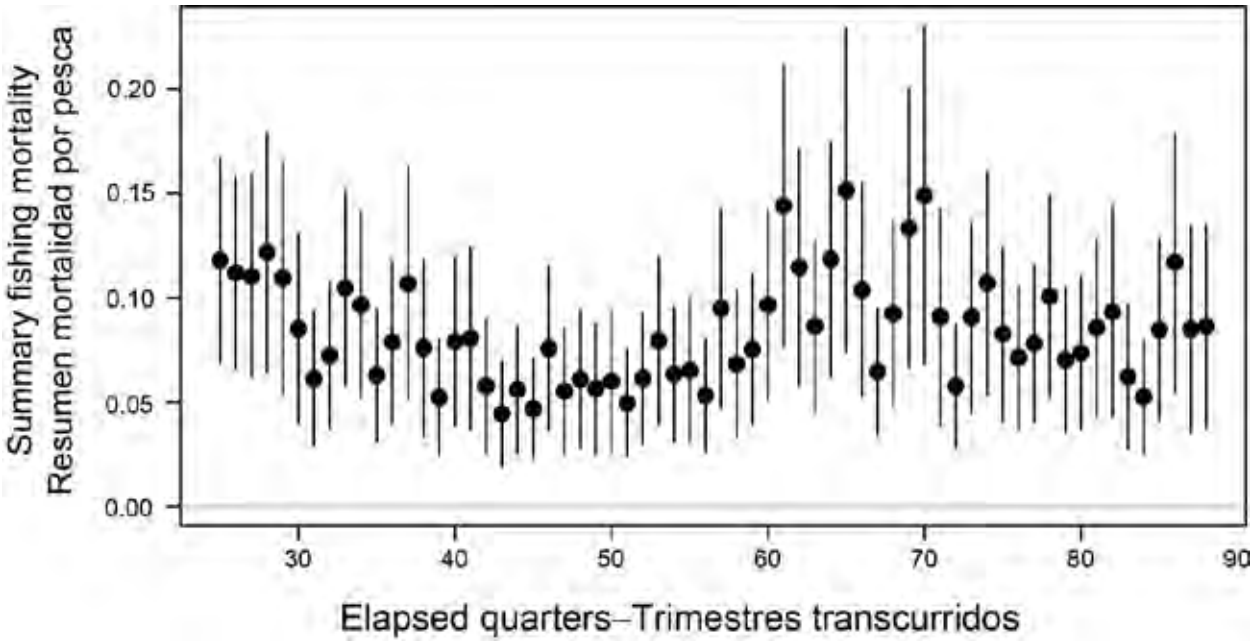


FIGURE 17. Index of quarterly exploitation rate of skipjack tuna in the EPO estimated by the reference model.

FIGURA 17. Índice de la tasa de explotación trimestral del atún barrilete en el OPO estimado por el modelo de referencia.

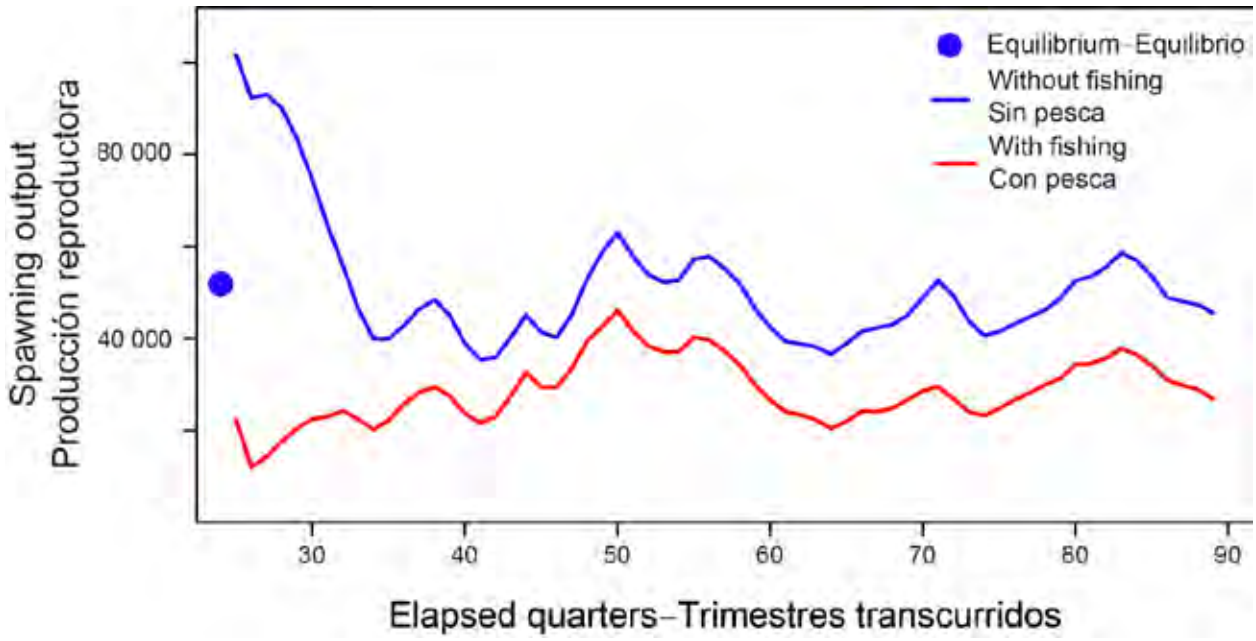


FIGURE 18. Impact of fishing, 2006-2021: trajectory of the spawning biomass (a fecundity index, see text for details) of a simulated population of skipjack tuna that was never exploited (blue line) and that predicted by the reference model (red line).

FIGURA 18. Impacto de la pesca, 2006-2021: trayectoria de la biomasa reproductora (un índice de fecundidad, ver texto para más detalles) de una población simulada de barrilete que nunca fue explotada (línea azul) y la predicha por el modelo de referencia (línea roja).

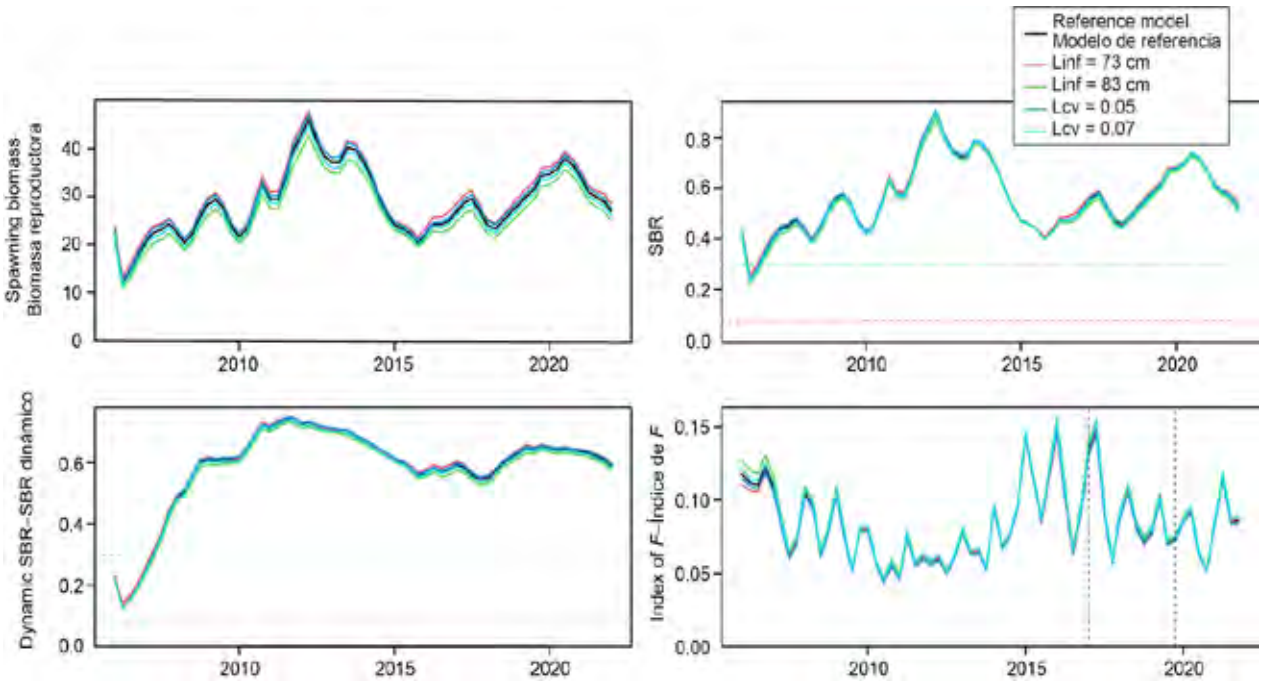


FIGURE 19. Spawning biomass, spawning biomass ratio, dynamic spawning biomass ratio, and an index of quarterly exploitation rate for the sensitivity analyses to the asymptotic length and the CV of variation of length at age at the asymptotic length. The green dashed horizontal line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal dashed line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077). The two vertical lines represent the *status quo* period (2017-2019).

FIGURA 19. Biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora dinámica y un índice de la tasa de explotación trimestral para los análisis de sensibilidad a la talla asintótica y el CV de la variación de la talla por edad en la talla asintótica. La línea horizontal verde discontinua es el punto de referencia objetivo de la biomasa (SBR = 0.3) y la línea horizontal roja discontinua es el punto de referencia límite de la biomasa (SBR = 0.077). Las dos líneas verticales representan el periodo de *statu quo* (2017-2019).

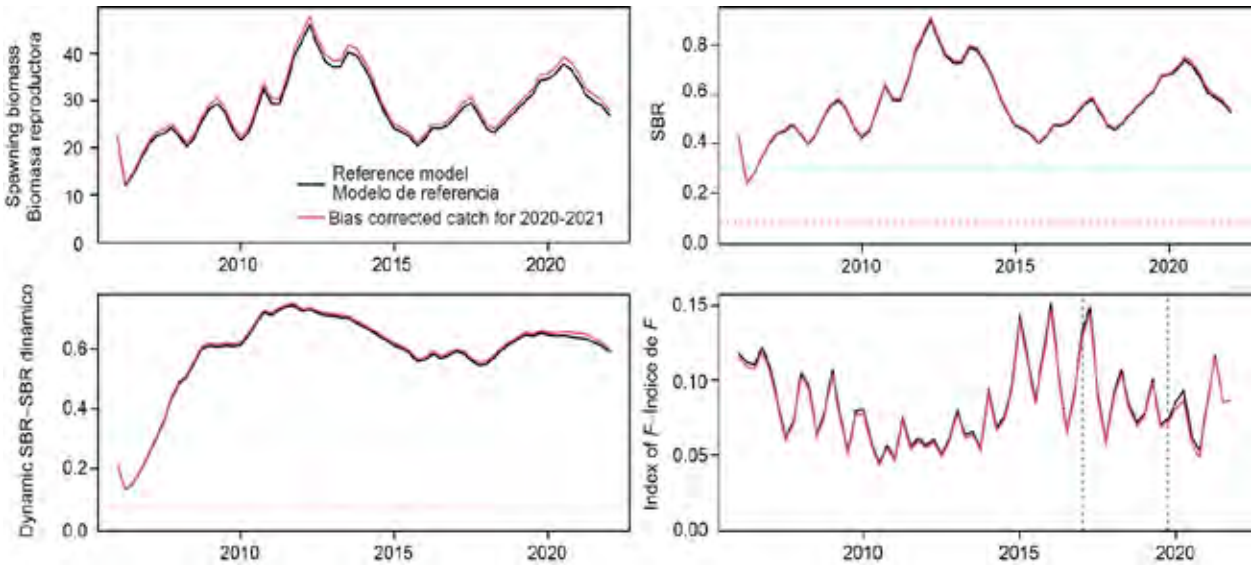


FIGURE 20. Spawning biomass, spawning biomass ratio, dynamic spawning biomass ratio, and an index of quarterly exploitation rate for the sensitivity analysis that uses the corrected catches for 2020 and 2021. The green dashed horizontal line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal dashed line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077). The two vertical lines represent the *status quo* period (2017-2019).

FIGURA 20. Biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora dinámica y un índice de la tasa de explotación trimestral para el análisis de sensibilidad que utiliza las capturas corregidas para 2020 y 2021. La línea horizontal verde discontinua es el punto de referencia objetivo de la biomasa (SBR = 0.3) y la línea horizontal roja discontinua es el punto de referencia límite de la biomasa (SBR = 0.077). Las dos líneas verticales representan el periodo de *statu quo* (2017-2019).

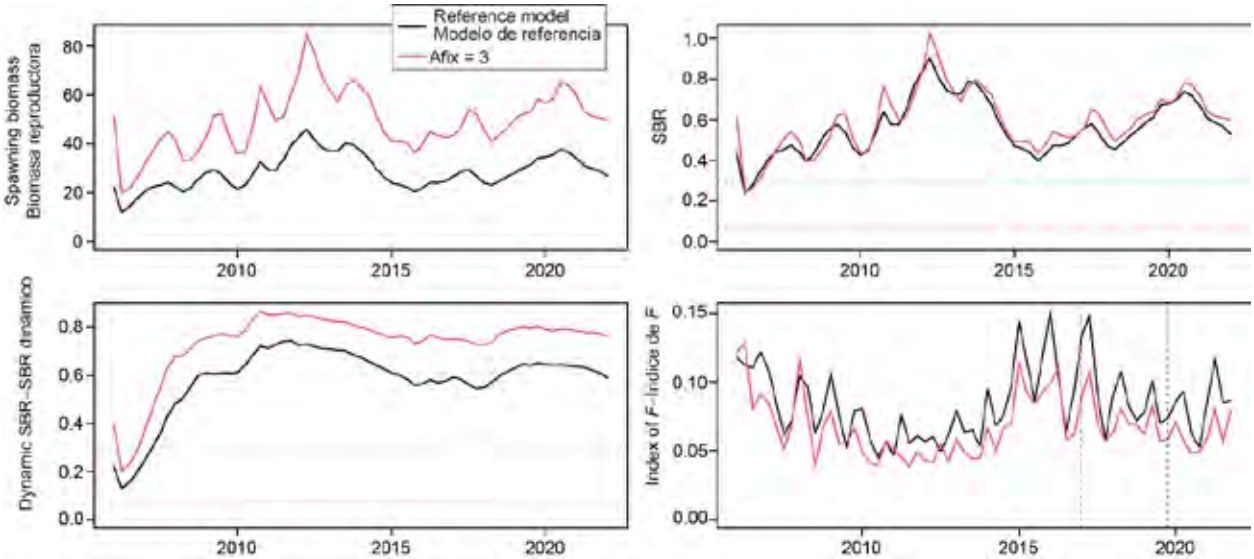


FIGURE 21. Spawning biomass, spawning biomass ratio, dynamic spawning biomass ratio, and an index of quarterly exploitation rate for the sensitivity analysis that assumes the age of a 37 cm fish is 3 quarters. The green dashed horizontal line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal dashed line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077). The two vertical lines represent the *status quo* period (2017-2019).

FIGURA 21. Biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora dinámica y un índice de la tasa de explotación trimestral para el análisis de sensibilidad que supone que la edad de un pez de 37 cm es 3 trimestres. La línea horizontal verde discontinua es el punto de referencia objetivo de la biomasa (SBR = 0.3) y la línea horizontal roja discontinua es el punto de referencia límite de la biomasa (SBR = 0.077). Las dos líneas verticales representan el periodo de *statu quo* (2017-2019).

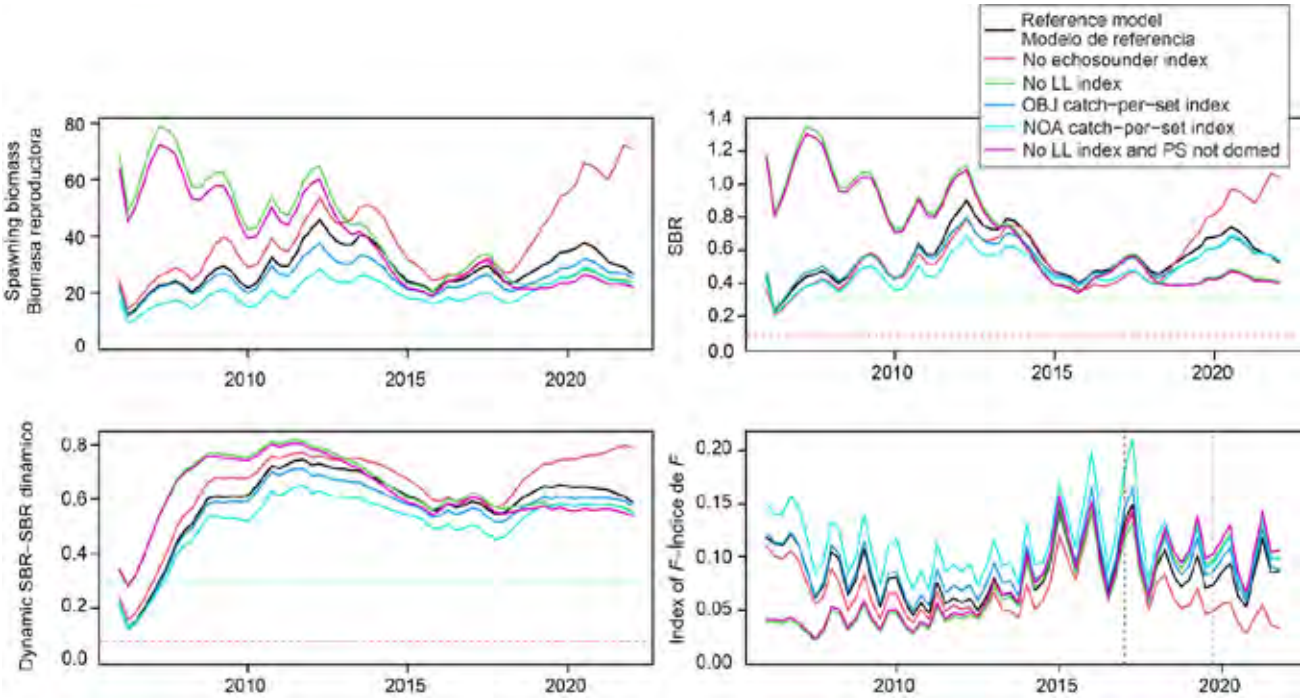


FIGURE 22. Spawning biomass, spawning biomass ratio, dynamic spawning biomass ratio, and an index of quarterly exploitation rate for the sensitivity analyses that include or exclude indices of abundance. The green dashed horizontal line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal dashed line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077). The two vertical lines represent the *status quo* period (2017-2019).

FIGURA 22. Biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora dinámica y un índice de la tasa de explotación trimestral para los análisis de sensibilidad que incluyen o excluyen índices de abundancia. La línea horizontal verde discontinua es el punto de referencia objetivo de la biomasa (SBR = 0.3) y la línea horizontal roja discontinua es el punto de referencia límite de la biomasa (SBR = 0.077). Las dos líneas verticales representan el periodo de *statu quo* (2017-2019).

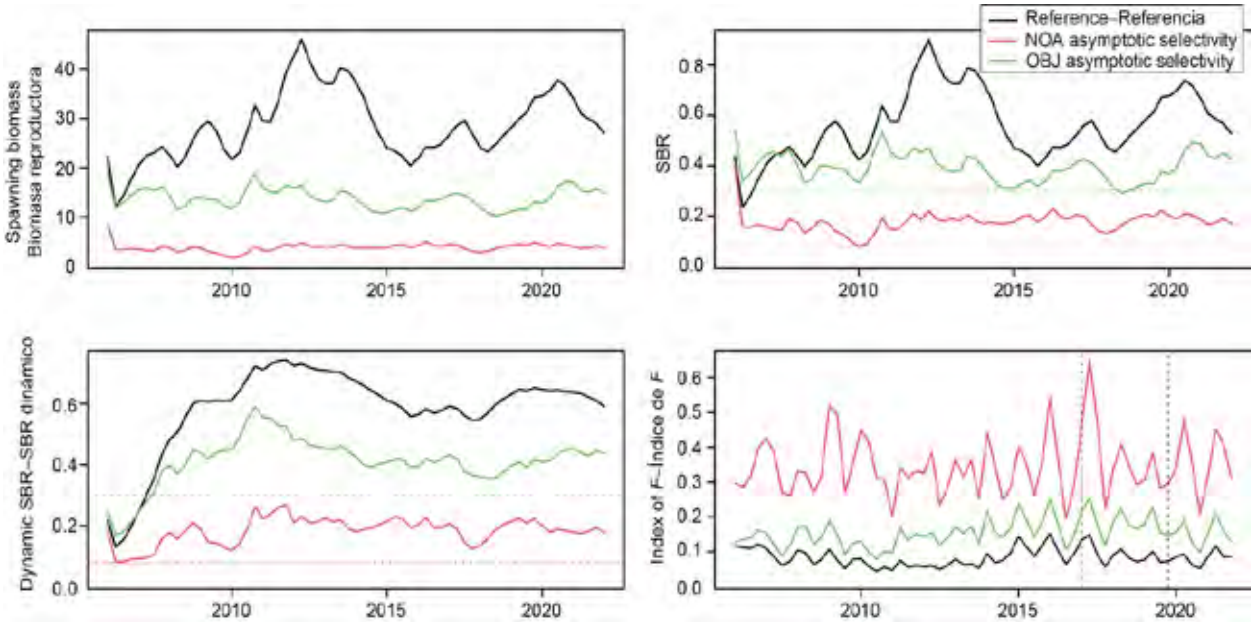


FIGURE 23. Spawning biomass, spawning biomass ratio, dynamic spawning biomass ratio, and an index of quarterly exploitation rate for the sensitivity analyses that assume asymptotic selectivity for a different fishery. The green dashed horizontal line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal dashed line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077). The two vertical lines represent the *status quo* period (2017-2019).

FIGURA 23. Biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora dinámica y un índice de la tasa de explotación trimestral para los análisis de sensibilidad que suponen selectividad asintótica para una pesquería diferente. La línea horizontal verde discontinua es el punto de referencia objetivo de la biomasa (SBR = 0.3) y la línea horizontal roja discontinua es el punto de referencia límite de la biomasa (SBR = 0.077). Las dos líneas verticales representan el periodo de *statu quo* (2017-2019).

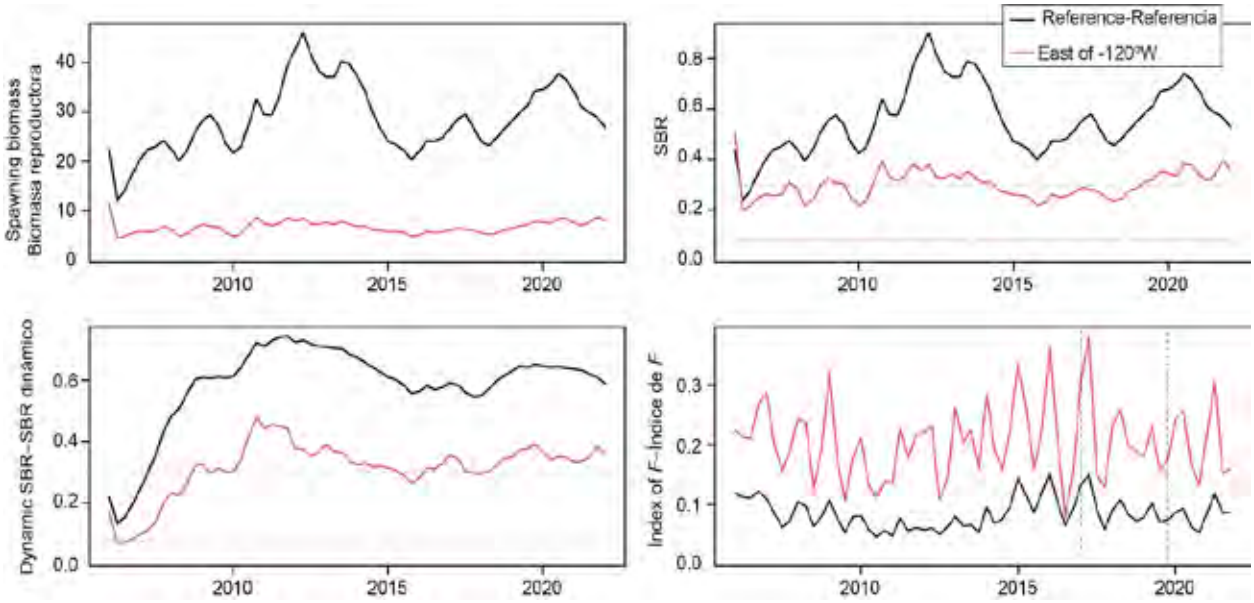


FIGURE 24. Spawning biomass, spawning biomass ratio, dynamic spawning biomass ratio, and an index of quarterly exploitation rate for the sensitivity analyses that only model the stock east of -120°W. The green dashed horizontal line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal dashed line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077). The two vertical lines represent the *status quo* period (2017-2019).

FIGURA 24. Biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora dinámica y un índice de la tasa de explotación trimestral para los análisis de sensibilidad que solo modelan la población al este de -120°O. La línea horizontal verde discontinua es el punto de referencia objetivo de la biomasa (SBR = 0.3) y la línea horizontal roja discontinua es el punto de referencia límite de la biomasa (SBR = 0.077). Las dos líneas verticales representan el periodo de *statu quo* (2017-2019).

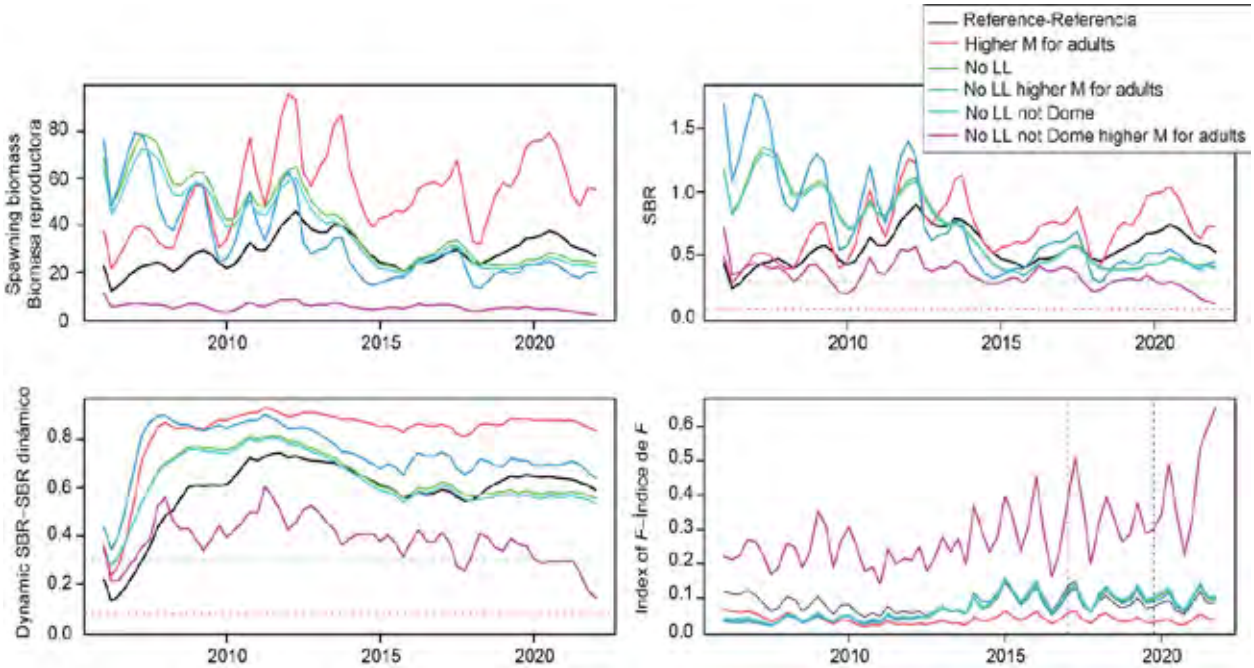


FIGURE 25. Spawning biomass, spawning biomass ratio, dynamic spawning biomass ratio, and an index of quarterly exploitation rate for the sensitivity analyses that have higher natural mortality for adults. The green dashed horizontal line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal dashed line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077). The two vertical lines represent the *status quo* period (2017-2019).

FIGURA 25. Biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora dinámica y un índice de la tasa de explotación trimestral para los análisis de sensibilidad que tienen una mortalidad natural más elevada para los adultos. La línea horizontal verde discontinua es el punto de referencia objetivo de la biomasa (SBR = 0.3) y la línea horizontal roja discontinua es el punto de referencia límite de la biomasa (SBR = 0.077). Las dos líneas verticales representan el periodo de *statu quo* (2017-2019).

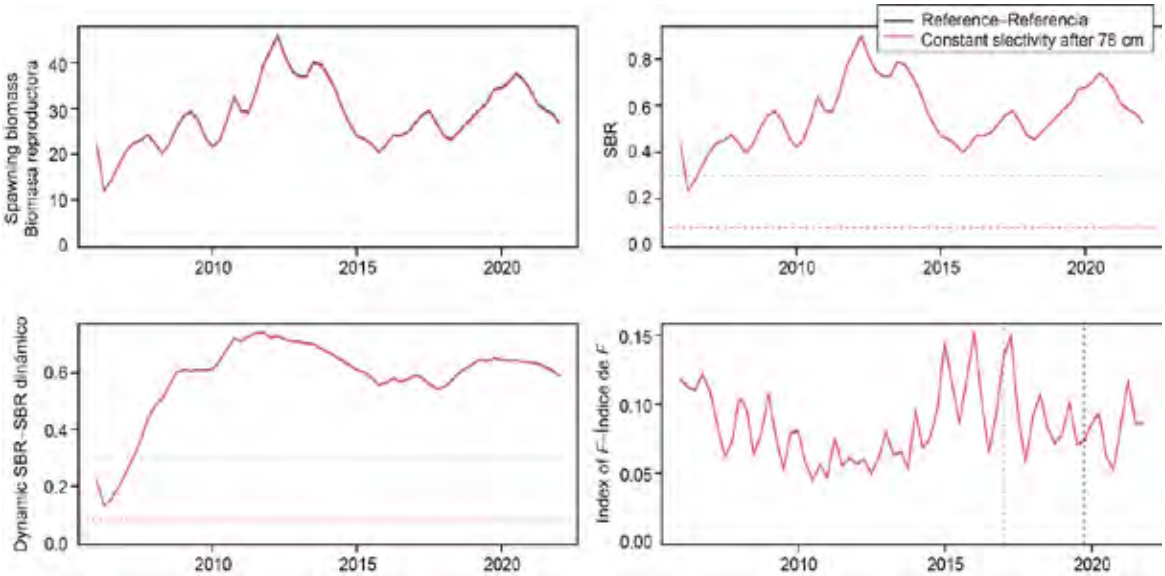


FIGURE 26. Spawning biomass, spawning biomass ratio, dynamic spawning biomass ratio, and an index of quarterly exploitation rate for the sensitivity analysis that makes the offshore NOAS fishery (F5) have constant selectivity after the asymptotic length (78 cm). The green dashed horizontal line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal dashed line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077). The two vertical lines represent the *status quo* period (2017-2019).

FIGURA 26. Biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora dinámica y un índice de la tasa de explotación trimestral para el análisis de sensibilidad que hace que la pesquería NOAS de alta mar (F5) tenga una selectividad constante después de la talla asintótica (78 cm). La línea horizontal verde discontinua es el punto de referencia objetivo de la biomasa (SBR = 0.3) y la línea horizontal roja discontinua es el punto de referencia límite de la biomasa (SBR = 0.077). Las dos líneas verticales representan el periodo de *statu quo* (2017-2019).

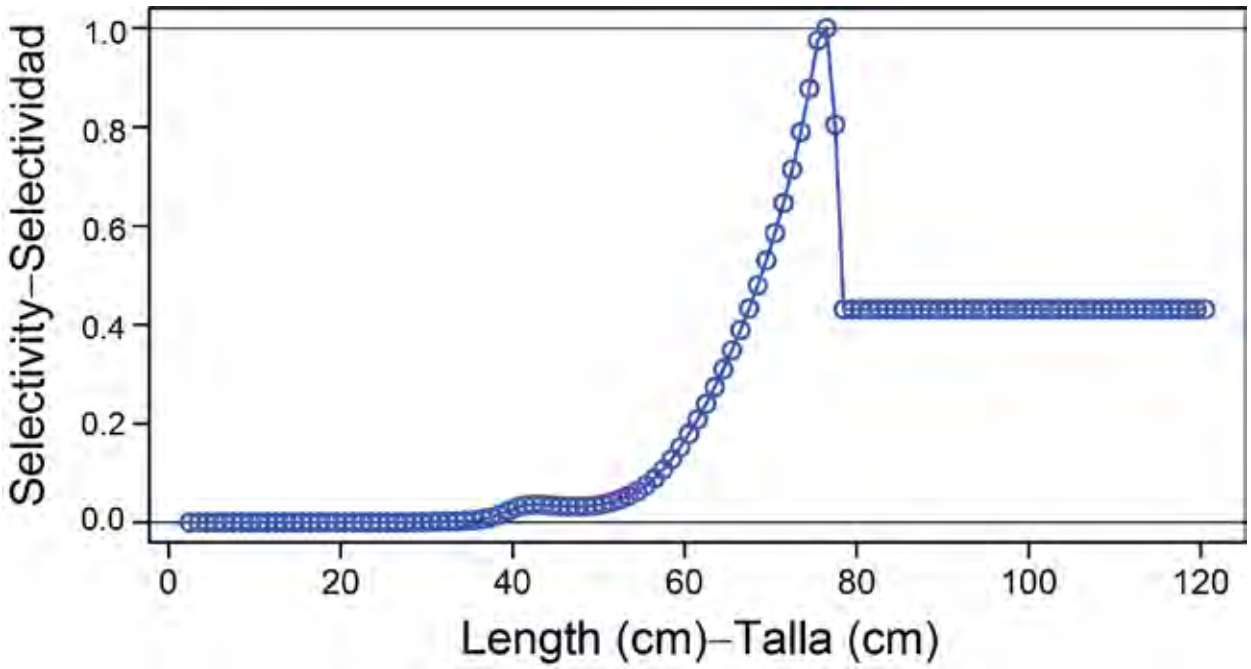


FIGURE 27. Selectivity estimated for the offshore NOAS fishery (F5) when forced to have constant selectivity after the asymptotic length (78 cm).

FIGURA 27. Selectividad estimada para la pesquería NOAS de alta mar (F5) cuando se fuerza a tener una selectividad constante después de la talla asintótica (78 cm).

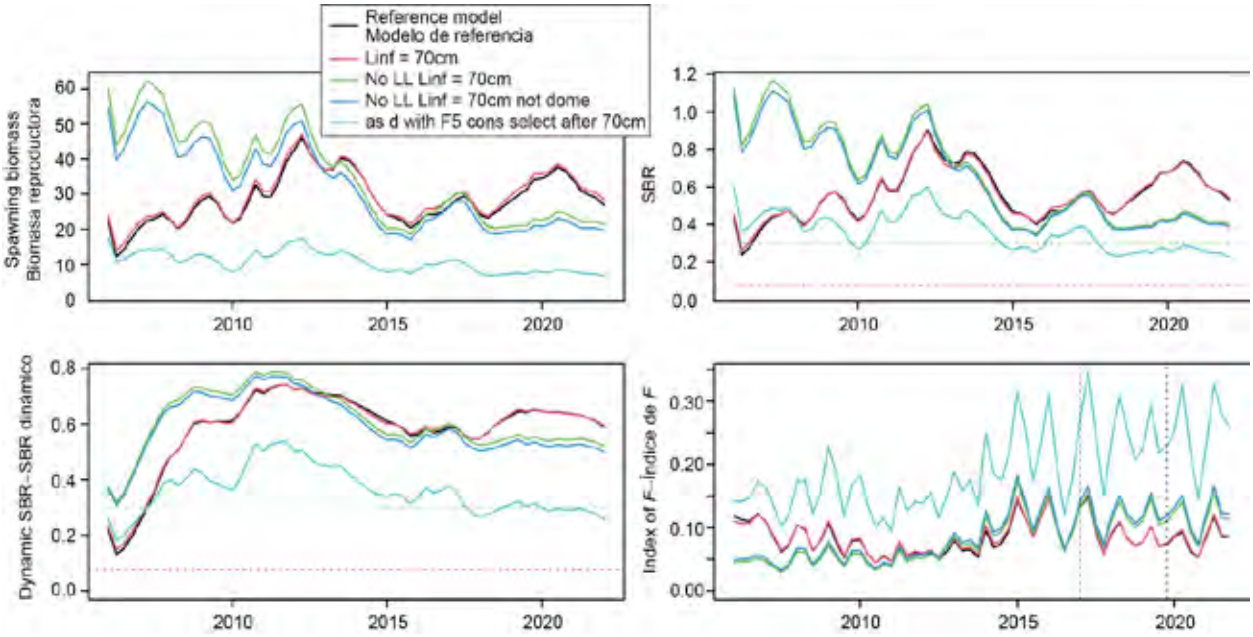


FIGURE 28. Spawning biomass, spawning biomass ratio, dynamic spawning biomass ratio, and an index of quarterly exploitation rate for the sensitivity analyses that investigate lowering the asymptotic length and not forcing the purse seine selectivity to be dome shaped, removing the longline data, and forcing the offshore NOA fishery (F5) to be asymptotic. The green dashed horizontal line is the target biomass reference point (SBR = 0.3) and the red horizontal dashed line is the limit biomass reference point (SBR = 0.077). The two vertical lines represent the *status quo* period (2017-2019).

FIGURA 28. Biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora dinámica y un índice de la tasa de explotación trimestral para los análisis de sensibilidad que investigan la reducción de la talla asintótica y no fuerzan que la selectividad de cerco tenga forma de domo, eliminando los datos de palangre y forzando que la pesquería NOA de alta mar (F5) sea asintótica. La línea horizontal verde discontinua es el punto de referencia objetivo de la biomasa (SBR = 0.3) y la línea horizontal roja discontinua es el punto de referencia límite de la biomasa (SBR = 0.077). Las dos líneas verticales representan el periodo de *statu quo* (2017-2019).

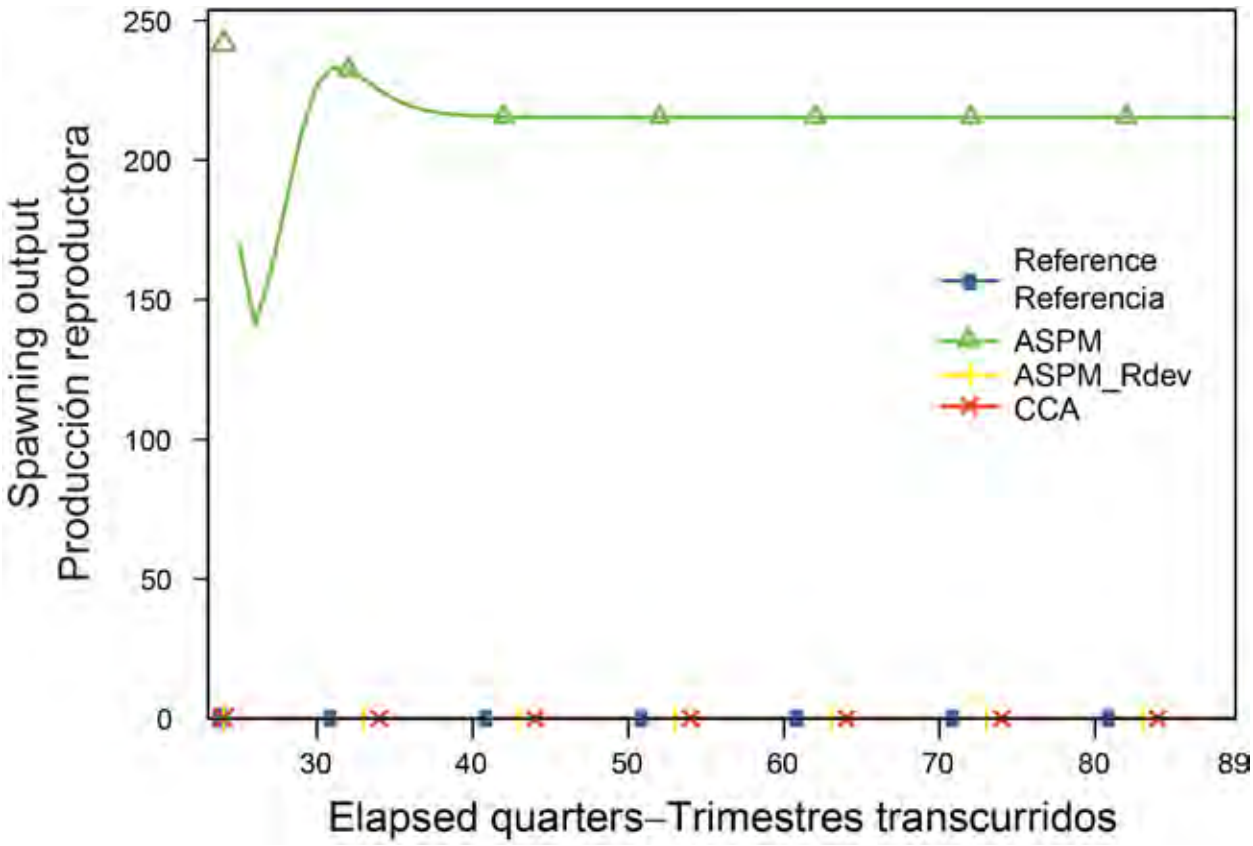


FIGURE 29a. Spawning biomass for the ASPM and catch-curve diagnostics for the sensitivity analyses that only models the stock east of -120° W.

FIGURA 29a. Biomasa reproductora para el ASPM y diagnóstico de la curva de captura para los análisis de sensibilidad que solo modelan la población al este de -120°O.

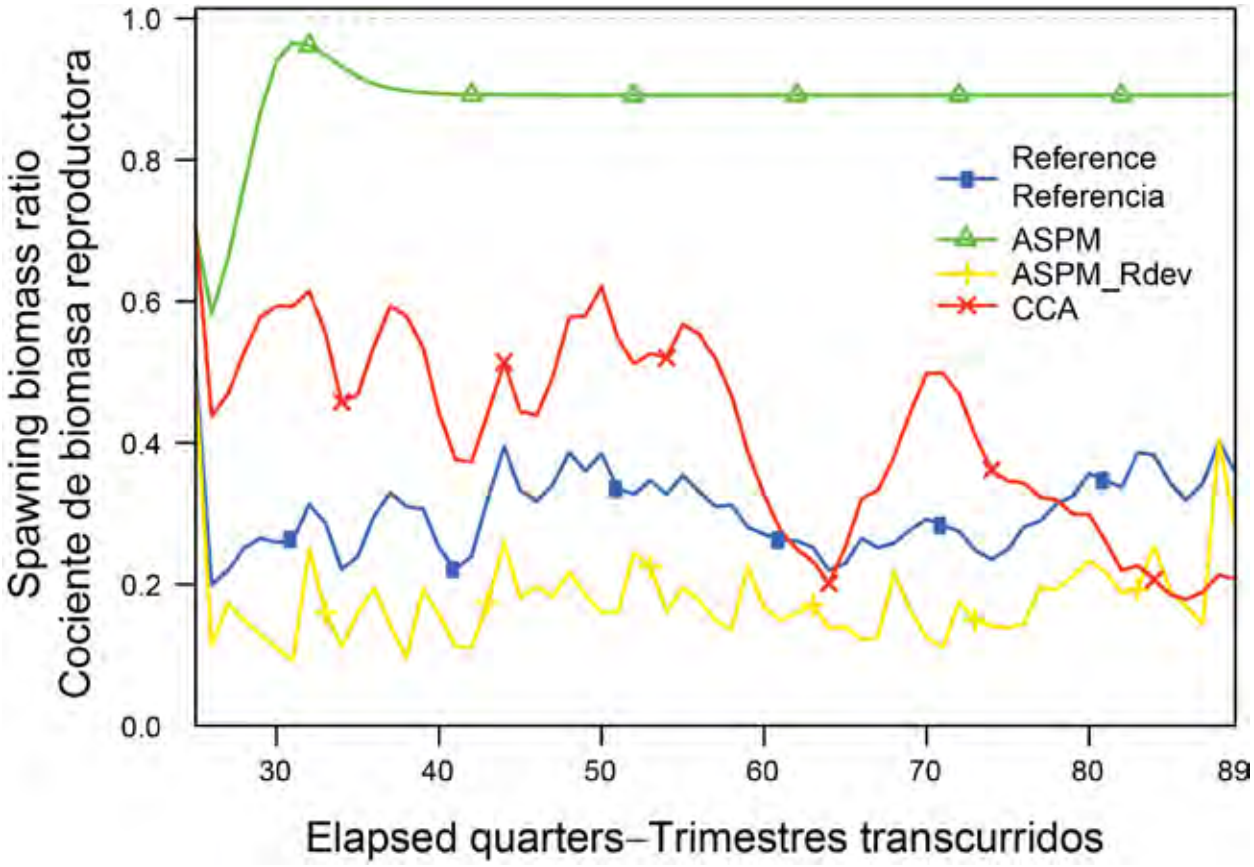


FIGURE 29b. Spawning biomass ratio for the ASPM and catch-curve diagnostics for the sensitivity analyses that only models the stock east of -120° W.

FIGURA 29b. Cociente de biomasa reproductora para el ASPM y diagnóstico de la curva de captura para los análisis de sensibilidad que solo modelan la población al este de -120°O.

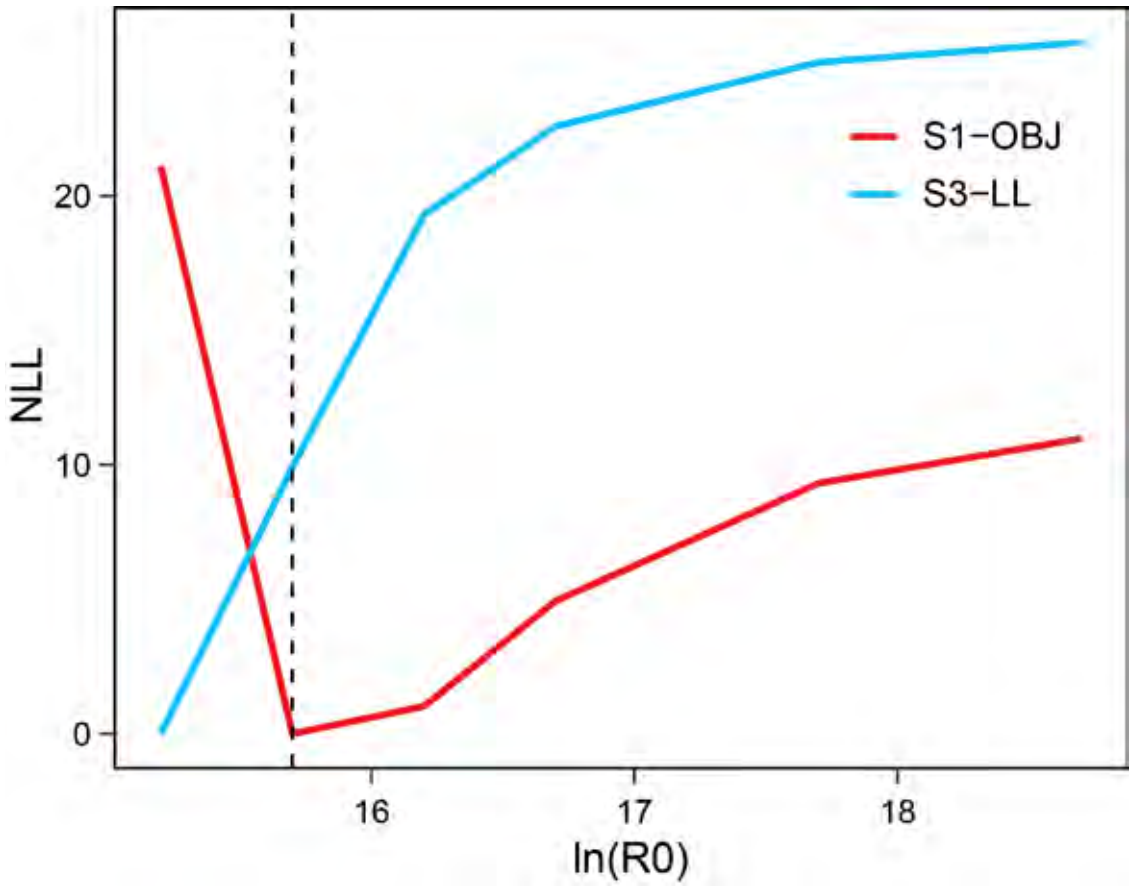


FIGURE 30a. R_0 likelihood profile for indices of abundance from the sensitivity analyses that only models the stock east of -120° W.

FIGURA 30a. Perfil R_0 de verosimilitud para los índices de abundancia de los análisis de sensibilidad que solo modelan la población al este de -120°O.

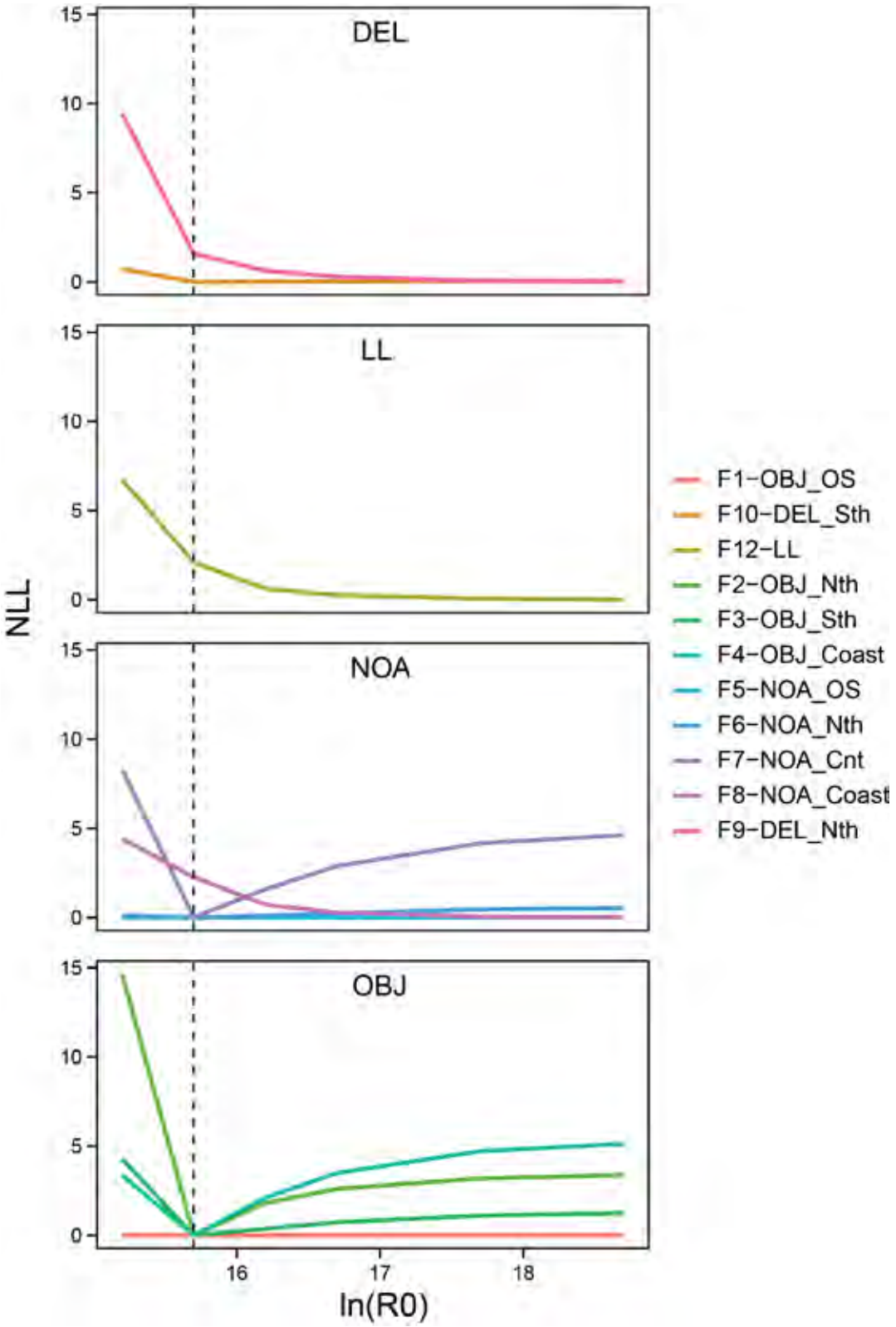


FIGURE 30b. R_0 likelihood component profile for the fishery length-composition data from the sensitivity analyses that only models the stock east of -120° W.

FIGURA 30b. Perfil R_0 de componentes de verosimilitud para los datos de composición por talla de los análisis de sensibilidad que solo modelan la población al este de -120°O.

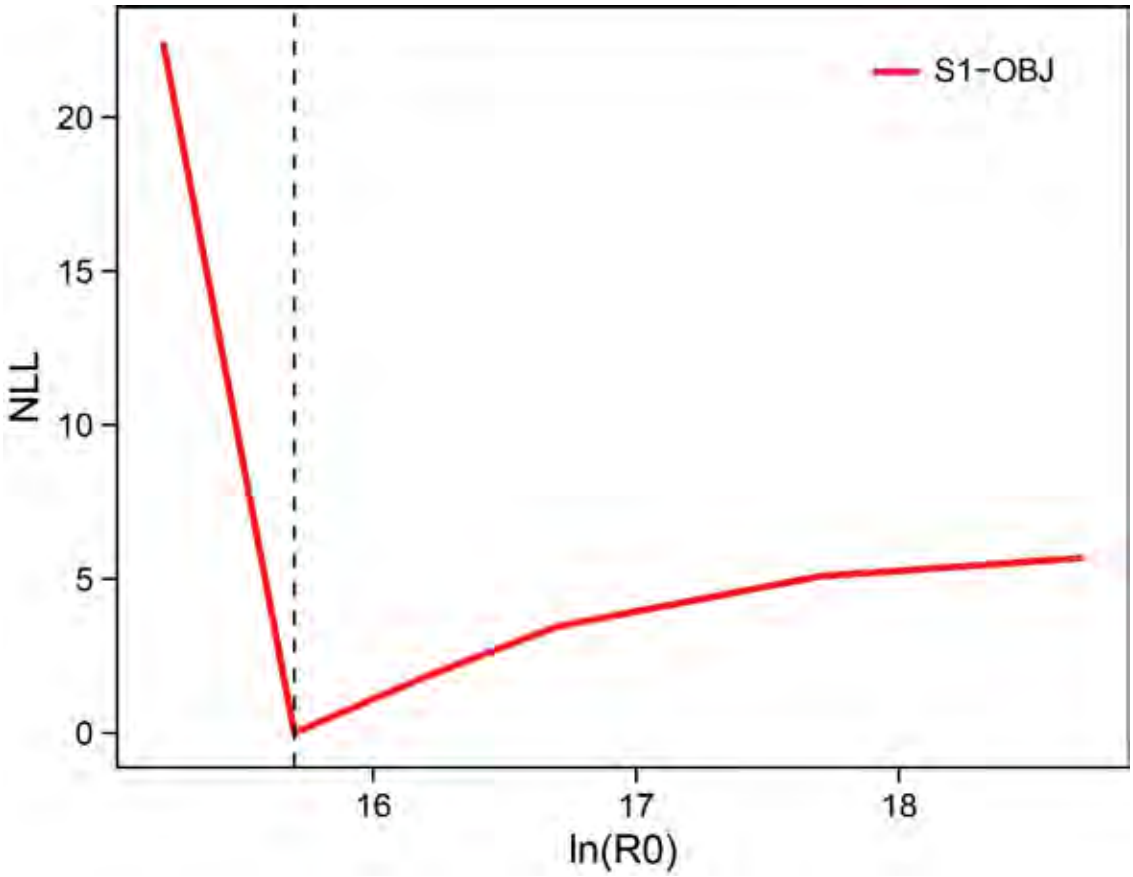


FIGURE 30c. R_0 likelihood component profile for the survey length composition from the sensitivity analyses that only models the stock east of -120° W.

FIGURA 30c. Perfil R_0 de componentes de verosimilitud para la composición por talla del estudio de los análisis de sensibilidad que solo modelan la población al este de -120°O.

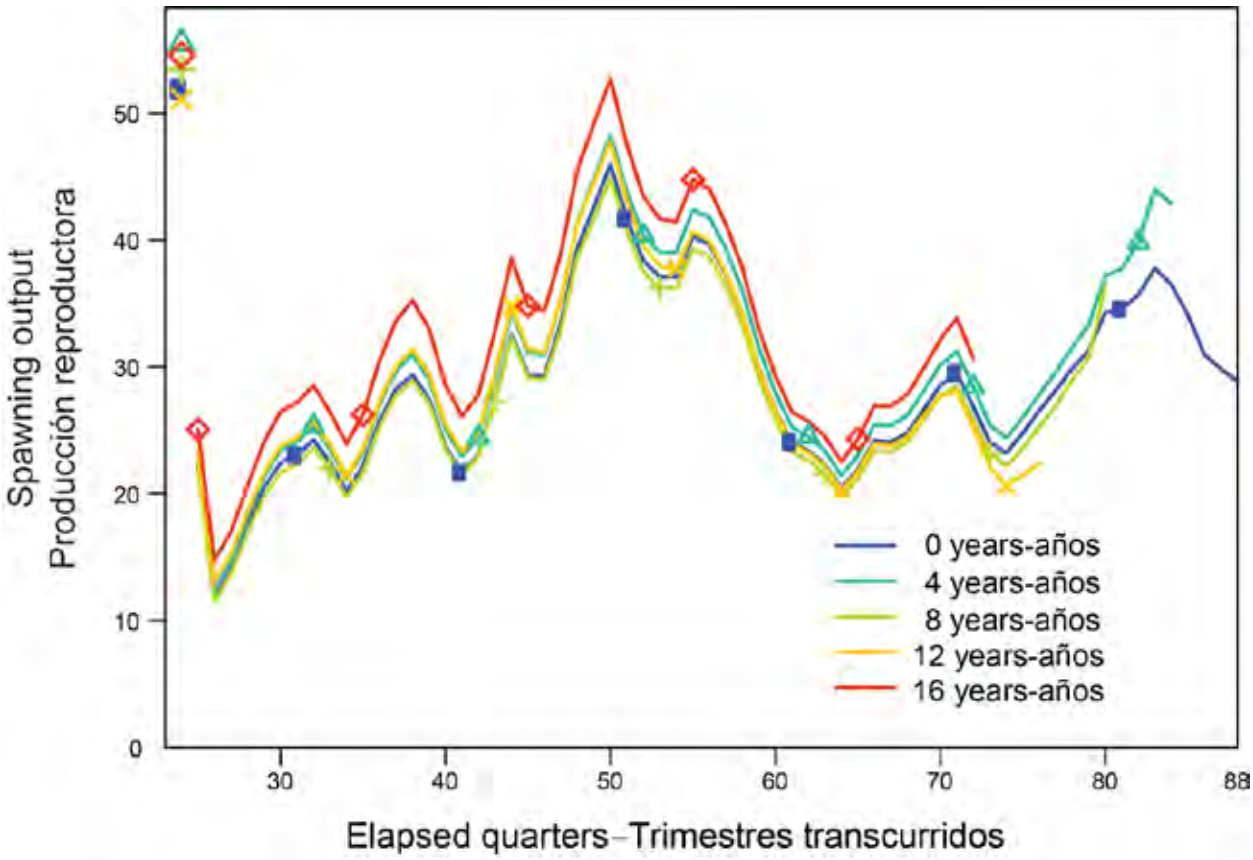


FIGURE 31. Retrospective analysis for the sensitivity analyses that only models the stock east of -120° W.
FIGURA 31. Análisis retrospective para los análisis de sensibilidad que solo modelan la población al este de -120°O.

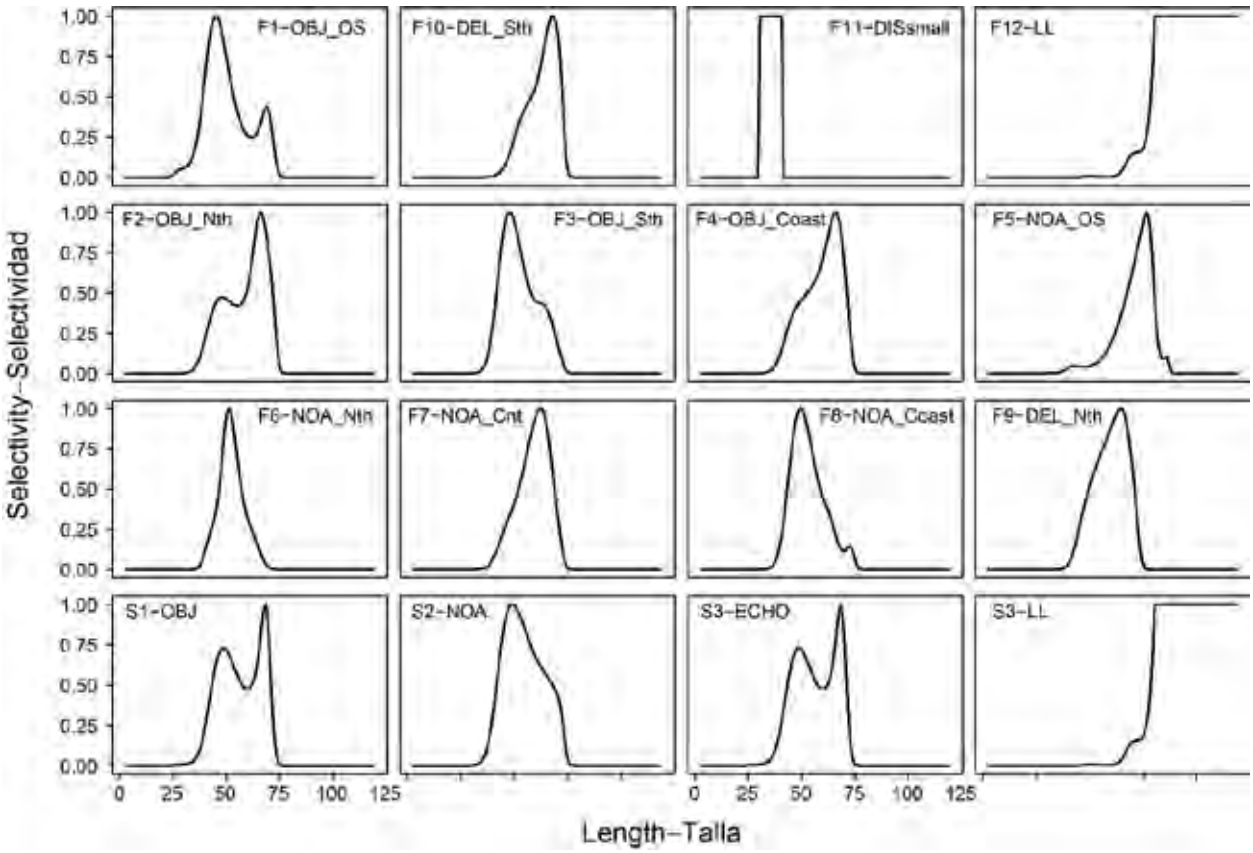


FIGURE 32. Estimated selectivity curves for the sensitivity analyses that only models the stock east of -120° W.

FIGURA 32. Curvas de selectividad estimadas para los análisis de sensibilidad que solo modelan la población al este de -120°O.

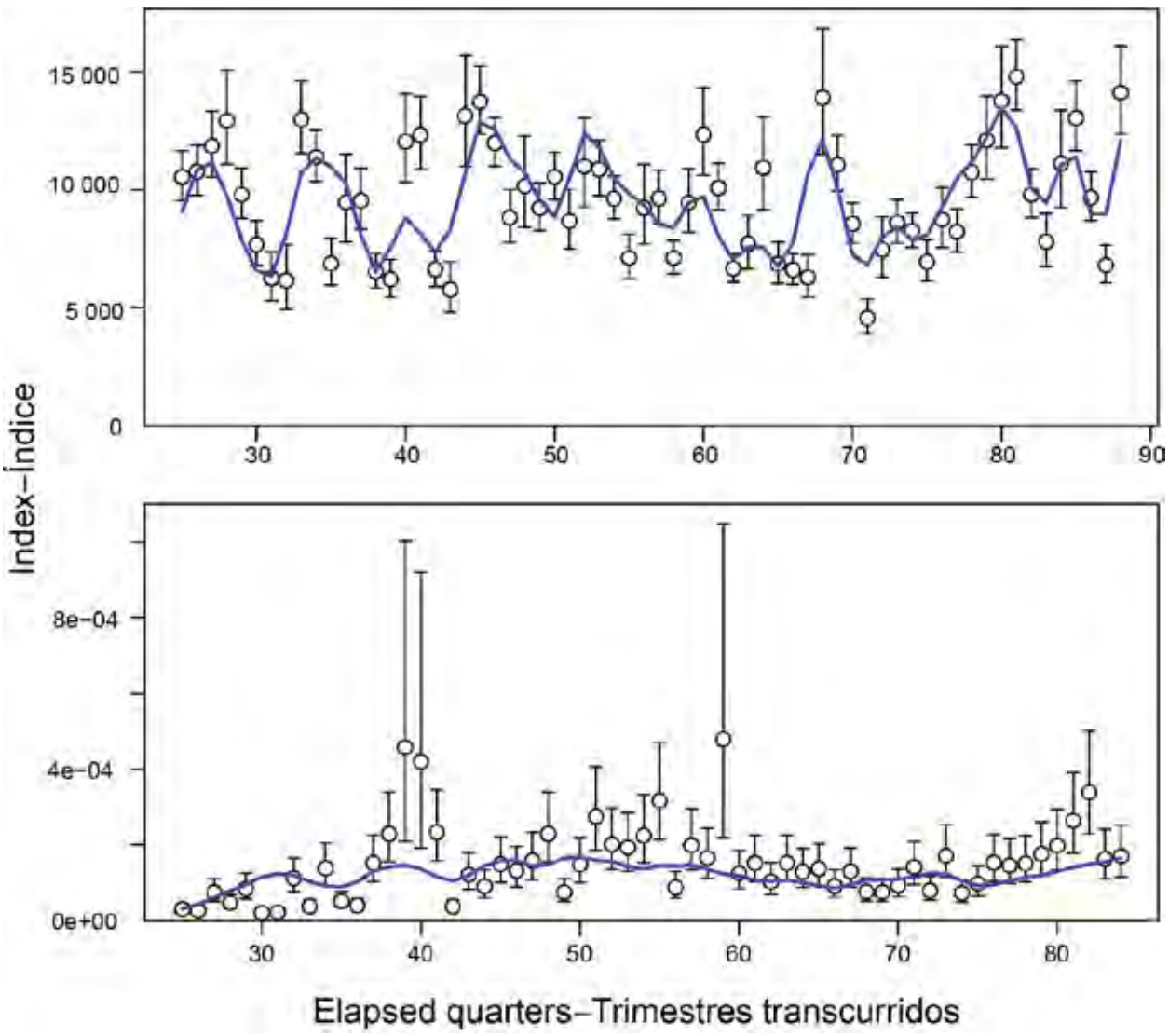


FIGURE 33. Fit to the OBJ catch-per-set (top) and longline (bottom) indices of abundance for the sensitivity analyses that only models the stock east of -120° W.

FIGURA 33. Ajuste a los índices de abundancia de captura por lance OBJ (arriba) y de palangre (abajo) para los análisis de sensibilidad que solo modelan la población al este de -120°O.

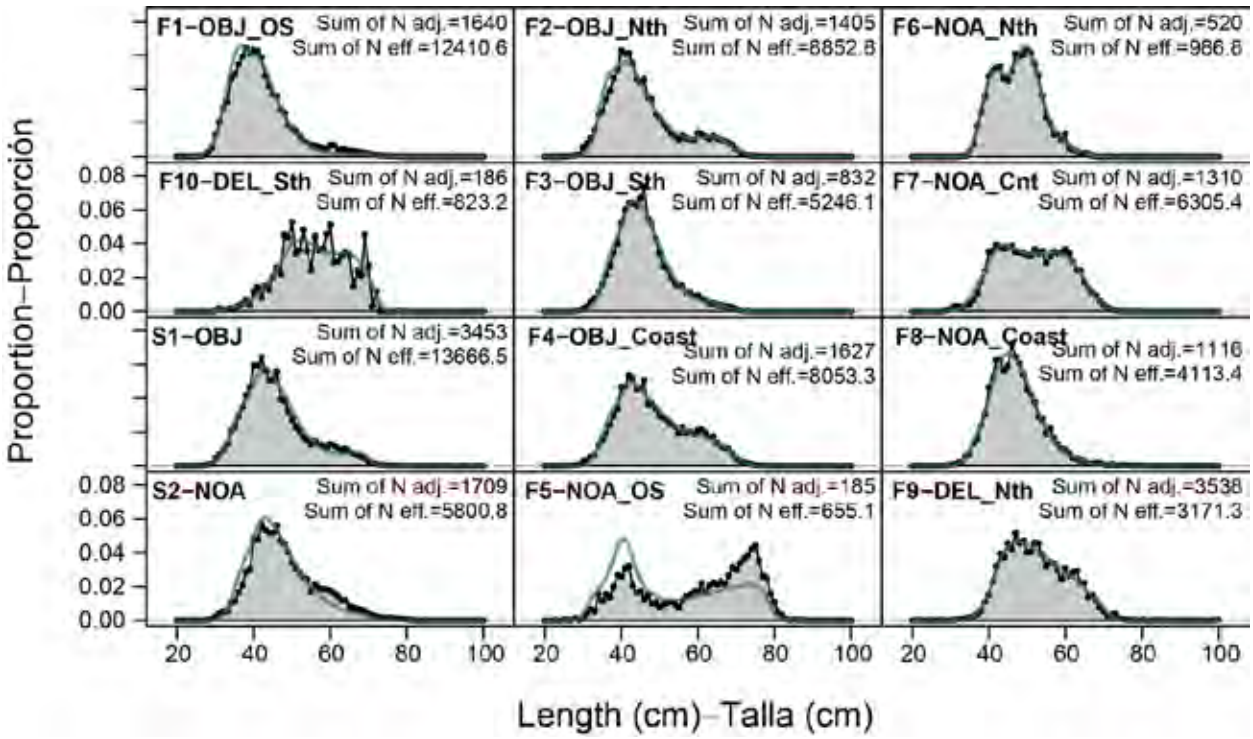


FIGURE 34a. Weighted average observed (shaded area) and predicted (line) length-composition data, by purse-seine fishery and "survey" for the analyses that only models the stock east of -120° W. The length-composition data for F1 and F5 are not fit in the model.

FIGURA 34a. Promedio ponderado de los datos de composición por talla observados (área sombreada) y predichos (línea), por pesquería de cerco y "estudio", para los análisis que solo modelan la población al este de -120°O. Los datos de composición por talla de F1 y F5 no se ajustan al modelo.

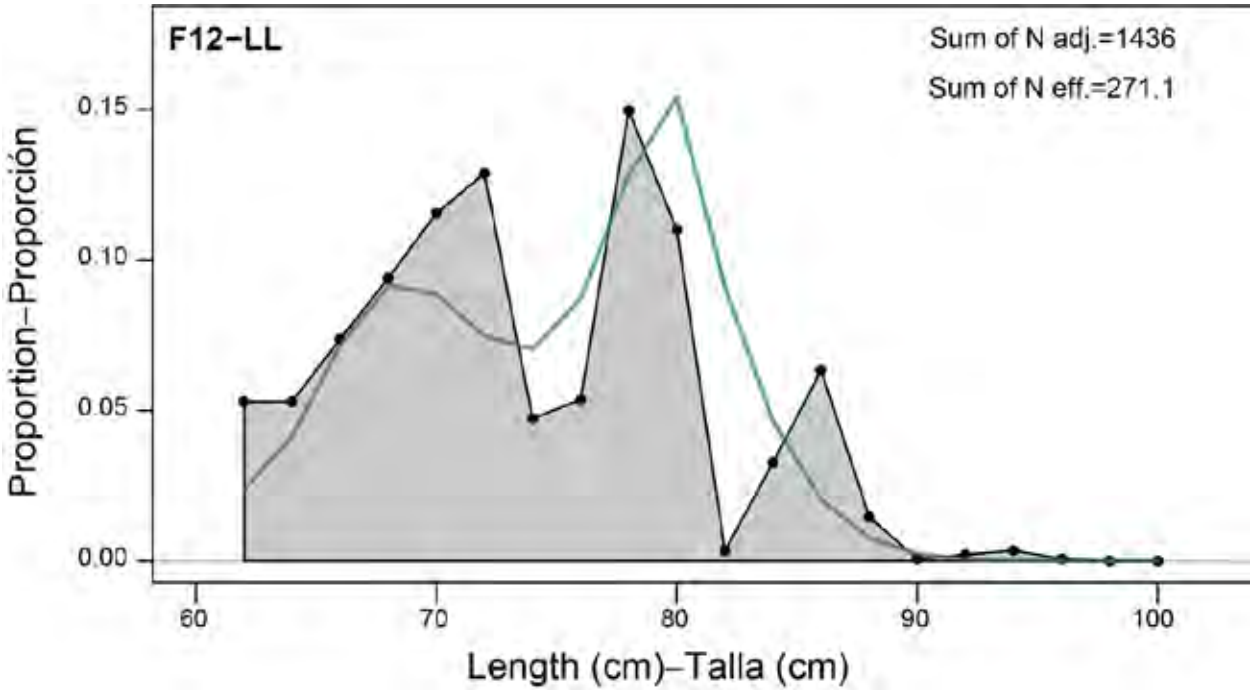


FIGURE 34b. Weighted average observed (shaded area) and predicted (line) length-composition data, by longline fishery for the analyses that only models the stock east of -120° W.

FIGURA 34b. Promedio ponderado de los datos de composición por talla observados (área sombreada) y predichos (línea), por pesquería palangrera, para los análisis que solo modelan la población al este de -120°O.

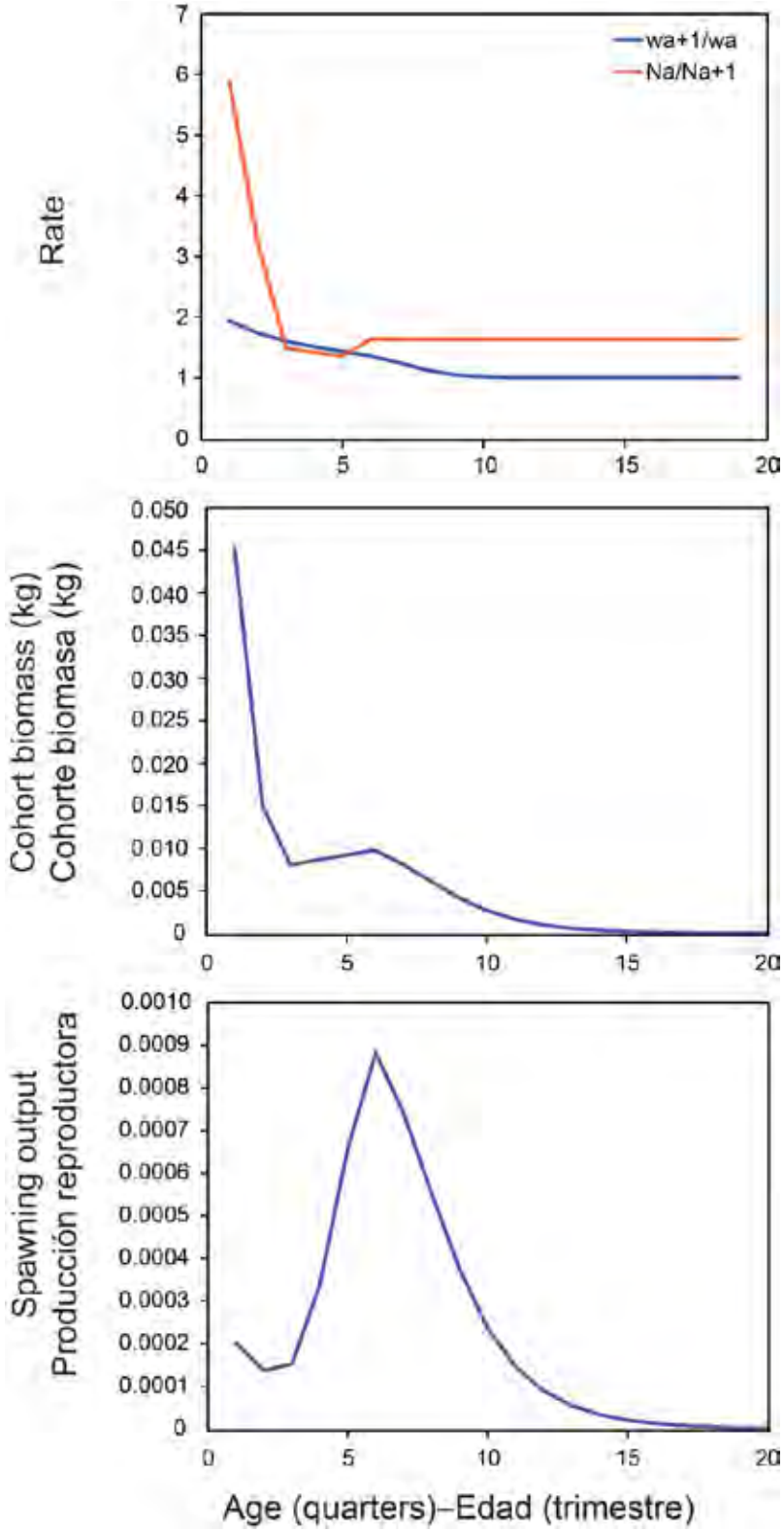


FIGURE 35. Tradeoff between growth and mortality rates at age (top), biomass of the cohort of age (middle) and spawning output of a cohort (bottom) at age.

FIGURA 35. Compensación entre las tasas de crecimiento y mortalidad por edad (arriba), la biomasa de la cohorte por edad (centro) y la producción reproductora de una cohorte (abajo) por edad.

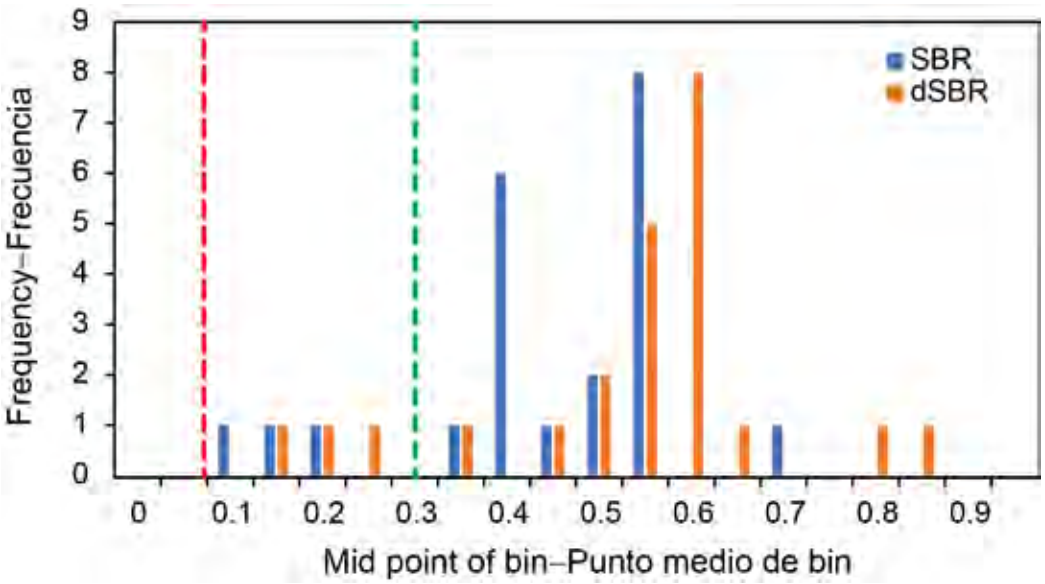


FIGURE 36. Frequency distribution of the estimates of SBR and dSBR. The vertical lines are the limit reference point (0.077) and the proxy target reference point (0.30).

FIGURA 36. Distribución de frecuencia de las estimaciones de SBR y dSBR. Las líneas verticales son el punto de referencia límite (0.077) y el punto de referencia objetivo sustituto (0.30).

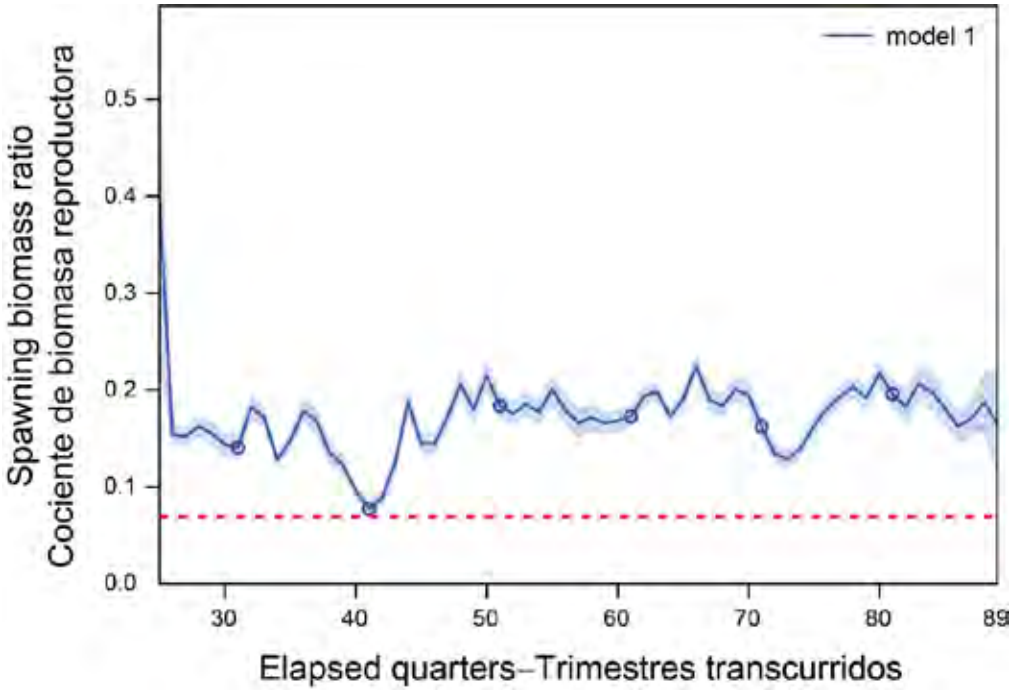


FIGURE 37. Estimate of spawning biomass ratio and 95% confidence intervals from the sensitivity where the NOA offshore fishery (F5) has asymptotic selectivity. The red dashed horizontal line (at 0.077) identifies the SBR at S_{LIMIT}.

FIGURA 37. Estimación del cociente de biomasa reproductora y los intervalos de confianza de 95% de la selectividad en la que la pesquería NOA de alta mar (F5) tiene selectividad asintótica. La línea horizontal roja discontinua (en 0.077) identifica el SBR en $S_{LÍMITE}$.

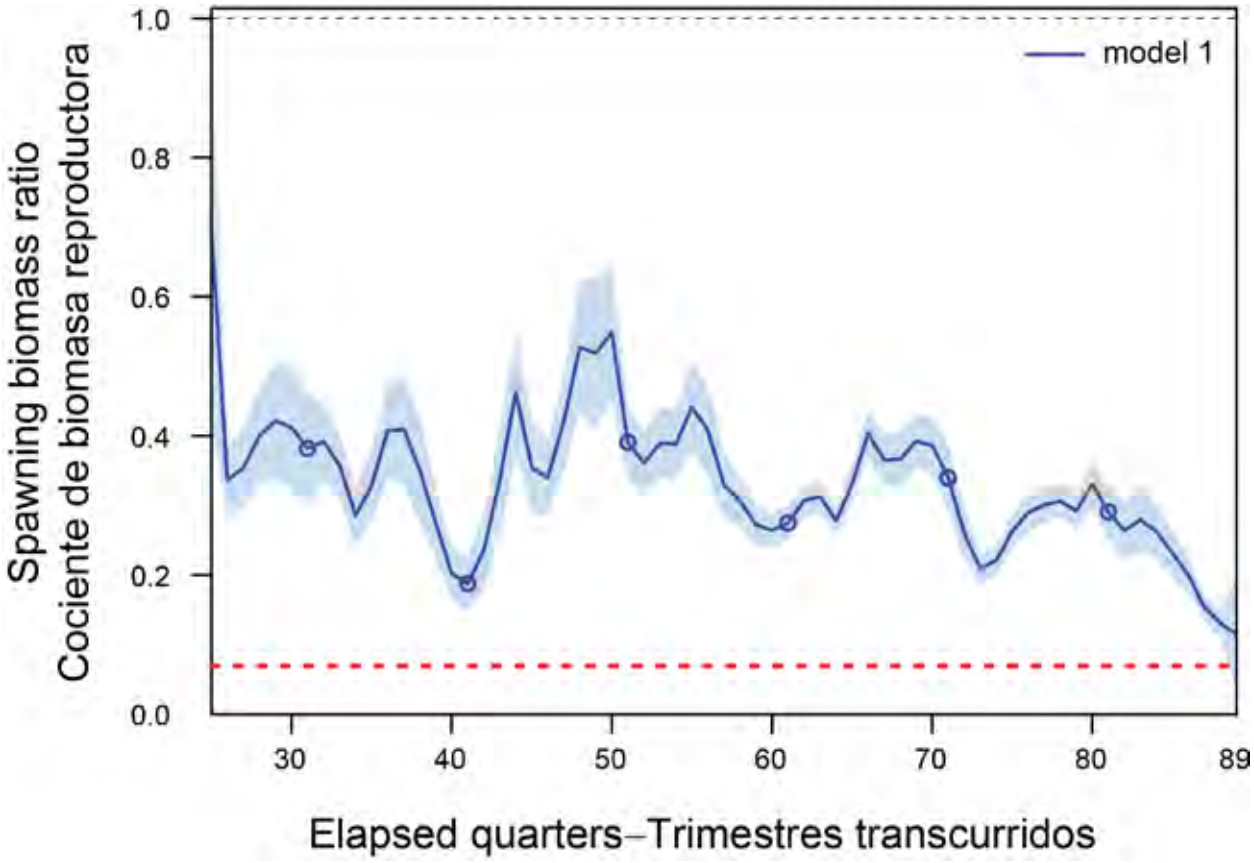


FIGURE 38. Estimate of spawning biomass ratio and 95% confidence intervals from the sensitivity that does not use the longline data, the purse seine selectivity is not forced to be dome shaped, and the natural mortality is higher for fish greater than 65 cm. The red dashed horizontal line (at 0.077) identifies the SBR at S_{LIMIT}.

FIGURA 38. Estimación del cociente de biomasa reproductora y los intervalos de confianza de 95% de la selectividad que no usa los datos de palangre, no fuerza que la selectividad de cerco tenga forma de domo, y la mortalidad natural es más elevada para los peces de más de 65 cm. La línea horizontal roja discontinua (en 0.077) identifica el SBR en $S_{LÍMITE}$.

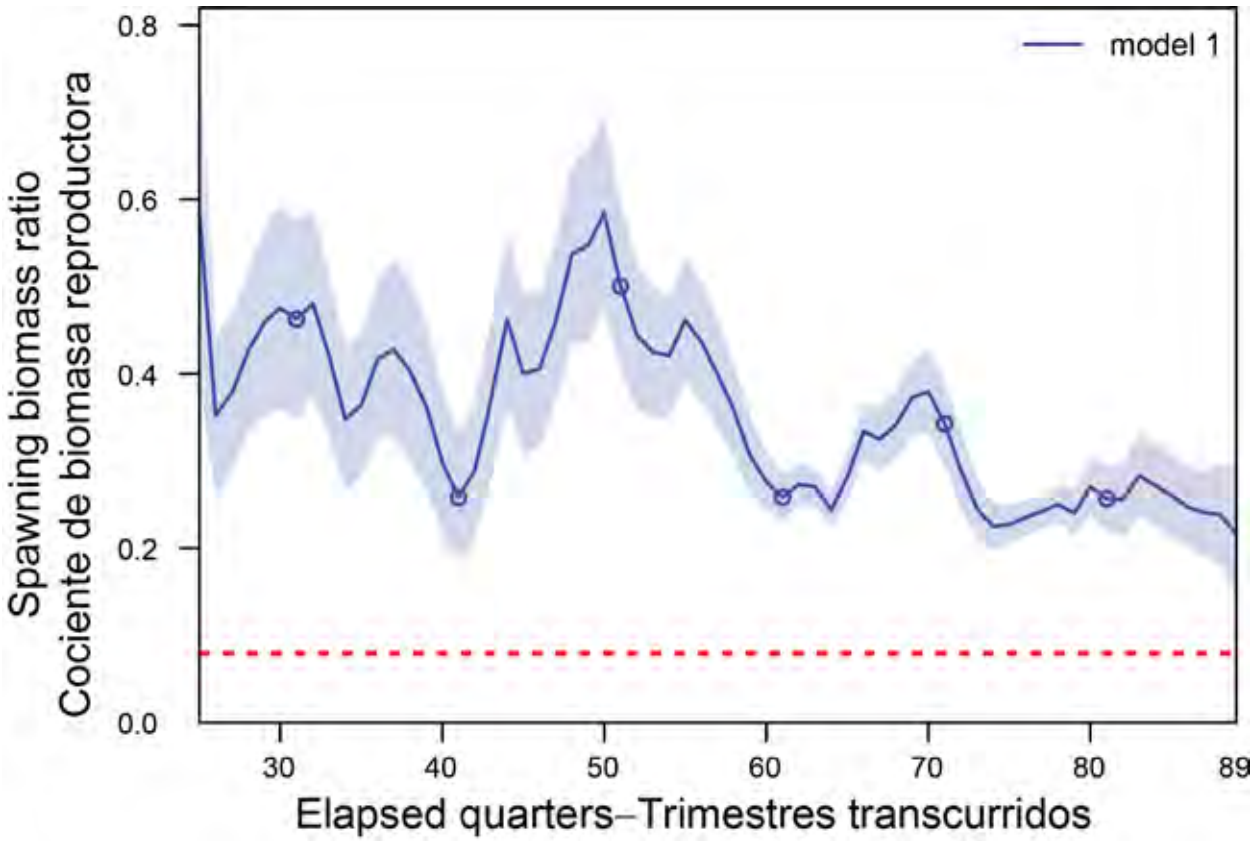


FIGURE 39. Estimate of spawning biomass ratio and 95% confidence intervals from the sensitivity that does not use the longline data, the purse seine selectivity is not forced to be dome shaped, the asymptotic length is fixed at 70 cm and the offshore NOA fishery (F5) has asymptotic selectivity. The red dashed horizontal line (at 0.077) identifies the SBR at S_{LIMIT}.

FIGURA 39. Estimación del cociente de biomasa reproductora y los intervalos de confianza de 95% de la selectividad que no usa los datos de palangre, no fuerza que la selectividad de cerco tenga forma de domo, la talla asintótica se fija en 70 cm y la pesquería NOA de alta mar (F5) tiene una selectividad asintótica. La línea horizontal roja discontinua (en 0.077) identifica el SBR en $S_{LÍMITE}$.

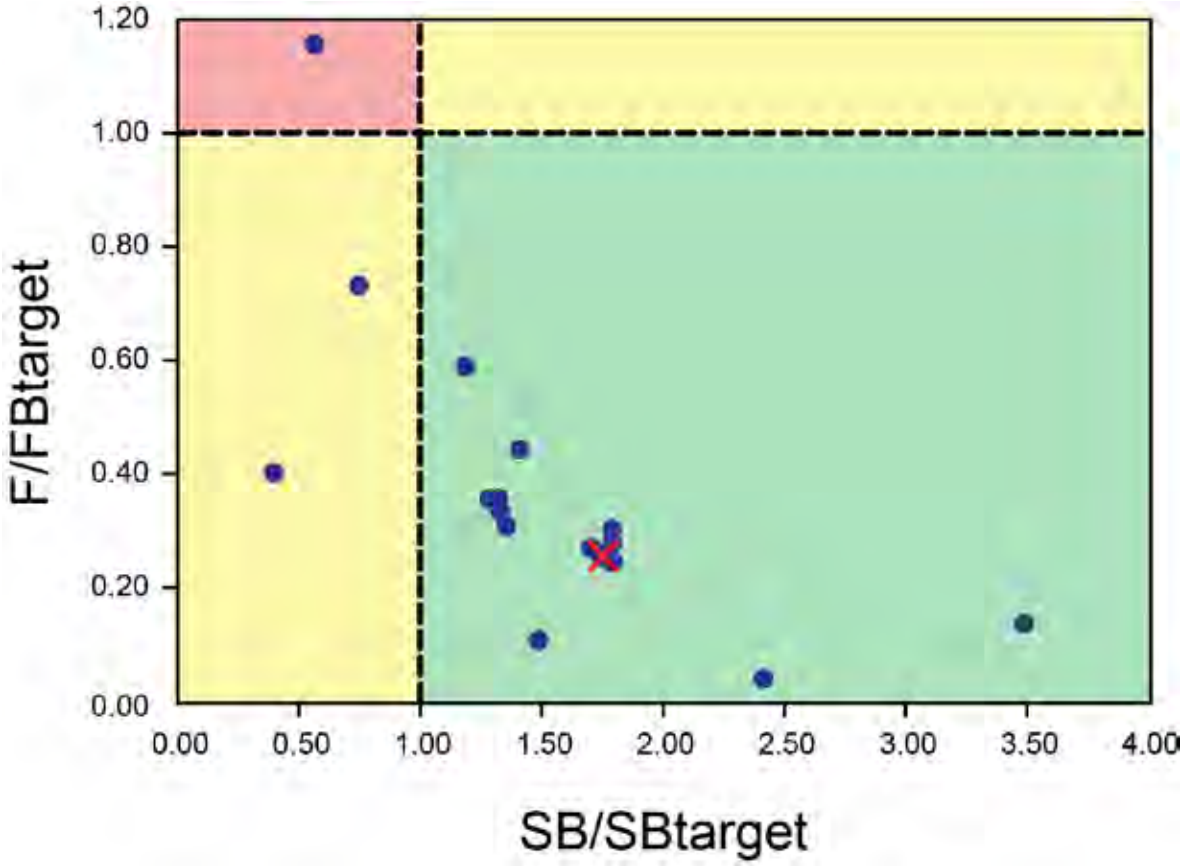


FIGURE 40. Kobe plot showing the stock status estimates from all the models.
FIGURA 40. Gráfica de Kobe que muestra las estimaciones de la condición de la población de todos los modelos.

TABLE 1. Fisheries defined for the stock assessment of skipjack tuna in the EPO in 2021. **Gear**: PS: purse seine; LL: longline; **PS set type**: OBJ: floating object; NOA: unassociated; DEL: dolphin; **Area**: see Figure 1.
TABLA 1. Pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún barrilete en el OPO en 2021. **Arte de pesca:** PS: cerco; LL: palangre. **Tipo de lance PS:** OBJ: sobre objetos flotantes; NOA: no asociado; DEL: sobre delfines. **Área:** ver Figura 1.

Fishery/survey	Gear	Set type	Area	Units
F1	Purse seine	OBJ	Offshore	Weight
F2	Purse seine	OBJ	North	Weight
F3	Purse seine	OBJ	South	Weight
F4	Purse seine	OBJ	Coastal	Weight
F5	Purse seine	NOA	Offshore	Weight
F6	Purse seine	NOA	North	Weight
F7	Purse seine	NOA	Central	Weight
F8	Purse seine	NOA	Coastal	Weight
F9	Purse seine	DEL	North	Weight
F10	Purse seine	DEL	South	Weight
F11	Purse seine discards	All	EPO	Weight
F12	Longline	NA	EPO	Weight
S1	Purse seine	OBJ	EPO	Weight
S2	Purse seine	NOA	EPO	Weight
S3	Echosounder buoy	NA	EPO	Weight
S4	Longline	NA	EPO	Numbers

TABLE 2. Ranges of S_{MSY}/ S_0 estimated in the bigeye (SAC-11-06, Table 7) and yellowfin (SAC-11-07, Table 8) stock assessments.
TABLA 2. Rangos de S_{RMS}/ S_0 estimados en las evaluaciones de patudo (Tabla 7, SAC-11-06) y aleta amarilla (Tabla 8, SAC-11-07).

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 3. Estimates of spawning biomass, spawning biomass ratio (SBR), dynamic spawning biomass ration (dSBR), average recruitment over the model time period (except the 4th quarter of 2021) as a ratio of the estimated virgin recruitment for all of the models, average exploitation rate in 2020 as a ratio of the *status quo*, average exploitation rate in 2021 as a ratio of the *status quo*, and current fishing mortality as a ratio of the fishing mortality corresponding to B_{target} = 0.3B0. R_{ave}/R_0 is a check to make sure the SBR based on B_0 is not biased due to the bias correction for recruitment residuals (this will affect the plots of SBR that are plotted with confidence intervals). The dSBR is adjusted by the ratio R_{ave}/R_0. The red highlighting and text indicate where SBR or dSBR are below the proxy target reference point (0.3) and when the *status quo* fishing mortality (average of 2017-2019) has been exceeded.

TABLA 3. Estimaciones de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora (SBR), cociente de biomasa reproductora dinámica (dSBR), reclutamiento promedio a lo largo del periodo del modelo (excepto el cuarto trimestre de 2021) como razón del reclutamiento virgen estimado para todos los modelos, tasa promedio de explotación en 2020 como razón del *statu quo*, tasa promedio de explotación en 2021 como razón del *statu quo*, y mortalidad por pesca actual como razón de la mortalidad por pesca correspondiente a B_{obj} = 0.3B0. R_{prom}/R_0 es una comprobación para asegurarse de que el SBR basado en B_0 no esté sesgado debido a la corrección del sesgo por los residuales de reclutamiento (esto afectará a las gráficas de SBR que se trazan con intervalos de confianza). El dSBR se ajusta por la razón R_{prom}/R_0. Las celdas y el texto en rojo indican los casos en que el SBR o dSBR están por debajo del punto de referencia objetivo sustituto (0.3) y cuando se ha rebasado la mortalidad por pesca del *statu quo* (promedio de 2017-2019).

Model code	Model	SB	SBR	dSBR	R_{av}/R_0	F_{2020}/F_{sq}	F_{2021}/F_{sq}	F_{cur}/ Fb_{target}
	Reference model	26871	0.53	0.59	0.98	0.80	1.01	0.25
a	L_{inf} = 73 cm	28475	0.54	0.60	0.99	0.81	1.02	0.24
b	L_{inf} = 83 cm	24899	0.51	0.57	0.98	0.79	1.00	0.27
c	L_{cv} = 0.05	27560	0.53	0.60	0.97	0.80	1.02	0.25
d	L_{cv} = 0.07	26086	0.52	0.58	0.99	0.79	1.01	0.26
e	Bias corrected catch for 2020-2021	27861	0.53	0.60	0.98	0.76	1.03	0.25
f	No echosounder index	70976	1.05	0.79	1.04	0.59	0.55	0.14
g	No longline index	23746	0.41	0.56	0.99	0.92	1.06	0.31
h	OBJ catch-per-set index	25339	0.54	0.58	0.98	0.81	0.95	0.28
i	NOA catch-per-set index	22421	0.54	0.55	0.98	0.76	0.90	0.30
j	NOA asymptotic selectivity	3688	0.17	0.18	0.98	0.93	1.00	1.16
k	OBJ asymptotic selectivity	14786	0.42	0.44	0.96	0.77	0.88	0.44
l	East of -120	7960	0.36	0.36	1.01	0.93	0.97	0.59
m1	Higher M for adults	55346	0.72	0.84	0.99	0.72	1.01	0.04
m2	No LL higher M for adults	20029	0.45	0.64	1.00	0.88	1.09	0.11
m3 no M	No LL not Dome	21993	0.40	0.54	0.99	0.92	1.07	0.36
m3 M	No LL not Dome higher M for adults	1772	0.12	0.14	0.97	1.05	1.59	0.40
n	Constant selectivity after 78 cm	26674	0.53	0.59	0.98	0.80	1.01	0.26
o1	L_{inf} = 70cm	28334	0.54	0.59	0.99	0.81	1.02	0.24
o2	No longline L_{inf} = 70cm	21296	0.40	0.52	0.99	0.92	1.06	0.33
o3	No longline L_{inf} = 70cm not dome	19489	0.39	0.50	0.99	0.92	1.07	0.36
o4	as h3 with F5 cons select after 70cm	6572	0.22	0.26	0.97	0.95	1.10	0.73

EL ATÚN BARRILETE EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL, 2021: EVALUACIÓN PROVISIONAL

Mark N. Maunder, Haikun Xu, Carolina Minte-Vera, Juan L. Valero, Cleridy E. Lennert-Cody, y Alexandre Aires-da-Silva

ÍNDICE

RESUMEN EJECUTIVO 148
1. INTRODUCCIÓN 150
2. DATOS 151
3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS 156
4. MODELOS 160
5. RESULTADOS 162
6. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN 166
7. DIRECCIONES FUTURAS 168
AGRADECIMIENTOS 168
REFERENCIAS 95
Figuras 97
Tablas 169

RESUMEN EJECUTIVO

1. Se desarrolló una evaluación estadística integrada de captura por talla estructurada por edad para el atún barrilete en el Océano Pacífico oriental utilizando Stock Synthesis.

2. La evaluación es similar a las realizadas para el atún patudo y el atún aleta amarilla y se ajusta a índices de abundancia relativa y datos de composición por talla.

3. Aunque el personal califica la evaluación como *provisional*, la considera fiable para el asesoramiento de ordenación. El término "*provisional*" se debe a que se espera que haya mejoras adicionales en la evaluación del barrilete conforme a la metodología y plan de trabajo propuestos en 2021 que están en curso para desarrollar una evaluación de la población de barrilete en el OPO que incluya datos de marcado.

4. Existe incertidumbre sustancial sobre varios supuestos del modelo y se realizan análisis de sensibilidad para determinar si el asesoramiento de ordenación es robusto a dicha incertidumbre. En particular, existe incertidumbre sobre por qué no se observan barriletes grandes en la pesquería cerquera. Esto podría deberse a una selectividad en forma de domo, una alta mortalidad por pesca, una alta mortalidad natural de los peces viejos o a un descenso rápido de las tasas de crecimiento de los peces más viejos.

5. Se dispone de varias fuentes de datos para ajustar el modelo, pero su fiabilidad es incierta. Se llevan a cabo análisis de sensibilidad para determinar si el asesoramiento de ordenación es robusto al uso de las diferentes fuentes de datos. Los índices de abundancia relativa incluyen: a) un índice de palangre, para el que el tamaño de muestra es bajo; b) índices de captura por lance para lances cerqueros, por tipo de lance (objetos flotantes, cardúmenes libres), para los que la relación entre la captura por lance y la abundancia es incierta; y, c) un índice basado en datos de boyas con ecosonda, que se desarrolló recientemente.

6. Se desarrolla un modelo de referencia basado en los supuestos más plausibles y se realizan análisis de sensibilidad cambiando los supuestos del modelo de referencia.

7. Los diagnósticos indican que existe un conflicto de datos, y que éste se redujo en cierta medida cuando se evaluó por separado la población al este de 120°O. Sin embargo, los resultados de ordenación fueron robustos a la inclusión o exclusión de los conjuntos de datos de composición por talla e índices de abundancia.

8. Las cantidades basadas en el RMS no pueden estimarse porque el balance entre el crecimiento y la mortalidad natural, en combinación con el supuesto de que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población, implican que deberían capturarse a las edades más tempranas para maximizar el rendimiento, lo que implica que la mortalidad por pesca óptima debería ser infinita. Por lo tanto, se utilizan un *sustituto* conservador para la biomasa objetivo de SBR = 0.3 con base en los valores del patudo y el aleta amarilla, y la mortalidad por pesca correspondiente a esa biomasa, como puntos de referencia objetivo.

9. El modelo de referencia estimó que la tasa de explotación de 2021 fue ligeramente superior al *statu quo* (nivel promedio de 2017-2019), al igual que más de la mitad de los modelos de sensibilidad, que abarcaron estar entre ligeramente y 0.1 por encima (excepto un modelo que estimó tasas de explotación elevadas).

10. El modelo de referencia y la mayoría de los análisis de sensibilidad estiman que la biomasa actual está por encima del punto de referencia objetivo y que la mortalidad por pesca está por debajo de la mortalidad por pesca objetivo.

11. Se seguirá mejorando el modelo hacia la evaluación de referencia de 2023, incluyendo la incorporación de los resultados del análisis de los datos de marcado recolectados recientemente.

1. INTRODUCCIÓN

El presente informe presenta los resultados de una evaluación de la población de atún barrilete (SKJ; *Katsuwonus pelamis*) en el Océano Pacífico oriental (OPO) utilizando una evaluación estadística integrada de la población de captura por talla estructurada por edad realizada utilizando Stock Synthesis (Methot y Wetzel, 2013; versión 3.30.19.00). Es la primera evaluación de la especie basada en un modelo integrado estructurado por edad realizada por el personal científico de la CIAT desde 2005, y también es la primera evaluación convencional de la población considerada fiable por el personal para su uso en el asesoramiento de ordenación. Aunque el personal califica la evaluación como *provisional*, la considera fiable para el asesoramiento de ordenación. El término "*provisional"* se debe a que se espera que haya mejoras adicionales en la evaluación del barrilete conforme a la metodología y plan de trabajo propuestos en 2021 que están en curso para desarrollar una evaluación de la población de barrilete en el OPO que incluya datos de marcado (ver documento SAC-12-06). Todos los archivos de entrada del modelo y los resultados de salida de esta evaluación provisional están disponibles en formato html y pdf.

1.1 Antecedentes

La evaluación de referencia anterior se llevó a cabo en 2005 utilizando la metodología ASCALA (Maunder y Harley, 2005). Esta evaluación se consideró preliminar y no fiable para el asesoramiento de ordenación porque no se sabía si la captura por día de pesca de las pesquerías de cerco era proporcional a la abundancia ni si la selectividad de cerco tenía forma de domo. El último intento de evaluar la condición de la población de barrilete en el OPO fue el de Maunder (2012), en el que se aplicó una variedad de métodos (indicadores biológicos y de pesca, análisis de datos de marcado, un modelo de evaluación de población estructurado por talla y un Modelo Espacial de Dinámica de Poblaciones y Ecosistema (SEAPODYM)). Una vez más, no fue posible evaluar la condición de la población del barrilete en relación con los puntos de referencia tradicionales (por ejemplo, basados en RMS).

Si bien no se ha dispuesto de ninguna forma de evaluación convencional fiable para el barrilete, el personal de la CIAT se ha basado en una justificación de Análisis de Productividad-Susceptibilidad (APS) para hacer inferencias sobre la condición de la población de barrilete. Con base en esta justificación de evaluación de APS, dado que el barrilete y el patudo tienen aproximadamente la misma susceptibilidad al arte de cerco en el APS del OPO (Duffy *et al*. 2019), y que el barrilete es la más productiva de las dos especies, se puede inferir que, si el patudo está saludable, el barrilete también lo está. Más recientemente, en 2020, el personal combinó la justificación del APS con los elementos cuantitativos del análisis de riesgos para los atunes tropicales en el OPO. Esta evaluación combinada APS-análisis de riesgos indicó que la condición de la población de barrilete al principio de 2020 era saludable, reflejando la condición de la población asociada a las condiciones de mortalidad por pesca de *statu quo*.

Un avance importante de la implementación de la resolución C-21-04 es que la justificación del APS utilizada anteriormente por el personal para evaluar el barrilete de forma *provisional* ya no es válida. Dado que las medidas adicionales establecidas en la resolución C-21-04 fueron diseñadas específicamente para evitar que se traspasen las condiciones de *statu quo* para el patudo (la especie que necesita medidas más estrictas), estas medidas no evitan necesariamente el aumento de la mortalidad por pesca para las otras dos especies, en particular para el barrilete. Por ejemplo, el nuevo esquema de LBI para las capturas de patudo podría resultar en un cambio de estrategias de pesca por parte de los buques cerqueros con una mayor mortalidad por pesca del barrilete. Por lo tanto, la condición de la población del barrilete solo puede medirse a través de una evaluación convencional. En 2021, el personal presentó un plan para desarrollar una nueva evaluación (*provisional*) para el barrilete (IATTC 98 INF-F), y la evaluación actual de la población es el producto de este plan. Aunque el personal califica la evaluación como *provisional*, la considera fiable para el asesoramiento de ordenación. El término "*provisional"* se debe a que se espera que haya mejoras adicionales en la evaluación del barrilete conforme a la metodología y plan de trabajo propuestos en 2021 que están en curso para desarrollar una evaluación de la población de barrilete en el

OPO que incluya datos de marcado (ver documento SAC-12-06). El modelado espaciotemporal se utilizará para analizar los datos de marcado recientemente disponibles obtenidos por el Programa Regional de Marcado de Atunes multianual de la CIAT en el OPO (PRMA-OPO 2019-2020, Proyecto E.4.a) y abordar los problemas de mezcla incompleta de los peces marcados. Los resultados preliminares del análisis espacio-temporal se presentarán en a reunión del CCA de 2022 (SAC-13-08), y la evaluación de referencia final en la reunión del CCA de 2023. Se espera que la inclusión de la información de los datos de marcado mejore los resultados de la evaluación. Sin embargo, el personal cree que la evaluación *provisional* y los análisis para evaluar la solidez del asesoramiento de ordenación con respecto a los supuestos del modelo se pueden utilizar para el asesoramiento de ordenación del barrilete (SAC-13-07).

Se lleva a cabo una evaluación de población para el barrilete utilizando Stock Synthesis, que es la plataforma de modelado integrado de evaluación de poblaciones utilizada para las evaluaciones del patudo y el aleta amarilla. El objetivo es evaluar valores alternativos para los supuestos inciertoas y los diferentes conjuntos de datos con el fin de determinar la condición absoluta y relativa de la población y su solidez frente a estas suposiciones. La evaluación se lleva a cabo para el periodo de 2006 a 2021, lo que evita el periodo en que la pesquería sobre objetos flotantes se expandió después de mediados de la década de 1990, cubre un periodo en el que los métodos de recolección de datos de cerco fueron más consistentes, evita la posible influencia de El Niño de 1998 sobre la capturabilidad y la selectividad, y elimina un periodo de principios de la década de 2000 en el que el índice de abundancia de palangre era muy variable. El barrilete tiene una vida corta y, como resultado, la abundancia de la población tiende a ser muy variable, por lo que la información de años anteriores es menos pertinente para evaluar su condición actual.

La evaluación proporciona dos tipos de estimaciones que se pueden utilizar para el asesoramiento de ordenación: 1) estimaciones absolutas de la condición de la población en relación con los puntos de referencia sustitutos y 2) estimaciones de la condición de la población en relación con el periodo de *statu quo* (2017-2019) cuando la justificación del APS aún era válida y el personal determinó que la población estaba saludable en relación con los puntos de referencia objetivo y límite establecidos en la resolución C-16-02

2. DATOS

2.1 Pesquerías y “estudios”

Las pesquerías se definen por tipo de arte, tipo de lance cerquero [asociado a delfines (DEL), asociado a objetos flotantes (OBJ) y no asociado (NOA)] y área geográfica de operación. Esto es coherente con el enfoque de "áreas como flotas" y permite tener en cuenta la información espacial sin crear explícitamente un modelo espacial. Todos los datos disponibles para evaluar las poblaciones se obtienen de la pesquería, incluido un índice de abundancia basado en boyas con ecosonda que se utilizan en la pesquería de cerco OBJ (FAD-06-03). El índice de boyas con ecosonda depende de la pesquería, pero es independiente de la captura y, por lo tanto, debería estar menos influenciado por los cambios en la estrategia de pesca. Las pesquerías definidas en esta evaluación se ilustran en la Figura 1 y se resumen en la Tabla 1. A continuación se proporciona una descripción de estas pesquerías.

Los “estudios” (*surveys*) son un concepto de Stock Synthesis que permite el uso de datos que no están asociados con la captura. Estos no tienen que ser estrictamente estudios, pero pueden basarse en datos dependientes de la pesquería y el índice elaborado de una manera que no necesita o no debe estar asociado con la captura. Se crearon cuatro “estudios” para usarlos en la evaluación del barrilete: 1) un índice de abundancia basado en la captura por lance en la pesquería de cerco sobre objetos flotantes (SAC-13 INF-K); 2) un índice de abundancia basado en la captura por lance en la pesquería de cerco no asociada (SAC-13 INF-K); 3) un índice de abundancia basado en boyas con ecosonda (FAD-06-03) y 4) captura en número de peces por anzuelo para la pesquería de palangre japonesa.

2.1.1 Pesquerías

Se definen doce pesquerías para la evaluación de la población de atún barrilete en el OPO, clasificadas por arte (red de cerco, palangre), tipo de lance cerquero y área geográfica de operación (Figura 1, Tabla 1). Una de las pesquerías se utiliza para representar peces que se descartan debido a la talla del pez y tiene plena selectividad para peces de entre 30 y 40 cm.

Las pesquerías del enfoque de áreas como flotas se definen para agrupar datos que tienen una selectividad similar, lo que es una combinación de selectividad de contacto y disponibilidad espacial. Las pesquerías definidas para los lances OBJ y NOA de cerco se identificaron utilizando un análisis de árbol de regresión de los datos de composición por talla (SAC-13 INF-I). Las pesquerías finales fueron un arreglo entre explicar la variabilidad espacial en los datos de composición por talla y la complejidad del modelo, que está relacionada con el número de pesquerías. También se investigó la variación estacional en los datos de composición por talla, pero explicó poco de la variabilidad. La variación espacial en los datos de composición por talla fue inconsistente entre las pesquerías OBJ y NOA y, por lo tanto, optamos por utilizar diferentes definiciones de pesquería para cada tipo de lance. Se utilizaron cuatro pesquerías definidas espacialmente para lances OBJ y cuatro pesquerías para lances NOA. Se capturan pocos barriletes en la pesquería de cerco DEL o en la pesquería de palangre. Por lo tanto, la pesquería DEL se dividió en dos áreas, al norte y al sur de la línea ecuatorial, y se utilizó una sola pesquería para el palangre. Estas definiciones de pesquerías son muy diferentes de las utilizadas en la evaluación anterior del barrilete (Maunder y Harley, 2005).

2.1.2 “Estudios”

Se creó un “estudio” en Stock Synthesis para cada uno de los índices de abundancia de captura por lance de cerco utilizados en la evaluación. Esto se hizo debido a que el índice representa la abundancia en todo el OPO mientras que las pesquerías están separadas por áreas espaciales para modelar mejor la talla o la edad de los peces extraídos. El índice no puede asociarse con ninguna pesquería en particular y tiene sus propios datos de composición por talla, que se ponderan por la abundancia (CPUE) más bien que por la captura (SAC-13 INF-K). El índice de boyas con ecosonda también es un índice de toda la población y, por lo tanto, también se trata como un "estudio" y su selectividad se determina mediante un ajuste a los datos de composición por talla del índice de captura por lance OBJ. La CPUE de palangre se trata como un “estudio” porque está en números, mientras que la captura está en peso. Stock Synthesis tiene la flexibilidad de reflejar la selectividad del estudio a una de las pesquerías cuando corresponda (por ejemplo, el “estudio” de palangre refleja la selectividad de la pesquería de palangre).

2.2 Captura

La captura se estima para cada una de las pesquerías tal como se describe a continuación.

2.2.1 Cerco

La información utilizada para estimar la captura total por especie proviene de cuatro fuentes principales: enlatadoras, observadores a bordo, bitácoras de buques y muestreo en puerto por parte del personal de la CIAT. La composición de la captura se estima por estratos. En pocas palabras, la captura total de atunes tropicales (aleta amarilla + barrilete + patudo) para la flota cerquera se toma de los datos de enlatadoras, de observadores o de bitácora, y se prorratea a los estratos de estimación de captura (tipo de lance x área x mes x categoría de clase de capacidad de buque) utilizando datos sobre las características operacionales recolectados por los observadores y reportados en las bitácoras. Luego se usan los datos de muestreo en puerto para calcular la composición por especie y talla de la captura para cada estrato. Las explicaciones detalladas del muestreo y los estimadores se pueden encontrar en el apéndice de Suter (2010) y en WSBET-02-06.

2.2.2 Palangre

El personal de la CIAT no recolecta directamente datos sobre las capturas de palangre; más bien, estos son reportados anualmente a la CIAT por Miembros y no Miembros Cooperantes (CPC), de conformidad con la resolución C-03-05 sobre provisión de datos. Las capturas se reportan por especie, pero la disponibilidad y el formato de los datos varían entre las flotas: las flotas principales reportan la captura y el esfuerzo agregados por celda de 5°-mes. Las bases de datos de la CIAT incluyen datos sobre las distribuciones espaciales y temporales de las capturas palangreras de barrilete en el OPO por parte de las flotas costeras y de aguas distantes de los CPC. Algunas flotas notifican las capturas palangreras en número y otras en peso. Dado que la captura de barrilete con palangre es solo un pequeño porcentaje de la captura total, las estimaciones anuales de captura simplemente se toman como se reportan en el *Informe de la situación de la pesquería* (ISP) y se distribuyen uniformemente entre los trimestres.

2.2.3 Otra captura

La captura de barrilete con caña solo representa un pequeño porcentaje de la captura total durante el periodo de evaluación y ha habido poca o ninguna en los últimos años. Por lo tanto, la captura se toma del ISP, se divide en partes iguales entre los trimestres y se agrega a la pesquería costera OBJ. La captura recreativa se desconoce y no se incluye en el modelo.

2.2.4 Descartes

Se consideran dos tipos de descartes, los resultantes de ineficacia en el proceso de pesca y los relacionados con la clasificación de las capturas. Ejemplos de ineficacia son la captura de un lance que excede la capacidad de almacenamiento restante del buque pesquero o el descarte de especies indeseadas de captura incidental, mientras que se supone que la clasificación de la captura ocurre cuando los pescadores descartan atún que está por debajo de cierta talla. El primero se agrega a las pesquerías y el segundo se combina en una pesquería separada con una curva de selectividad supuesta (selectividad total entre 30 y 40 cm). Los descartes de las pesquerías de palangre no se pueden estimar con los datos mínimos disponibles debido a la baja cobertura por observadores, por lo que se supone que la captura retenida representa la captura total.

2.2.5 Tendencias de captura y descarte

El atún barrilete es la principal especie objetivo de las pesquerías de cerco OBJ y NOA. Las capturas de la pesquería de cerco DEL y la pesquería de palangre representan sólo una pequeña proporción de las capturas totales de atún barrilete en el OPO.

La pesquería de cerco OBJ ha sido importante desde la década de 1970 en áreas al norte de la línea ecuatorial y cerca de la costa de Suramérica, entre 10°S y la línea ecuatorial. Sin embargo, la pesquería OBJ tuvo una expansión generalizada en el OPO después de 1992. El número de lances OBJ ha aumentado constantemente desde 2005, hasta el inicio de la pandemia de COVID-19 (SAC-13-06). Durante el periodo cubierto por el modelo, existe una gran variación estacional en la captura cerquera (Figura 2). La captura en la pesquería OBJ de alta mar (F1) aumentó a partir de 2015. Los descartes por clasificación en las pesquerías OBJ muestran una reducción a partir de alrededor de 2001, y cesaron casi por completo a partir de 2006 (Figura 2) luego de resoluciones adoptadas por la CIAT que prohibían el descarte de atunes juveniles (por ejemplo, C-04-05).

2.3 Índices de abundancia

Se consideran varios índices de abundancia para su inclusión en la evaluación del barrilete. Estos comprenden: 1) un índice de abundancia basado en la captura por lance en la pesquería de cerco OBJ (SAC-13 INF-K), 2) un índice de abundancia basado en la captura por lance en la pesquería de cerco NOA (SAC-13 INF-K), 3) un índice de abundancia basado en boyas con ecosonda (FAD-06-03) y 4) captura en números

por anzuelo para la pesquería de palangre japonesa.

2.3.1 Captura por lance en la pesquería de cerco

Los datos utilizados para elaborar el índice son los datos de captura por lance individual de los buques cerqueros. Los observadores a bordo pertenecientes al programa de observadores del Acuerdo sobre el Programa Internacional para la Conservación de los Delfines (APICD) han estado recolectando estos datos para buques cerqueros grandes (capacidad de acarreo >363 t) desde 1992 (Joseph 1994; Scott *et al.* 2016). Los datos de bitácora se utilizan para viajes para los que no se dispone de datos de observadores.

No es posible separar el esfuerzo de búsqueda por tipo de lance y la pesca sobre objetos flotantes no tiene una medida fiable del tiempo de búsqueda, por lo que se utiliza la captura por lance para calcular el índice de abundancia. El índice debe representar a toda la población (por ejemplo, cubrir la extensión espacial de la población). Es preferible calcular el índice basándose en la suma de las tasas de captura espacialmente explícitas (ver Maunder *et al*., 2020). Sin embargo, existe una variación temporal en la distribución espacial del esfuerzo, lo que a veces tiene como resultado áreas sin datos. Por lo tanto, el modelado espacial de los datos de captura por lance se usa para "suplir los datos faltantes" y la región sobre la cual se calcula el índice se restringe a la porción del OPO en la que se pesca con frecuencia (ver SAC-13 INF-K). Los datos de captura por lance se estandarizaron utilizando la librería R *VAST* (versión 3.7.1) (Thorson y Barnett 2017, Xu *et al.* 2019). VAST ajusta un modelo delta generalizado espaciotemporal lineal mixto a los datos.

El índice de abundancia de la pesquería OBJ muestra una disminución constante a lo largo del tiempo hasta alrededor de 2015, con variabilidad de un trimestre a otro, y luego se estabiliza (Figura 3). Por el contrario, el índice de abundancia NOA muestra un aumento constante hasta alrededor de 2015 y luego se estabiliza.

2.3.2 Captura por anzuelo para la pesquería de palangre japonesa

Se capturan pocos barriletes en las pesquerías de palangre y, por lo tanto, el tamaño de la muestra para calcular los índices de abundancia basados en la CPUE es reducido. Por esta razón, se utiliza como índice de abundancia la razón de la suma de la captura a la suma del número de anzuelos pescados en cada año-trimestre. En el análisis solo se utilizan los datos de palangre de Japón.

El índice de abundancia de palangre es bajo hasta alrededor de 2006 y luego aumenta a un nivel más alto en 2014 (Figura 3). Posteriormente, el índice de palangre desciende hasta 2018 y vuelve a aumentar.

2.3.3 Índice de boyas con ecosonda

Se derivó un índice de abundancia (ECO) para el atún barrilete en el OPO para el periodo 2012-2021. Este índice se desarrolló con base en la señal de boyas satelitales con ecosonda rastreadas por GPS utilizadas en la pesquería de cerco OBJ (FAD-06-03). Las boyas con ecosonda proporcionan un valor único de biomasa sin discriminar especies o composición por talla de los peces. Por lo tanto, los datos de las boyas con ecosonda se combinaron con los datos de la pesquería sobre la composición por especie de la captura y la talla promedio para obtener el índice del barrilete. El índice ECO pasa por niveles altos y bajos (Figura 3).

2.4 Datos de composición por talla

2.4.1 Pesquerías

2.4.1.1 Cerco

Los datos de frecuencia de talla para las pesquerías de cerco son recolectados por el programa de muestreo en puerto de la CIAT en puertos de descarga en Ecuador, México, Panamá y Venezuela. Los datos disponibles en la base de datos de muestreo en puerto están determinados por el protocolo de muestreo vigente (Suter 2010), que especifica que solo se deben muestrear aquellas bodegas con captura de un

solo "estrato"; los estratos se definen por: tipo de lance (DEL, NOA, OBJ), mes y área de pesca (13 áreas; ver Figura 1 en WSBET-02-06). La metodología de estimación de captura además estratifica la captura en dos categorías de clase de capacidad de buque (clases 1-5, 'pequeños'; clase 6, 'grandes'). Para buques cerqueros grandes y pequeños, alrededor del 50%-60% y 10%-20% de los viajes, respectivamente, han sido muestreados por año, para un total de más de 800 bodegas muestreadas en la mayoría de los años (SAC-01-11; SAC-05-06). La cobertura de muestreo en términos de porcentaje de la captura es menor (SAC-02-10). Las áreas de muestreo fueron diseñadas para el aleta amarilla antes del desarrollo de la pesquería sobre plantados. Desde el año 2000, tanto la celda de 5° como el área de muestreo se registran para casi todas las muestras (SAC-03-10). Idealmente, se medían 50 peces de cada especie en la bodega muestreada y, desde el año 2000, los muestreadores alternan entre contar peces por especie y medir peces por talla. Se pueden encontrar más detalles sobre el programa de muestreo de puertos en el Apéndice de Suter (2010) y en WSBET-02-06. Al igual que con la composición por especie, la composición por talla de la captura, en número de peces por intervalo de 1 cm de longitud, se estima por estrato y luego se suma a través de los estratos para obtener estimaciones trimestrales para cada pesquería. Desde 2000, las estimaciones de proporciones por talla de las bodegas utilizan tanto los recuentos de especies como los datos de medición de tallas. Los detalles de los estimadores se pueden encontrar en WSBET-02-06.

Las pesquerías de cerco empiezan a capturar barrilete alrededor de los 25-30 cm y la moda de la distribución de la frecuencia de talla es de unos 40 cm para aquellas pesquerías que capturan el barrilete más pequeño, que son todas las pesquerías OBJ y, sorprendentemente, los datos de composición para el índice NOA, que se compone de las pesquerías NOA que no tienen una moda de esta talla (excepto la moda secundaria en la pesquería NOA de alta mar) (Figura 4). La pesquería NOA de alta mar captura el barrilete más grande de las pesquerías de cerco (F5), seguida por la pesquería DEL del sur (F10) y la pesquería NOA central (F7). La composición por talla para la pesquería NOA de alta mar es bimodal. Varias de las pesquerías OBJ tienen una cola larga a la derecha de la distribución de composición por talla (por ejemplo, F1, F2, F3).

2.4.1.2 Palangre

Se capturan pocos barriletes en las pesquerías de palangre y, por lo tanto, el tamaño de la muestra para calcular las frecuencias de talla es bajo. Por esta razón, simplemente sumamos las composiciones por talla para cada año-trimestre. En el análisis solo se utilizan los datos de palangre de Japón, ya que Japón tiene la serie de tiempo más larga de datos de composición por talla.

La composición por talla de palangre no muestra peces de menos de 62 cm y se desconoce el motivo de esto (Figura 4b). La distribución aumenta rápidamente a partir de unos 68 cm, alcanza su punto máximo a los 78 cm y desciende rápidamente después de eso, con pocos peces de más de 86 cm.

2.4.2 Estudio

Los índices de abundancia están diseñados para representar a toda la población seleccionada por el arte de pesca utilizado para crear el índice. La simple suma de los datos hará que la composición por talla sea ponderada por el muestreo, que normalmente está relacionado con la distribución espacial de la captura. Es posible que la pesquería no esté operando proporcionalmente a la abundancia. Por lo tanto, donde sea práctico, los datos de composición por talla se ponderan espacialmente por el índice de abundancia.

Las frecuencias de talla del barrilete asociadas con los índices de abundancia de la captura por lance de cerco (“estudio”) se obtuvieron sumando las observaciones de frecuencia de talla sin procesar en todas las áreas de 5°, ponderadas por la captura por lance predicha por el modelo espaciotemporal utilizado para crear el índice para el mismo arte de pesca (SAC-13 INF-K). Las clases de frecuencia de talla se definieron por intervalos de 1 cm, desde 20 cm hasta 100 cm.

Las composiciones por tallas para los dos índices de abundancia de cerco muestran una distribución típica

de composición por talla, pero con una cola larga hacia la derecha (Figura 4a). Las frecuencias de talla del barrilete asociadas con el índice basado en la captura por lance de la pesquería de cerco también se usaron para el índice de boyas con ecosonda (es decir, compartían selectividad). El índice de abundancia basado en palangre utilizó los datos de composición por talla de la pesquería de palangre (es decir, compartían selectividad; Figura 4b).

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

Se desarrolló una evaluación estadística integrada de la población de captura por talla estructurada por edad para el atún barrilete en el OPO usando Stock Synthesis (versión 3.30.19.00, Methot y Wetzel 2013). Otras cantidades y gráficos auxiliares se calcularon utilizando la librería *R r4ss* (versión 1.43.2) y el código original disponible en el repositorio de la CIAT IATTCassessment.

El periodo del modelo abarca de 2006 a 2021. El año de inicio difiere de las evaluaciones anteriores del barrilete, que comenzaron en 1975, y de las evaluaciones del patudo y del aleta amarilla, por las razones mencionadas anteriormente. El intervalo temporal del modelo es un trimestre, se definen 21 clases de edad, desde 0 trimestres hasta 20+ trimestres (5 años). La estructura de la talla de la población se definió en intervalos de 1 cm, desde 2 cm hasta 120 cm. El modelo agrupa las hembras y los machos. Las composiciones por talla se definen usando intervalos de 1 cm, desde 20 cm (agrupando todas las tallas más pequeñas) hasta 100+ cm, para las pesquerías de cerco y los "estudios", e intervalos de 2 cm, desde 60 cm (sin agrupar todas las tallas más pequeñas) hasta 100+ cm, para la pesquería de palangre. Los modelos se ajustan a las capturas, los índices de abundancia relativa y los datos de composición por talla. Se supuso que las capturas totales observadas no estaban sesgadas y eran relativamente precisas, y se ajustaron suponiendo una distribución de error lognormal con un error estándar (SE) de 0.01.

3.1 Información biológica y demográfica

3.1.1 Crecimiento

La talla promedio por edad del barrilete en el OPO se estimó ajustando el modelo de cese de crecimiento a los datos de marcado (SAC-13 INF-J; Figura 6). Dado que no se dispone de una determinación de edad fiable y de datos de marcado de peces viejos, se tuvo que suponer la edad de los peces a una talla determinada y se estimó el crecimiento asintótico a partir de los datos de composición por talla. Se pone a prueba la sensibilidad a estos supuestos.

Dado que se supone que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población de barrilete (es decir, la inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt se establece en $h = 1$), no se necesita la edad de los individuos para modelar el retraso entre el desove y la entrada en la pesquería, y si los procesos de población (por ejemplo, mortalidad natural y selectividad) se definen en términos de talla, la edad absoluta no es pertinente. Se supone que los resultados de la evaluación basados en una curva de crecimiento que supone una edad razonable para el barrilete de 37 cm de talla (la talla más pequeña vista en los datos de marcado) serán robustos a ese supuesto y que un barrilete de 37 cm en el OPO tiene 2 trimestres de edad. No es posible una correspondencia perfecta debido a que la información sobre la mortalidad natural se agrupa en intervalos de talla de 10 cm y, por lo tanto, este supuesto se probó realizando análisis de sensibilidad a la edad supuesta.

Los datos de marcado se analizaron utilizando varios supuestos sobre la edad a los 37 cm (2, 3 y 4 trimestres) y la talla asintótica (75, 80, 85 cm). Se estimó que el crecimiento era lineal para los tamaños de los peces incluidos en los datos y esto era robusto a los supuestos de edad a 37 cm y la talla asintótica. Por lo tanto, se tomó el valor mediano del parámetro de tasa de crecimiento en todos los escenarios, Rmax = 26.54 cm, que se convirtió en un intervalo trimestral dividiéndolo entre cuatro, para usarlo en el modelo de evaluación. También se utilizó la mediana del parámetro que controla cuándo se dobla la curva de crecimiento (K = 5.71) y se dividió entre cuatro. Estos parámetros se mantuvieron constantes en todos los

escenarios incluso cuando se cambió la talla asintótica o la edad a 37 cm.

La talla asintótica se determinó utilizando los datos de frecuencia de talla de la pesquería de palangre japonesa. La pesquería de palangre captura el atún barrilete más grande y, por lo tanto, se supone que tiene selectividad asintótica. Se hace un supuesto simple de que el pico de la composición por talla de palangre es igual a la talla asintótica. Esto está respaldado por el hecho de que la distribución a la derecha del pico implica una pequeña desviación estándar (ver más abajo). Se lleva a cabo un análisis de sensibilidad respecto al supuesto sobre la talla asintótica.

La variabilidad de la talla por edad también es importante, ya que esto también contribuirá a determinar los tamaños máximos que son plausibles en la población. El análisis de crecimiento estima tanto el error de medición como la variabilidad individual en talla por edad. Ambos son pertinentes al predecir la composición por talla porque se espera el mismo tipo de error de medición en los datos de composición por talla (cabe señalar que en la evaluación no se realizaron ajustes por encogimiento y que esto debe considerarse en investigaciones futuras). Las medidas de talla se toman de todo el intervalo temporal del modelo de evaluación (trimestre), mientras que los datos de marcado se basan en los tiempos exactos de liberación y recaptura. Calculamos esta variación adicional debido al tiempo dentro de un trimestre cuando se captura un pez como la desviación estándar de una distribución uniforme entre el crecimiento cero y el crecimiento de un trimestre completo. Este último es constante con la edad para el barrilete joven, pero hay poco o ningún crecimiento a la edad asintótica, por lo que no se suma a la desviación estándar para los individuos de talla asintótica.

$$sd[U(LB, UB)] = \sqrt{\frac{(UB - LB)^2}{12}} = \sqrt{\frac{(26.54/4)^2}{12}} = 1.92$$

Esta variación adicional se agregó (en términos de varianza) a la desviación estándar estimada por el modelo de crecimiento (tanto para el error de observación como para la variabilidad individual) para un pez de 37cm [(0.0176 + 0.0222) x 37cm = 1.47 cm].

$$sd_{total} = \sqrt{sd_{tag}^2 + sd_U^2}$$

Lo que da una a desviación estándar total de 2.42 y un coeficiente de variación (CV) de 0.065.

El CV de la talla asintótica es simplemente la suma de los coeficientes de desviación estándar para el error de observación y de proceso 0.0176 + 0.0222 = 0.0398.

La desviación estándar para los peces en la talla asintótica también se estimó ajustando una distribución seminormal a los datos de composición por talla de palangre mientras se fijaba el promedio en la talla asintótica (78 cm). La desviación estándar se estimó en 3.85 dando un CV de 0.049. Este valor es superior al estimado a partir de los datos de marcado. Estos coeficientes de variación se utilizaron en la relación lineal entre el coeficiente de variación y la talla (el uso del modelo de cese de crecimiento en Stock Synthesis requiere establecer el coeficiente de variación para la edad cero y esto se extrapoló utilizando la relación lineal). Los análisis iniciales de la evaluación de la población descubrieron que el CV para individuos jóvenes era demasiado pequeño y causaba modas en las distribuciones predichas de composición por talla que no estaban en las observaciones y que el CV para individuos viejos también era demasiado pequeño y el modelo no podía ajustar el lado derecho de la distribución de la composición por talla de palangre. La estimación de los CV dentro de la evaluación descubrió errores numéricos. Por lo tanto, los CV se aumentaron a niveles que proporcionaran ajustes razonables y se fijaron en esos niveles (CV a la edad cero = 0.09 y CV a los 20 trimestres = 0.06). Se realiza un análisis de sensibilidad para el CV a los 20 trimestres de edad.

El peso a la edad w_a se obtiene de la talla promedio a la edad L_a de la ecuación talla-peso para el atún

barrilete en el OPO (Hennemuth, 1959):

$$w_a = 5.53 \times 10^{-6} L_a^{3.336}$$

3.1.2 Mortalidad natural (*M*)

Usamos la mortalidad natural por clase de talla para el atún barrilete estimada por Hampton (2000) con interpolación lineal entre los puntos medios de las clases de talla (Figura 7). La estimación para peces de más de 70 cm es muy alta y probablemente esté sesgada por la selectividad en forma de domo de la pesquería de cerco. Por lo tanto, también investigamos un cronograma de mortalidad natural que es constante después de 65 cm.

La mortalidad natural es alta para los individuos jóvenes. El nivel supuesto de *M* para la edad 0 tiene poco impacto sobre los resultados de la evaluación porque hay pocos datos para los peces de esta talla y solo escalas arbitrarias para el reclutamiento a la edad 0.

3.1.3 Biología reproductiva y reclutamiento

Anónimo (1998: 26), Schaefer (2001) y Schaefer y Fuller (2019) proporcionan información sobre la reproducción del barrilete en el OPO. El desove está bastante extendido desde aproximadamente 19°N hasta 12°S y desde 79°O a 136°O, y es continuo durante todo el año entre aproximadamente 15°N y 10°S (Schaefer y Fuller, 2019). El desove ocurre de 24°C a 30°C, y la mayor parte tiene lugar entre 26°C y 29°C (Schaefer y Fuller, 2019). Se supone que el atún barrilete puede ser reclutado a la población pescable durante todos los trimestres del año. No se hacen supuestos firmes sobre la relación entre la biomasa de adultos y el reclutamiento en las evaluaciones históricas de la población de barrilete (es decir, la inclinación de la relación población-reclutamiento *h* = 1). Las relaciones de madurez y fecundidad por camada con la talla se toman de Schaefer y Fuller (2019). El cronograma de madurez fue tomado del área central y representado por una función de Richards y la fecundidad por camada de todo el OPO y representado por una función de potencia.

$$m_l = [1 - (1 - 3.977)e^{-0.355(l-55.122)}]^{1/(1-3.977)}$$

$$f_l = 1.0756 l^{2.9838}$$

La producción reproductora por edad, que es el producto de la madurez y la fecundidad, se muestra en la Figura 8.

3.1.4 Desplazamiento y estructura de la población

El barrilete se encuentra en las aguas tropicales y subtropicales del Océano Pacífico, y se sabe que existe un intercambio considerable de peces entre áreas. La estructura de la población del barrilete ha sido estudiada por varios métodos, incluyendo análisis de estadísticas de captura, ciclo vital, marcado, datos genéticos bioquímicos y datos sobre la composición química de los otolitos de los peces. Argue (1981) y Anónimo (1984: 88-91) examinaron la información y hay dos hipótesis principales para el barrilete en el Océano Pacífico. La hipótesis de la subpoblación separada establece que hay dos o más subpoblaciones genéticamente distintas de barrilete en el Océano Pacífico, y la hipótesis clinal establece que no existen subpoblaciones separadas de barrilete en el Océano Pacífico, sino que hay aislamiento por distancia, es decir, la probabilidad de que dos peces cualesquiera se crucen es una función inversa de la distancia que los separa. Argue (1981) concluyó que los datos disponibles no favorecían ninguna de ambas hipótesis. Estudios posteriores, descritos por Anónimo (1995: 69-71) no han proporcionado información que sirva como una mejor base para las decisiones de ordenación.

Schaefer (2009) examinó toda la información disponible y concluyó que los resultados de los experimentos de marcado, junto con las investigaciones de la variación geográfica en la talla a la edad de madurez del barrilete en el OPO, demuestran desplazamientos restringidos, con fidelidad a las regiones norte y sur

del OPO. Sugirió que es probable que dos regiones del OPO, separadas aproximadamente a 15°N, representen subpoblaciones del norte y del sur separadas espacialmente con una mezcla limitada entre ellas.

El análisis de los datos de composición por talla para definir las pesquerías descubrió una primera división constante en -120°O para los tipos de lance OBJ y NOA (SAC-13 INF-I). El análisis espaciotemporal de la captura por lance OBJ encontró una captura por lance más baja entre -110°O y -130°O (SAC-13 INF-K). Esto sugiere poblaciones separadas al este y al oeste de -120°O.

Para los efectos de la evaluación de la población y la ordenación del barrilete en todo el Océano Pacífico por parte de la Comisión de Pesca del Pacífico Central y Occidental (WCPFC) y la CIAT, normalmente se supone que el barrilete del OPO no interactúa con el barrilete del Océano Pacífico occidental y central. Pese a esto, para el propósito de algunos análisis históricos se ha supuesto que hay seis subpoblaciones que no interactúan en el OPO. Sin embargo, dado que el barrilete del OPO se ha gestionado como una sola población, en esta evaluación se supone que el OPO se compone de una sola población para cumplir con los requisitos de ordenación, pero también se explora la hipótesis de una población separada al este de -120°O.

3.2 Supuestos del modelo de evaluación de poblaciones

3.2.1 Condiciones iniciales

Se supone que el modelo comienza de un estado de equilibrio no virgen (pescado), con R_{init}, el reclutamiento inicial como *offset* del reclutamiento virgen (actualmente modelado en SS como un cambio de régimen de reclutamiento promedio), y F_{init}, la mortalidad por pesca inicial estimada sin penalización asociada a las capturas iniciales en equilibrio. Se supuso que F_{init} corresponde a la pesquería F1, la pesquería cerquera sobre objetos flotantes en el área de alta mar; se eligió esta pesquería porque captura una gran cantidad de barrilete. Asimismo, se estiman 10 desviaciones de reclutamiento (trimestre) antes del trimestre inicial del modelo.

3.2.2 Selectividad

Se modelaron las selectividades como función de la talla y se supuso que tenían forma de domo para todas las flotas, excepto para la flota palangrera, que se supone que tiene selectividad asintótica. Todas las curvas de selectividad se modelan utilizando *splines* cúbicos. La selectividad asintótica de palangre supone que la selectividad por encima de la talla asintótica es constante (esto no tiene que ser necesariamente asintótico; puede estar en un nivel constante por debajo del pico que ocurre en una talla más pequeña y esta es una consecuencia de utilizar la selectividad de *splines* cúbicos en lugar de una logística) y la selectividad a 40 cm es cero. Las selectividades en forma de domo para la pesquería cerquera se limitan a tener una selectividad de cero a 20 cm y a 80 cm (90 cm para F5). Se realizaron análisis de sensibilidad para investigar la robustez de los resultados a la selectividad en forma de domo para las pesquerías cerqueras.

3.3 Ponderación de datos

Las funciones de verosimilitud abarcan no solo la variabilidad del muestreo (observación) sino también la especificación errónea del modelo y la variabilidad de proceso no modelada. Por lo tanto, los CV del índice de abundancia se incrementan añadiendo una constante a los CV estimados del modelo de estandarización para que el CV promedio en el periodo del modelo sea 0.20. En el caso del índice basado en la pesquería palangrera, simplemente utilizamos un CV constante de 0.2.

Se supuso que los datos de composición por talla tienen distribuciones multinomiales. El tamaño de muestra de entrada para las pesquerías cerqueras fue igual al número de bodegas muestreadas. El número de peces muestreados en una bodega no debería usarse para representar el tamaño de la muestra porque los peces almacenados en la misma bodega podrían provenir del mismo cardumen y, por lo tanto, no ser

muestras independientes, y sus tallas podrían estar altamente correlacionadas (Pennington *et al*. 2002). El tamaño de muestra para las pesquerías asociadas a delfines se dividió entre 10 porque esta pesquería no captura mucho barrilete y es probable que, a pesar del alto número de bodegas muestreadas, se hayan muestreado pocos barriletes en cada bodega. El tamaño de muestra de la pesquería palangrera se fijó igual al número de peces/10 porque la captura de barrilete en la pesquería palangrera es baja y las composiciones por talla fueron más variables de lo que normalmente se esperaría.

No se intentó ponderar más los datos. El método de ponderación de Francis (TA1.8 en Francis 2011) por lo general indica una mayor ponderación a la baja de los datos mientras que el método de McAllister e Ianelli (1997) tendía a querer aumentar la ponderación. En lugar de utilizar métodos de ponderación de datos, consideramos el análisis de sensibilidad para incluir diferentes conjuntos de datos y supuestos alternativas.

4. MODELOS

Existe incertidumbre sustancial en la evaluación del barrilete. Esta incertidumbre incluye la forma de las curvas de selectividad de la pesquería cerquera, la relación entre los índices de abundancia y la abundancia de la población, la tasa de mortalidad natural, particularmente para peces viejos, el crecimiento de peces viejos y la estructura de la población. También existe incertidumbre en la determinación de la edad del barrilete, pero se espera que, si se trata de manera apropiada, el modelo no será sensible a los supuestos relacionadas con la determinación de la edad. Por lo tanto, se realizaron muchos análisis de sensibilidad diversos para probar la robustez de los resultados a los supuestos, en particular la robustez de la condición estimada de la población.

Se define un modelo de referencia que representa los supuestos más plausibles y luego se definen análisis de sensibilidad como modificaciones al modelo de referencia. Similar a la terminología del modelo utilizada recientemente en el análisis de riesgos de 2020 del personal para la pesquería de atunes tropicales, se usa el término “modelo de referencia” en lugar de "modelo de caso base" como se utilizó en evaluaciones previas de la CIAT. Dado que todavía no se dispone de un análisis de riesgos para el barrilete, el personal considera que el modelo de referencia representa el conjunto de supuestos más plausibles (*estados de naturaleza*) y los otros modelos se denominan modelos de “sensibilidad”. A continuación, se define primeramente el modelo de referencia seguido de los modelos de sensibilidad.

4.1 Modelo de referencia

El modelo de referencia supone que la razón por la que se observan peces grandes en la pesquería palangrera, pero no en la pesquería cerquera, se debe a que los peces grandes no están disponibles para esta última (es decir, las pesquerías cerqueras tienen selectividad en forma de domo). El modelo de referencia tiene los siguientes supuestos y utiliza los siguientes datos.

a) La selectividad de la pesquería palangrera es asintótica y la selectividad de la pesquería cerquera tiene forma de domo.

b) La mortalidad natural es constante después de una talla de 65 cm.

c) La talla asintótica es de 78 cm.

d) La edad a 37 cm es de 2 trimestres.

e) El CV de la talla por edad es una función lineal de la talla y para peces de edad cero es 0.09 y para la edad de 20 trimestres es 0.06.

f) El reclutamiento es independiente del tamaño de la población (es decir, la inclinación de la relación población-reclutamiento es h = 1) y se estima para cada trimestre.

g) Se supone que el reclutamiento trimestral varía en torno al nivel promedio y se especifica por una

distribución lognormal con una desviación estándar de 0.6. La rampa de corrección de sesgo y la corrección de sesgo total se estimaron utilizando una sola iteración del enfoque de Methot y Taylor (2011) tal como se implementó en r4ss.

h) Los índices de abundancia relativa de palangre y basados en boyas con ecosonda son proporcionales a la abundancia de la población seleccionada por la pesquería palangrera y la pesquería cerquera OBJ, respectivamente, y no se utilizan los otros índices (captura por lance en pesquerías OBJ y NOA).

i) En el análisis se utilizan las composiciones por talla para todas las pesquerías, pero no las construidas para el índice de cerco para la pesquería NOA (las construidas para el índice de la pesquería de cerco OBJ se utilizan para el índice de boyas con ecosonda).

4.2 Modelos de sensibilidad

Se realizan varios análisis de sensibilidad para determinar la robustez de los resultados a los supuestos del modelo y a la inclusión de diferentes conjuntos de datos. En particular, se investigan los supuestos sobre por qué no se observa barrilete grande en la pesquería cerquera. El modelo de referencia supone que se debe a la selectividad en forma de domo ya que en la pesquería palangrera se observan peces grandes. Lo siguiente describe cómo los modelos de sensibilidad difieren del modelo de referencia.

a) Menor talla asintótica. La talla asintótica se establece en 73 cm.

b) Mayor talla asintótica. La talla asintótica se establece en 83 cm.

c) Variación más baja de la talla por edad. El CV para variación en la talla asintótica se fija en 0.05.

d) Variación más alta de la talla por edad. El CV para variación en la talla asintótica se fija en 0.07.

e) Incluyen las estimaciones mejoradas de la captura para 2020 y 2021.

f) Excluyen el índice de abundancia de boyas con ecosonda. El índice de abundancia de boyas con ecosonda y los datos asociados de composición por talla se excluyen del modelo y no se estima la selectividad asociada.

g) No se incluye el índice de abundancia de palangre. El índice de abundancia de palangre y sus datos asociados de composición por talla se excluyen del modelo. La selectividad de la pesquería palangrera se fija en la estimada por el caso de referencia.

h) Inclusión del índice de captura por lance OBJ de la pesquería cerquera. El índice de abundancia basado en la captura por lance OBJ se incluye en el modelo. Los datos asociados de composición por talla ya se incluyen en el modelo para el índice de boyas con ecosonda y la selectividad se comparte entre estos dos "estudios".

i) Inclusión del índice de captura por lance NOA de la pesquería cerquera. El índice de abundancia basado en la captura por lance NOA y los datos asociados de composición por talla se incluyen en el modelo y se estima la selectividad.

j) Selectividad asintótica NOA. La pesquería NOA de alta mar se limita a tener selectividad asintótica y la talla asintótica es igual a la moda de la distribución de tallas para esta pesquería (75 cm). El índice de abundancia de palangre y sus datos asociados de composición por talla se excluyen del modelo. La selectividad de la pesquería palangrera se fija en la estimada por el caso de referencia. Se utiliza el índice de abundancia de captura por lance NOA y los datos de composición.

k) Selectividad asintótica OBJ. La pesquería OBJ costera se limita a tener selectividad asintótica y la talla asintótica es igual a la moda de la distribución de tallas para esta pesquería (65 cm). El índice de abundancia de palangre y sus datos asociados de composición por talla se excluyen del modelo.

Los datos de composición por talla de DEL y NOA se excluyen del análisis. La selectividad de la pesquería palangrera, DEL y NOA se fija en la estimada por el modelo p. Se utiliza el índice de abundancia de captura por lance OBJ.

l) Evaluación oriental. La evaluación se realiza para el área del OPO al este de -120°O. Esto implica fijar la captura en las pesquerías de alta mar (F1 y F5) en cero, no utilizar sus datos de composición por talla y no estimar sus selectividades. El índice ECO proviene de datos principalmente al oeste de -120°O y, por lo tanto, no se utiliza. En su lugar, se utilizan el índice OBJ y sus datos de composición, pero se ajustan para representar adecuadamente el área al este de -120°O. Los datos de composición y el índice de palangre se recalculan para las áreas al este de -120°O. La captura de la pesquería palangrera no se ajusta porque es pequeña.

m) Alta mortalidad natural para peces viejos. El supuesto de mortalidad natural constante después de 65 cm se sustituye por una mayor mortalidad natural para los peces de 75 cm, según la estimación de Hampton (2000), una tendencia lineal entre 65 cm y 75 cm y se supone que la mortalidad natural después de 75 cm se encuentra en este nivel. Se realizan varios análisis: 1) incluyendo o 2) excluyendo los datos de palangre y 3) no limitando las pesquerías cerqueras a tener forma de domo (con y sin *M* más alta para los peces viejos).

n) Alta mortalidad por pesca para individuos viejos. La curva de selectividad para la pesquería NOA de alta mar (F5) se limita a ser constante después de la talla asintótica. Los datos de composición y el índice de palangre siguen ajustándose en el modelo.

o) Reducción rápida de la tasa de crecimiento para individuos más viejos. La talla asintótica se fija en 70 cm. Se realizan varios análisis (1) incluyendo o 2) excluyendo los datos de la pesquería palangrera, (3) no limitando las pesquerías cerqueras a tener forma de domo y 4) haciendo que la pesquería NOA de alta mar (F5) tenga selectividad constante después de la talla asintótica.

5. RESULTADOS

Aunque hay muchos modelos y aspectos de los resultados disponibles de esta evaluación, no se puede presentar toda la información en este informe. Por lo tanto, éste se centra en presentar los resultados para el caso de referencia y luego en los resultados de modelos que son sustancialmente diferentes del caso de referencia, o en los que proporcionan mejores diagnósticos. También se presentan los resultados que permiten comprender las razones de estas diferencias.

El modelo se ejecuta trimestralmente y, por tanto, el etiquetado de muchas de las figuras utiliza un intervalo temporal trimestral. En estas figuras, el primer periodo es el primer trimestre de 2000. Este no es el inicio del periodo del modelo, pero es una consecuencia del periodo inicialmente considerado para la evaluación. La tabla de abajo se puede utilizar para convertir de trimestre transcurrido a año (primer trimestre) cuando sea necesario. Por ejemplo, el inicio del modelo, trimestre 1 de 2006 es el trimestre transcurrido 25 y el 4° trimestre de 2021 es el trimestre transcurrido 88.

Año	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Trim. Trans.	25	29	33	37	41	45	49	53	57	61	65	69	73	77	81	85	89

5.1 Diagnósticos del modelo de referencia

5.1.1 Convergencia del modelo

El modelo de referencia convergió con un componente de gradiente máximo bajo de 7.89e-05 y una matriz Hessiana positiva definida. No se encontraron parámetros en los límites.

5.1.2 Ajuste a los índices de abundancia de cerco

Tanto el índice de boyas con ecosonda como el índice de palangre que incluimos en el modelo tienen CV

promedio de 0.2. La raíz del error cuadrático medio (RECM) para ambos fue mucho más alto (ECO = 0.34 y 0.46) indicando ajustes deficientes. Sin embargo, visualmente proporcionaron patrones temporales consistentes con los datos (Figura 9). La RECM alta, en particular para el índice de palangre, se deba quizá a valores extremos que son valores bajos con una pequeña desviación estándar o valores altos. Curiosamente, a pesar de que el modelo de referencia no se ajusta a los índices de captura por lance de la pesquería cerquera, el modelo estima tendencias similares (Figura 10) y las RECM son inferiores (0.26 y 0.31 para OBJ y NOA, respectivamente).

5.1.3 Ajustes a los datos de frecuencia de talla

El modelo de referencia se ajusta bien a la composición por talla promedio para todas las pesquerías y para el índice ECO (Figura 4). Este último son los datos de composición por talla para el índice de captura por lance OBJ. El modelo también se ajusta a los datos de composición por talla promedio para el índice de captura por lance NOA a pesar de que estos datos no se ajustan en el modelo (la selectividad se tomó de un modelo que sí se ajustó a los datos).

5.1.4 Diagnósticos de modelo integrado

5.1.4.1 Modelo de producción estructurado por edad (ASPM) y análisis de curva de captura

El modelo de producción estructurado por edad (*age-structured production model*, ASPM) sin desviaciones de reclutamiento muestra una población más grande y estable, lo que indica que el índice de abundancia no contiene información sobre la abundancia absoluta sin tener en cuenta la variación del reclutamiento (Figura 11). Esto se espera en una especie de corta vida y altamente variable como el barrilete. No obstante, cuando se estiman las desviaciones del reclutamiento, el modelo estima una población mucho más pequeña que sugiere que los datos de composición controlan la abundancia.

Los análisis de curva de captura (ACC) estiman una biomasa más alta al inicio del periodo, pero una abundancia similar al final. Esto también sugiere que los datos de composición controlan el nivel de biomasa absoluta, pero el índice limita la tendencia.

5.1.4.2 Perfil de verosimilitud de R_0

Este diagnóstico es útil para determinar la importancia relativa de diferentes componentes de datos en las estimaciones. El perfil de verosimilitud de R_0 (en escala logarítmica) indica que hay conflicto sustancial en los datos ya que que el índice ECO prefiere una biomasa mayor (R_0 más grande) y el índice de palangre prefiere biomasa menor (Figura 12a). También hay conflicto en los datos de composición e incluso dentro del mismo tipo de lance cerquero (Figura 12b y c).

5.1.4.3 Análisis retrospectivos

Los análisis retrospectivos muestran el comportamiento de los modelos cuando se agregan nuevos datos. La biomasa reproductora y el cociente de biomasa reproductora (SBR) estimados muestran poca influencia de la eliminación de años de datos y ningún patrón sistemático (Figura 13).

5.1.5 Estimaciones de parámetros

5.1.5.1 Condiciones iniciales

El modelo de referencia estima que la población se redujo sustancialmente en 2006 (Figura 16), lo que fue una consecuencia de la elevada mortalidad por pesca inicial estimada (1.05).

5.1.5.2 Selectividad

El uso de *splines* cúbicos y las colas largas a la derecha de los datos de composición por talla para algunas pesquerías produce selectividades bimodales para muchas de las pesquerías cerqueras (Figura 14). Las selectividades bimodales indican que es posible que la pesquería combine dos o más enfoques de pesca

o que el modelo está especificado incorrectamente. El *spline* cúbico es lo suficientemente flexible como para aproximar la composición por talla promedio, pero si la cantidad de cada uno de los diferentes enfoques de pesca cambia con el tiempo, el modelo puede no estar sacando los peces de la población en la talla correcta y la información proporcionada sobre abundancia puede estar sesgada. Esto puede causar resultados sesgados, en particular si los cambios son sistemáticos con el tiempo. No parece haber mucho patrón sistemático en los residuales de los ajustes a los datos de composición (Figura 5).

La selectividad de la pesquería palangrera se hace constante después de la talla asintótica (78 cm) y se estima que tiene una extremidad ascendente (izquierda) muy empinada (Figura 14). La pendiente pro-nunciada se debe a que los datos de composición de esta pesquería no se extienden mucho hacia la iz-quierda por encima de lo que predice la desviación estándar de la talla por edad en torno a la talla asin-tótica. El pequeño bulto en la selectividad en tallas pequeñas se encuentra por debajo de la talla truncada (60 cm) utilizada para ajustar la composición por talla y es una consecuencia de utilizar el *spline* cúbico. Dado que las capturas de barrilete por parte de la pesquería palangrera son bajas, esto no influirá en los resultados del modelo.

5.2 Resultados del modelo de referencia

5.2.1 Reclutamiento

El reclutamiento estimado se presenta en la Figura 15. Hay algunos patrones de reclutamiento a corto plazo, pero no hay tendencias a largo plazo.

5.2.2 Mortalidad por pesca (*F*)

La mortalidad por pesca es difícil de representar en los modelos de evaluación de poblaciones que incluyen múltiples selectividades en forma de domo. A medida que el esfuerzo entre las pesquerías cambia con el tiempo, la mortalidad por pesca relativa entre edades cambia con el tiempo. Por lo tanto, utilizamos la métrica simple de captura sobre biomasa de los peces de 2 trimestres o más de edad. Esta métrica de tasa de explotación en un trimestre muestra oscilaciones lentas a lo largo del tiempo, alcanzando un máximo al inicio del periodo y alrededor de 2016 (Figura 17). No hay indicios de que la mortalidad por pesca aumente con el tiempo, aunque la mortalidad por pesca parecía ser más baja en los periodos 2010-2014 y 2018-2021.

5.2.3 Impactos de la pesca

La pesca tenido un impacto moderado en la biomasa reproductora (Figuras 16 y 18). El impacto en el primer año es engañoso (Figura 18) porque la parametrización de la estructura por edad inicial a través de una mortalidad por pesca que no incluye el ajuste a una captura de equilibrio y, por lo tanto, no debería interpretarse como un impacto de la pesca. No obstante, dado que el barrilete tiene una vida corta, este impacto debería desaparecer después de algunos años. Las gráficas de impacto de la pesca forman la base para calcular los niveles de reducción dinámica.

5.3 Resultados del análisis de sensibilidad

Las estimaciones del nivel de reducción son robustas a varios de los análisis de sensibilidad. Estos incluyen la talla asintótica (Figura 19), el CV de la variación de la talla por edad para los individuos más viejos (Figura 19), las estimaciones mejoradas de la captura para 2020 y 2021 (Figura 20), la edad a 37 cm (Figura 21), la adición del índice de abundancia de captura por lance OBJ (Figura 22), la adición del índice de abundancia de captura por lance NOA (Figura 22), forzar a la pesquería NOA de alta mar (F5) a tener selectividad constante después de la talla asintótica (78 cm) (Figura 26).

Cuando se fuerza a la pesquería NOA de alta mar (F5) a tener selectividad constante después de la talla asintótica (78cm), la selectividad no llega a cero para las edades más viejas como en el caso de referencia, pero tampoco es asintótica (Figura 27). La selectividad para peces grandes es un poco más del 40% de la

selectividad completa.

Las estimaciones del nivel de reducción son moderadas o altamente sensibles a varios de los análisis de sensibilidad. Estos incluyen eliminar el índice de abundancia de palangre (Figuras 22, 25, 28), eliminar el índice de abundancia ECO y sus datos de composición por talla (Figura 22), qué pesquería se supone que tiene selectividad asintótica (Figura 23), aumentar la mortalidad natural para peces viejos (Figura 25), limitar la pesquería NOA de alta mar a tener selectividad constante después de 70 cm y utilizar L_{inf} de 70 cm (Figura 28), y cuando solo se modela la población al este de -120°O (Figura 24).

Eliminar el índice de abundancia de palangre provoca que la población esté menos reducida al inicio de la serie de tiempo (por ejemplo, Figura 22). El índice ECO comienza en 2012 y, por lo tanto, cuando se elimina el índice de palangre, no hay ningún índice que limite la tendencia de la biomasa en los primeros años. Esto también se confirma por el análisis de la curva de captura (Figura 11), el cual ilustra que los datos de composición prefieren biomasa más alta en los primeros años.

Eliminar el índice de boyas con ecosonda provoca que el nivel de reducción se vea menos reducido al final del periodo (Figura 22). El análisis de la curva de captura (Figura 11) estima que la población aumenta al final del periodo, lo que apoya que los datos de composición por talla están proporcionando información sobre el aumento de la biomasa al final del periodo.

Suponiendo que las pesquerías cerqueras tienen selectividad asintótica, resulta en estimaciones de una población más reducida, en particular después de los primeros años (Figura 23), pero estos resultados deben interpretarse con precaución porque los modelos tuvieron problemas de convergencia y la ejecución que tenía selectividad asintótica para la pesquería sobre objetos flotantes en la costa no tuvo una matriz Hessiana positiva definida.

El aumento de la mortalidad natural para peces viejos estima que la población está menos reducida en los últimos años (Figura 25). Por el contrario, si se ignoran los datos de palangre y las pesquerías cerqueras no se limitan a tener forma de domo (aunque se estima que las selectividades tienen forma de domo), se estima que la población está menos reducida en la primera parte de la serie de tiempo y más reducida al final de la series de tiempo, lo que parece ser una consecuencia de la eliminación de los datos de palangre. Curiosamente, si la selectividad de cerco no se limita a tener forma de domo, entonces la mortalidad natural incrementada para peces viejos contrarresta la pérdida de los datos de palangre y no estima menos reducción al inicio de la serie de tiempo. Sin embargo, se estima una mayor reducción al final de la serie de tiempo y la abundancia total es mucho menor. Se estima que ninguna de las pesquerías cerqueras tiene una selectividad asintótica.

Reducir la talla asintótica a 70 cm y no limitar la selectividad de cerco a que tenga forma de domo, con o sin los datos de palangre, se ve dominado por el impacto de la eliminación de los datos de palangre, pero hacer que la selectividad de la pesquería NOA de alta mar (F5) sea asintótica hace que la población esté más reducida (Figura 28).

Solo la evaluación de la población al este de -120°O dio como resultado una biomasa reducida, como se esperaba, pero también dio como resultado una población más reducida (Figura 24). Los diagnósticos del ASPM y de curva de captura fueron similares al modelo de referencia, excepto que el ASPM estimó una biomasa mucho mayor (Figura 29). Los perfiles de componentes de verosimilitud mostraron algo de mejora, sin embargo, todavía hay cierto conflicto en los datos (Figura 30). El análisis retrospectivo no mostró ningún indicio de especificación errónea del modelo (Figura 31). Seguía habiendo selectividades bimodales (Figura 32). El ajuste a los datos de palangre es aproximadamente el mismo y el ajuste a la captura por lance OBJ es razonable (Figura 33). El ajuste a los datos de composición por talla de la pesquería cerquera es similar al modelo de referencia, pero las observaciones de frecuencia de talla de palangre tienen modas definidas, a las que el modelo no se ajusta (Figura 34).

6. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

La resolución C-16-02 define los puntos de referencia objetivo y límite, expresados en términos de biomasa reproductora (*S*) y mortalidad por pesca (*F*), para las especies de atunes tropicales: patudo, aleta amarilla y barrilete. En 2014, la CIAT adoptó S_{RMS} (la biomasa reproductora correspondiente al RMS) y F_{RMS} (la tasa de mortalidad por pesca correspondiente al RMS) como puntos de referencia objetivo, y la biomasa reproductora que produce el 50% del reclutamiento virgen (R_0) con la relación población-reclutamiento que sigue la función de Beverton-Holt con una inclinación (*h*) de 0.75, y $F_{LÍMITE}$ (la tasa de mortalidad por pesca correspondiente a esa biomasa) como puntos de referencia límite.

Las evaluaciones anteriores del atún barrilete en el OPO han encontrado que la estimación de los puntos de referencia objetivo es problemática porque se supone que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población y el rendimiento máximo por recluta se obtiene capturando peces a edades más jóvenes que la edad de entrada en la pesquería.

El rendimiento máximo por recluta se obtiene teóricamente cuando la cohorte se extrae a una edad en la que su biomasa es máxima, lo que ocurre en:

$$N_{a+\Delta} w_{a+\Delta} = N_a w_a$$

Que se produce cuando el crecimiento equilibra la mortalidad natural.

$$\frac{w_{a+\Delta}}{w_a} = \frac{N_a}{N_{a+\Delta}}$$

Debido al rápido crecimiento y a la elevada mortalidad natural del barrilete, esta edad teórica es muy joven.

Nuestros análisis también encontraron problemática la estimación de los puntos de referencia. El rendimiento óptimo se produce al capturar los peces lo más jóvenes posible. Existe solo un estrecho rango de edades donde el crecimiento es mayor que la supervivencia (3-5 trimestres) y donde la biomasa de la cohorte aumenta. Dentro de este corto rango de edad, la biomasa de la cohorte alcanza su máximo a los 6 trimestres (Figura 35). Sin embargo, dado que la selectividad general de todas las pesquerías combinadas incluye edades superiores a 6, los cálculos de rendimiento estiman que el aumento de la mortalidad siempre aumenta el rendimiento. Por lo tanto, no se dispone de puntos de referencia basados en el RMS para el barrilete y habrá que utilizar sustitutos. En cambio, los puntos de referencia límite no se basan en el rendimiento máximo y pueden calcularse.

El **punto de referencia límite de la biomasa reproductora ($S_{LÍMITE}$)** es el umbral de *S* que debe ser evitado, pues cualquier reducción mayor podría poner en peligro la sostenibilidad de la población. La $S_{LÍMITE}$ provisional adoptada por la CIAT en 2014 es la biomasa reproductora que produce 50% del reclutamiento virgen (R_0) si la relación población-reclutamiento sigue la función de Beverton-Holt con una inclinación de 0.75. Esta biomasa reproductora equivale a 0.077 de la biomasa reproductora virgen de equilibrio (S_0) (SAC-05-14). La RCE requiere que se tomen medidas si la probabilidad (*P*) de que la biomasa reproductora (S_{actual}) esté por debajo de $S_{LÍMITE}$ es superior a 10%. Por lo tanto, con el fin de proporcionar asesoramiento de ordenación, es necesario calcular $S_{actual}/S_{LÍMITE}$ y la probabilidad de $S_{actual} < S_{LÍMITE}$ (o $P(S_{actual} / S_{LÍMITE} < 1)$.

El **punto de referencia límite de la mortalidad por pesca ($F_{LÍMITE}$)** es el umbral de *F* que debe evitarse porque una pesca más intensa podría poner en peligro la sostenibilidad de la población. La $F_{LÍMITE}$ provisional adoptada por la CIAT en 2014 es la tasa de mortalidad por pesca que, en condiciones de equilibrio, mantiene la *S* en $S_{LÍMITE}$. La RCE requiere que se tomen medidas si la probabilidad de que la mortalidad por pesca promedio durante 2017-2019 (F_{actual}) esté por encima de $F_{LÍMITE}$ es superior a 10%.

Dado que no se dispone de puntos de referencia objetivo basados en el RMS para el barrilete, utilizamos los estimados para el patudo y el aleta amarilla como sustitutos. El rango del patudo es más sensible a la

inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt y el rango del aleta amarilla es sensible a diversos factores (Tabla 2). Para una inclinación de h = 1, que es el supuesto utilizado en la evaluación del barrilete, el rango para el patudo es S_{RMS}/S_0 = 0.20–0.24 y el rango para el aleta amarilla es S_{RMS}/S_0 = 0.23–0.32. En la Tabla 2 se pueden ver otros rangos. Como sustituto de referencia conservador para el barrilete utilizamos 0.30.

La estimación del cociente de biomasa reproductora (SBR; biomasa reproductora dividida entre la biomasa reproductora sin pesca) conlleva varias cuestiones que es necesario abordar. En primer lugar, el factor de corrección de sesgo lognormal $[exp(-0.5\sigma_R^2)]$ que se aplica a la desviación del reclutamiento para estimar el reclutamiento influye en el reclutamiento estimado con respecto al parámetro de reclutamiento virgen (R_0). Por lo tanto, a menudo R_0 (cuando se supone que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población) no es igual al reclutamiento promedio durante el periodo que se desea que represente el reclutamiento promedio. Para garantizar que esto sea al menos aproximadamente cierto, el valor de σ_R^2 tiene que cambiarse repetidamente para que σ_R^2 sea igual a la desviación estándar de las desviaciones del reclutamiento. Las ejecuciones iniciales del modelo con $\sigma_R = 1.0$ sugirieron que $\sigma_R = 0.6$ es más apropiado y, por lo tanto, se utilizó en todos los modelos, pero todavía puede haber cierta influencia del valor de σ_R^2. La otra cuestión es que es posible que el nivel promedio del reclutamiento cambie con el tiempo incluso en ausencia de pesca, de modo que el nivel de reducción percibido representado por el reclutamiento virgen puede no reflejar el nivel de reducción real. Por lo tanto, para calcular el nivel de reducción debería utilizarse la biomasa reproductora dinámica en ausencia de pesca, mostrada en las gráficas de impacto de la pesca utilizadas históricamente por la CIAT (reducción dinámica). El nivel de reducción dinámica se basa en el nivel histórico de reclutamiento y es particularmente relevante para poblaciones como el barrilete, cuyo reclutamiento es muy variable y no está relacionado con el tamaño de la población. En este caso, el valor de σ_R no influye en el nivel de reducción. Utilizamos la reducción dinámica para evaluar el punto de referencia objetivo y el equilibrio ajustado por el reclutamiento promedio para evaluar el punto de referencia límite.

6.1 Estimaciones de la condición de la población

El modelo de referencia estima que la biomasa reproductora está actualmente por encima del sustituto objetivo de 30% de la biomasa reproductora no explotada, tanto con el cociente de biomasa reproductora estática (SBR) o el cociente de biomasa reproductora dinámica (SBR_d) (Tabla 3). Solo tres de los análisis de sensibilidad estiman que la población está por debajo del sustituto objetivo (Figuras 36 y 40). En estos tres análisis de sensibilidad, se supone que la pesquería no asociada tiene una selectividad asintótica y/o cuando no se utilizan los datos de palangre (sensibilidades j, m3.M y o4). Ninguno de ellos estima que la población está por debajo del punto de referencia límite (Tabla 3). La regla de control de extracción de la CIAT toma en consideración la incertidumbre, en particular para el punto de referencia límite. Las estimaciones de incertidumbre para el modelo de referencia no rebasan el punto de referencia límite (Figura 16). De los tres modelos pesimistas mencionados anteriormente, solo uno se acerca a rebasar el punto de referencia límite en un 10% (Figuras 37-39) y rebasa el límite para el inicio de 2022 simplemente porque incluye un reclutamiento que no está informado por los datos y aumenta la estimación de la incertidumbre. Este análisis de sensibilidad es el que no utiliza los datos de palangre, no limita la selectividad de cerco a que tenga forma de domo y permite que la mortalidad natural sea mayor para los peces de más de 65 cm.

Las trayectorias históricas muestran que el tamaño de la población fluctúa y puede llegar a estar por debajo del punto de referencia objetivo. Cabe señalar que los valores iniciales de SBR_d son engañosos porque el modelo no está ajustado a una captura de equilibrio inicial y la mortalidad por pesca inicial solo se utiliza como una forma de construir la estructura por edad inicial y, por lo tanto, no representa la mortalidad por pesca inicial real.

La mortalidad por pesca actual es inferior a la correspondiente a la biomasa objetivo del modelo de referencia (Figura 40). También es inferior a la mortalidad por pesca estimada por todos los análisis de sensibilidad, excepto la sensibilidad que excluye los datos de palangre, no restringe la selectividad de cerco para que tenga forma de domo y tiene una mayor mortalidad natural para los peces más viejos (Tabla 3; Figura 25).

La condición de la población en relación con el *statu quo,* definido por la mortalidad por pesca promedio durante 2017-2019, se evaluó utilizando una aproximación a la tasa de explotación, que fue la captura total dividida por la biomasa de los peces de 2 trimestres o más (Tabla 3). El modelo de referencia estimó que las tasas de explotación de 2020 fueron muy inferiores al *statu quo* y las de 2021 fueron ligeramente superiores al *statu quo* (Tabla 3). Solo un modelo estimó tasas de explotación que rebasaban el *statu quo* en 2020 (Modelo m3 M) y más de la mitad de los modelos estimaron que sí lo rebasaban en 2021, oscilando entre ligeramente y por un 0.1, excepto el modelo m3 M (Tabla 3).

7. DIRECCIONES FUTURAS

Está previsto realizar una evaluación de referencia en 2023 y actualmente se está trabajando en el análisis de los datos de marcado recientes para incluirlos en esta evaluación. Además de la investigación relacionada con los datos de marcado (SAC-13-08), es posible introducir otras mejoras en la evaluación. Éstas pueden incluir:

- Investigaciones sobre la estructura de la población y una mayor evaluación del modelo del este;
- Afinar las definiciones de las pesquerías para eliminar las distribuciones bimodales y otras distribuciones de composición por talla y selectividades indeseables.
- Investigar patrones de selectividad alternativos para evitar patrones de selectividad bimodales y otros patrones indeseables.
- Considerar la posibilidad de cambios en la selectividad según lo indicado por el análisis de la curva de captura.
- Ajustar los datos de composición por talla por el encogimiento.
- Usar los datos de composición por talla OBJ de alta mar para el índice de abundancia de boyas con ecosonda.
- Mejorar las estimaciones de la mortalidad natural utilizando datos de marcado y otra información disponible;
- Modelado espaciotemporal de los datos de composición y CPUE de palangre.

AGRADECIMIENTOS

Muchos miembros del personal de la CIAT y los CPC proporcionaron datos para la evaluación. Los miembros del personal de la CIAT y los científicos de los CPC proporcionaron asesoramiento sobre la evaluación, las pesquerías y la biología del atún barrilete. Paulina Llano brindó asistencia editorial y Christine Patnode colaboró con las figuras.

TABLE 1. Fisheries defined for the stock assessment of skipjack tuna in the EPO in 2021. **Gear**: PS: purse seine; LL: longline; **PS set type**: OBJ: floating object; NOA: unassociated; DEL: dolphin; **Area**: see Figure 1.
TABLA 1. Pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún barrilete en el OPO en 2021. **Arte de pesca:** PS: cerco; LL: palangre. **Tipo de lance PS:** OBJ: sobre objetos flotantes; NOA: no asociado; DEL: sobre delfines. **Área:** ver Figura 1.

Pesquería/estudio	Arte de pesca	Tipo de lance	Área	Unidades
F1	Cerco	OBJ	Alta mar	Peso
F2	Cerco	OBJ	Norte	Peso
F3	Cerco	OBJ	Sur	Peso
F4	Cerco	OBJ	Costera	Peso
F5	Cerco	NOA	Alta mar	Peso
F6	Cerco	NOA	Norte	Peso
F7	Cerco	NOA	Central	Peso
F8	Cerco	NOA	Costera	Peso
F9	Cerco	DEL	Norte	Peso
F10	Cerco	DEL	Sur	Peso
F11	Descartes cerco	Todos	OPO	Peso
F12	Palangre	NA	OPO	Peso
S1	Cerco	OBJ	OPO	Peso
S2	Cerco	NOA	OPO	Peso
S3	Boya con ecosonda	NA	OPO	Peso
S4	Palangre	NA	OPO	Número

TABLE 2. Ranges of S_{MSY}/ S_0 estimated in the bigeye (SAC-11-06, Table 7) and yellowfin (SAC-11-07, Table 8) stock assessments.
TABLA 2. Rangos de S_{RMS}/ S_0 estimados en las evaluaciones de patudo (Tabla 7, SAC-11-06) y aleta amarilla (Tabla 8, SAC-11-07).

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

TABLE 3. Estimates of spawning biomass, spawning biomass ratio (SBR), dynamic spawning biomass ration (dSBR), average recruitment over the model time period (except the 4th quarter of 2021) as a ratio of the estimated virgin recruitment for all of the models, average exploitation rate in 2020 as a ratio of the *status quo*, average exploitation rate in 2021 as a ratio of the *status quo*, and current fishing mortality as a ratio of the fishing mortality corresponding to B_{target} = 0.3B0. R_{ave}/R_0 is a check to make sure the SBR based on B_0 is not biased due to the bias correction for recruitment residuals (this will affect the plots of SBR that are plotted with confidence intervals). The dSBR is adjusted by the ratio R_{ave}/R_0. The red highlighting and text indicate where SBR or dSBR are below the proxy target reference point (0.3) and when the *status quo* fishing mortality (average of 2017-2019) has been exceeded.

TABLA 3. Estimaciones de biomasa reproductora, cociente de biomasa reproductora (SBR), cociente de biomasa reproductora dinámica (dSBR), reclutamiento promedio a lo largo del periodo del modelo (excepto el cuarto trimestre de 2021) como razón del reclutamiento virgen estimado para todos los modelos, tasa promedio de explotación en 2020 como razón del *statu quo*, tasa promedio de explotación en 2021 como razón del *statu quo*, y mortalidad por pesca actual como razón de la mortalidad por pesca correspondiente a B_{obj} = 0.3B0. R_{prom}/R_0 es una comprobación para asegurarse de que el SBR basado en B_0 no esté sesgado debido a la corrección del sesgo por los residuales de reclutamiento (esto afectará a las gráficas de SBR que se trazan con intervalos de confianza). El dSBR se ajusta por la razón R_{prom}/R_0. Las celdas y el texto en rojo indican los casos en que el SBR o dSBR están por debajo del punto de referencia objetivo sustituto (0.3) y cuando se ha rebasado la mortalidad por pesca del *statu quo* (promedio de 2017-2019).

Código modelo	Modelo	SB	SBR	dSBR	R_{prom}/R_0	F_{2020}/F_{sq}	F_{2021}/F_{sq}	F_{act}/ Fb_{obj}
	Modelo de referencia	26871	0.53	0.59	0.98	0.80	1.01	0.25
a	L_{inf} = 73 cm	28475	0.54	0.60	0.99	0.81	1.02	0.24
b	L_{inf} = 83 cm	24899	0.51	0.57	0.98	0.79	1.00	0.27
c	L_{cv} = 0.05	27560	0.53	0.60	0.97	0.80	1.02	0.25
d	L_{cv} = 0.07	26086	0.52	0.58	0.99	0.79	1.01	0.26
e	Captura corregida por el sesgo para 2020-2021	27861	0.53	0.60	0.98	0.76	1.03	0.25
f	Sin índice de ecosonda	70976	1.05	0.79	1.04	0.59	0.55	0.14
g	Sin índice de palangre	23746	0.41	0.56	0.99	0.92	1.06	0.31
h	Índice de captura por lance OBJ	25339	0.54	0.58	0.98	0.81	0.95	0.28
i	Índice de captura por lance NOA	22421	0.54	0.55	0.98	0.76	0.90	0.30
j	Selectividad asintótica NOA	3688	0.17	0.18	0.98	0.93	1.00	1.16
k	Selectividad asintótica OBJ	14786	0.42	0.44	0.96	0.77	0.88	0.44
l	Este de -120	7960	0.36	0.36	1.01	0.93	0.97	0.59
m1	M más alta para adultos	55346	0.72	0.84	0.99	0.72	1.01	0.04
m2	No LL, M más alta para adultos	20029	0.45	0.64	1.00	0.88	1.09	0.11
m3 no M	No LL, no forma de domo	21993	0.40	0.54	0.99	0.92	1.07	0.36
m3 M	No LL, no forma de domo, M más alta para adultos	1772	0.12	0.14	0.97	1.05	1.59	0.40
n	Selectividad constante después de 78 cm	26674	0.53	0.59	0.98	0.80	1.01	0.26
o1	L_{inf} = 70cm	28334	0.54	0.59	0.99	0.81	1.02	0.24
o2	Sin palangre, L_{inf} = 70cm	21296	0.40	0.52	0.99	0.92	1.06	0.33
o3	Sin palangre, L_{inf} = 70cm no domo	19489	0.39	0.50	0.99	0.92	1.07	0.36
o4	as h3 con F5 select const después de 70cm	6572	0.22	0.26	0.97	0.95	1.10	0.73

SPATIOTEMPORAL TAGGING MODEL FOR SKIPJACK IN THE EPO

Tobias K. Mildenberger, Anders Nielsen, Mark Maunder

CONTENTS

1. SUMMARY 171
2. INTRODUCTION 171
3. DATA 172
3.1 Tagging data 172
3.2 Environmental data 172
4. MOVEMENT MODEL 172
5. PRELIMINARY RESULTS 173
6. DISCUSSION 173
7. NEXT STEPS 174
8. ACKNOWLEDGMENTS 174
9. REFERENCES 174
Figures 175

1. SUMMARY

Historically, assessing skipjack tuna (SKJ, *Katsuwonus pelamis*) in Eastern Pacific Ocean (EPO) has been problematic due to the lack of a reliable index of relative abundance, the possibility of a dome-shape selectivity, and the lack of age-composition data, challenging its sustainable management. A spatiotemporal population model utilizing available tagging data might allow estimating the population size, distribution and sustainable harvest levels for SKJ in the EPO. As a first step, this model estimates the movement of SKJ as an advection-diffusion process. The advection process can be based on a spatiotemporal habitat preference function dependent on environmental layers, such as temperature or bathymetry maps, as described by Thorson *et al.* (2021). Instantaneous movement rates are transformed into movement and distribution probabilities by means of the matrix exponential. Preliminary results are promising and indicate that the mixed layer depth and temperature are likely to carry information about the habitat preference of SKJ in the EPO.

2. INTRODUCTION

Historically, assessing skipjack tuna (SKJ, *Katsuwonus pelamis*) in Eastern Pacific Ocean (EPO) has been problematic due to the lack of a reliable index of relative abundance, the possibility of a dome-shape selectivity, and the lack of age-composition data (Maunder, M.N. and Harley, S.J. 2005), challenging its sustainable management. On the other hand, available information from multiple tagging events might serve as the basis for a spatiotemporal population model that allows estimating the abundance and exploitation rates of SKJ (SAC-12-06). A core part of this model is the spatiotemporal tagging model that based on the recovered (and non-recovered) tags describes the most probable movement patterns of SKJ in the EPO. Here, we describe the approach used for the spatiotemporal tagging model that estimates the movement of SKJ in the EPO and present preliminary results.

3. DATA

The spatiotemporal tagging model requires information from recovered (and non-recovered) conventional tags as well environmental data.

3.1 Tagging data

Tagging data from four tagging events are available for SKJ in the EPO. So far, we utilized the conventional tags from the last two events that took place from 2000 to 2006 and the still ongoing event that started in 2019, but excluded the data from the other two tagging events that took place from 1955 to 1964 and from 1979 to 1981. While the six tuna tagging cruises in 2000 to 2006 targeted bigeye tuna, 3425 SKJ were tagged and released with plastic dart tags, of which 563 tags were recovered. By contrast, the IATTC multi-year Regional Tuna Tagging Program (RTTP-EPO 2019-2022, Project E.4.a) that was initiated in 2019 focused on SKJ. The RTTP included two tagging cruises in 2019 and 2020, with a third that was postponed and is currently ongoing (spring 2022). A total of 6259 SKJ were tagged with plastic dart tags during the first two cruises of which 1619 were recovered at the time of writing this report. The tuna tagged during these two events were released from 49 unique locations (yellow triangles in Figure 1).

After applying a speed filter and excluding unreliable tags, a total of 9625 tags remained, of which the 2007 recovered tags were used for the analysis presented here (black arrows in Figure 1). The spatial dimensions of the model region were defined to be within the Western management boundary at 150°W and the coastline of North and South America in the East as well as the 30°S and 35°N (blue area in Figure 1).

3.2 Environmental data

The SKJ tagging model requires environmental data to inform the habitat preference of SKJ. A range of potential environmental covariates could be relevant for informing the habitat preference and thus movement of SKJ in the EPO. So far, we explored sea surface temperature, the mixed layer depth, chlorophyll-a, as well as bathymetry data as potential covariates informing the habitat preference of SKJ. The environmental data is aggregated to correspond to the respective grid size (e.g. 5° or 2.5° grid cell sizes) and time step (e.g. quarterly or monthly).

4. MOVEMENT MODEL

The movement of SKJ in the EPO is described by an advection-diffusion process that utilizes a habitat preference function to define the advection (or taxis) process (Thorson *et al.* 2021). The movement is calculated by means of the matrix exponential of the instantaneous advection and diffusion rates. This allows the parameterization of the instantaneous movement rate among neighboring cells rather than among all cells (Thorson *et al.* 2017).

$$M(t) = e^{(A^* + D^*)\Delta t}$$

where M(t) is the movement matrix per time step, and A^* and D^* are the instantaneous advection and diffusion rates, respectively. The instantaneous advection rate is defined by

$$A^*(g_2, g_1, t) = \begin{cases} h(g_2, t) - h(g_1, t) & if \quad g_1 \text{and} g_2 \text{are adjacent} \\ -\sum_{g' \neq g_1} A^*(g', g_1, t) & if \quad g_1 = g_2 \\ 0 & if \quad otherwise, \end{cases}$$

where g and t correspond to the grid cell and time step, respectively, and $h(g,t) = \sum_{i=1}^{n} f_i(x_i(g,t), k_i)$ describes the habitat preference function as the sum of smooth functions f_i of the ith environmental layer $x_i(g,t)$ with knot vector k_i and corresponding parameter values α_i. Thus, the advection rate is defined by local differences in the habitat preference that is based on smoothed functions of any number of environmental layers. The instantaneous diffusion rate without environmental covariates is defined by

$$D^*(g_2, g_1, t) = \begin{cases} e^{2\beta} & if \quad g_1 \text{and} g_2 \, areadjacent \\ -\sum_{g' \neq g_1} D^*(g', g_1, t) & if \quad g_1 = g_2 \\ 0 & if \quad otherwise, \end{cases}$$

where parameter β is the diffusion parameter.

As multiple recovered tags are linked to the same release locations (but various recovery times), the computations are optimized for computation speed and memory allocation by estimating the movement matrices dependent on the unique release locations. The spatiotemporal tagging model is implemented in the Template Model Builder (TMB; Kristensen *et al.* 2016) and parameter optimization is done in R 4.0.2 (R Core Team 2020).

5. PRELIMINARY RESULTS

Of various models tested so far, the spatiotemporal tagging model using the mixed layer depth and sea surface temperature as environmental layers was among the most robust models. Preliminary results of the model with 12 time steps per year indicate a high habitat preference around the equator with the highest values around 130° to 80° W (left plot in Figure 3). Two other regions with high habitat preference levels are around 20° N as well as in the lower left corner of the model region (around 30° S and 145° W). Thus, the estimated directed movement (here: advection) points towards these habitats with higher preference levels (right plot in Figure 3). In this model, the diffusion was estimated to be a constant rate independent of space and time.

Based on natural splines with three knots for each environmental layer, the model estimated that SKJ preferred a low mixed layer depth with continuously decreasing preference for increasing mixed layer depth and intermediate sea surface temperatures around 24°C (Figure 3). The scale of the habitat preference corresponding to the two environmental layers are in the same order of magnitude indicating a similar weighting of the two layers and thus contribution to the habitat preference of SKJ in the EPO (Figure 3).

Although these preliminary results were consistent for a model with a finer grid with 2.5° grid cells and 4 time steps per year, the relationships were dependent on the type and implementation of the splines, such as the number and position of knots or the number of bases for the B spline. Further, work will be allocated to compare different spline types and implementations and identify robust relationships between SKJ movement and relevant environmental layers.

6. DISCUSSION

These initial results are promising showing that movement rates can be estimate and suggest that the mixed layer depth and temperature are likely to carry information about the habitat preference of SKJ in the EPO. Preliminary analyses incorporating the effort data and non-recovered tags have been conducted

and indicate that fishing and natural mortality rates may also be estimable. These quantities could be used to provide management advice directly or use to improve current management advice by integrating them into the interim stock assessment (SAC-13-07).

7. NEXT STEPS

Regarding the further development of the here outlined approach towards a population model that estimates the abundance and exploitation rate of SKJ in the EPO, the following short- and long-term steps will be considered.

Short-term steps:

- Utilizing archival tags to further inform the movement of SKJ
- Including non-recovered conventional tags
- Minimizing spatial and temporal resolution
- Exploring and comparing various environmental layers and spline types and implementations

Long-term steps:

- Utilizing spatiotemporal catch and effort data to estimate fishing and natural mortality rates
- Setting up a spatially-explicit abundance model informed by the estimated movement matrices
- Estimating reference levels for sustainable harvest
- Determining how the results can be integrated into the interim assessment (SAC-13-07).

8. ACKNOWLEDGMENTS

This work was funded by IATTC. We acknowledge substantial contributions from Kurt Schaefer and Dan Fuller to the tagging program in general and this project specifically. We are grateful for the environmental data provided by COPERNICUS (https://www.copernicus.eu/en) and everyone involved in the tagging of SKJ in the EPO and the recovery of these tags.

9. REFERENCES-REFERENCIAS

Kristensen, K., Nielsen, A., Berg, C.W., Skaug, H., Bradley M. and Bell, B.M. 2016. TMB: Automatic Differentiation and Laplace Approximation. Journal of Statistical Software, 70(5), 1-21. doi:10.18637/jss.v070.i05

Maunder, M.N. and Harley, S.J. 2005. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 5: 109-167.

R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

Thorson, J.T., Jannot, J., and Somers, K., 2017. Using spatio-temporal models of population growth and movement to monitor overlap between human impacts and fish populations. Journal of Applied Ecology, 54(2), 577-587.

Thorson, J.T., Barbeaux, S.J., Goethel, D.R., Kearney, K.A., Laman, E.A., Nielsen, J.K., Siskey, M.R., Siwicke, K. and Thompson, G.G., 2021. Estimating fine-scale movement rates and habitat preferences using multiple data sources. Fish and Fisheries, 22(6), pp.1359-1376.

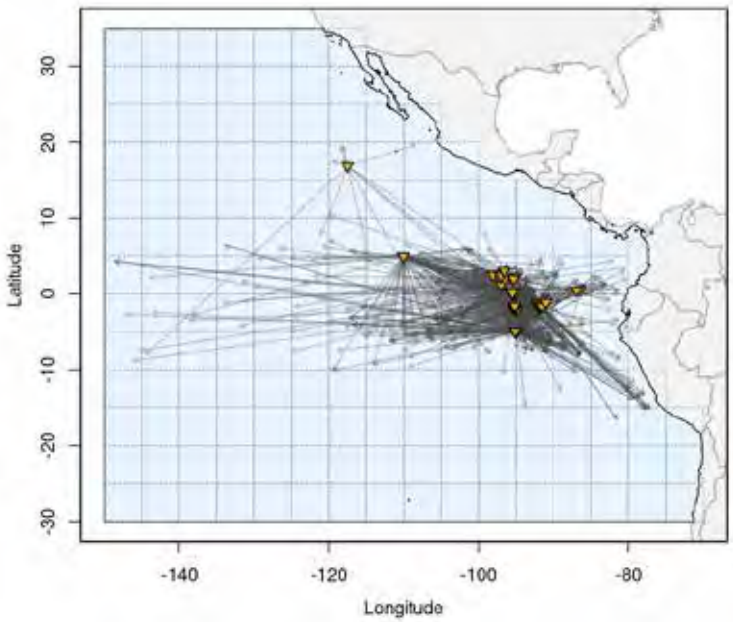


FIGURE 1. Spatial dimensions of the EPO model region arranged in two grids of 5° cell sizes. Black arrows connect the release and recapture location of SKJ with conventional tags from the two most recent tagging events. Yellow triangles indicate the 49 unique release locations.

FIGURA 1. Dimensiones espaciales de la región del modelo del OPO dispuestas en dos grillas de celdas de 5°. Las flechas negras conectan la ubicación de liberación y recaptura de SKJ con las marcas convencionales de los dos eventos de marcado más recientes. Los triángulos amarillos indican las 49 ubicaciones de liberación únicas.

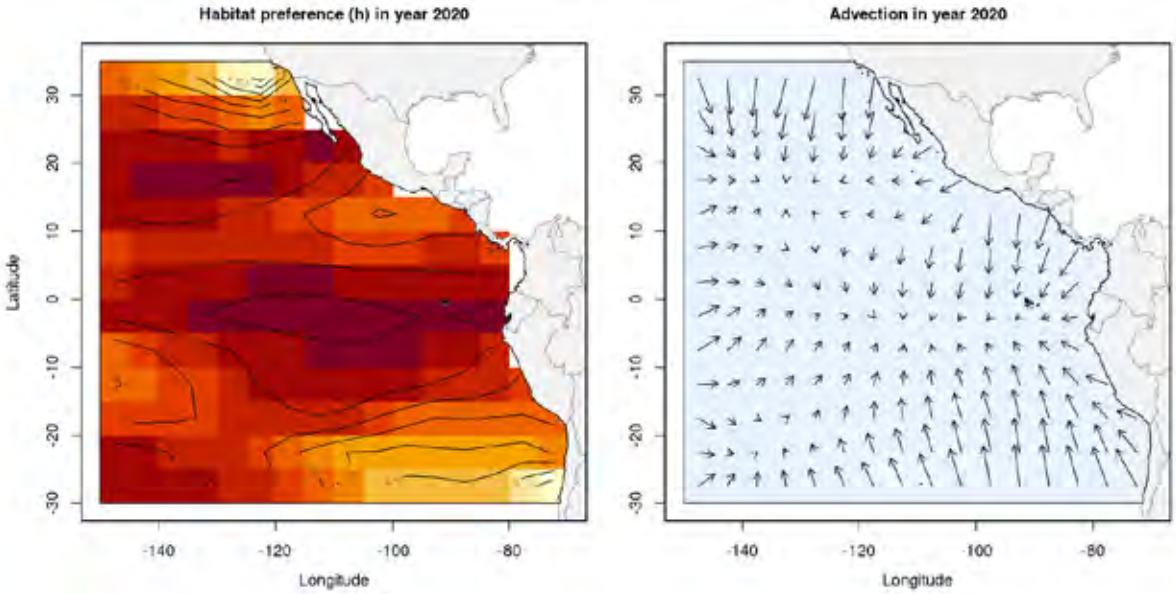


FIGURE 2. Estimated habitat preference and advection in 2020 based on a 5° grid, 12 time steps per year, and two environmental layers: mixed layer depth and sea surface temperature.

FIGURA 2. Preferencia de hábitat y advección estimadas en 2020 con base en una grilla de 5°, 12 intervalos temporales por año y dos capas ambientales: profundidad de la capa mixta y temperatura superficial del mar.

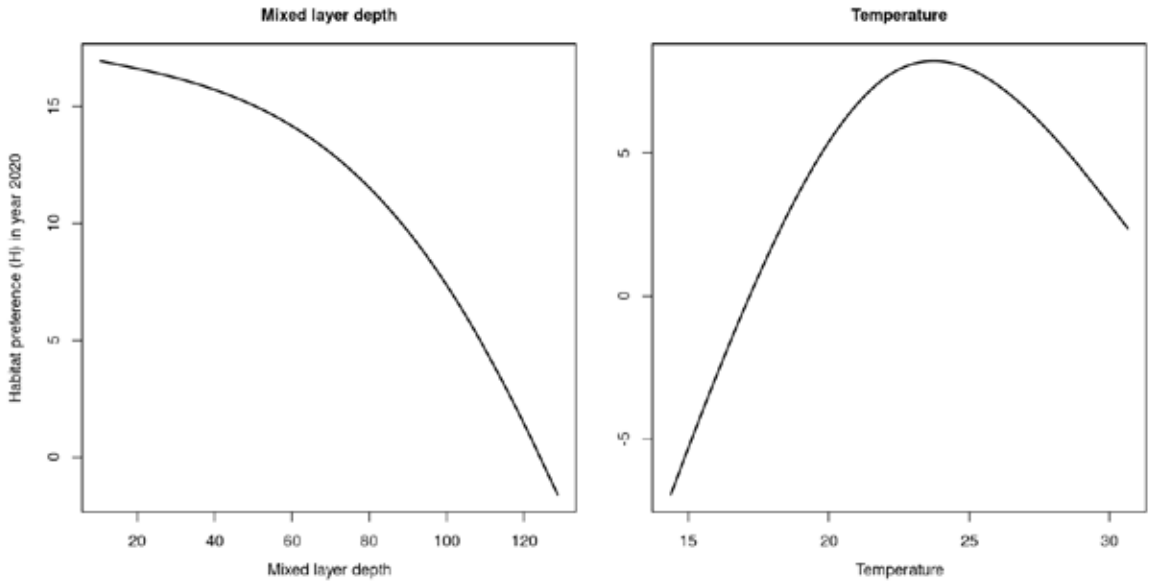


FIGURE 3. Relationship between habitat preference in 2020 and the two environmental layers estimated based on natural splines with three knots.

FIGURA 3. Relación entre la preferencia de hábitat en 2020 y las dos capas ambientales estimadas con base en los *splines* naturales de tres nudos.

MODELO ESPACIOTEMPORAL DE MARCADO PARA EL BARRILETE EN EL OPO

Tobias K. Mildenberger, Anders Nielsen, Mark Maunder

ÍNDICE

1. Resumen 177
2. Introducción 177
3. Datos 178
    3.1 Datos de marcado 178
    3.2 Datos ambientales 178
4. Modelo de desplazamiento 178
5. Resultados preliminares 179
6. Discusión 180
7. Próximos pasos 180
8. Agradecimientos 180
9. Referencias 174
Figuras 175

1. RESUMEN

Históricamente, la evaluación del atún barrilete (SKJ, *Katsuwonus pelamis*) en el Océano Pacífico oriental (OPO) ha sido problemática debido a la falta de un índice fiable de abundancia relativa, a la posibilidad de una selectividad en forma de domo y a la falta de datos de composición por edad, provocando así que su ordenación sostenible se vea afectada. Un modelo espaciotemporal de población que utilice los datos de marcado disponibles podría permitir la estimación del tamaño de la población, su distribución y sus niveles de extracción sostenibles para el barrilete en el OPO. Como primer paso, este modelo estima el desplazamiento del barrilete como un proceso de advección-difusión. El proceso de advección se puede basar en una función espaciotemporal de preferencia de hábitat dependiente de capas ambientales, tales como mapas batimétricos o de temperatura, tal como lo describen Thorson *et al.* (2021). Las tasas instantáneas de desplazamiento se transforman en probabilidades de desplazamiento y distribución por medio de la exponencial de la matriz. Los resultados preliminares son prometedores e indican que la temperatura y la profundidad de la capa mixta probablemente contienen información sobre la preferencia de hábitat del barrilete en el OPO.

2. INTRODUCCIÓN

Históricamente, la evaluación del atún barrilete (SKJ, *Katsuwonus pelamis*) en el Océano Pacífico oriental (OPO) ha sido problemática debido a la falta de un índice fiable de abundancia relativa, a la posibilidad de una selectividad en forma de domo y a la falta de datos de composición por edad (Maunder, M.N. y Harley, S.J. 2005), provocando así que su ordenación sostenible se vea afectada. Por otro lado, la información disponible de múltiples eventos de marcado podría servir como base para un modelo espaciotemporal de población que permita estimar la abundancia y las tasas explotación del barrilete (SAC-12-06). Una parte central de este modelo es el modelo espaciotemporal de marcado que con base en las marcas recuperadas (y no recuperadas) describe los patrones de desplazamiento más probables del barrilete en el OPO. En este documento describimos el enfoque utilizado para el modelo espaciotemporal de marcado que estima el desplazamiento del barrilete en el OPO y presentamos los resultados preliminares.

3. DATOS

El modelo espaciotemporal de marcado requiere información de marcas convencionales recuperadas (y no recuperadas) así como de datos ambientales.

3.1 Datos de marcado

Se dispone de datos de marcado de cuatro eventos de marcado para el barrilete en el OPO. Hasta ahora, hemos utilizado las marcas convencionales de los últimos dos eventos que tuvieron lugar en el periodo de 2000 a 2006 y del evento aún en curso que comenzó en 2019; sin embargo, excluimos los datos de los otros dos eventos de marcado que tuvieron lugar de 1955 a 1964 y de 1979 a 1981. Mientras que los seis cruceros de marcado de atunes en el periodo de 2000 a 2006 se enfocaron en el atún patudo, 3425 barriletes fueron marcados y liberados con marcas de dardo plásticas de las cuales se recuperaron 563 marcas. Por el contrario, el Programa Regional de Marcado de Atunes multianual de la CIAT (PRMA-OPO 2019-2022, Proyecto E.4.a), que inició en 2019, se centró en el barrilete. Dicho programa incluyó dos cruceros de marcado en 2019 y 2020 y un tercero que se pospuso y que se encuentra actualmente en curso (primavera de 2022). Se marcaron 6259 barriletes con marcas de dardo plásticas durante los dos primeros cruceros, de las cuales se recuperaron 1619 al momento de la redacción de este informe. Los atunes marcados durante estos dos eventos se liberaron desde 49 ubicaciones únicas (triángulos amarillos en la Figura 1).

Después de aplicar un filtro de velocidad y excluir las marcas no fiables, quedó un total de 9625 marcas, de las cuales se utilizaron las marcas recuperadas en 2007 para el análisis presentado aquí (flechas negras en la Figura 1). Las dimensiones espaciales de la región del modelo se definieron dentro del límite de ordenación occidental en 150°O y la costa de Norteamérica y Suramérica en el este, así como en 30°S y 35°N (área azul en la Figura 1).

3.2 Datos ambientales

El modelo de marcado del barrilete requiere datos ambientales para informar la preferencia de hábitat del barrilete. Una gama de covariables ambientales potenciales podrían ser relevantes para informar la preferencia de hábitat y, por lo tanto, el desplazamiento del barrilete en el OPO. Hasta ahora, hemos explorado la temperatura superficial del mar, la profundidad de la capa mixta, la clorofila a, así como los datos batimétricos como covariables potenciales que informan la preferencia de hábitat del barrilete. Los datos ambientales se agrupan para corresponder al respectivo tamaño de la grilla (por ejemplo, tamaños de celdas de 5° o 2.5°) e intervalo temporal (por ejemplo, trimestral o mensual).

4. MODELO DE DESPLAZAMIENTO

El desplazamiento del barrilete en el OPO se describe por un proceso de advección-difusión que utiliza una función de preferencia de hábitat para definir el proceso de advección (Thorson *et al.* 2021). El desplazamiento se calcula por medio de la exponencial de la matriz de las tasas instantáneas de advección-difusión. Esto permite la parametrización de la tasa instantánea de desplazamiento entre celdas vecinas en lugar de entre todas las celdas (Thorson *et al.* 2017).

$$M(t) = e^{(A^* + D^*)\Delta t}$$

donde M(t) es la matriz de desplazamiento por intervalo temporal y A^* y D^* son las tasas instantáneas de advección-difusión, respectivamente. La tasa instantánea de advección se define por

$$A^*(g_2, g_1, t) = \begin{cases} h(g_2, t) - h(g_1, t) & si \quad g_1 \text{y} g_2 \text{son adyacentes} \\ -\sum_{g' \neq g_1} A^*(g', g_1, t) & si \quad g_1 = g_2 \\ 0 & si \quad de\ otro\ modo, \end{cases}$$

donde g y t corresponden a la celda y al intervalo temporal, respectivamente, y $h(g,t) = \sum_{i=1}^{n} f_i(x_i(g,t), k_i)$ describe la función de preferencia de hábitat como la suma de las funciones suaves f_i de la $i^{\text{ésima}}$ capa ambiental $x_i(g,t)$ con el vector de nudo k_i y los valores de parámetros α_i correspondientes. Por lo tanto, la tasa de advección se define por las diferencias locales en la preferencia de hábitat que se basa en las funciones suavizadas de cualquier cantidad de capas ambientales. La tasa instantánea de difusión sin covariables ambientales se define por

$$D^*(g_2, g_1, t) = \begin{cases} e^{2\beta} & si \quad g_1 \text{y} g_2 son\ adyacentes \\ -\sum_{g' \neq g_1} D^*(g', g_1, t) & si \quad g_1 = g_2 \\ 0 & si \quad de\ otro\ modo, \end{cases}$$

donde el parámetro β es el parámetro de difusión.

Dado que múltiples marcas recuperadas están vinculadas a las mismas ubicaciones de liberación (pero a diferentes tiempos de recuperación), los cálculos se optimizan para la velocidad de cálculo y la asignación de memoria mediante la estimación de las matrices de desplazamiento que dependen de las ubicaciones de liberación únicas. El modelo espaciotemporal de marcado se implementa en el Template Model Builder (TMB; Kristensen *et al.* 2016) y la optimización de los parámetros se realiza en R 4.0.2 (R Core Team 2020).

5. RESULTADOS PRELIMINARES

De los diversos modelos probados hasta ahora, el modelo espaciotemporal de marcado que utiliza la profundidad de la capa mixta y la temperatura superficial del mar como capas ambientales fue uno de los modelos más robustos. Los resultados preliminares del modelo con 12 intervalos de tiempo por año indican una alta preferencia de hábitat alrededor de la línea ecuatorial con los valores más altos alrededor de 130° a 80°O (gráfica de la izquierda en la Figura 3). Otras dos regiones con altos niveles de preferencia de hábitat se encuentran alrededor de 20°N, así como en la esquina inferior izquierda de la región del modelo (alrededor de 30°S y 145°O). Por lo tanto, el desplazamiento dirigido estimado (aquí: advección) apunta hacia estos hábitats con niveles de preferencia más altos (gráfica de la derecha en la Figura 3). En este modelo, se estimó que la difusión era una tasa constante independiente del espacio y del tiempo.

Con base en los *splines* naturales de tres nudos para cada capa ambiental, el modelo estimó que el barrilete prefería una profundidad baja de la capa mixta con una preferencia continuamente decreciente por una profundidad creciente de la capa mixta y temperaturas superficiales del mar intermedias de alrededor de 24°C (Figura 3). La escala de la preferencia de hábitat correspondiente a las dos capas ambientales se encuentra en el mismo orden de magnitud que indica una ponderación similar de las dos capas y, por lo tanto, una contribución a la preferencia de hábitat del barrilete en el OPO (Figura 3).

Aunque estos resultados preliminares fueron consistentes para un modelo con una grilla más fina con celdas de 2.5° y 4 intervalos de tiempo por año, las relaciones fueron dependientes del tipo e implementación de los *splines,* como el número y la posición de los nudos o el número de bases para el

spline B. Además, se asignará trabajo para comparar diferentes tipos e implementaciones de *splines* y para identificar relaciones robustas entre el desplazamiento del barrilete y las capas ambientales pertinentes.

6. DISCUSIÓN

Estos resultados iniciales son prometedores y muestran que las tasas de desplazamiento pueden estimarse y sugieren que la temperatura y la profundidad de la capa mixta pueden aportar información sobre la preferencia de hábitat del barrilete en el OPO. Se han realizado análisis preliminares que incorporan los datos de esfuerzo y las marcas no recuperadas e indican que las tasas de mortalidad por pesca y mortalidad natural también pueden estimarse. Estas cantidades podrían utilizarse para proporcionar asesoramiento de ordenación o para mejorar el asesoramiento de ordenación actual mediante su integración en la evaluación provisional de la población (SAC-13-07).

7. PRÓXIMOS PASOS

Con respecto al desarrollo futuro del enfoque aquí esbozado hacia un modelo de población que estime la abundancia y la tasa de explotación del barrilete en el OPO, se considerarán los siguientes pasos a corto y a largo plazo.

Pasos a corto plazo:

- Utilizar las marcas archivadoras para informar mejor el desplazamiento del barrilete
- Incluir marcas convencionales no recuperadas
- Minimizar la resolución espacial y temporal
- Explorar y comparar varias capas ambientales y tipos e implementaciones de *splines*

Pasos a largo plazo:

- Utilizar datos espaciotemporales de captura y esfuerzo para estimar las tasas de mortalidad por pesca y mortalidad natural
- Establecer un modelo de abundancia espacialmente explícito informado por las matrices de desplazamiento estimadas
- Estimar los niveles de referencia para la extracción sostenible
- Determinar cómo los resultados se pueden integrar a la evaluación provisional (SAC-13-07).

8. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por la CIAT. Agradecemos las importantes contribuciones de Kurt Schaefer y Dan Fuller al programa de marcado en general y a este proyecto en específico. Agradecemos los datos ambientales proporcionados por COPERNICUS (https://www.copernicus.eu/en) y a todos los involucrados en el marcado del barrilete en el OPO y en la recuperación de estas marcas.

ECOSYSTEM CONSIDERATIONS

CONTENTS

1. Introduction 181
2. Data sources 182
2.1. Purse-seine 183
2.2. Longline 184
3. Fishery interactions with species groups 185
3.1. Tunas and billfishes 185
3.2. Marine mammals 185
3.3. Sea turtles 186
3.4. Seabirds 188
3.5. Sharks 188
3.6. Rays 191
3.7. Other large fishes 192
3.8. Forage species 194
4. Physical environment 194
4.1. Environmental indicators 195
4.2. Spatio-temporal exploration of environmental conditions 197
4.3. Environmental conditions and distribution of catches 197
5. Identification of species at risk 198
6. Ecosystem dynamics 199
6.1. Ecological indicators 199
7. Future developments 200
Acknowledgments 203
Literature cited 203
Figures 205
Tables 215

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 "*management 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.*, SAC-10 INF-B; Juan-Jorda et al. 2018). 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 (IATTC-93-06a) and the Staff Activities and Research report (SAC-13-01).

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 IATTC Special Report 25). 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-13-03) 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 large-vessel purse-seine fishery[1], nominal catches reported by the limited observer coverage onboard the small-vessel purse-seine fishery[2], and gross annual removals by the longline fishery were obtained from data reported by CPCs to the IATTC. Minimum catches in 2020 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 most CPCs is 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 BYC-10 INF-D). Longline data were available through 2020 as the deadline for data reporting for the previous year occurs after the annual SAC meeting. Purse-seine data were available through 2021, with data from the last 2 years considered preliminary as of March 2022. Each data source is described in detail below.

[1] Size class 6 purse-seine vessels with a carrying capacity > 363 t

[2] Vessels with a carrying capacity <363 t

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. 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 purse seine, 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 2021, most trips (73%) made by smaller vessels were unobserved, 19% were from the voluntary TUNACONS observer program, 6% from the Ecuadorian National Observer program and 2% from the IATTC observer program.

Therefore, in this report we primarily focus on the comprehensive observer dataset from large purse-seine vessels to provide catch estimates for bycatch species. Under the AIDCP program, an observer is placed on a large purse-seine vessel prior to each trip. 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))[3]. The numbers of sets of each type made in the EPO during 2006–2021 are shown in Table A-7 of Document SAC-13-03.

Despite the observer requirement, 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[3] 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. Because there is uncertainty in whether the IATTC is receiving all bycatch data from the longline fishery of each CPC, these data are considered incomplete, or 'sample data', and are therefore regarded as minimum annual reported catch estimates for 1993–2020. 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.

During this process, 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 Fishery Status Reports 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 SAC-11-03).

Longline observer data reporting for longline vessels >20 m has been improving since Resolution C-19-08 entered into force. The staff has received detailed set-by-set operational level observer data for several CPCs, although the level of observer coverage has often been less than the current mandated coverage of 5% of the total number of hooks or "effective days fishing". Furthermore, for most CPCs, the coverage is significantly lower than the 20% coverage recommended by the staff, the Working Group on Bycatch, and the Scientific Advisory Committee. The effectiveness of the mandated 5% observer coverage for assessing whether the observer coverage is representative of the activities of the total fleet is presented in BYC-10 INF-D. Although CPCs 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. IATTC staff will seek to provide 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).

[3] 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.

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 SAC-13-03. An investigation on the effects of the COVID-19 pandemic on the catches of tropical tunas is provided in SAC-13-05. The staff has developed stock assessments and/or stock status indicators (SSIs) for tropical tunas (SAC-13-06), an interim skipjack assessment (SAC-13-07), a spatio-temporal tagging model for skipjack (SAC-13-08), and a fisheries independent abundance index for skipjack using echo-sounder buoy data for the OBJ fishery (FAD-06-03). The staff has also collaborated in the assessments of Pacific bluefin and albacore tunas led by the International Scientific Committee for Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean (ISC), the assessment of south Pacific albacore tuna led by the Western and Central Pacific Fisheries Commission (WCPFC), and collaborated on the ISC assessments for north Pacific swordfish (2018), blue marlin (2019) and striped marlin (2019 and 2022). A southern EPO swordfish benchmark assessment is provided in SAC-13-09.

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. Purse-seine 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).

Estimates of incidental mortality of dolphins in the purse-seine fishery of large vessels during 1993–2021 are shown in Table J-1a. In 2021, the stock of dolphins with the highest incidental mortality was the eastern spinner (n=197), followed by the western-southern spotted (n=178), whitebelly spinner (n=175), and northeastern spotted dolphins (n=167). Common dolphins were least impacted by the fishery, with mortalities of 3 northern, 6 central, and 5 southern 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 C-19-08. 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 BYC-10 INF-D). For the time being, only the minimum number of observed interactions and mortalities reported for marine mammals is presented for 2020 (Table J-1b). 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 marine mammals reported by observers were considered to be mortalities with the exception of a small unidentified whale that was released “alive and healthy”. 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.

Table J-1b. Minimum number of marine mammal interactions and mortalities in 2020 reported by observers onboard longline vessels under the current mandate of at least 5% coverage (C-19-08) of each CPC fleet operating in the eastern Pacific Ocean. All reported marine mammal interactions resulted in mortalities (i.e., disposition was either not reported and precautionarily assumed as dead, or reported as "Injured", except for 1 unidentified small whale that was reported as "Released alive and healthy".

Marine mammal taxa	Interactions	Mortalities
Guadalupe fur seal, *Arctocephalus townsendi*	7	7
Seals and sea lions nei, Otariidae, Phocidae	2	2
Roughtoothed dolphin, *Steno bredanensis*	1	1
Dolphin, nei, Delphinidae, *Pseudorca crassidens*	2	2
False killer whale, *Pseudorca crassidens*	2	2
Mesoplodon, nei, *Mesoplodon* spp.	1	1
Unidentified small whale, Odontoceti	1	0
Unidentified cetacean, nei, Cetacea	1	1
Total numbers	17	16

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) and drown or be injured or killed by fishing gear.

Figure J-2 shows the number of estimated sea turtle mortalities and interactions recorded by observers on large purse-seine vessels, by set type, during 1993–2021. 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. The olive Ridley turtle (*Lepidochelys olivacea*) is, by far, the species of sea turtle most frequently caught, with a total of 21,680 interactions and 951 mortalities (~4%) during 1993–2021, but only 245 interactions (2 mortalities) in 2021 (Table J-2a). In 2021, there were 52 interactions recorded with eastern Pacific green, 29 loggerhead, 5 hawksbill, 1 leatherback, and 153 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 longline 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 longline and gillnet fleets from coastal nations that are known to catch sea turtles, but limited data are available (see BYC-11-02).

Data on sea turtle interactions and mortalities in the longline fishery have not been available (SAC-08-07b), although they are beginning to improve with the submission of operational-level observer data since 2019 pursuant to Resolution C-19-08. Recalling the observer coverage for most longline vessels is 5% or less (see BYC-10 INF-D), compared to 100% of observed trips in the large-vessel purse-seine fishery, the observer data provided by CPCs for 2020 are considered minimum numbers of interactions and mortalities (Table J-2b). 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. The reported interactions in 2020 were

highest for leatherback turtles (43%) but of the 10 interactions, 7 were released alive. 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.

Table J-2b. Minimum number of sea turtle interactions and mortalities in 2020 reported by observers onboard longline vessels under the current mandate of at least 5% coverage (C-19-08) 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.

Sea turtle taxa	Interactions	Mortalities
Leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*	10	3
Black/Green turtle, *Chelonia mydas*	5	2
Olive Ridley turtle, *Lepidochelys olivacea*	4	3
Loggerhead turtle, *Caretta caretta*	2	2
Hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*	1	1
Marine turtles, nei, Testudinata	1	0
Total numbers	23	11

Various IATTC resolutions, most recently C-19-04, 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 13th 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 C-19-04. 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 have been made (WSHKS-01), although discussions are expected to be resumed during the 11th Bycatch Working Group meeting, in May 2022.

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) (BYC-10 INF-B). The vulnerability status of the stock was determined to be "most vulnerable" in 2018. The staff has continued to collaborate with IAC in 2020–2022 to improve the species distribution model (BYC-11-01) and vulnerability assessment using updated fisheries data from coastal CPCs (BYC-11-02). The finalized 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 population might recover to a status of "least vulnerable", assuming fishing effort levels of all EPO fisheries do not increase. The use of these three measures in concert was predicted to even further reduce vulnerability. Detailed results from this work will be presented in 2022 at the Bycatch Working Group meeting (BYC-11-01, BYC-11-02).

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 (C-11-02); 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 (SAC-05 INF-E, SAC-07-INF-C(d), SAC-08-INF-D(a), SAC-08-INF-D(b), BYC-08 INF J(b)). Additionally, ACAP has reported on the conservation status of albatrosses and large petrels (SAC-08-INF-D(c); BYC-08 INF J(a)). Participants in the circle hook workshop, held in March 2022 (WSHKS-01), 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 (SAC-08-07b), but with the submission of operational-level observer data for longline vessels >20 m beginning in 2019 some minimum estimates for 2020 are available for reporting (Table J-3).

The observer data submitted by CPCs for 2020 contained 126 interactions with seabirds—all recorded as "discarded", "injured" or precautionarily presumed dead due to incomplete disposition data. With these limited data, Laysan albatross, *Phoebastria immutabilis*, was reported to have interacted the most with the gear (29% of all interactions). 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 BYC-10 INF-D 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.

Table J-3. Minimum number of seabird interactions in 2020 reported by observers onboard longline vessels under the current mandate of at least 5% coverage (C-19-08) of each CPC fleet operating in the eastern Pacific Ocean. All reported seabird interactions resulted in mortalities (i.e., disposition was reported as "Discarded", "Injured", or not reported).

Seabird taxa	Interactions	Mortalities
Laysan albatross, *Phoebastria immutabilis*	37	37
Black-footed albatross, *Phoebastria nigripes*	32	32
White-chinned petrel, *Procellaria aequinoctialis*	17	17
Boobies and gannets nei, Sulidae	16	16
Wandering albatross, *Diomedea exulans*	16	16
Cape petrel, *Daption capense*	5	5
Albatross nei, Diomedea spp.	2	2
Buller's albatross, *Thalassarche bulleri*	1	1
Total numbers	126	126

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 four shark species in the EPO: silky (*Carcharhinus falciformis*) (Lennert-Cody *et al*. 2018; BYC-10 INF-A, BYC-11 INF-A), 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 FAO Common Oceans Tuna Project, 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 BYC-08 INF-A. 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 shark bycatch for EPO industrial and artisanal fisheries—using the EASI-Fish methodology (section 5)—was completed in 2022 and will be 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.

Catches (t) of sharks in the large-vessel purse-seine fishery (1993–2021) and minimum reported catch estimates[4] by longline fisheries (1993–2020) are provided in Table J-4a, while catches of the most frequently caught species, discussed below, are shown in Figure J-3. Reporting of many shark species by longline gear began in 2006. The silky shark (family Carcharhinidae) is the species of shark most commonly caught in the purse-seine fishery with annual catches averaging 554 t—primarily from sets on floating objects (Figure J-3)—and being 571 t in 2021. In contrast, minimum reported annual catch in the longline sample data for 2006–2020 averaged 11,395 t and was 14,752 t in 2020. Annual catch for the oceanic whitetip shark (Carcharhinidae) in the purse-seine fishery averaged 58 t (also primarily from sets on floating objects) and was 12 t in 2021. The minimum reported annual catch in the longline fishery from 2006–2020 averaged 143 t and none were reported in 2020. Catches of oceanic whitetip have declined in the purse-seine fishery since the early 2000s, while catches have been variable in the longline fishery (Figure J-3). Minimum annual reported catch of blue shark in the longline fishery from 1993–2020 averaged 6,134 t and was 15,080 t in 2020. By contrast, the annual catch in the purse-seine fishery averaged only 2 t, with 1 t caught in 2021.

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-3). Catch estimates for the smooth hammerhead shark in the purse-seine fishery averaged 26 t (primarily caught in floating-object sets) and was 13 t in 2021, while in the longline fishery minimum annual reported catch averaged 958 t (2006–2020) and was 941 t in 2020. In contrast, the pelagic thresher was caught primarily in unassociated tuna school sets in the purse-seine fishery with the estimated annual catch averaging 5 t and was 1 t in 2021. Minimum annual reported catch of the pelagic thresher in the longline fishery averaged 2,066 t (2007–2020) and was 342 in 2020. 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 2021. However, in the longline fishery the minimum annual reported catch averaged

[4] 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. SAC-11-13).

1,419 t (1993–2020) and was 3,694 t in 2020.

The limited observer data from small purse-seine vessels showed 17 t of silky shark and 4 t of scalloped hammerhead were caught in floating-object sets in 2021, while those of other shark species or species groups were minimal (≤3 t) (Table J-8).

The minimum catches—derived only from observer data—for sharks caught by longline in 2020 are presented in Table J-4b (see section 2.2 and BYC-10 INF-D for uncertainties in data reporting by longline gear). Blue shark was by far the most frequently caught shark species in this dataset with over 70,000 animals reported to have interacted with the gear in 2020, followed by the silky shark with over 10,000 animals. Under the disposition criteria described in Table J-4b, nearly all interactions resulted in mortalities for most of the shark species and species groups reported by observers.

Table J-4b. Minimum number of shark interactions and mortalities in 2020 reported by observers onboard longline vessels under the current mandate of at least 5% coverage (C-19-08) 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", "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.

Shark taxa	Interactions	Mortalities
Blue shark, *Prionace glauca*	76,387	76,092
Silky shark, *Carcharhinus falciformis*	10,084	10,057
Pelagic thresher shark, *Alopias pelagicus*	6,887	6,871
Short fin mako shark, *Isurus oxyrinchus*	3,122	3,121
Smooth hammerhead shark, *Sphyrna zygaena*	1,659	1,657
Crocodile shark, *Pseudocarcharias kamoharai*	1,343	1,100
Bigeye thresher shark, *Alopias superciliosus*	904	754
Velvet dogfish, *Scymnodon squamulosus*	309	172
Various sharks nei, Euselachii	218	213
Oceanic whitetip shark, *Carcharhinus longimanus*	118	107
Longfin mako shark, *Isurus paucus*	101	99
Scalloped hammerhead shark, *Sphyrna lewini*	90	90
Thresher shark, *Alopias vulpinus*	69	69
Kitefin shark, *Dalatias licha*	45	45
Sharks, rays, skates, etc. nei, Elasmobranchii	40	40
Thresher shark, nei, *Alopias* spp.	23	20
Requiem sharks, nei, Carcharhinidae	20	20
Tiger shark, *Galeocerdo cuvier*	10	10
Other sharks*	12	8
Total numbers	101,441	100,545

*"Other sharks" include those with ≤2 interactions from 6 taxa in 2020

The artisanal longline fisheries of the coastal CPCs 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 SAC-07-06b(iii)). An ongoing project is being undertaken to improve data collection on sharks, particularly for Central America, for the longline fleet through funding from 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 (SAC-07-06b(ii)**,**

SAC-07-06b(iii)). A one-year pilot study was conducted in 2019, collecting shark-fishery data and developing and testing sampling designs for a long-term sampling program for the shark fisheries throughout Central America (Phase 2 of the project). A progress report on the FAO-GEF ABNJ project was presented at SAC-11 (SAC-11-05). Although this pilot study in Central America has now been completed, the sampling methodology will be applied in a second phase of the FAO-GEF ABNJ project in other IATTC Members will begin in 2022 (SAC-13-12). 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

Estimated annual catches of manta rays (Mobulidae) and stingrays (Dasyatidae) by the large-vessel purse-seine (1993–2021) and minimum reported annual catches by longline (1993–2020) fisheries are provided in Table J-5a, while catches of key species are shown in Figure J-4. These rays are primarily caught by the purse-seine fishery, while limited catches were reported for the longline fishery only for the Munk's devil ray (2009: 6 t, 2010: 118 t) and Dasyatidae spp. (15 t over a 5-year period), with half the catches made in 2009 (Table J-5a). The giant manta had the largest average catches in the purse-seine fishery (19 t), followed by the spinetail (14 t), and smoothtail (8 t) mobulid rays. Catches of these species in 2021 were 15, 7, and <1 t, respectively. Catches of the pelagic stingray were low, averaging only 2 t and being 2 t in 2021 (Table J-5a). 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-4).

For the small purse-seine vessel fishery, the limited available observer data for 2021 was minimal (≤1 t) for all other ray species or species groups (Table J-8).

The minimal data available from the longline observer dataset (see section 2.2. and BYC-10 INF-D) showed that the most interactions were with the pelagic stingray (*Pteroplatytrygon violacea*) and 91% of these interactions (4,332 individuals) resulted in mortalities (3,960) (Table J-5b).

Table J-5b. Minimum number of ray interactions and mortalities in 2020 reported by observers onboard longline vessels under the current mandate of at least 5% coverage (C-19-08) 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", "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.

Ray taxa	Total interactions	Mortalities
Pelagic stingray, *Pteroplatytrygon violacea*	4,332	3,960
Spinetail devil ray, *Mobula mobular*	21	20
Rays, skates, nei, Rajiformes	18	3
Manta rays, nei, *Mobula* spp.	5	3
Other rays*	4	2
Total numbers	4,380	3,988

*"Other rays" include those with ≤2 interactions from 2 taxa in 2020.

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) (Griffiths and Lezama-Ochoa 2021). In the assessment year of 2018, the estimated fishing mortality exceeded the $F/F_{40\%}$ and $SBR/SBR_{40\%}$ 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

Large pelagic fishes caught by the large-vessel purse-seine, primarily on floating-object sets, (1993–2021) and longline (1993–2020) fisheries are shown in Table J-6a, with time series of catches of key species presented in Figure J-5. The most commonly-caught pelagic fishes in both fisheries is dorado (Coryphaenidae) with the estimated average annual catch for the purse-seine fishery being 1,323 t (2,217 t in 2021) and the minimum reported annual catch for the longline fishery averaging 5,928 t (2,506 t in 2020). Dorado is also one of the most important species caught in the artisanal fisheries of the coastal nations of the EPO (SAC-07-06a(i)). Recommendations for potential reference points and harvest control rules for dorado in the EPO were presented at SAC-10 (SAC-10-11).

Other key species caught by the purse-seine fishery include wahoo (Scombridae) and rainbow runner (Carangidae). Wahoo had an estimated average annual catch of 369 t for the purse-seine fishery, although catches have declined from a peak of 1,025 t in 2001 to 133 t in 2021 (Figure J-5). Minimum reported annual catch of wahoo by the longline fishery have averaged 168 t and was 311 t in 2020. 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 29 t in 2021 (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 358 t (1993–2020), 367 t (2006–2020), and 49 t (1993–2020), respectively. Catches of all these taxa have increased after the mid-2000s (Figure J-5). For the most recent year (2020), there were 597 t, 288 t, and 70 t of opah, snake mackerels, and pomfrets reported, respectively (Table J-5a).

The limited observer data available for 2021 for the small purse-seine fishery included 158 t of dorado and 13 t of wahoo caught in floating-object sets, while the remaining species or species groups of large fishes had ≤1 t reported (Table J-8).

For 2020, the minimal available data from longline observers (see section 2.2. and BYC-10 INF-D) is provided in Table J-6b and shows the most frequently caught species in this dataset was the long snouted lancetfish (*Alepisaurus ferox*) with about 14,000 interactions. Most interactions with large fishes resulted in mortalities.

Table J-6b. Minimum number of interactions and mortalities of large fishes in 2020 reported by observers onboard longline vessels under the current mandate of at least 5% coverage (C-19-08) 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", "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.

Large fish taxa	Interactions	Mortalities
Long snouted lancetfish, *Alepisaurus ferox*	14,092	14,089
Escolar, *Lepidocybium flavobrunneum*	5,908	5,815
Opah, *Lampris guttatus*	3,006	2,992
Wahoo, *Acanthocybium solandri*	2,645	2,644
Snake mackerel, *Gempylus serpens*	2,156	2,110
Common dolphinfish, *Coryphaena hippurus*	1,806	1,806
Dorado, mahi mahi, dolphin fish, nei, Coryphaenidae	1,288	1,288
Sickle pomfret, *Taractichthys steindachneri*	1,040	972
Pomfrets, ocean breams nei, Bramidae	920	904
Lancetfishes, nei, *Alepisaurus* spp.	490	490
Oilfish, *Ruvettus pretiosus*	476	465
Mackerels, nei, Scombridae	147	147
Pompano dolphinfish, *Coryphaena equiselis*	66	66
Great barracuda, *Sphyraena barracuda*	50	49
Ocean sunfish, Mola, *Mola mola*	41	39
Barracudas, nei, *Sphyraena* spp.	18	17
Rough pomfret, *Taractes asper*	18	18
Roudi escolar, *Promethichthys prometheus*	12	12
Black gemfish, *Nesiarchus nasutus*	11	11
Butterfly kingfish, *Gasterochisma melampus*	10	10
Other large fishes*	71	70
Total numbers	34,271	34,014

*"Other large fishes" includes those with <10 interactions from 16 taxa in 2020.

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 Table J-7 with key species as identified by catch data presented in Figure J-6 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 1,032 t from 1993–2021. However, their catches have declined from 1,922 in 2005 to 442 t in 2021 (Figure J-6). Triggerfishes (Balistidae) and filefishes (Monacanthidae) are the second most commonly reported forage group with annual estimated catches averaging 253 t and totaling 50 t in 2021. Catches for this group peaked in 2004 at 922 t but have otherwise been variable. Annual catches of sea chubs (Kyphosidae) have averaged 16 t, which began to increase after 2002 but have remained low since 2015 with 6 t in 2021. Lastly, annual catches of the various species in the category 'epipelagic forage fishes' averaged 5 t with 14 t estimated to be caught in 2021. A total of 104 t of bullet and frigate tunas and 4 t of triggerfishes and filefishes were reported by observers on the limited number of trips on small purse-seine vessels that carried an observer in 2021. Catches of all other species or species groups of small fishes were minimal (<1 t) (Table J-7).

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[5] (e.g. SAC-10 INF-D). The following summary of the biophysical environment covers: 1) short- and long-term environmental indicators, and 2) environmental conditions and their

[5] See SAC-04-08, *Physical Environment*, and SAC-06 INF-C for a comprehensive description of the effects of physical and biological oceanography on tunas, prey communities, and fisheries in the EPO.

potential effect on the fishery during the previous year, in this case, 2021.

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.

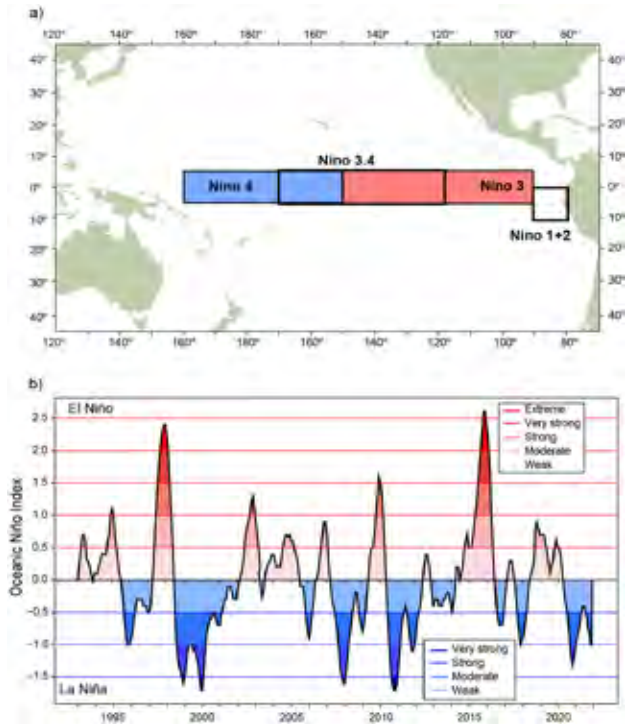


FIGURE J-7. El Niño regions used as indicators of El Niño Southern Oscillation (ENSO) events in the Pacific Ocean (top panel), and the Oceanic Niño Index (ONI) used to monitor ENSO conditions in Niño region 3.4 from 5°N to 5°S and 120°W to 170°W (bottom panel). Time series shows the running 3-month mean ONI values from the start of the IATTC observer program through December 2021. ONI data obtained from: http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php

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). 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 2021. Datos del ONI obtenidos de: http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php

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).

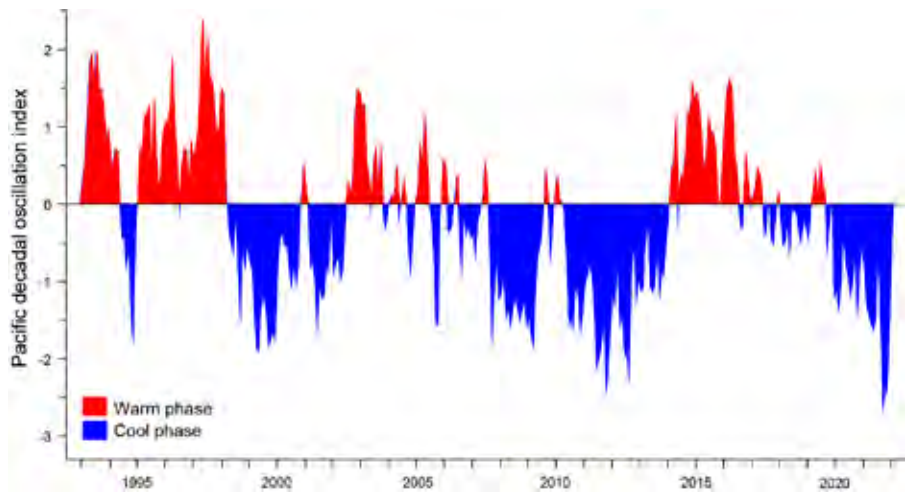


FIGURE J-8. Monthly values of the Pacific Decadal Oscillation (PDO) Index, January 1993–December 2021. ERSST V5 PDO Time Series data obtained from: https://psl.noaa.gov/pdo/

FIGURA J-8. Valores mensuales del índice de Oscilación Decadal del Pacífico (PDO), enero de 1993–diciembre de 2021. Datos de la serie de tiempo ERSST V5 PDO obtenidos de: https://psl.noaa.gov/pdo/

The Climate Diagnostics Bulletin of the US National Weather Service reported that in 2021 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 indicative of La Niña conditions during January–March, ENSO-neutral conditions during April–August and La Niña conditions during September–December.

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-7), 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-7). 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 El Niño event. ENSO-neutral conditions occurred during much of 2020, with moderate-strong La Niña conditions from August through December.

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 2021, cool conditions intensified towards the end of the year, with a peak PDO value of -2.70 in October. September 2012 was the last time a monthly PDO index occurred at a similar strength (-2.31) (see ERSST V5 PDO Time series data).

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 1993–2021, while that for CHL-a concentrations covers data for 2003–2021 due to 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 in 2007–2008 and 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

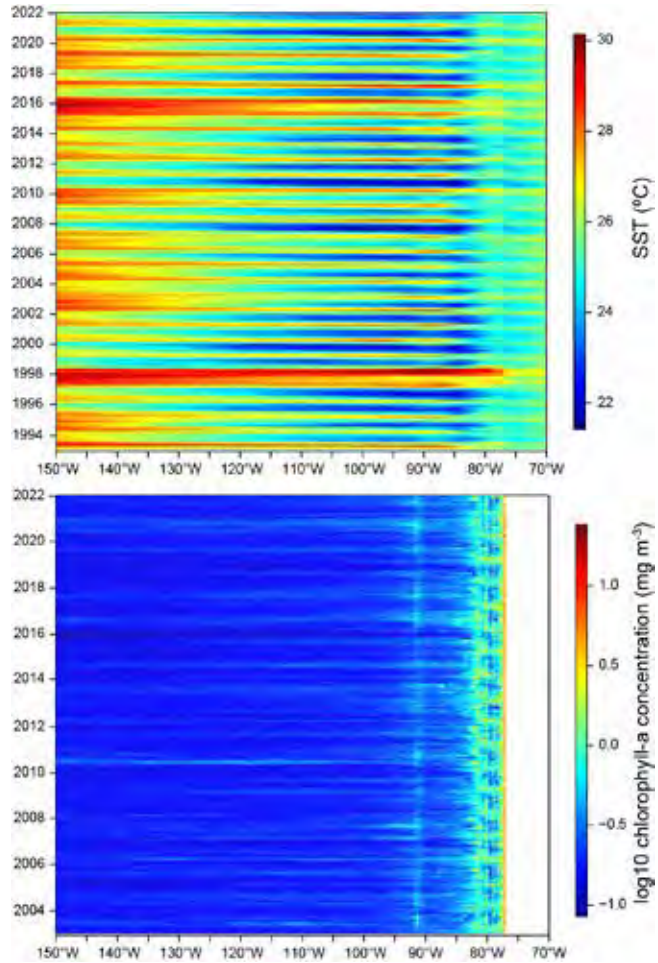


FIGURE J-9. Time-longitude Hovmöller diagram with data averaged across the tropical eastern Pacific Ocean from 5°N to 5°S for mean monthly SST for January 1993–December 2021 (top panel) (https://www.esrl.noaa.gov/psd/) and mean monthly chlorophyll-a concentration for January 2003–December 2021 (bottom panel) (https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/erdMH1chlamday/index.html)

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 2021 (panel superior) (https://www.esrl.noaa.gov/psd/) y concentración promedio mensual de clorofila-a de enero de 2003 a diciembre de 2021 (panel inferior) (https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/erdMH1chlamday/index.html.

the habitat and distributions of oceanic animals (Hobday and Hartog 2014).

Figures J-10 and J-11 show quarterly mean SSTs and CHL-a concentrations, respectively, to: 1) provide a general indication of seasonal environmental variability, 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 2021. 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 have been developed for the leatherback sea turtle (BYC-11-01) and 32 species of sharks (SAC-13-11) and several high-resolution SDMs are underway for other sensitive bycatch species.

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

Figure J-11 shows CHL-a concentrations were highest along the equator and the coast of the Americas year-round. The oligotrophic[6] 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 the cooler 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 and east of 120°W during these same quarters; warmer water occurred 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 of ~110°W, particularly in quarter 2. 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 Goal L 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, non-target species caught in the EPO by large purse-seine vessels (Duffy *et al*. 2019) and by the longline fishery (SAC-08-07d).

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

[6] An area of low productivity, nutrients, and surface chlorophyll, often referred to as an "oceanic desert".

of these species. The estimate of *F* is then used in length-structured yield and spawning biomass per-recruit models to assess the vulnerability of each species using conventional biological reference points (*e.g.,* F_{MSY}, $SPR_{40\%}$).

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 will be presented at BYC-11 (BYC-11-02) and SAC-13, respectively (SAC-13-11).

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 data- and 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, Vol. 22, No. 3)—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"). Ecological indicators were derived from this updated model and are described below.

6.1. Ecological indicators

Since 2017, ETP8 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_c), 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 ($TL_{2.0}$), ≥3.25–4.0 ($TL_{3.5}$), and >4.0 ($TL_{4.0}$). A full description of these indicators is provided in SAC-10-14. Additionally, simulations using the version of ETP8 updated and rebalanced in 2021 ("ETP-21") were conducted to assess potential impacts of the FAD fishery on the structure of the ecosystem (SAC-12-13).

The update in 2021 was required 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. 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 (SAC-12-13).

Ecological indicators showed that values for TL_c and MTI decreased from their peak of 4.77 and 4.83 in 1991 to 4.64 and 4.65 in 2018, respectively, as the purse-seine fishing effort on FADs 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 28 years, or 0.04 trophic levels per decade. The expansion of the FAD fishery 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 4.470 in 2018 (Figure J-13). As a result of changes in predation pressure on lower trophic levels, between 1993 and 2018 the biomass of the $TL_{MC3.25}$ community increased from 3.801 to 3.829, while interestingly, the biomass of the $TL_{MC2.0}$ community also increased from 3.092 to 3.107.

Together, these indicators show that the ecosystem structure has likely changed over the 40-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.

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 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 SSP. 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), beginning with sharks and the critically endangered leatherback turtle in 2022.
- Given the high number of highly vulnerable species identified 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, hammerhead and thresher sharks.
- Significant knowledge gaps identified for sharks in the EASI-Fish assessment pertained to the fundamental 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 for length-weight and length-length conversions, 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 2022, which could be seen as an opportunity to achieve such strategy (SAC-13-12), the IATTC staff has prepared a proposal for a feasibility study on biological sampling from purse-seiners and longliners (IATTC-98-02b).

- A shortcoming of the ETP-21 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 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 2018–2021 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.
- A second limitation of the ETP-21 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, the staff concluded that these data are not representative of the fleet (BYC-10 INF-D) 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 argued for the importance of exploring dynamic spatial management over 20 years ago, there are still few examples of dynamic or adaptive spatial management to reduce bycatch to date. 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 changing 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 matter in the EPO for both target and non-target species (e.g. SAC-10 INF-D, Pons et al 2022, BYC-11-04, Druon et al 2022), the environment-species relationship, as well as the potential implementation and operationalization of adaptive management options should be considered and developed in detail 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.

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 8th Meeting of the Working Group to Review Stock Assessments in 2007 (SAR-8-17 J) and has been updated annually.

LITERATURE CITED-LITERATURATURA 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. https://www.climate.gov/news-features/understanding-climate/climate-variability-oceanic-ni%C3%B1o-index. 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.

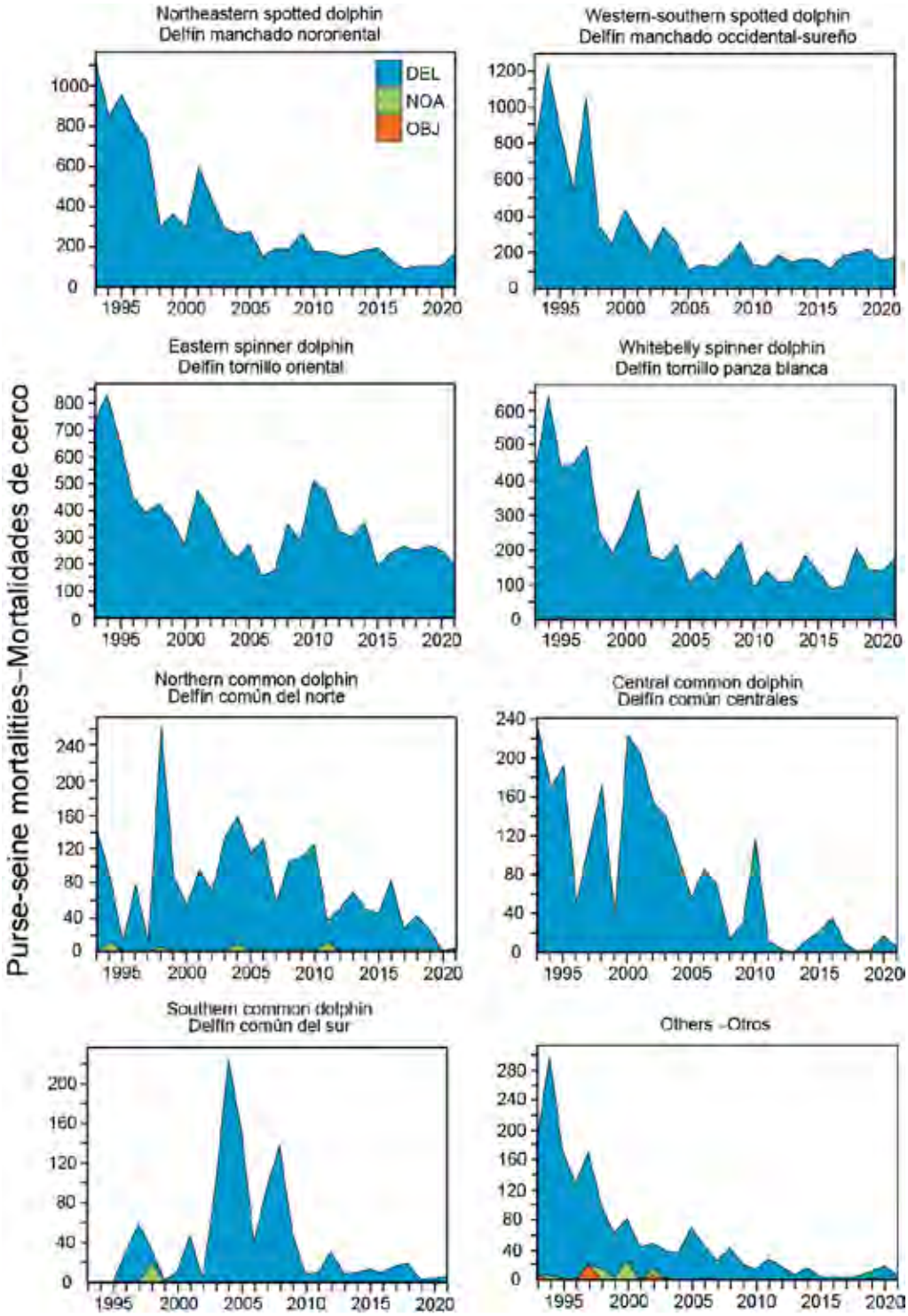
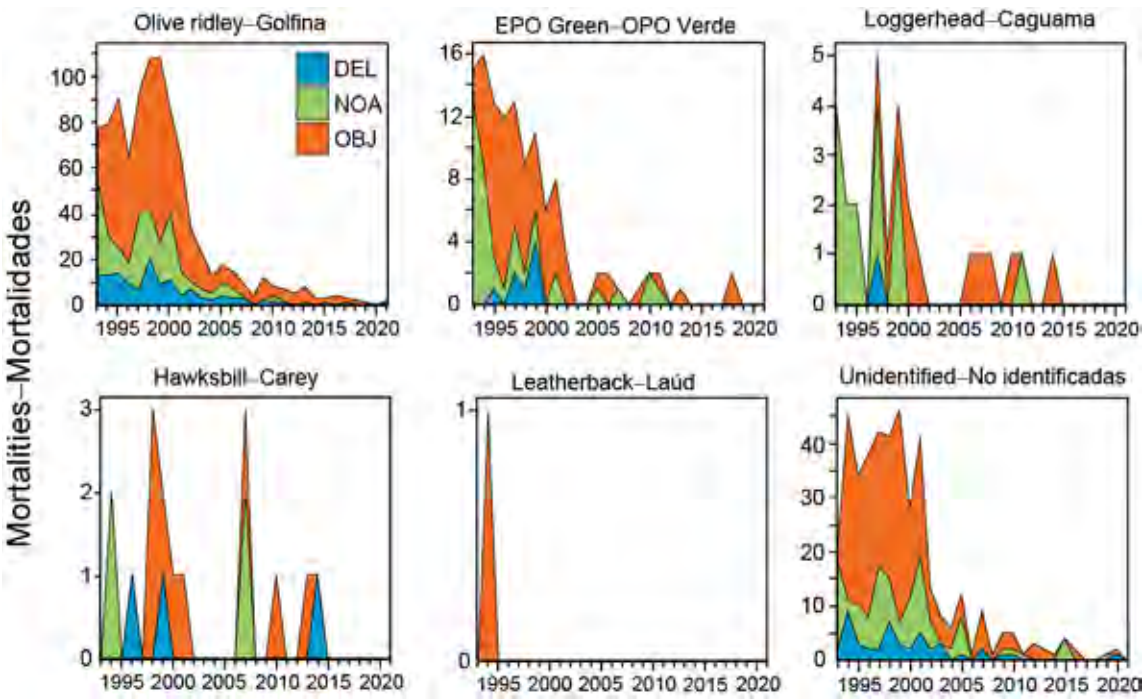


FIGURE J-1. Estimated number of incidental dolphin mortalities by observers onboard purse-seine vessels, 1993–2021.

FIGURA J-1. Número estimado de mortalidades incidentales de delfines por observadores a bordo de buques cerqueros grandes, 1993–2021.

a.



b.

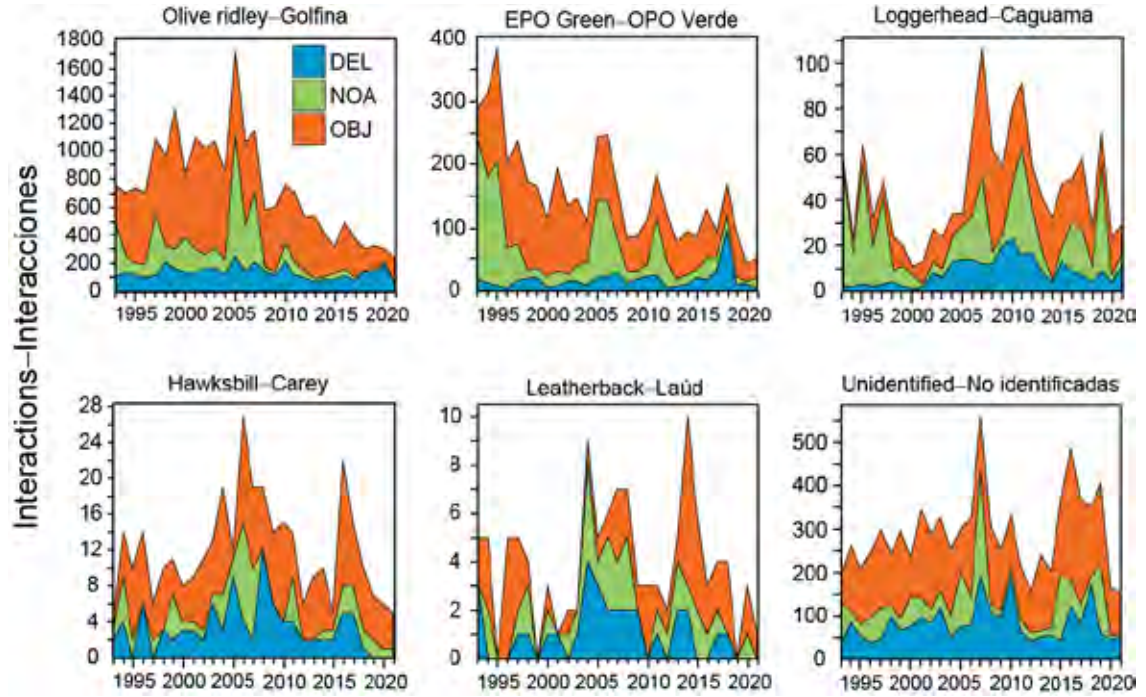


FIGURE J-2. Estimated number of sea turtle a) mortalities and b) interactions by observers onboard large purse-seine vessels, 1993–2021, by set type (dolphin (DEL), unassociated (NOA), floating object (OBJ)).
FIGURA J-2. Número estimado de a) mortalidades y b) interacciones de tortugas marinas por observadores a bordo de buques cerqueros grandes, 1993-2021, por tipo de lance (delfín (DEL), no asociado (NOA), objeto flotante (OBJ)).

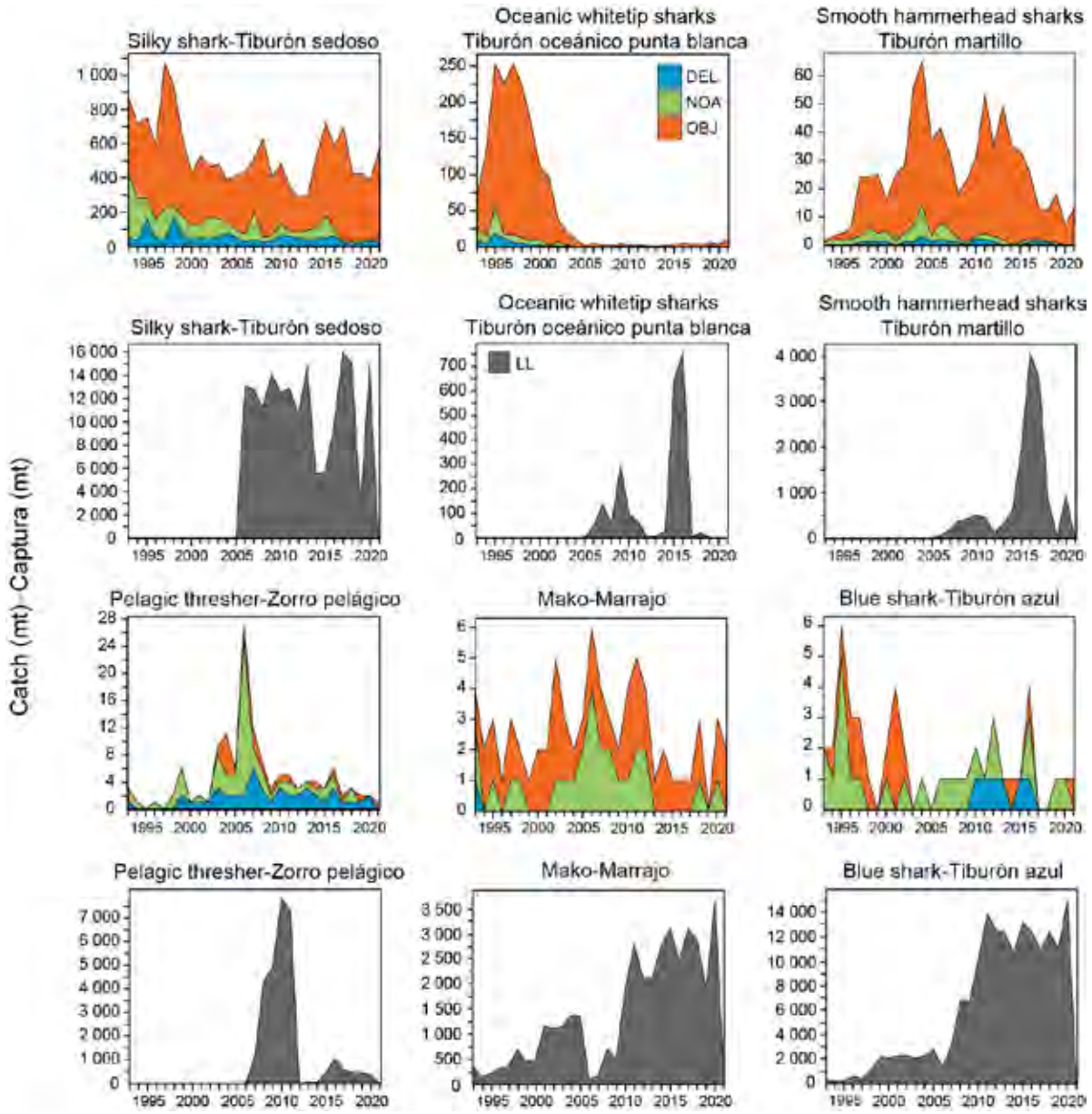


FIGURE J-3. Estimated catches in metric tons (t) of key shark species in the eastern Pacific Ocean recorded by observers onboard large purse-seine vessels and minimum longline (LL) estimates of gross annual removals reported by CPCs (see section 2.2. for uncertainty in reporting of bycatch species caught by longline). Purse-seine catches are provided for size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2021) by set type: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Longline catches (1993–2020) 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-3. 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 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 (1993-2021) por tipo de lance: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL). Las capturas palangreras (1993–2020) 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).

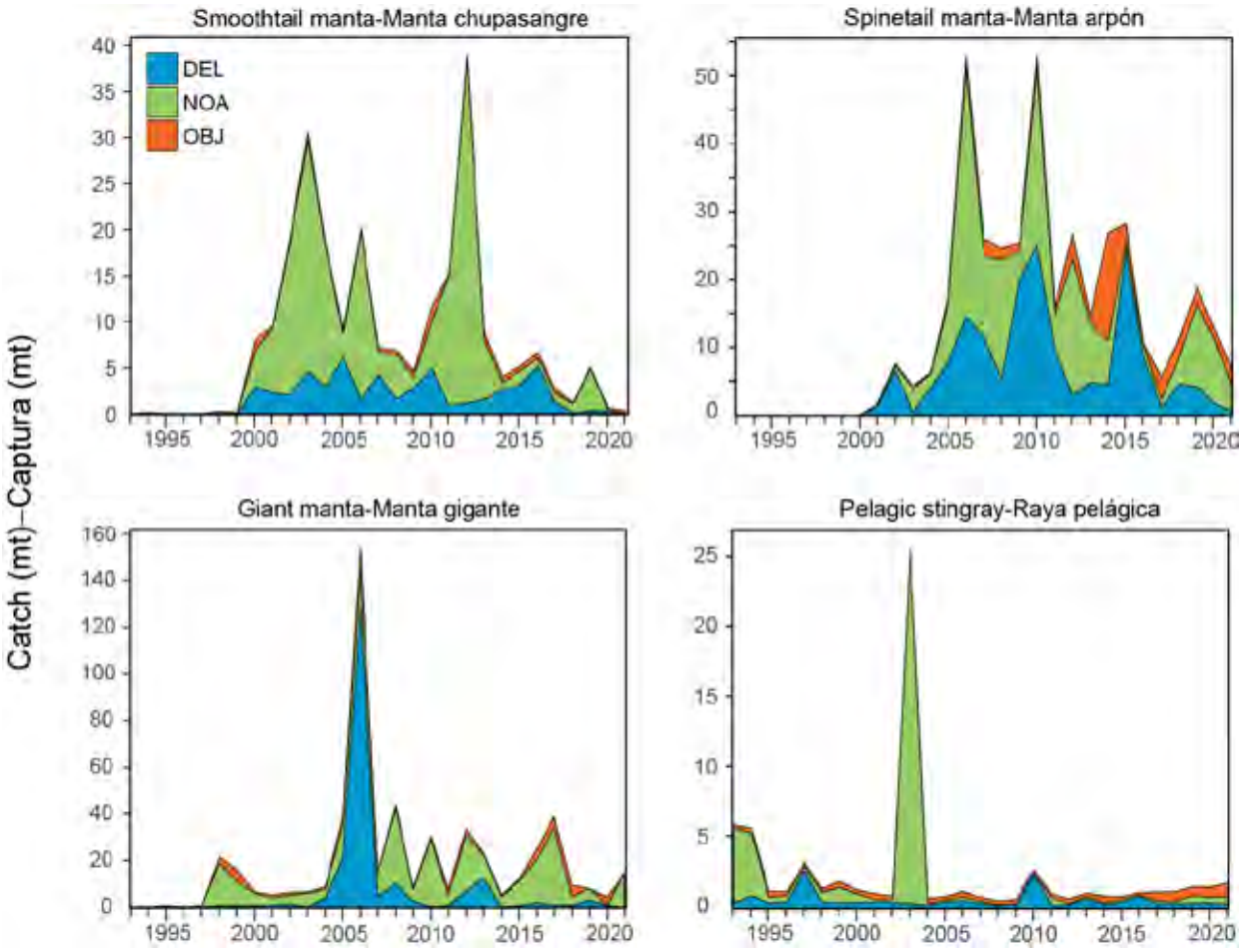


FIGURE J-4. Estimated purse-seine catches in metric tons (t) of key species of rays in the eastern Pacific Ocean. Purse seine catches are provided for size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2021) by set type: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL).

FIGURA J-4. Capturas cerqueras estimadas en toneladas (t) 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 (1993-2021) por tipo de lance: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL).

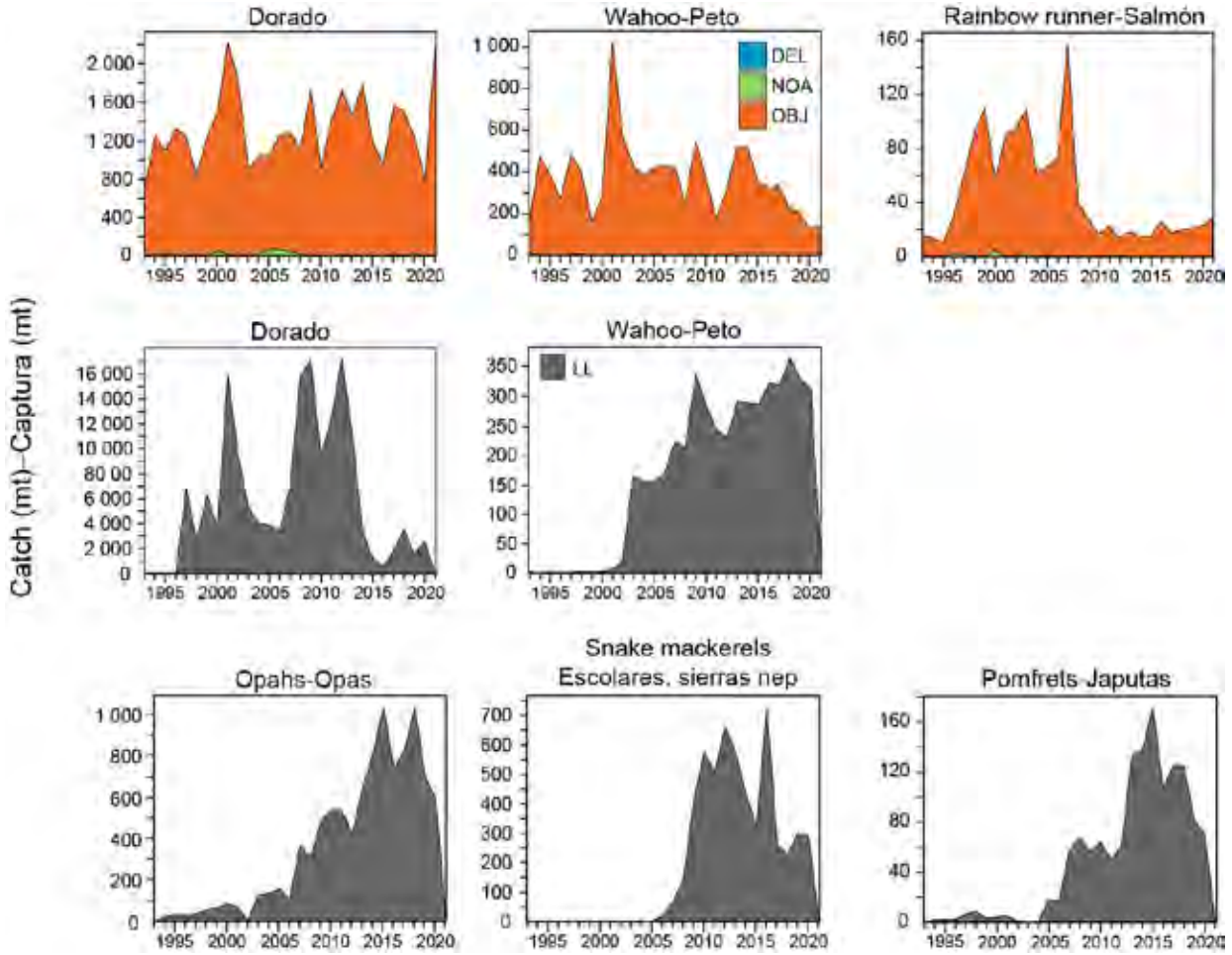


FIGURE J-5. Estimated purse-seine and longline catches in metric tons (t) of key species of large fishes in the eastern Pacific Ocean. Purse-seine catches are provided for size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2021) by set type: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Longline (LL) catches (1993–2020) are minimum reported gross-annual removals.

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 (1993-2021) por tipo de lance: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL). Las capturas palangreras (LL) (1993–2020) son extracciones anuales brutas mínimas reportadas.

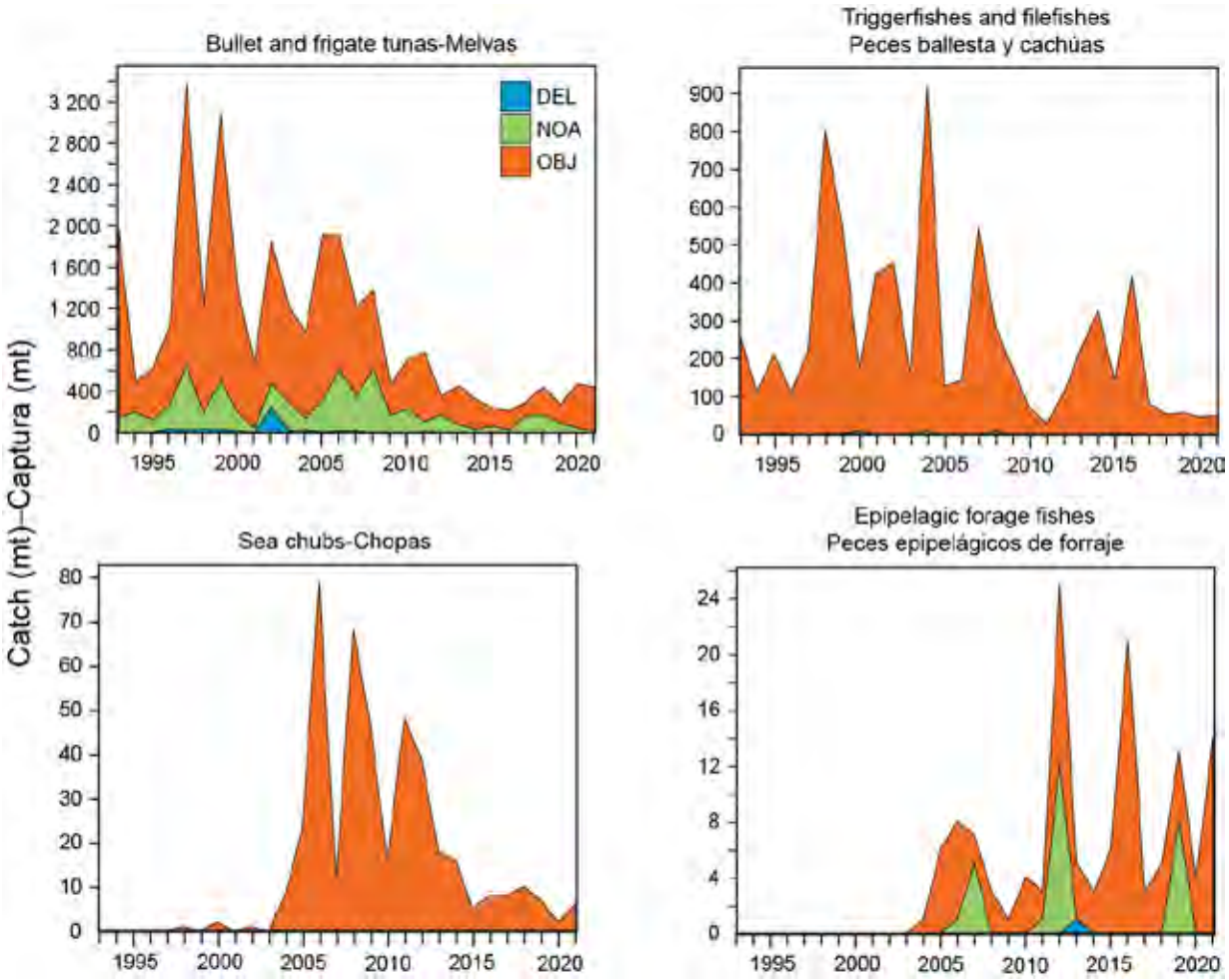


FIGURE J-6. Estimated purse-seine catches in metric tons (t) of key species of small fishes in the eastern Pacific Ocean. Purse seine catches are provided for size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2021) by set type: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (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 (1993-2021) por tipo de lance: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL).

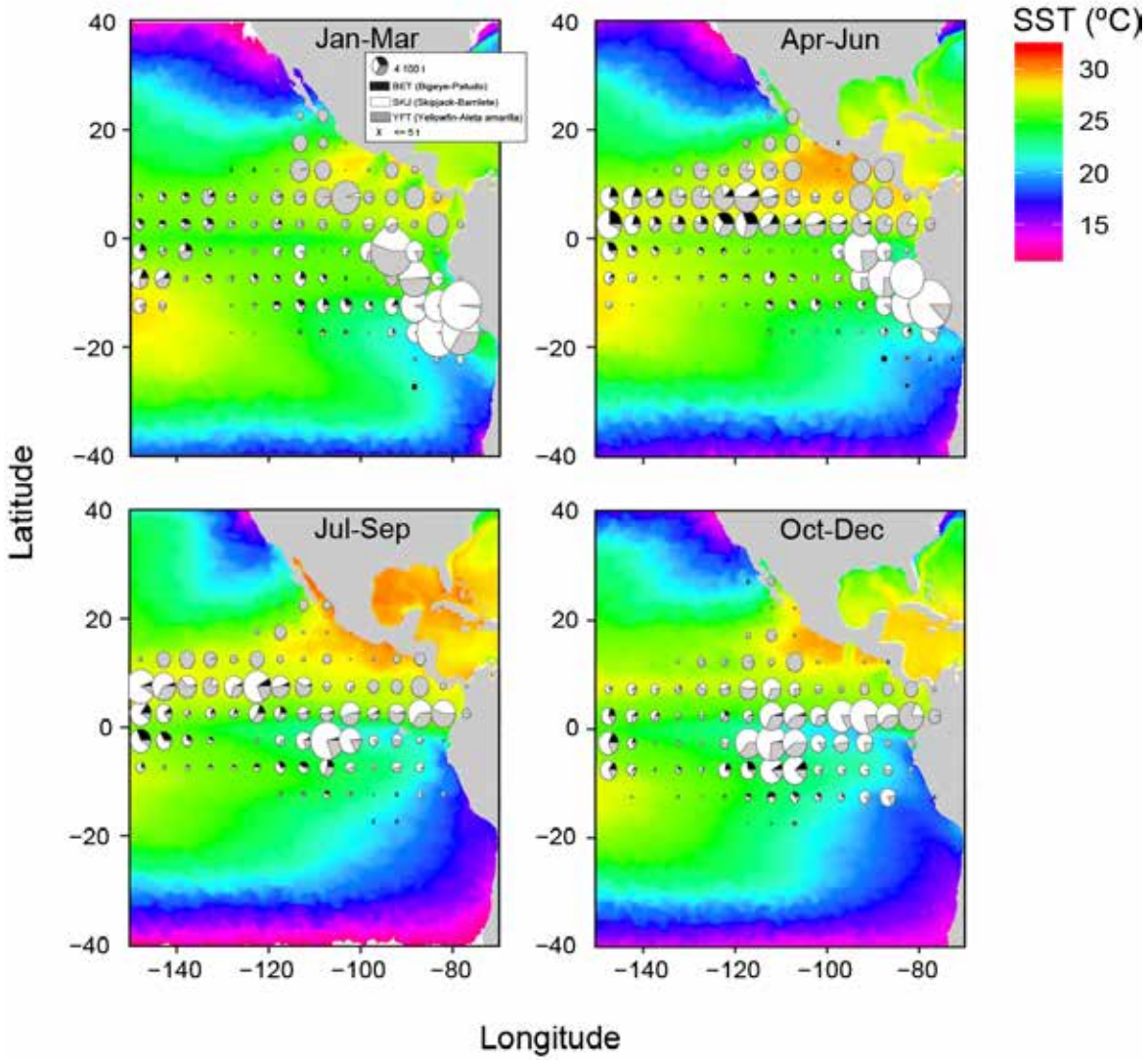


FIGURE J-10. Mean sea surface temperature (SST) for each quarter during 2021 with catches of tropical tunas overlaid. SST data obtained from NOAA NMFS SWFSC ERD on January 12, 2022, "Multi-scale Ultra-high Resolution (MUR) SST Analysis fv04.1, Global, 0.01°, 2002–present, Monthly", https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/jplMURSST41mday/index.html.

FIGURA J-10 Temperatura superficial del mar (TSM) promedio para cada trimestre de 2021 con las capturas de atunes tropicales superpuestas. Datos de TSM obtenidos de NOAA NMFS SWFSC ERD el 12 de enero de 2022, "Multi-scale Ultra-high Resolution (MUR) SST Analysis fv04.1, Global, 0.01°, 2002–present, Monthly", https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/jplMURSST41mday/index.html.

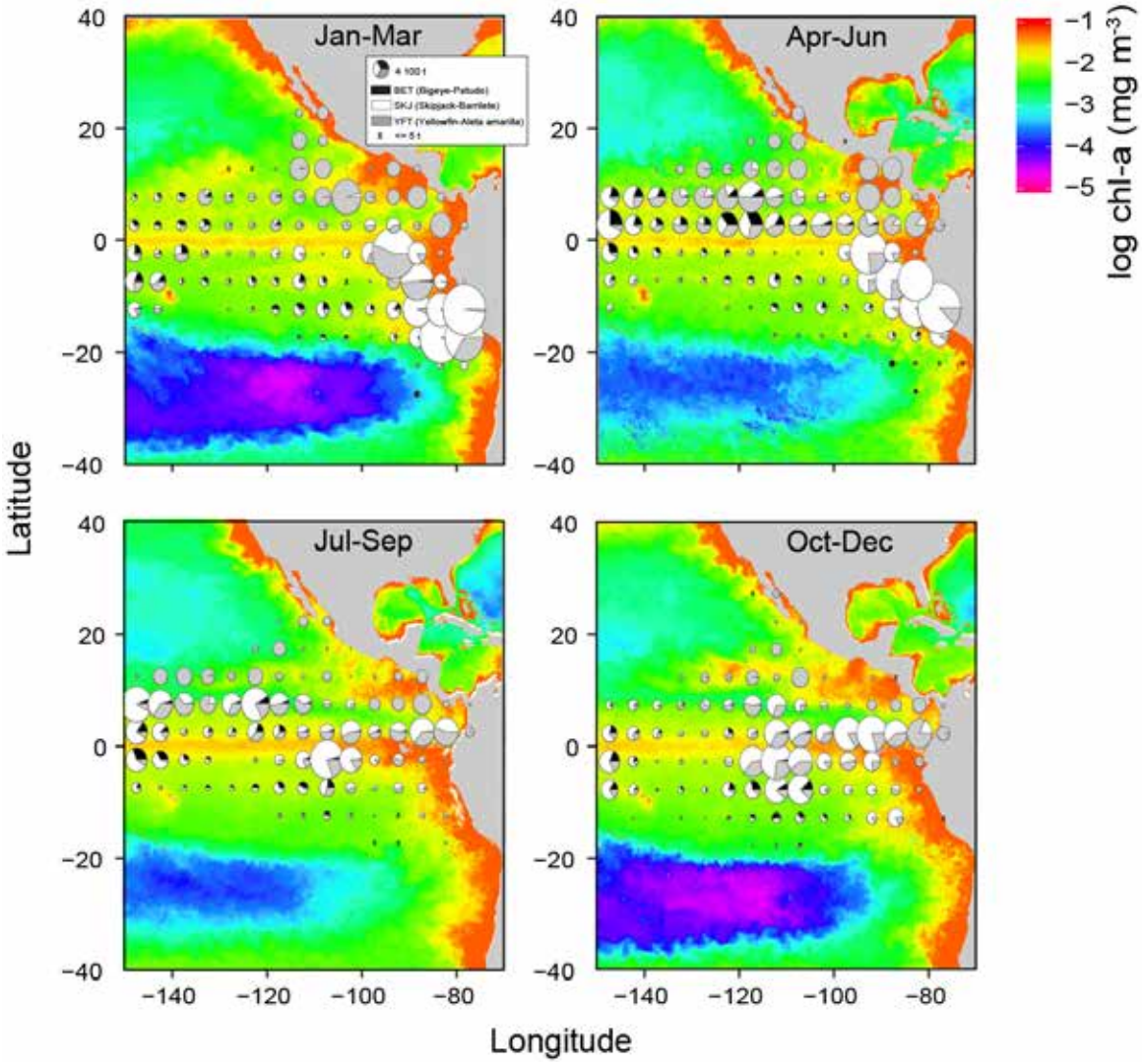


FIGURE J-11. Mean log chlorophyll-a concentration (in mg m^3) for each quarter during 2021 with catches of tropical tunas overlaid. Chlorophyll data obtained from NOAA CoastWatch on January 20, 2022, "Chlorophyll, NOAA, VIIRS, Science Quality, Global, Level 3, 2012-present, Monthly", NOAA NMFS SWFSC ERD, https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/nesdisVHNSQchlaMonthly/index.html.

FIGURA J-11. Concentración promedio de clorofila-a (en mg m^3) para cada trimestre de 2021 con las capturas de atunes tropicales superpuestas. Datos de clorofila obtenidos de NOAA CoastWatch el 20 de enero de 2022, "Chlorophyll, NOAA, VIIRS, Science Quality, Global, Level 3, 2012-present, Monthly", NOAA NMFS SWFSC ERD, https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/nesdisVHNSQchlaMonthly/index.html.

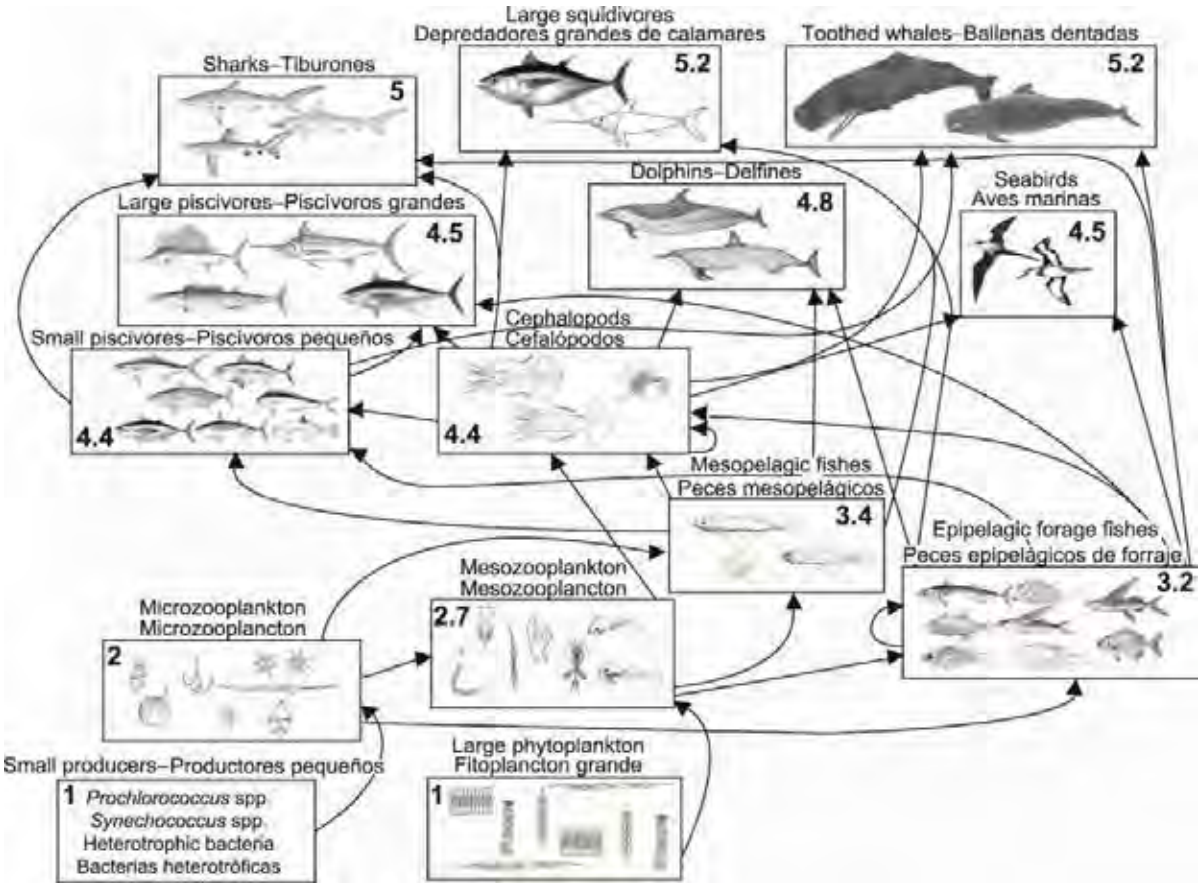


FIGURE J-12. Simplified food-web diagram of the pelagic ecosystem in the tropical EPO. The numbers inside the boxes indicate the approximate trophic level of each group.

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.

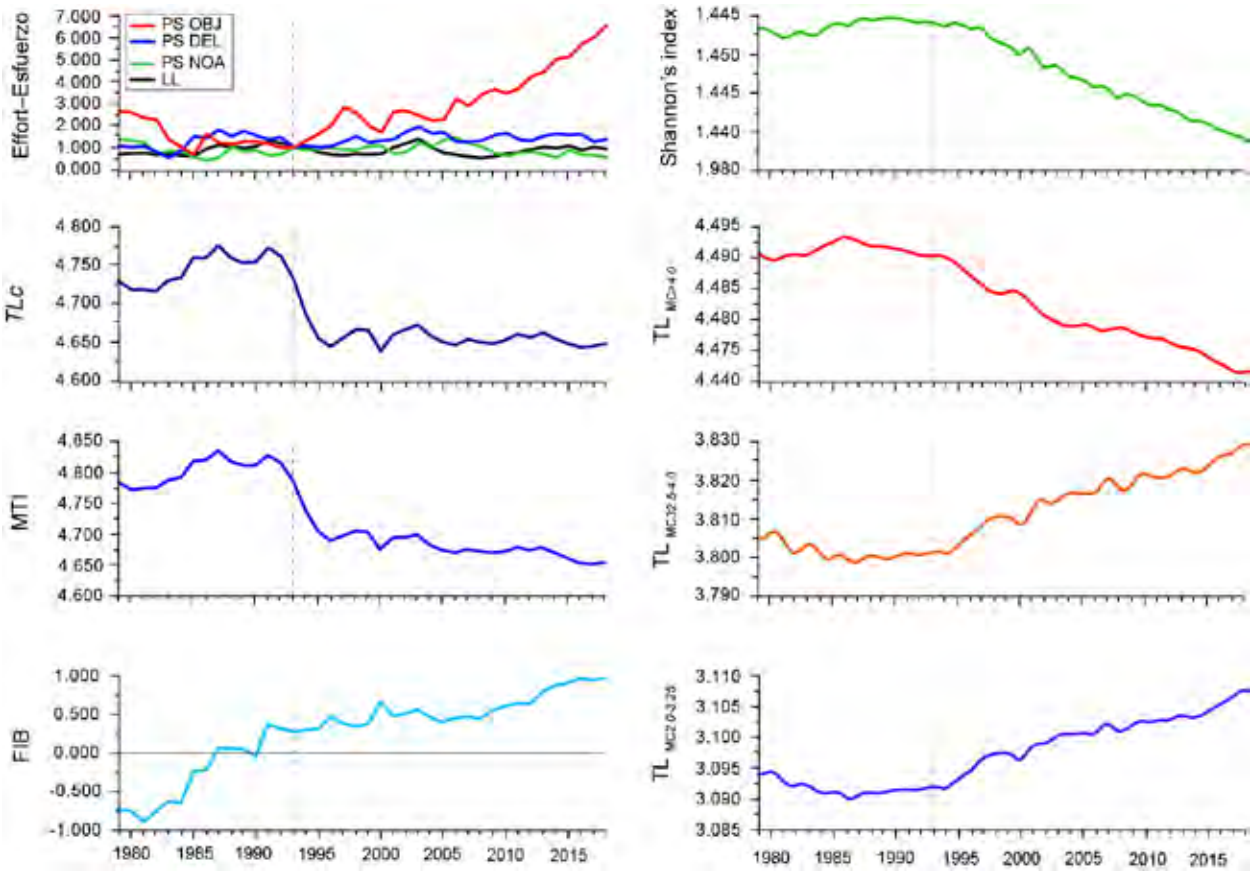


FIGURE J-13. Annual values for seven ecological indicators of changes in different components of the tropical EPO ecosystem, 1979–2018 (see Section 6 of text for details), and an index of longline (LL) and purse-seine (PS) fishing effort, by set type (dolphin (DEL), unassociated (NOA), floating object (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, 1979–2018 (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 1993-2021.

Tabla J-1a. Número estimado de individuos de mortalidades incidentales de delfines por la pesquería de cerco durante 1993-2021, por tipo de lance y población en el Océano Pacífico oriental.

	Northeastern spotted			Western-southern spotted			Eastern spinner			Whitebelly spinner		
	Purse seine			Purse seine			Purse seine			Purse seine		
Year	DEL	NOA	OBJ	DEL	NOA	OBJ	DEL	NOA	OBJ	DEL	NOA	OBJ
1993	1,112	0	0	773	0	0	725	0	0	437	0	0
1994	847	0	0	1,228	0	0	828	0	0	640	0	0
1995	952	0	0	855	0	0	654	0	0	431	5	0
1996	818	0	0	476	0	0	450	0	0	438	0	0
1997	718	3	0	1,021	0	0	391	0	0	498	0	0
1998	298	0	0	341	0	0	422	0	0	249	0	0
1999	358	0	0	253	0	0	363	0	0	192	0	0
2000	295	0	0	435	0	0	275	0	0	262	0	0
2001	592	0	0	315	0	0	470	0	0	374	0	0
2002	435	0	0	203	0	0	403	0	0	182	0	0
2003	288	0	0	335	0	0	290	0	0	170	0	0
2004	261	0	0	256	0	0	223	0	0	214	0	0
2005	273	0	0	100	0	0	275	0	0	108	0	0
2006	147	0	0	135	0	0	160	0	0	144	0	0
2007	189	0	0	116	0	0	175	0	0	113	0	0
2008	184	0	0	167	0	0	349	0	0	171	0	0
2009	266	0	0	254	0	0	288	0	0	222	0	0
2010	170	0	0	135	0	0	510	0	0	92	0	0
2011	172	0	0	124	0	0	467	0	0	139	0	0
2012	151	0	0	187	0	0	324	0	0	107	0	0
2013	158	0	0	145	0	0	303	0	0	111	0	0
2014	181	0	0	168	0	0	356	0	0	183	0	0
2015	191	0	0	158	0	0	196	0	0	139	0	0
2016	127	0	0	111	0	0	243	0	0	89	0	0
2017	85	0	0	183	0	0	266	0	0	95	0	0
2018	99	0	0	197	0	0	252	0	0	205	0	0
2019	104	0	0	220	0	0	269	0	0	143	0	0
2020	105	0	0	154	0	0	251	0	0	136	0	0
2021	167	0	0	178	0	0	197	0	0	175	0	0
Total	9,743	3	0	9,223	0	0	10,375	0	0	6,459	5	0

Table J-1a continued

	Northern common			Central common			Southern common			Other dolphins		
	Purse seine			Purse seine			Purse seine			Purse seine		
Year	**DEL**	**NOA**	**OBJ**	**DEL**	**NOA**	**OBJ**	**DEL**	**NOA**	**OBJ**	**DEL**	**NOA**	**OBJ**
1993	139	0	0	230	0	0	0	0	0	178	0	7
1994	75	10	0	170	0	0	0	0	0	291	7	0
1995	9	0	0	192	0	0	0	0	0	171	1	0
1996	77	0	0	51	0	0	0	0	0	129	0	0
1997	9	0	0	114	0	0	58	0	0	150	0	20
1998	256	5	0	172	0	0	14	19	0	84	16	0
1999	85	0	0	34	0	0	1	0	0	59	3	0
2000	54	0	0	223	0	0	10	0	0	57	24	1
2001	94	0	0	205	0	0	46	0	0	44	0	0
2002	69	0	0	155	0	0	3	0	0	34	9	6
2003	133	0	0	140	0	0	97	0	0	37	0	2
2004	148	8	0	97	0	0	225	0	0	37	0	0
2005	114	0	0	57	0	0	154	0	0	70	0	0
2006	129	0	0	86	0	0	40	0	0	43	2	0
2007	55	0	0	69	0	0	95	0	0	25	1	0
2008	103	1	0	14	0	0	137	0	0	43	0	0
2009	107	2	0	30	0	0	49	0	0	21	0	0
2010	124	0	0	116	0	0	8	0	0	14	0	1
2011	25	10	0	12	0	0	9	0	0	28	0	0
2012	49	0	0	4	0	0	30	0	0	18	0	0
2013	69	0	0	0	0	0	8	0	0	6	1	0
2014	49	0	0	13	0	0	9	0	0	15	0	1
2015	43	0	0	21	0	0	12	0	0	5	0	0
2016	82	0	0	36	0	0	9	0	0	4	0	1
2017	24	2	0	9	0	0	16	0	0	3	0	0
2018	41	0	0	1	0	0	18	0	0	6	0	0
2019	25	0	0	3	0	0	2	0	0	10	0	2
2020	1	0	0	17	0	0	3	0	0	20	0	0
2021	3	0	0	6	0	0	5	0	0	9	0	0
Total	**2,191**	**38**	**0**	**2,277**	**0**	**0**	**1,058**	**19**	**0**	**1,611**	**64**	**41**

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 (1993–2021). Purse-seine set types: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Data for 2021 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 (1993–2021). Tipos de lances cerqueros: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL). Los datos de 2021 se consideran preliminares.

	***Lepidochelys olivacea*, olive Ridley**						***Chelonia agassizii*, *Chelonia mydas*, eastern Pacific green**						***Caretta caretta*, loggerhead**					
	Purse seine						**Purse seine**						**Purse seine**					
	Interactions			**Mortality**			**Interactions**			**Mortality**			**Interactions**			**Mortality**		
Year	**OBJ**	**NOA**	**DEL**	**OBJ**	**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	0	3	51	2	0	4	0
1994	455	114	137	50	17	13	132	170	12	7	9	0	6	15	2	0	2	0
1995	537	89	117	66	11	14	181	196	8	10	2	1	9	52	3	0	2	0
1996	520	97	96	47	9	9	138	63	4	11	1	0	12	18	2	0	0	0
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	0	0
1999	1,005	140	160	82	18	9	130	16	21	5	2	4	9	9	2	1	3	0
2000	463	248	139	46	29	11	93	17	5	6	0	0	4	6	1	2	0	0
2001	802	162	136	51	11	4	164	24	8	6	2	0	10	1	2	1	0	0
2002	767	97	165	23	3	7	110	11	15	3	0	0	14	5	8	0	0	0
2003	762	147	168	16	4	3	107	25	15	0	0	0	14	4	6	0	0	0
2004	624	110	120	8	3	2	65	38	8	0	0	0	10	11	13	0	0	0
2005	606	872	249	7	6	4	101	122	21	1	1	0	5	15	14	0	0	0
2006	595	337	140	8	4	3	106	119	23	2	0	0	39	19	14	1	0	0
2007	450	494	210	6	1	3	83	56	31	0	1	0	56	38	12	1	0	0
2008	408	27	147	4	0	0	54	20	12	0	0	0	45	5	12	1	0	0
2009	464	30	110	10	0	2	56	12	19	1	0	0	30	5	20	0	0	0
2010	424	128	212	4	3	1	71	20	23	0	2	0	34	24	23	1	0	0
2011	502	96	115	6	0	1	70	89	25	1	1	0	29	46	16	0	1	0
2012	388	53	91	5	0	0	77	42	5	0	0	0	19	19	17	0	0	0
2013	454	20	66	7	1	0	61	10	7	1	0	0	24	9	8	0	0	0
2014	304	19	83	3	0	0	69	16	10	0	0	0	27	1	4	1	0	0
2015	195	49	78	2	0	1	54	12	21	0	0	0	28	6	13	0	0	0
2016	333	49	113	4	0	0	78	35	17	0	0	0	19	21	9	0	0	0
2017	285	24	72	2	0	1	39	21	34	0	0	0	31	20	7	0	0	0
2018	150	5	147	2	0	0	50	24	96	2	0	0	17	7	4	0	0	0
2019	170	28	129	1	0	0	72	13	10	0	0	0	14	46	9	0	0	0
2020	91	14	197	0	0	0	29	4	11	0	0	0	17	3	4	0	0	0
2021	189	2	54	1	0	1	32	17	3	0	0	0	13	5	11	0	0	0
Total	**13,422**	**4,383**	**3,875**	**606**	**215**	**130**	**2,579**	**1,485**	**518**	**73**	**38**	**8**	**560**	**504**	**245**	**11**	**14**	**1**

Table J-2a continued

	Eretmochelys imbricata, hawksbill						*Dermochelys coriacea*, leatherback						Unidentified turtles					
	Purse seine						Purse seine						Purse seine					
	Interactions			Mortality			Interactions			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	0	0	0	2	0	3	0	0	0	66	89	38	3	16	2
1994	5	5	4	0	2	0	3	2	0	1	0	0	151	27	83	34	2	9
1995	8	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	130	27	52	24	7	3
1996	8	0	6	0	0	1	5	0	0	0	0	0	151	58	37	30	6	2
1997	4	2	0	0	0	0	3	1	1	0	0	0	180	72	46	25	15	2
1998	7	0	3	3	0	0	1	2	1	0	0	0	121	24	97	26	8	7
1999	4	5	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	202	28	65	39	4	3
2000	4	1	3	1	0	0	1	1	1	0	0	0	92	68	74	17	9	2
2001	5	1	3	1	0	0	0	0	1	0	0	0	206	43	96	22	14	5
2002	8	1	2	0	0	0	1	1	0	0	0	0	175	33	82	6	5	2
2003	6	1	6	0	0	0	0	1	1	0	0	0	169	40	117	5	0	3
2004	12	4	3	0	0	0	1	4	4	0	0	0	151	53	48	4	2	0
2005	1	2	9	0	0	0	1	1	3	0	0	0	103	126	73	4	7	1
2006	12	11	4	0	0	0	1	3	2	0	0	0	184	64	77	1	0	0
2007	9	8	2	1	2	0	3	2	2	0	0	0	130	240	191	7	0	2
2008	7	0	12	0	0	0	2	3	2	0	0	0	182	18	107	1	0	0
2009	8	0	6	0	0	0	1	0	2	0	0	0	141	16	95	3	1	1
2010	11	0	4	1	0	0	3	0	0	0	0	0	122	24	187	3	1	1
2011	5	5	4	0	0	0	1	1	1	0	0	0	125	28	63	0	1	0
2012	4	0	2	0	0	0	1	1	0	0	0	0	99	19	40	3	0	0
2013	7	0	2	1	0	0	1	2	2	0	0	0	175	13	51	2	0	0
2014	7	1	2	0	0	1	7	1	2	0	0	0	132	18	53	1	0	0
2015	2	1	2	0	0	0	4	2	0	0	0	0	174	152	42	0	4	0
2016	14	3	5	0	0	0	2	1	0	0	0	0	307	59	120	2	0	0
2017	7	3	5	0	0	0	2	1	1	0	0	0	243	43	83	0	0	0
2018	7	2	1	0	0	0	3	0	1	0	0	0	160	22	169	0	0	0
2019	5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	193	155	59	0	1	0
2020	5	1	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	108	8	45	1	0	1
2021	4	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	97	5	51	0	0	0
Total	**187**	**63**	**94**	**9**	**4**	**3**	**52**	**31**	**30**	**1**	**0**	**0**	**4,470**	**1,570**	**2,340**	**264**	**103**	**46**

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 (1993–2021) and minimum reported longline (LL) catches of sharks (gross-annual removals in t) (1993–2020, *data not available). Purse-seine set types: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Species highlighted bold are discussed in main text. Data for 2020 (longline) and 2021 (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 (1993–2021) y capturas palangreras (LL) mínimas reportadas de tiburones (extracciones anuales brutas en t) (1993–2020, *datos no disponibles). 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 2020 (palangre) y 2021 (cerco) se consideran preliminares.

	Carcharhinidae															
	***Carcharhinus falciformis*, silky shark**				***Carcharhinus longimanus*, oceanic whitetip**				***Prionace glauca*, blue shark**				**Other Carcharhinidae, requiem sharks**			
	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**
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	-	10,932	54	<1	2	2,562
2018	397	12	16	15,072	3	-	<1	19	<1	<1	<1	12,394	28	3	1	1,360
2019	392	13	25	2,598	5	<1	<1	-	<1	<1	<1	11,009	26	4	6	10
2020	346	11	33	14,752	4	-	<1	-	<1	<1	-	15,080	87	5	4	2,896
2021	540	10	21	*	12	<1	<1	*	<1	<1	<1	*	31	<1	<1	*
Total	**12,110**	**2,440**	**1,502**	**170,920**	**1,494**	**111**	**64**	**2,143**	**20**	**24**	**9**	**171,746**	**529**	**128**	**130**	**28,695**

Table J-4a Continued

	Sphyrnidae															
	***Sphyrna zygaena*, smooth hammerhead**				***Sphyrna lewini*, scalloped hammerhead**				***Sphyrna mokarran*, great hammerhead**				***Sphyrna* spp., hammerheads, nei**			
	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**
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	42	1	-	<1	-	5	<1	<1	5
2020	7	<1	<1	941	13	<1	<1	38	<1	-	<1	-	5	<1	<1	1,021
2021	13	<1	<1	*	31	<1	<1	*	2	-	<1	*	8	-	<1	*
Total	**664**	**69**	**22**	**14,368**	**423**	**97**	**26**	**811**	**61**	**4**	**5**	**-**	**732**	**146**	**52**	**3,122**

Table J-4a Continued

	Alopiidae															
	***Alopias pelagicus*, pelagic thresher**				***Alopias superciliosus*, bigeye thresher**				***Alopias vulpinus*, thresher shark**				***Alopias* spp., thresher shark, nei**			
	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**
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	<1	<1	*	<1	<1	<1	*
Total	**23**	**65**	**45**	**28,924**	**17**	**108**	**55**	**7,493**	**5**	**28**	**13**	**5,116**	**14**	**70**	**46**	**3,812**

Table J-4a Continued

	Lamnidae								Triakidae											
	Isurus spp., mako sharks				Lamnidae spp., mackerel sharks, porbeagles nei				Triakidae spp., houndsharks, nei				Other sharks				All sharks			
	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	39,823
2016	1	<1	<1	2,476	-	-	-	91	-	-	-	538	19	3	<1	2,245	602	50	78	37,880
2017	<1	<1	-	3,108	-	-	-	95	-	-	-	986	16	1	<1	1,263	766	21	27	42,181
2018	2	<1	<1	2,883	-	-	-	86	-	-	-	729	5	<1	<1	1,156	460	21	20	36,944
2019	<1	<1	<1	1,927	-	-	-	<1	-	-	-	-	6	<1	<1	11	465	23	34	16,130
2020	2	<1	-	3,694	-	-	-	95	-	-	-	1,031	3	2	<1	2,257	468	21	42	44,174
2021	2	<1	-	*	-	-	-	*	-	-	-	*	6	<1	<1	*	645	12	24	*
Total	**48**	**27**	**4**	**39,730**	**-**	**<1**	**-**	**592**	**-**	**-**	**-**	**16,410**	**940**	**319**	**287**	**94,600**	**17,079**	**3,637**	**2,260**	**588,482**

Table J-5a. Estimated purse-seine catches by set type in metric tons (t) of rays by observers onboard size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2021) and minimum reported longline (LL) catches of rays (gross-annual removals in t) (1993–2020, *data not available, see section 2.2. for uncertainty 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 2020 (longline) and 2021 (purse-seine) are considered preliminary.

Tabla J-5a. Capturas cerqueras estimadas de rayas, por tipo de lance, en toneladas (t), por observadores a bordo de buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993–2021) y capturas palangreras (LL) mínimas reportadas de rayas (extracciones anuales brutas en t) (1993–2020, *datos no disponibles; ver Sección 2.2 para consultar información sobre la incertidumbre 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 2020 (palangre) y 2021 (cerco) se consideran preliminares.

	Mobulidae																			
	***Mobula thurstoni*, smoothtail manta**				***Mobula mobular*, spinetail devil ray**				***Mobula munkiana*, munk's devil ray**				***Mobula tarapacana*, chilean devil ray**				***Mobula birostris*, giant manta**			
	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	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1994	-	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-	-
1995	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-
1996	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1997	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-
1998	-	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	19	<1	-
1999	-	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	10	<1	-
2000	1	4	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<1	5	<1	-
2001	<1	7	2	-	<1	<1	1	-	-	-	<1	-	<1	-	-	-	1	3	<1	-
2002	<1	17	2	-	<1	<1	7	-	<1	<1	<1	-	<1	1	<1	-	1	4	1	-
2003	<1	25	5	-	<1	4	<1	-	<1	<1	<1	-	-	-	<1	-	<1	6	<1	-
2004	<1	15	3	-	<1	2	4	-	-	<1	<1	-	<1	2	<1	-	1	3	4	-
2005	<1	3	6	-	1	9	8	-	-	<1	<1	-	<1	4	7	-	3	14	21	-
2006	<1	18	2	-	2	36	14	-	-	2	<1	-	<1	6	3	-	10	16	128	-
2007	<1	2	4	-	3	12	11	-	<1	<1	<1	-	2	4	2	-	<1	11	4	-
2008	<1	5	2	-	2	18	5	-	<1	3	<1	-	<1	24	3	-	2	32	10	-
2009	<1	1	3	-	1	4	20	-	<1	1	<1	6	<1	<1	8	-	<1	5	3	-
2010	2	5	5	-	2	26	25	-	<1	1	<1	118	<1	1	8	-	1	29	<1	-
2011	<1	14	<1	-	1	5	10	-	<1	1	<1	-	<1	3	7	-	3	4	<1	-
2012	<1	38	1	-	4	20	3	-	<1	1	<1	-	<1	7	1	-	3	24	7	-
2013	<1	6	2	-	1	9	5	-	<1	1	<1	-	<1	3	1	-	<1	10	13	-
2014	<1	<1	3	-	16	6	5	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	<1	4	-	-
2015	<1	2	3	-	3	1	24	-	<1	<1	1	-	1	2	6	-	<1	10	<1	-
2016	<1	<1	5	-	<1	2	9	-	<1	2	2	-	1	2	2	-	4	18	2	-
2017	<1	<1	1	-	3	1	1	-	<1	<1	<1	-	<1	-	<1	-	5	33	<1	-
2018	<1	1	<1	-	3	4	4	-	<1	<1	<1	-	1	<1	<1	-	5	4	<1	-
2019	<1	5	<1	-	2	12	4	-	<1	-	<1	-	3	<1	1	-	<1	5	3	-
2020	<1	<1	<1	-	2	9	2	-	<1	-	<1	-	<1	<1	<1	-	4	-	<1	-
2021	<1	-	-	*	3	4	<1	*	<1	<1	-	*	2	<1	<1	*	<1	15	-	*
Total	**12**	**172**	**53**	**-**	**49**	**183**	**162**	**-**	**2**	**15**	**10**	**124**	**18**	**65**	**54**	**-**	**55**	**286**	**201**	**-**

Table J-5a Continued

	Mobulidae				Dasyatidae															
	Mobulidae spp., mobulid rays, nei				*Pteroplatytrygon violacea*, pelagic stingray				Dasyatidae spp., stingrays, nei				Other rays				All rays			
	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	9	213	27	-	<1	5	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9	219	27	-
1994	3	73	19	-	<1	4	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	77	20	-
1995	3	29	30	-	<1	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	30	30	-
1996	4	73	16	-	<1	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	74	16	-
1997	5	41	17	-	<1	<1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	42	20	-
1998	5	228	18	-	<1	<1	<1	-	-	3	-	-	<1	<1	-	-	7	251	20	-
1999	8	84	16	-	<1	1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13	96	17	-
2000	2	94	23	-	<1	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	104	27	-
2001	3	20	23	-	<1	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	30	27	-
2002	2	69	37	-	<1	<1	<1	-	<1	-	-	-	-	-	-	-	6	92	48	-
2003	9	61	37	-	<1	25	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	121	44	-
2004	4	46	19	-	<1	<1	<1	-	<1	5	<1	-	-	-	-	-	6	75	31	-
2005	2	19	11	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	-	31	-	-	8	80	53	-
2006	3	23	14	-	<1	<1	<1	-	<1	12	<1	-	-	-	3	-	16	115	166	-
2007	2	12	12	-	<1	<1	<1	-	<1	3	<1	2	-	<1	-	-	8	44	35	2
2008	3	10	5	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	2	-	-	-	-	8	93	27	2
2009	2	7	15	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	1	8	-	-	-	-	6	19	50	13
2010	7	20	17	-	<1	<1	2	-	<1	-	<1	3	-	20	-	-	13	103	58	121
2011	1	11	5	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	<1	-	<1	-	-	7	40	25	<1
2012	1	10	3	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	9	100	16	-
2013	<1	6	6	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	-	-	1	-	5	36	28	-
2014	1	4	1	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	-	-	-	-	20	17	11	-
2015	1	4	9	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	1	-	-	-	-	1	7	20	46	1
2016	3	12	11	-	<1	<1	<1	-	<1	-	<1	-	-	-	-	-	10	37	32	-
2017	7	20	6	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	-	-	<1	-	18	56	11	-
2018	6	5	6	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	-	-	-	-	17	15	12	-
2019	4	16	8	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	-	<1	<1	-	11	40	18	-
2020	4	5	8	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	-	-	-	9	11	15	13	9
2021	5	3	9	*	1	<1	<1	*	<1	<1	<1	*	-	<1	-	*	11	22	11	*
Total	**110**	**1,217**	**428**	**-**	**11**	**42**	**17**	**-**	**4**	**27**	**7**	**15**	**<1**	**52**	**5**	**10**	**260**	**2,061**	**938**	**149**

Table J-6a. 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 (1993–2021) and minimum reported longline (LL) catches of large fishes (gross-annual removals in t) (1993–2020, *data not available , see section 2.2. for uncertainty 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 2020 (longline) and 2021 (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 (1993–21) y capturas palangreras (LL) mínimas reportadas de peces grandes (extracciones anuales brutas en t) (1993–2020, *datos no disponibles; ver Sección 2.2. para consultar información sobre la incertidumbre 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 2020 (palangre) y 2021 (cerco) se consideran preliminares.

	Coryphaenidae				Scombridae				Carangidae											
	Coryphaenidae spp., dorado				*Acanthocybium solandri, wahoo*				*Elagatis bipinnulata, rainbow runner*				*Seriola spp., amberjacks, nei*				Caranx spp., jacks, crevalles, 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	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	1,803	335	<1	<1	318	18	<1	<1	-	12	5	<1	-	4	12	-	-
2018	1,483	5	5	3,499	230	<1	<1	364	20	<1	-	-	62	<1	-	-	9	<1	-	-
2019	1,208	29	<1	1,541	201	<1	<1	328	21	<1	<1	-	12	4	<1	-	5	<1	-	-
2020	784	4	<1	2,506	130	<1	<1	311	23	-	<1	-	9	1	-	<1	3	<1	<1	-
2021	2,203	13	<1	*	133	<1	<1	*	29	<1	<1	*	81	3	-	*	3	<1	-	*
Total	**37,802**	**539**	**31**	**165,972**	**10,643**	**42**	**10**	**4,707**	**1,341**	**19**	**<1**	**-**	**434**	**179**	**<1**	**2**	**94**	**360**	**9**	**1**

Table J-6a Continued

	Carangidae				Molidae				Lobotidae				Sphyraenidae				Lampridae			
	Seriola, Caranx spp., amberjacks, jacks, crevalles, nei				*Molidae spp., molas, nei*				*Lobotes surinamensis, tripletail*				*Sphyraenidae spp., barracudas*				*Lampris spp., opahs*			
	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	13	35	<1	-	-	20	<1	-	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
1994	19	6	<1	-	1	3	2	-	<1	-	-	-	<1	34	-	-	-	-	-	23
1995	17	19	-	-	2	4	<1	-	<1	<1	-	-	<1	3	-	-	-	-	-	33
1996	29	153	-	-	5	6	<1	-	<1	-	-	-	<1	<1	-	-	-	-	-	33
1997	68	16	3	-	5	4	3	-	1	<1	<1	-	<1	<1	-	-	-	-	-	40
1998	72	7	<1	-	2	2	1	-	16	<1	-	-	<1	<1	-	-	-	-	-	54
1999	52	46	-	-	2	5	1	-	8	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	68
2000	29	19	<1	4	2	4	1	-	4	<1	-	-	<1	-	<1	-	-	-	-	88
2001	70	<1	<1	18	6	2	1	-	<1	-	-	-	<1	<1	-	-	-	-	-	73
2002	26	9	<1	15	6	2	1	-	3	-	-	-	<1	-	-	-	-	-	-	6
2003	43	<1	<1	54	<1	4	<1	-	3	<1	-	-	<1	-	-	-	-	-	-	132
2004	8	7	<1	-	6	<1	1	-	1	<1	-	-	<1	-	-	-	-	-	-	139
2005	1	<1	-	-	2	9	2	-	7	<1	<1	-	<1	-	<1	-	-	-	-	159
2006	29	-	-	-	26	14	2	-	9	<1	<1	-	<1	-	-	-	-	-	-	109
2007	2	2	-	6	9	8	2	-	3	<1	<1	-	<1	1	-	-	-	-	-	370
2008	4	-	-	5	9	6	4	-	2	<1	-	-	<1	-	<1	-	-	-	-	308
2009	3	<1	<1	10	6	5	1	-	7	<1	<1	-	1	<1	-	-	-	-	-	488
2010	<1	4	-	8	9	44	1	-	<1	-	-	-	<1	-	<1	-	-	<1	-	539
2011	<1	4	-	7	4	113	<1	-	3	<1	-	-	<1	2	<1	8	-	-	-	539
2012	7	1	-	1	9	12	<1	-	3	<1	-	-	<1	<1	-	-	-	<1	-	425
2013	2	<1	-	<1	9	28	2	-	2	-	<1	-	<1	-	<1	-	-	<1	-	648
2014	2	2	-	11	3	9	1	-	2	-	<1	-	<1	<1	-	-	-	<1	-	818
2015	2	-	<1	11	6	12	1	87	2	<1	-	-	<1	-	-	-	-	-	-	1039
2016	7	5	<1	11	10	7	<1	275	2	-	-	-	<1	<1	-	-	-	-	-	741
2017	4	4	-	-	8	4	<1	<1	5	-	<1	-	<1	-	-	-	-	-	-	827
2018	2	-	-	-	5	2	<1	-	3	<1	-	-	<1	<1	-	-	-	-	-	1038
2019	3	<1	-	-	2	6	<1	-	2	-	<1	-	<1	-	-	-	-	-	<1	698
2020	<1	1	-	-	1	<1	<1	87	2	<1	-	-	<1	-	-	-	-	-	-	597
2021	2	<1	-	*	<1	2	<1	*	1	<1	-	*	1	<1	-	*	-	-	-	*
Total	**518**	**341**	**5**	**162**	**157**	**337**	**34**	**449**	**94**	**<1**	**<1**	**-**	**10**	**41**	**<1**	**8**	**-**	**<1**	**<1**	**10,032**

Table J-6a Continued

	Gempylidae spp., snake mackerels, nei				*Bramidae spp., pomfrets, nei*				Other large fishes				Unidentified fishes				All fishes			
	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	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	9,394
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	-	-	-	258	-	-	-	126	<1	<1	-	62	1	-	-	1,532	1,946	36	1	4,927
2018	-	-	-	227	-	-	-	125	<1	-	-	<1	-	-	-	222	1,816	9	6	5,477
2019	-	-	-	300	-	-	-	81	<1	-	-	25	<1	<1	<1	274	1,455	41	1	3,248
2020	-	-	-	288	-	-	-	70	<1	-	-	212	<1	<1	<1	462	953	9	<1	4,553
2021	-	-	-	*	-	-	-	*	<1	<1	-	*	<1	<1	-	*	2,453	19	1	*
Total	<1	-	-	5,512	<1	<1	-	1,377	57	298	<1	625	75	24	13	27,625	51,227	2,179	103	216,471

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 (1993–2021) and minimum reported longline (LL) catches of small forage fishes (gross-annual removals in t) (1993–2020, *data not available, see section 2.2. for uncertainty 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 2020 (longline) and 2021 (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 (1993–2021) y capturas palangreras (LL) mínimas reportadas de peces forrajeros pequeños (extracciones anuales brutas en t) (1993-2020, *datos no disponibles; ver Sección 2.2. para consultar información sobre la incertidumbre 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 2020 (palangre) y 2021 (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*).

	Auxis spp., bullet and frigate tunas				Balistidae, Monacanthidae spp., triggerfishes and file-fishes				Kyphosidae, sea chubs				Epipelagic forage fishes				Small Carangidae spp., carangids, nei				Other small fishes			
	Purse seine				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	OBJ	NOA	DEL	LL
1993	1,832	142	2	-	261	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	182	3	4	-
1994	294	200	2	-	114	<1	<1	-	<1	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-	-	53	15	2	-
1995	501	119	6	-	208	4	<1	-	<1	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-	-	319	4	4	-
1996	761	234	33	-	113	2	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-	55	8	25	-
1997	2,734	623	25	-	219	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-	-	151	12	2	-
1998	1,033	168	32	-	801	2	1	-	<1	-	-	-	<1	-	-	-	<1	-	-	-	91	15	3	-
1999	2,589	473	29	-	551	3	<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	-	0	<1	<1	<1	<1
2021	424	18	-	*	50	<1	-	*	6	-	<1	*	14	-	-	*	<1	<1	-	*	<1	1	<1	*
Total	**23,411**	**6,029**	**495**	**-**	**7,262**	**46**	**15**	**-**	**424**	**<1**	**<1**	**-**	**102**	**28**	**1**	**<1**	**22**	**6**	**<1**	**<1**	**1,182**	**97**	**51**	**78**

Table J-8. Minimum nominal purse-seine catches by set type in metric tons (t) in 2021 for size-class 1–5 vessels with a carrying capacity <363 t as reported by observers in 27% of all trips that carried an observer. Purse-seine set types: floating object (OBJ) and unassociated tuna schools (NOA).

Tabla J-8. Capturas cerqueras nominales mínimas, por tipo de lance, en toneladas (t), en 2021 para buques de clases 1-5 con una capacidad de acarreo <363 t según lo reportado por los observadores en el 27% de todos los viajes que llevaban observador a bordo. Tipo de lances cerqueros: objeto flotante (OBJ) y atunes no asociados (NOA).

			Set type	
Broad group	**Common name**	**Scientific name**	**OBJ**	**NOA**
Sharks	Silky shark	*Carcharhinus falciformis*	17	<1
	Blue shark	*Prionace glauca*	<1	<1
	Other Carcharhinidae	Carcharhinidae spp.	<1	<1
	Smooth hammerhead	*Sphyrna zygaena*	1	-
	Scalloped hammerhead	*Sphyrna lewini*	4	<1
	Hammerhead, nei	*Sphyrna spp.*	<1	-
	Pelagic thresher shark	*Alopias pelagicus*	-	<1
	Mako shark	*Isurus* spp.	<1	-
	Other shark		3	<1
Rays	Smoothtail manta	*Mobula thurstoni*	<1	-
	Spinetail devil ray	*Mobula mobular*	<1	<1
	Munk's devil ray	*Mobula munkiana*	-	<1
	Chilean devil ray	*Mobula tarapacana*	<1	<1
	Giant manta	*Mobula birostris*	1	<1
	Mobulidae ray, nei	Mobulidae spp.	<1	<1
	Pelagic stingray	*Pteroplatytrygon violacea*	<1	<1
	Stingray, nei	Dasyatidae spp.	<1	<1
Large fishes	Dorado	Coryphaenidae spp.	157	1
	Wahoo	*Acanthocybium solandri*	13	<1
	Rainbow runner	*Elagatis bipinnulata*	<1	<1
	Amberjack, nei	Seriola spp.	1	<1
	Jacks, crevalles, nei	Caranx spp.	<1	-
	Amberjack, jack, crevalles, nei	Seriola, Caranx spp.	<1	-
	Mola, nei	Molidae spp.	-	<1
	Tripletail	*Lobotes surinamensis*	<1	-
	Other large fish		<1	-
Small fishes	Bullet and frigate tunas	*Auxis spp.*	102	3
	Triggerfishes, filefishes	Balistidae, Monacanthidae spp.	4	-
	Sea chubs	Kyphosidae spp.	<1	-
	Small carangid, nei	Carangidae spp.	<1	-
	Epipelagic forage fishes		<1	-
	Other small fishes		<1	-

CONSIDERACIONES ECOSISTÉMICAS

ÍNDICE

1. Introducción 230
2. Fuentes de datos 232
2.1. Cerco 232
2.2. Palangre 233
3. Interacciones de la pesquería con grupos de especies 234
3.1. Atunes y peces picudos 234
3.2. Mamíferos marinos 235
3.3. Tortugas marinas 236
3.4. Aves marinas 238
3.5. Tiburones 239
3.6. Rayas 242
3.7. Otros peces grandes 243
3.8. Especies de forraje 244
4. Medio ambiente físico 245
4.1. Indicadores ambientales 245
4.2. Exploración espaciotemporal de las condiciones ambientales 248
4.3. Condiciones ambientales y distribución de las capturas 248
5. Identificación de especies en riesgo 249
6. Dinámica del ecosistema 250
6.1. Indicadores ecológicos 251
7. Acontecimientos futuros 251
Agradecimientos 253
Literaturatura citada 203
Figuras 205
Tablas 215

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, SAC-10 INF-B; 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 (IATTC-93-06a) y en el informe de Actividades e Investigación del Personal (SAC-13-01).

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 Informe Especial 25 de la CIAT). 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-13-03) 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[7], las capturas nominales reportadas por la cobertura limitada de observadores a bordo de buques cerqueros pequeños[8], y las extracciones anuales brutas de la pesquería palangrera se obtuvieron de los datos notificados por los CPC a la CIAT. También se incluyen las capturas mínimas en 2020 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 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). Se dispuso de datos de palangre hasta 2020, ya que la fecha límite para la presentación de datos del año anterior es posterior a la reunión del Comité Científico Asesor. Se dispuso de datos de la pesquería de cerco hasta 2021, considerándose preliminares los datos de los dos últimos años hasta marzo de 2022. A continuación, se describe detalladamente cada una de las fuentes de datos.

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. 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 de cerco, 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,

[7] Buques cerqueros de clase 6 con una capacidad de acarreo > 363 t

[8] Buques con una capacidad de acarreo <363 t

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 (SAC-11-10), 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 (Tabla J-8) 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 2021, la mayoría de los viajes (73%) realizados por buques pequeños no fueron observados, el 19% fueron del programa voluntario de observadores de TUNACONS de Ecuador, el 6% del programa nacional de observadores de Ecuador y el 2% del programa de observadores de la CIAT.

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. Conforme al programa del APICD, se asigna un observador a un buque de cerco grande antes de cada viaje. 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-13-03 se muestra el número de lances de cada tipo realizados en el OPO durante 2006-2021.

A pesar del requerimiento de observadores, 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[9] 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 (SAC-08-07b, SAC-08-07d, SAC-08-07e, BYC-10 INF-D). 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. 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, estos datos son considerados incompletos, o "datos de muestra", y por lo tanto son considerados como estimaciones mínimas de captura anual reportada

[9] 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.

para 1993-2020. 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.

Durante este proceso, 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 informes anuales de la situación de la pesquería 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 palangreras de tiburones a partir de 2006 (ver Tabla A2c en SAC-11-03).

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. 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". 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. El personal de la CIAT procurará proveer estimaciones 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 SAC-12-09).

3. INTERACCIONES DE LA PESQUERÍA CON GRUPOS DE ESPECIES

3.1. Atunes y peces picudos

En el documento SAC-13-03 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-13-05 se presenta una investigación sobre los efectos de la pandemia de COVID-19 en las capturas de atunes tropicales. El personal ha desarrollado evaluaciones y/o indicadores de condición de población (SSI, de *stock status indicators*) para los atunes tropicales (SAC-13-06), una evaluación provisional del barrilete (SAC-13-07), un modelo espaciotemporal de marcado para el barrilete (SAC-13-08), 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). El personal también ha colaborado en las evaluaciones de los atunes aleta azul del Pacífico y albacora dirigidas por el Comité Científico Internacional para los Atunes y Especies Afines en el Océano Pacífico Norte (ISC), la evaluación del atún albacora del Pacífico sur dirigida por la Comisión de Pesca del Pacífico Occidental y Central (WCPFC), y colaboró en las evaluaciones del ISC para el pez espada del Pacífico norte (2018), marlín azul (2019) y marlín rayado (2019 y 2022). En el documento SAC-13-09 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 (AIDCP-43-02; Figura J-1).

En la Tabla J-1a se presentan estimaciones de la mortalidad incidental de delfines en la pesquería cerquera de buques grandes durante 1993-2021. En 2021, la población de delfines con la mortalidad incidental más alta fue la de tornillo oriental (*n*=197), seguida por los delfines manchado occidental-sureño (*n*=178), tornillo panza blanca (*n*=175) y manchado nororiental (*n*=167). Los delfines comunes fueron los menos afectados por la pesquería, con mortalidades de 3 delfines comunes norteños, 6 centrales y 5 sureños.

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 C-19-08. 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 BYC-10 INF-D). Por el momento, solo se presenta el número mínimo de interacciones y mortalidades observadas de mamíferos marinos reportadas para 2020 (Tabla J-1b). 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, todos los mamíferos marinos reportados por los observadores fueron considerados muertos con la excepción de una ballena pequeña no identificada que fue liberada "viva y sana". 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.

Tabla J-1b. Número mínimo de interacciones con mamíferos marinos y mortalidades en 2020 reportadas por observadores a bordo de buques palangreros bajo el mandato actual de al menos 5% de cobertura (C-19-08) de cada flota de los CPC que opera en el Océano Pacífico oriental. Todas las interacciones con mamíferos marinos reportadas resultaron en mortalidades (es decir, no se reportó la disposición y se supuso precautoriamente que el animal había muerto, o se reportó como "Herido", excepto por una ballena pequeña no identificada que fue reportada como "Liberada viva y sana".

Taxones de mamíferos marinos	Interacciones	Mortalidades
Lobo fino de Guadalupe, *Arctocephalus townsendi*	7	7
Focas y lobos marinos, nep, Otariidae, Phocidae	2	2
Delfín esteno, *Steno bredanensis*	1	1
Delfín, nep, Delphinidae, *Pseudorca crassidens*	2	2
Orca falsa, *Pseudorca crassidens*	2	2
Mesoplodon, nep, *Mesoplodon* spp.	1	1
Ballena pequeña no identificada, Odontoceti	1	0
Cetáceo no identificado, nep, Cetacea	1	1
Números totales	17	16

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) y ahogarse, o resultar heridas o muertas a causa de las artes de pesca.

En la Figura J-2 se muestra el número estimado de mortalidades e interacciones de tortugas marinas registradas por observadores en buques de cerco grandes, por tipo de lance, durante 1993-2021. 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. La tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*) es, por mucho, la especie de tortuga marina capturada más frecuentemente, con un total de 21,680 interacciones y 951 mortalidades (~4%) durante 1993-2021, pero solo 245 interacciones (2 mortalidades) en 2021 (Tabla J-2a). En 2021, hubo 52 interacciones registradas con tortugas verdes del Pacífico oriental, 29 con caguamas, 5 con carey, 1 con laúd y 153 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 BYC-11-02).

No se ha dispuesto de datos sobre las interacciones y mortalidades de las tortugas marinas en la pesquería de palangre (SAC-08-07b), aunque empiezan a mejorar con la remisión de datos operacionales de observadores desde 2019, de conformidad con la resolución C-19-08. Teniendo en cuenta que la cobertura por observadores en la mayoría de los buques de palangre es de 5% o menos (ver BYC-10 INF-D), comparado

con el 100% de los viajes observados en la pesquería cerquera de buques grandes, los datos de observadores provistos por los CPC para 2020 son considerados números mínimos de interacciones y mortalidades (Tabla J-2b). 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. Las interacciones notificadas en 2020 fueron máximas para las tortugas laúd (43%), pero de las 10 interacciones, 7 fueron liberadas vivas. El personal espera usar las nuevas remisiones de datos operacionales de observadores requeridas en virtud de la resolución C-19-08 para reportar la primera estimación de captura total de la flota palangrera de especies de tortugas marinas en el futuro, aunque en el documento BYC-10 INF-D se advierte que la actual cobertura por observadores del 5% es insuficiente para producir estimaciones fiables de la captura total.

Tabla J-2b. Número mínimo de interacciones con tortugas marinas y mortalidades en 2020 reportadas por observadores a bordo de buques palangreros bajo el mandato actual de al menos 5% de cobertura (C-19-08) 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.

Taxones de tortugas marinas	Interacciones	Mortalidades
Tortuga laúd, *Dermochelys coriacea*	10	3
Tortuga verde, *Chelonia mydas*	5	2
Tortuga golfina, *Lepidochelys olivacea*	4	3
Tortuga caguama, *Caretta caretta*	2	2
Tortuga carey, *Eretmochelys imbricata*	1	1
Tortugas marinas, nep, Testudinata	1	0
Números totales	23	11

Varias resoluciones de la CIAT, más recientemente la C-19-04, 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 C-19-04. Los participantes del taller discutieron sobre el uso de diferentes anzuelos circulares en las pesquerías de palangre para satisfacer la resolución C-19-04, 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 se espera que las discusiones se reanuden durante la 11ª reunión del Grupo de Trabajo sobre Captura Incidental en mayo de 2022.

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 ha seguido colaborando con la CIT en 2020-2022 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 finalizada 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 la población podría recuperarse a un estado "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 presentarán en 2022 en la reunión del Grupo de Trabajo sobre Captura Incidental (BYC-11-01, BYC-11-02).

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 (C-11-02); 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 (SAC-05 INF-E, SAC-07-INF-C(d), SAC-08-INF-D(a), SAC-08-INF-D(b), BYC-08 INF J(b)). Adicionalmente, el ACAP ha informado sobre la condición de conservación de los albatros y los petreles grandes (SAC-08-INF-D(c); BYC-08 INF J(a)). 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 (SAC-08-07b), pero con la remisión de datos operacionales de observadores en palangreros de >20 m en 2019 se dispone de algunas estimaciones mínimas de 2020 para la presentación de informes (Tabla J-3).

Los datos de observadores remitidos por los CPC para 2020 contenían 126 interacciones con aves marinas, todas registradas como “descartadas”, “heridas” o presuntamente muertas de manera precautoria debido a datos incompletos de disposición. Con estos datos limitados, el albatros de Laysan, *Phoebastria immutabilis*, fue el que más interactuó con las artes (29% de todas las interacciones). 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 BYC-10 INF-D 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.

Tabla J-3. Número mínimo de interacciones con aves marinas en 2020 reportadas por observadores a bordo de buques palangreros bajo el mandato actual de al menos 5% de cobertura (C-19-08) de cada flota de los CPC que opera en el Océano Pacífico oriental. Todas las interacciones con aves marinas reportadas resultaron en mortalidades (es decir, la disposición fue reportada como "Descartada", "Herida", o no fue reportada).

Taxones de aves marinas	Interactions	Mortalities
Albatros de Laysan, *Phoebastria immutabilis*	37	37
Albatros patinegro, *Phoebastria nigripes*	32	32
Pardela gorgiblanca, *Procellaria aequinoctialis*	17	17
Bobos y alcatraces, nep, Sulidae	16	16
Albatros errante, *Diomedea exulans*	16	16
Petrel darnero, *Daption capense*	5	5
Albatros nep, Diomedea spp.	2	2
Albatros de Buller, *Thalassarche bulleri*	1	1
Números totales	126	126

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; BYC-10 INF-A, BYC-11 INF-A), azul (*Prionace glauca*) (Grupo de Trabajo sobre Tiburones del ISC), marrajo dientuso (*Isurus oxyrinchus*) (Grupo de Trabajo sobre Tiburones del ISC) y zorro (*Alopias vulpinus*) (NMFS). Como parte del Proyecto Océanos Comunes de la FAO, 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 BYC-08 INF-A. 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 la captura incidental de tiburones en las pesquerías industriales y artesanales del OPO, usando la metodología EASI-Fish (Sección 5), fue completada en 2022 y será presentada en la 13ª reunión del CCA (SAC-13-11). 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.

En la Tabla J-4a se muestran las capturas (t) de tiburones en las pesquerías cerqueras de buques grandes (1993-

2021) y las estimaciones mínimas de captura reportada[10] por las pesquerías palangreras (1993-2020), mientras que en la Figura J-3 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. El tiburón sedoso (familia Carcharhinidae) es la especie de tiburón más comúnmente capturada en la pesquería de cerco, con capturas anuales que promedian las 554 t (principalmente de lances sobre objetos flotantes (Figura J-3)) y que fueron 571 t en 2021. En cambio, la captura anual mínima reportada en los datos de muestra de palangre para 2006-2020 promedió 11,395 t y fue de 14,752 t en 2020. La captura anual de tiburón oceánico punta blanca (Carcharhinidae) en la pesquería de cerco promedió 58 t (también principalmente de lances sobre objetos flotantes) y fue de 12 t en 2021. La captura anual mínima reportada en la pesquería de palangre entre 2006 y 2020 alcanzó un promedio de 143 t y no se reportó ninguna en 2020. 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 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 1993-2020 promedió 6,134 t y fue de 15,080 t en 2020. En cambio, la captura anual en la pesquería de cerco promedió solo 2 t, con 1 t capturada en 2021.

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.) (Tabla J-4a, Figura J-3). 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 13 t en 2021, mientras que en la pesquería palangrera la captura mínima anual reportada promedió 958 t (2006-2020), y fue de 941 t en 2020. En cambio, el zorro pelágico fue capturado principalmente en lances no asociados en la pesquería cerquera con la captura anual promedio de 5 t, y fue de 1 t en 2021. La captura mínima anual reportada de zorro pelágico en la pesquería palangrera promedió 2,066 t (2007-2020), y 342 en 2020. 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 2021. Sin embargo, en la pesquería de palangre la captura mínima anual reportada promedió 1,419 t (1993-2020) y en 2020 fue de 3,694 t.

Los datos limitados de observadores en buques de cerco pequeños mostraron que se capturaron 17 t de tiburón sedoso y 4 t de tiburón martillo en lances sobre objetos flotantes en 2021, mientras que las de otras especies o grupos de especies de tiburones fueron mínimas (<3 t) (Tabla J-8).

Las capturas mínimas, derivadas únicamente de los datos de observadores, de tiburones capturados con palangre en 2020 se presentan en la Tabla J-4b (ver Sección 2.2 y BYC-10 INF-D para consultar las incertidumbres en la notificación de datos por arte 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 70,000 animales que interactuaron con el arte en 2020, seguido por el tiburón sedoso con más de 10,000 animales. Según los criterios de disposición descritos en la Tabla J-4b, casi todas las interacciones resultaron en mortalidades para la mayoría de las especies y grupos de especies de tiburones reportados por los observadores.

[10] 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, SAC-11-13).

Tabla J-4b. Número mínimo de interacciones con tiburones y mortalidades en 2020 reportadas por observadores a bordo de buques palangreros bajo el mandato actual de al menos 5% de cobertura (C-19-08) 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 "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.

Taxones de tiburones	Interacciones	Mortalidades
Tiburón azul, *Prionace glauca*	76,387	76,092
Tiburón sedoso, *Carcharhinus falciformis*	10,084	10,057
Zorro pelágico, *Alopias pelagicus*	6,887	6,871
Marrajo dientuso, *Isurus oxyrinchus*	3,122	3,121
Cornuda cruz, *Sphyrna zygaena*	1,659	1,657
Tiburón cocodrilo, *Pseudocarcharias kamoharai*	1,343	1,100
Zorro ojón, *Alopias superciliosus*	904	754
Bruja bocachica, *Scymnodon squamulosus*	309	172
Varios tiburones, nep, Euselachii	218	213
Tiburón oceánico punta blanca, *Carcharhinus longimanus*	118	107
Marrajo carite, *Isurus paucus*	101	99
Cornuda común, *Sphyrna lewini*	90	90
Zorro, *Alopias vulpinus*	69	69
Carocho, *Dalatias licha*	45	45
Tiburones, rayas, etc. nep, Elasmobranchii	40	40
Zorros, nep, *Alopias* spp.	23	20
Cazones picudos,tintoreras nep, Carcharhinidae	20	20
Tintorera tigre, *Galeocerdo cuvier*	10	10
Otros tiburones*	12	8
Números totales	101,441	100,545

*"Otros tiburones" incluye aquéllos con ≤2 interacciones de 6 taxones en 2020.

Las pesquerías palangreras artesanales de los CPC costeros están dirigidas 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 SAC-07-06b(iii)). 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)), para mejorar la recolección de datos sobre tiburones de la pesquería palangrera, particularmente en Centroamérica. 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 en otros Miembros de la CIAT que comenzará en 2022 (SAC-13-12). 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

En la Tabla J-5a se presentan las capturas anuales estimadas de mantarrayas (Mobulidae) y rayas pelágicas (Dasyatidae) por las pesquerías de cerco de buques grandes (1993-2021) y las capturas anuales mínimas reportadas por las pesquerías de palangre (1993-2020), mientras que en la Figura J-4 se muestran las capturas de especies clave. Estas rayas son capturadas principalmente por la pesquería de cerco, mientras que se reportaron capturas limitadas para la pesquería palangrera solo para la manta de Munk (2009: 6 t, 2010: 118 t) y Dasyatidae spp. (15 t en un periodo de 5 años), con la mitad de las capturas realizadas en 2009 (Tabla J-5a). La manta gigante tuvo las capturas promedio más altas en la pesquería de cerco (19 t), seguida de la manta mobula (14 t) y la manta diablo (8 t). Las capturas de estas especies en 2021 fueron de 15, 7 y <1 t, respectivamente. Las capturas de la raya pelágica fueron bajas, con un promedio de solo 2 t y 2 t en 2021 (Tabla J-5a). 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 (Figura J-4).

En el caso de la pesquería cerquera de buques pequeños, los limitados datos de observadores disponibles para 2021 fueron mínimos (≤1 t) para todas las demás especies o grupos de especies de rayas (Tabla J-8).

Los datos mínimos disponibles del conjunto de datos de observadores de palangre (ver Sección 2.2. y BYC-10 INF-D) mostraron que la mayoría de las interacciones fueron con la raya pelágica (*Pteroplatytrygon violacea*) y el 91% de estas interacciones (4,332 individuos) resultaron en mortalidades (3,960) (Tabla J-5b).

Tabla J-5b. Número mínimo de interacciones con rayas y mortalidades en 2020 reportadas por observadores a bordo de buques palangreros bajo el mandato actual de al menos 5% de cobertura (C-19-08) 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", "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 cuando la disposición no fue reportada.

Taxones de rayas	Interacciones	Mortalidades
Raya pelágica, *Pteroplatytrygon violacea*	4,332	3,960
Manta mobula, *Mobula mobular*	21	20
Rayas, mantas nep Rajiformes	18	3
Mantas, nep, *Mobula* spp.	5	3
Otras rayas*	4	2
Números totales	4,380	3,988

*"Otras rayas" incluye aquéllas con ≤2 interacciones de 2 taxones en 2020

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 $F/F_{40\%}$ y $SBR/SBR_{40\%}$, 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 C-15-04) 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

En la Tabla J-6a se muestran los peces pelágicos grandes capturados por la pesquería cerquera de buques grandes, principalmente en lances sobre objetos flotantes (1993-2021) y en la pesquería con palangre (1993-2020), y en la Figura J-5 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 1,323 t para la pesquería de cerco (2,217 t en 2021) y una captura anual mínima reportada para la pesquería de palangre de 5,928 t en promedio (2,506 t en 2020). El dorado es también una de las especies más importantes capturadas en las pesquerías artesanales de las naciones costeras del OPO (SAC-07-06a(i)). En el documento SAC-10-11 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 369 t en la pesquería cerquera, aunque las capturas han disminuido de un pico de 1,025 t en 2001 a 133 t en 2021 (Figura J-5). La captura anual mínima reportada de peto por la pesquería de palangre ha promediado 168 t y fue de 311 t en 2020. 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 29 t en 2021 (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 358 t (1993-2020, 367 t (2006-2020) y 49 t (1993-2020), respectivamente. Las capturas de todos estos grupos taxonómicos han aumentado después de mediados de la década de 2000 (Figura J-5). En el año más reciente (2020), se registraron 597 t, 288 t y 70 t de opas, sierras y japutas, respectivamente (Tabla J-5a).

Los limitados datos de observadores disponibles para 2021 para la pesquería de cerco de buques pequeños incluyeron 158 t de dorado y 13 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 ≤1 t (Tabla J-8).

Para 2020, los datos mínimos disponibles de observadores de palangre (ver Sección 2.2. y BYC-10 INF-D) se proporcionan en la Tabla J-6b y muestran que la especie más frecuentemente capturada en este conjunto de datos fue el lanzón picudo (*Alepisaurus ferox*) con unas 14,000 interacciones. La mayoría de las interacciones con peces grandes resultaron en mortalidades.

Tabla J-6b. Número mínimo de interacciones y mortalidades de peces grandes en 2020 reportadas por observadores a bordo de buques palangreros bajo el mandato actual de al menos 5% de cobertura (C-19-08) 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 "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.

Taxones de peces grandes	Interacciones	Mortalidades
Lanzón picudo, *Alepisaurus ferox*	14,092	14,089
Escolar negro, *Lepidocybium flavobrunneum*	5,908	5,815
Opa, *Lampris guttatus*	3,006	2,992
Peto, *Acanthocybium solandri*	2,645	2,644
Sierra, *Gempylus serpens*	2,156	2,110
Dorado común, *Coryphaena hippurus*	1,806	1,806
Dorado, nep, Coryphaenidae	1,288	1,288
Tristón segador, *Taractichthys steindachneri*	1,040	972
Japutas, nep, Bramidae	920	904
Lanzón, nep, *Alepisaurus* spp.	490	490
Escolar clavo, *Ruvettus pretiosus*	476	465
Caballas, nep, Scombridae	147	147
Dorado pompano, *Coryphaena equiselis*	66	66
Picuda barracuda, *Sphyraena barracuda*	50	49
Pez sol, mola mola, *Mola mola*	41	39
Barracudas, nep, *Sphyraena* spp.	18	17
Tristón áspero, *Taractes asper*	18	18
Escolar prometeo, *Promethichthys prometheus*	12	12
Escolar narigudo, *Nesiarchus nasutus*	11	11
Atún chauchera, *Gasterochisma melampus*	10	10
Otros peces grandes*	71	70
Números totales	34,271	34,014

*"Otros peces grandes" incluye aquéllos con <10 interacciones de 16 taxones en 2020

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 Tabla J-7 se presentan las capturas de estas especies con las especies clave identificadas por los datos de captura presentados en la Figura J-6 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 1,032 t entre 1993 y 2021. Sin embargo, sus capturas han disminuido de 1,922 en 2005 a 442 t en 2021 (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 253 t y suman 50 t en 2021. 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 16 t, que comenzaron a aumentar después de 2002 pero han permanecido bajas desde 2015, con 6 t en 2021. Por último, las capturas anuales de las diversas especies de la categoría "peces epipelágicos de forraje" promediaron 5 t, y se estima que en 2021 se capturaron 14 t. Los observadores reportaron un total de 104 t de melvas y 4 t de peces ballesta y cachúas en el número limitado de viajes de buques cerqueros pequeños que llevaron observadores en 2021. Las capturas de todas las demás especies o grupos de especies de peces pequeños fueron mínimas (<1 t) (Tabla J-7).

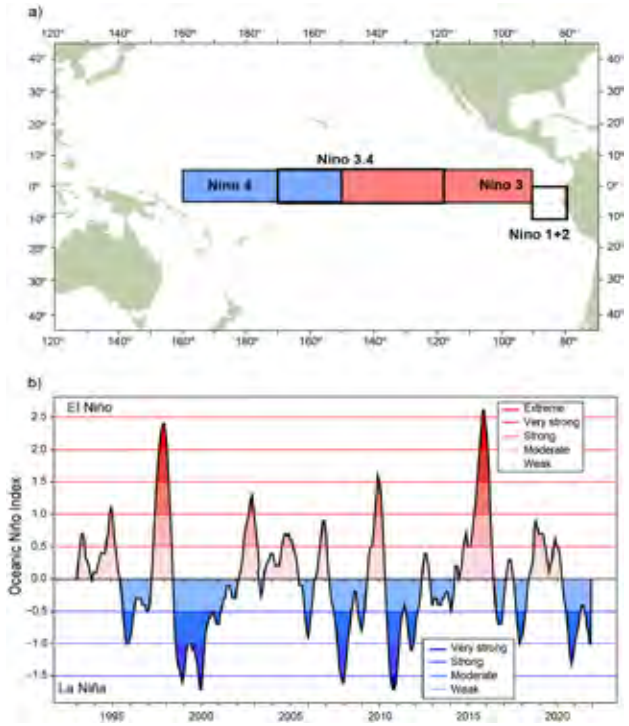


FIGURE J-7. El Niño regions used as indicators of El Niño Southern Oscillation (ENSO) events in the Pacific Ocean (top panel), and the Oceanic Niño Index (ONI) used to monitor ENSO conditions in Niño region 3.4 from 5°N to 5°S and 120°W to 170°W (bottom panel). Time series shows the running 3-month mean ONI values from the start of the IATTC observer program through December 2021. ONI data obtained from: http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php

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). 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 2021. Datos del ONI obtenidos de: http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php

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[11] (por ejemplo, SAC-10 INF-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, 2021.

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

[11] Ver SAC-04-08, *Medio ambiente físico*, y SAC-06 INF-C 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.

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).

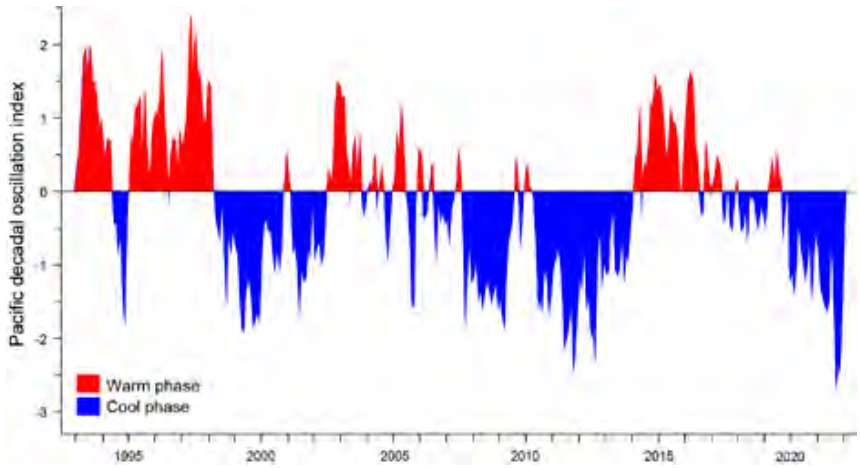


FIGURE J-8. Monthly values of the Pacific Decadal Oscillation (PDO) Index, January 1993–December 2021. ERSST V5 PDO Time Series data obtained from: https://psl.noaa.gov/pdo/

FIGURA J-8. Valores mensuales del índice de Oscilación Decadal del Pacífico (PDO), enero de 1993–diciembre de 2021. Datos de la serie de tiempo ERSST V5 PDO obtenidos de: https://psl.noaa.gov/pdo/

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, 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 (SAC-09-05). 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 (SAC-09-06).

El *Boletín de Diagnóstico Climático* del Servicio Meteorológico Nacional de Estados Unidos informó que en 2021 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) eran indicativas de condiciones de La Niña en enero-marzo, condiciones neutras de ENOS durante abril-agosto y condiciones de La Niña durante septiembre-diciembre.

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-7), 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-7). 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 de El Niño en 2015-2016. Durante gran parte de 2020 se produjeron condiciones neutrales de ENOS, con condiciones moderadas-fuertes de La Niña desde agosto hasta diciembre.

El índice de Oscilación Decadal del Pacífico (PDO, por sus siglas en inglés; Figura J-8) 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 2021, las condiciones frías se intensificaron a finales del año, con un valor de PDO pico de -2.70 en octubre. Septiembre de 2012 fue la última vez que se produjo un índice mensual de PDO con una fuerza similar (-2.31) (ver los datos de la serie de tiempo ERSST V5 PDO).

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 1993-2021, mientras que las de las concentraciones de CHL-a cubren datos de 2003-2021 debido a 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 en 2007-2008 y 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).

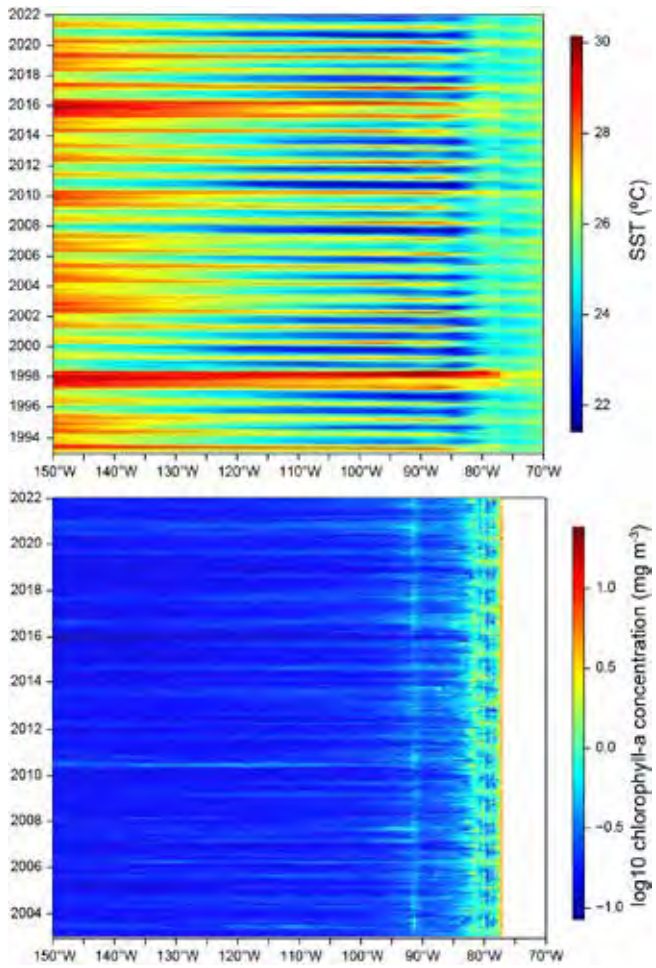


FIGURE J-9. Time-longitude Hovmöller diagram with data averaged across the tropical eastern Pacific Ocean from 5°N to 5°S for mean monthly SST for January 1993–December 2021 (top panel) (https://www.esrl.noaa.gov/psd/) and mean monthly chlorophyll-a concentration for January 2003–December 2021 (bottom panel) (https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/erdMH1chlamday/index.html)

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 2021 (panel superior) (https://www.esrl.noaa.gov/psd/) y concentración promedio mensual de clorofila-a de enero de 2003 a diciembre de 2021 (panel inferior) (https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/erdMH1chlamday/index.html.

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, 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 2021. 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 han desarrollado MDE para la tortuga laúd (BYC-11-01) y para 32 especies de tiburones (SAC-13-11) y se están desarrollando actualmente varios MDE de alta resolución para otras especies de captura incidental vulnerables.

En la Figura J-10 se muestra que las aguas más frías se produjeron en el norte de México y el suroeste de Estados Unidos al norte de 20°N y se extendieron hacia el oeste durante los trimestres 1 (enero-marzo) y 2 (abril-junio), y en Sudamérica, al sur de la línea ecuatorial y al este de 100°O, en los trimestres 3 (julio-septiembre) y 4 (octubre-diciembre). 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 en el OPO suroccidental (10-20°S, 140°-150°O) durante los trimestres 1 y 2.

En la Figura J-11 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[12] 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 las aguas más frías (~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 y al este de los 120°O, durante estos mismos trimestres; en el trimestre 2 se produjeron aguas más cálidas. 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 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 el trimestre 2. 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 Meta L 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 (SAC-08-07d).

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

[12] Un área de baja productividad, nutrientes y clorofila superficial, a menudo denominada "desierto oceánico".

enfoque (SAC-09-12), 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 (SAC-09-12). 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 (BYC-09-01), y la población de tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*) del OPO, en peligro crítico de extinción (BYC-10 INF-B, BYC-11-02). 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 presentarán en la reunión BYC-11 (BYC-11-02) y SAC-13, respectivamente (SAC-13-11).

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, Vol. 22, No. 3), 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 Figura J-12 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”). A partir de este modelo actualizado se obtuvieron indicadores ecológicos que se describen a continuación.

6.1. Indicadores ecológicos

Desde 2017, se ha usado el ETP8 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_c), 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 ($TL_{2.0}$), ≥3.25-4.0 ($TL_{3.5}$), y >4.0 ($TL_{4.0}$). En el documento SAC-10-14 se ofrece una descripción completa de estos indicadores. Además, se realizaron simulaciones utilizando la versión de ETP8 actualizada y reequilibrada en 2021 ("ETP-21") para evaluar los posibles impactos de la pesca sobre plantados en la estructura del ecosistema (SAC-12-13).

La actualización en 2021 fue necesaria 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. Se asignaron las estimaciones anuales de captura por especie de 1993-2018 a los grupos funcionales pertinentes en el modelo ETP-21, que luego se reequilibró y recalibró a datos de series de tiempo para proporcionar una condición actualizada del ecosistema para 2021 (SAC-12-13).

Los indicadores ecológicos mostraron que los valores de TL_C y MTI disminuyeron desde su pico de 4.77 y 4.83 en 1991 a 4.64 y 4.65 en 2018, respectivamente, a medida que el esfuerzo de pesca cerquero sobre plantados 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_C disminuyó en 0.05 de un nivel trófico en los 28 años siguientes, es decir, 0.04 niveles tróficos por década. La expansión de la pesquería sobre plantados 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 4.470 en 2018 (Figura J-13). Como resultado de cambios en la presión de depredación sobre los niveles tróficos más bajos, entre 1993 y 2018, la biomasa de la comunidad $TL_{MC3.0}$ aumentó de 3.801 a 3.829, mientras que la de la comunidad $TL_{MC2.0}$ también aumentó, de 3.092 a 3.107.

Conjuntamente, estos indicadores señalan que la estructura del sistema probablemente ha cambiado durante el periodo de 40 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.

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 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 PCE. 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), comenzando en 2022 con los tiburones y la tortuga laúd, que está en peligro crítico de extinción.
- Debido a que se identificó un elevado número de especies de tiburones altamente 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, martillo y zorro.
- Las lagunas de conocimiento significativas identificadas para los tiburones en la evaluación EASI-Fish son referentes a 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 para conversiones 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 2022, que podría ser visto como una oportunidad para lograr dicha estrategia (SAC-13-12), el personal de la CIAT ha preparado una propuesta para un estudio de viabilidad sobre muestreo biológico de cerqueros y palangreros (IATTC-98-02b).
- Una deficiencia del modelo ecosistémico ETP-21, 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 significativos que se han observado en el OPO en la última década, existe una necesidad crítica de recolectar información trófica actualizada. En 2018-2021 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.
- Una segunda limitación del modelo ETP-21 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, el personal concluyó que estos datos no son representativos de la flota (BYC-10 INF-D) 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 desde hace más de 20 años, hasta la fecha hay pocos ejemplos de ordenación espacial dinámica o adaptativa para reducir la captura incidental. De hecho, hasta la fecha no se ha implementado 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 este asunto en el OPO para especies tanto objetivo como no objetivo (por ejemplo, SAC-10 INF-D, Pons et al. 2022, BYC-11-04, Druon et al. 2022), la relación ambiente-especie, así como la implementación y operación potencial de medidas de ordenación adaptativa deberían ser consideradas y desarrolladas en detalle 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.

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 (SAR-8-17 J) y ha sido actualizado anualment.

VULNERABILITY ASSESSMENT OF SHARKS CAUGHT IN EASTERN PACIFIC OCEAN PELAGIC FISHERIES USING THE EASI-FISH APPROACH

Shane Griffiths[1], Leanne Fuller[1], Joanne Potts[2], Simon Nicol[2]

CONTENTS

SUMMARY 255
1. INTRODUCTION 255
2. METHODS 257
3. RESULTS 264
3.1 Estimates of susceptibility and a proxy for fishing mortality (*F*) 264
3.2 Vulnerability status of shark species in the EPO 265
4. DISCUSSION 266
4.1 Vulnerable shark species in the EPO 266
Blue and mako sharks 266
Silky and oceanic whitetip sharks 268
Hammerhead sharks 268
Thresher sharks 270
Requiem sharks 271
Mesopelagic sharks 272
4.2 Less vulnerable shark species 272
4.3 Caveats, recommendations, and directions for future work 273
4.3.1 Exploring the potential efficacy of conservation and management measures 273
4.3.2 Improving spatially-explicit catch and fishing effort 275
4.3.3 Biological studies 277
5. CONCLUSIONS 278
Acknowledgments 278
References 279
Figures 292
Tables 302

[1] Inter-American Tropical Tuna Commission, 8901 La Jolla Shores Drive, La Jolla, California, USA
[2] Secretariat of the Pacific Community, Noumea Cedex, New Caledonia, France

SUMMARY

Sharks are a common catch, either as a target or incidental bycatch, in industrial and small-scale coastal (*i.e.*, 'artisanal') pelagic fisheries in the eastern Pacific Ocean (EPO). In general, sharks are long-lived, slow growing, and have low reproductive output, resulting in conservation concerns for many species impacted by fishing. In recognition of these concerns for sharks, the IATTC has implemented a range of conservation and management measures (CMMs) since at least 2005 to limit or prohibit the capture of sharks, or to promote handling practices to maximize their post-release survival. Due to the common paucity of catch and biological data available for the majority of shark bycatch species caught in EPO pelagic fisheries an ecological risk assessment (ERA) approach, Ecological Assessment for the Sustainable Impacts of Fisheries (EASI-Fish), was used to quantify the vulnerability of bycatch species to the cumulative impacts of multiple fisheries in the EPO. This approach can be used to guide fishery managers in prioritizing species that may require immediate management action to reduce the fishing mortality, or to highlight deficiencies in key information that are required to be addressed before re-assessment. A total of 49 shark species have been recorded to interact with industrial (purse-seine and longline) and artisanal (longline and gillnet) pelagic fisheries in the EPO, of which 32 species were formally assessed using EASI-Fish for the reference year 2019. Estimates of a proxy for fishing mortality ($\tilde{F}_{2019}$) and the spawning stock biomass per recruit (SBR_{2019}) in 2019 exceeded biological reference points ($F_{40\%}$ and $SBR_{40\%}$) for 20 species, classifying them 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), data reliability scores for 7 of these species were low, indicating high uncertainty in the model parameter values used. Key knowledge gaps identified were the location of fishing effort and the shark catch in artisanal fisheries and basic biological information for several species. The EASI-Fish assessment provided a first comprehensive assessment for prioritizing research and management on shark bycatch species. The flexibility and spatially-explicit framework of EASI-Fish can be used in future to rapidly and cost-effectively explore a range of potential hypothetical 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.

1. INTRODUCTION

Ecosystem-based Fisheries Management (EBFM) has been a concept of growing importance in fisheries globally since the late 1990s. It has gained worldwide momentum as an increasing body of evidence reveals the ecological impacts of fishing on non-target species, habitats, and the structure and function of ecosystems more broadly. Tuna fisheries in particular have great potential to disrupt the ecological processes of marine ecosystems as they remove large biomasses of predators that occupy high trophic levels including target tuna species and species incidentally caught as bycatch, such as sharks, that exert top-down predation pressure on lower trophic levels.

The Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC) has formally recognized the potential negative ecological consequences that may arise as a result of the activities of the tuna fisheries for which it has the responsibility to manage throughout the eastern Pacific Ocean (EPO). As a result, the IATTC has formally adopted an ecosystem-based approach to the management of its tuna fisheries through the Antigua Convention (IATTC, 2003), entering into force in 2010, in particular 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…*".

Although many tuna and non-tuna fisheries have adopted the principals of ecological sustainability in their fisheries management framework, few have been able to operationalize processes that can demonstrate that the principals are being met. This, of course, is often not the fault of fisheries managers or policy makers, but an inherent problem with understanding the high taxonomic diversity and their biomasses within marine ecosystems and the sheer complexity of their inter-relationships. Further, more fundamental problems also persist pertaining to the availability of sufficiently reliable data to model and understand ecological systems and ultimately manage fisheries within this ecological context. Unfortunately, there is often insufficient reliable biological and catch information available for the majority of species with which fisheries interact, either directly or indirectly, especially those of little or no economic value. Therefore, assessing all impacted species using traditional stock assessment approaches is often both cost-prohibitive and impractical.

In 2018, the IATTC sought to explicitly address this problem with its formal inclusion as a goal of their Strategic Science Plan (SSP), to "*develop analytical tools to identify and prioritize species at risk*". The staff was successful in achieving this goal through the development of a flexible spatially-explicit quantitative ecological risk assessment approach—Ecological Assessment of Sustainable Impacts of Fisheries (EASI-Fish)—specifically designed to quantify the cumulative impacts of multiple fisheries for data-limited bycatch species (Griffiths et al., 2019a). The utility of this approach was first demonstrated for the purpose of prioritizing vulnerability of 24 bycatch species of epipelagic and mesopelagic teleosts, elasmobranchs, sea turtles and cetaceans caught in EPO tuna fisheries (Griffiths et al., 2019a). EASI-Fish was subsequently applied to individual bycatch species in the EPO to explore the efficacy of potential conservation and management measures (CMMs) for 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). EASI-Fish has since been adopted 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).

As part of the SSP's subsequent ecological goal to "*evaluate the ecological impacts of tuna fisheries",* the staff has planned to incrementally assess key species groups (e.g., sharks, rays, sea turtles) in the near future using the validated EASI-Fish approach to identify vulnerable species and prioritize them for data collection, research and management. The first species group chosen for assessment was sharks, given the high taxonomic diversity and biomass caught in EPO tuna fisheries (Duffy et al., 2016) and because many species are unavoidable bycatch and present significant conservation issues to be addressed by the IATTC, its Members, and CPCs. For example, several shark species caught in the industrial and artisanal fisheries throughout the EPO are now listed in Appendix II of the Convention on International Trade in Endangered Species (CITES) (CITES, 2016) to curb international illegal trade of fin products.

Furthermore, sharks are a particularly vulnerable group of bycatch species in the EPO as the majority of species are long-lived, exhibit slow growth rates and low reproductive potential, which resulted in several shark species being ranked as among the most vulnerable of all bycatch species in a preliminary ecological risk assessment of EPO tuna bycatch (Griffiths et al., 2017; Duffy et al., 2019). Although some shark species are released alive—either mandated through IATTC Resolutions (e.g., C-11-10 for oceanic white tip sharks) using best handling and release practices, or due to their low economic value—post-release mortality (PRM) rates are unknown for most species to determine the full extent of fishing-induced mortality.

The aims of this paper were to undertake the first quantitative vulnerability assessment for sharks caught by pelagic fisheries in the EPO using the EASI-Fish approach to identify vulnerable species in 2019 and prioritize them for data collection, research and management. The year 2019 was chosen as the assessment year as it was considered the last complete fishing year to be representative of contemporary

fishing effort regimes in the EPO before fishing effort, data collection and provision were significantly impacted by the COVID-19 pandemic that began around March 2020.

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. It is possible that some shark species comprise more than one stock across the Pacific Ocean, but given there is insufficient information to clearly delineate stock boundaries for any species included in the assessment, for the purposes of 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. Although 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.

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). The data for these fisheries were obtained from vessel logbooks or 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 Document 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, which 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°—and from national scientific observer programs that monitor at least 5% of the fishing effort by LSTLFVs over 20 m LOA required under Resolution C-19-08.

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).

There are a range of smaller purse-seine vessels that operate in the EPO from small vessels (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 75 Class 1–5 vessels that fished in the EPO in 2019, only 10 (13.7%) carried an observer. However, the Tuna Conservation Group (TUNACONS)—a consortium of Ecuadorian tuna fishing companies—has deployed observers on voluntary Ecuadorian vessels since 2018, with coverage being 12% of the total number of trips reported for all Class 1–5 vessels in the EPO in 2019 (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.

In contrast to the industrial purse seine and longline fisheries in the EPO, effort by the numerous small-scale artisanal fleets that operate within the EEZs of countries in the EPO is generally poorly documented by national fisheries agencies. Lack of reliable effort data has been the primary reason why artisanal fleets have not been included in previous EASI-Fish assessments of bycatch species in the EPO (Griffiths et al., 2019a; Griffiths et al., 2019b). However, 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), so it was considered necessary to collate any available data sources on fishing effort for artisanal fisheries for their inclusion in the assessment.

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, in part reported by Andraka et al. (2013). Some 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, several sources of evidence suggest that artisanal fishers frequently traverse over one degree of latitude (~111 km) to reach their preferred fishing grounds, 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 fishing port.

In some coastal States in the EPO there is often not a clear distinction between artisanal 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 far seas longline fleet (Sosa-Nishizaki et al., 2020). Therefore, for the purposes of the present study, 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 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° x 0.5° grid cell—5° x 5° or 1° x 1° 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.

2.2 Species included in the assessment

This assessment sought to include all shark species recorded to have interacted with the 8 fisheries being considered using all data held in the IATTC databases. These include many of the aforementioned data sources used to derive fishing effort, specifically where catches were either reported by CPCs to the IATTC (e.g., industrial longline), or recorded by observers onboard purse-seine and longline vessels, or at landing ports throughout EPO coastal nations (see Table 1).

EASI-Fish and other ERA methods are tools that facilitate the process of prioritizing taxa of potential concern based on their susceptibility to being captured by a specific gear type and the capacity of their populations to withstand, or recover from, fishing impacts, which is directly related to their biological productivity. Therefore, a requirement of these ERA models is to include only species—as opposed to taxonomic aggregations such as "Thresher shark, nei"—in assessments given the often high divergence in the ecology and life histories of even closely related species, such as hammerhead shark species of the *Sphyrna* genus. Although there are many records in the data sources used where catches were reported as taxonomic aggregations, these were required to be omitted from consideration in the current assessment. It is therefore important to note that the presence and spatial distribution of catches of species implicitly included in taxonomic aggregations such as "Requiem sharks, nei", "Hammerhead shark, nei", "Mako shark, nei", "Thresher shark, nei" are likely to be, especially in the case of naturally rarer species within the aggregation, underestimated. It is for this reason that a precautionary assumption was made that any species recorded in pelagic fisheries catches from any reliable data source was available for capture to any fishery that overlapped with the predicted species distribution, irrespective of whether the species was explicitly recorded as being caught in that fishery.

Although this assessment provides a full account of the species reported to have interacted with the 8 fisheries, some species were represented by too few records of spatial presence to facilitate construction of a species distribution model (SDM), which underpins the EASI-Fish model. Therefore, an arbitrary threshold was established to exclude any species that was represented by fewer than 20 unique fishing records as it was assumed that these species were likely to be represented at such low frequencies since they do not frequently interact with the fisheries, and thus, the fisheries do not pose a significant threat to the sustainability of the populations of these species. However, an exception was made to this rule for the white shark (*Carcharodon carcharias*) given its worldwide conservation concern and being listed by the IUCN Red List of Threatened Species as "Vulnerable". The full list of shark species and the number of fishing events from which they were recorded in each fishery is shown in Table 2.

2.3 Assessing susceptibility as a proxy for instantaneous fishing mortality (*F*)

The vulnerability of each shark species was quantified using the EASI-Fish ecological risk assessment approach (Griffiths et al., 2019a). 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 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:

$$S_{xj} = \frac{G_x}{G}\left(D_x A_{xj} N_{xj} C_{xj} P_{xj}\right) \quad \text{(Eq. 1)}$$

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. Inputs for the SDMs were presence-only data and six environmental variables (mean annual sea surface temperature, mean depth, mean salinity, mean annual surface primary productivity, mean annual dissolved molecular oxygen at the surface, and distance to nearest coast).

To ensure the environmental range in which a species can occur is well-represented by the input data, Pacific-wide presence records were used. Obtaining Pacific-wide records was facilitated by a collaboration with SPC, and to also begin collaborative work with on Pacific-wide assessments for selected shark bycatch species (Project L.2.d, SAC-13-01). Presence records included reported catch and observer records for all fisheries in both the WCPFC and EPO Convention Areas as well as available records from AquaMaps (www.aquamaps.org), which are submitted by non-Regional Fishery Management Organizations (RFMO) sources such as academic institutions, where data may represent spatially-explicit catches, sightings, tagging locations, or estimated locations along movement paths derived from archival and/or satellite tags (Table 3).

SDMs were predicted to a resolution 0.5° x 0.5° and represented an ensemble of predictions from four modelling approaches: Bioclim, Boosted Regression Trees, Generalized Linear Models, and MaxEnt (Fig. 1). In cases where one or more models performed poorly, the single best performing model having an Area Under the Curve (AUC) score of >0.8 and a True Skill Statistic (TSS) score of >0.7 was used to define the species' distribution. The final appearance of the SDM prediction can change significantly depending on the threshold upon which the predicted probability of presence (ψ)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 absence and presence 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 using a range of plausible ψ values. For each SDM, this range was determined by overlaying the distribution of predicted probability of presence with that of predicted probability of pseudo absences. The ψ value where these two distributions intersected was selected to define the most probable species distribution and upper and lower bounds were selected by visual inspection of the two distributions on either side of the intersection point (e.g., Fig. 2). 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 percentage 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 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 majority of shark bycatch 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_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_{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_{xj}) is the proportion of length class *j* that may potentially encounter the gear used by fishery *x* based on the species' 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:

- 0–150 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 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.),
- 0–300 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),
- 0–100 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_{xj}) describes the proportion of length class *j* that is retained once it encounters the gear used by fishery *x*. In the absence of reliable gear selectivity curves for most shark species, a precautionary knife-edge selectivity (C_{xj} = 1.0) was assumed from the smallest shark recorded by observers in each fishery to the largest length class in the model.

IATTC Resolution C-19-04 mandates the release of some shark species (*e.g.,* oceanic white tip) in all fisheries. Therefore, fishing mortality would be overestimated unless the component of the catch that survives mandatory release is accounted for. This is introduced in the model as post-capture mortality (PCM) (P_{xj}), the proportion of length class *j* that is caught by fishery *x* and dies during, or soon after release. Post-release mortality data was not available for the majority of shark bycatch species in the EPO, so a precautionary value of 1.0 was used for fishery *x* where data was not available.

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 ($\widetilde{F}_{2019}$) for each shark species caught by all fisheries was estimated as:

$$\widetilde{F}_{2019} = -\,ln\left[1 - \sum_{x=1} q_x\, E_x \left(\frac{\sum_{j=1}^{n} S_{xj}}{n}\right)\right] \qquad \text{(Eq. 2)}$$

Here, n is the number of length classes (in 2-cm increments) extending to the average length at which a shark may grow if it were to live indefinitely (L_∞). 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 fisheries values for q and E are unknown. A precautionary approach is to assume both parameters are equal to 1, meaning all sharks in a grid cell are caught if all other susceptibility parameters are fully realized.

$\tilde{F}_{2019}$ was then compared with values for F for the selected BRPs derived from the per-recruit 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. It is for this reason that 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.

2.5 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:

$$YPR = \sum_{j=1}^{n} \frac{W_j b_j F}{b_j F + M}\left[1 - e^{-(b_j F + M)\Delta T_j}\right] e^{-\sum_{k=1}^{j-1}(b_k F + M)\Delta T_k} \qquad \text{(Eq. 3)}$$

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:

$$b_j = \sum_{x=1}^{n} S_{xj} \qquad \text{(Eq. 4)}$$

In the absence of age or length-specific estimates of the instantaneous natural mortality rate (M) for most shark species in the EPO, M was estimated by empirical equations (see Section 2.6) and assumed to be constant across all length classes. However, in cases where estimates of M were available from stock assessments (e.g., Clarke et al., 2018; ISC, 2018; Tremblay-Boyer et al., 2019), they were applied either to appropriate length classes or maintained across all length classes. F was disaggregated into increments of 0.01, from zero to L_∞ from the specialized von Bertalanffy growth function (VBGF) that can be represented as:

$$L_t = L_\infty(1 - exp[-K(t - t_0)]) \qquad \text{(Eq. 5)}$$

where L_t = length at age t, L_∞ = 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) the VBGF does not consider the substantial embryonic growth that occurs before the time of birth, which would normally be characterized by t_0. Therefore, the VBGF was reparametrized where the length at birth (L_0) was substituted for t_0.

$$L_t = L_\infty - (L_\infty - L_0)\, exp[-Kt]) \qquad \text{(Eq. 6)}$$

The parameter ΔT in Eq. 3 represents the time taken for a fish to grow from one length class to the next, represented as:

$$\Delta T_j = \frac{1}{K} ln \frac{L_\infty - L_j}{L_\infty - L_j - d_j} \qquad \text{(Eq. 7)}$$

where K and L_∞ are parameters from the von Bertalanffy growth function (Table 4), 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:

$$SBR = \sum_{j=1}^{n} W_j m_j \prod_{x=r}^{j-1} e^{-(b_j F + M)} \qquad \text{(Eq. 8)}$$

where W_j is the mean weight of a shark in length class j (L_j) taken from a length-weight relationship (Table 4), 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:

$$m_j = \frac{1}{1 + e^{\left(-r\left(L_j - L_{50}\right)\right)}} \qquad \text{(Eq. 9)}$$

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. Where this information was not available, published estimates of the length at first maturity was used, which is generally conservative since it occurs at a size smaller than L_{50}.

2.6 Natural mortality

The instantaneous natural mortality rate (M yr^{-1}) 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_∞, K, t_0), are often used as an alternative. There are over 30 natural mortality estimators in existence, none of which have been proven to perform better than another for all species (Kenchington, 2014). Therefore, it is commonplace to run stock assessment models using a range of M values derived from multiple estimators. Therefore, M was calculated for each species using six estimators recommended by Kenchington (2014) and Then et al. (2015) (Table 5). Priority was given to M values that were estimated directly (*e.g.,* from tagging or stock assessment), followed by t_{max}-based estimators (Hoenig$_{nls}$ and

Hoenig$_{tmax}$) for long-lived species such as elasmobranchs, and finally *K*-based estimators (Jensen, Pauly$_{nls}$, Pauly$_{LKT}$ and Pauly$_{KT}$). Where species lacked information on longevity and L_∞, L_∞ was estimated from maximum recorded length (L_{max}), using the method of Froese and Binohlan (Froese and Binohlan, 2000), and used in the Pauly$_{LT}$ estimator with a mean annual water temperature of 25˚C for the EPO (Fiedler and Talley, 2006).

2.7 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. (2019a) suggested that $F_{40\%}$ is appropriate for elasmobranchs and is therefore adopted here to assess the 32 sharks species caught in the EPO. However, it is worth noting that Cortés and Brooks (2018) suggested that for slow-growing and long-lived species, such as elasmobranchs, a BRP of as high as $F_{80\%}$ should be used. 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 $SBR_{40\%}$ BRP is the SBR value at $F_{40\%}$.

The vulnerability of each of the 32 shark species in 2019 was determined using $\tilde{F}_{2019}$ and the corresponding SBR value (SBR_{2019}) relative to the $F_{40\%}$ and $SBR_{40\%}$ values and displayed on a 4-quadrant "vulnerability phase plot" (Fig. 4). The vulnerability definitions of these quadrants are: i) "Least vulnerable" (green; $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ <1 and $SBR_{2019}/SBR_{40\%}$ >1), ii) "Increasingly vulnerable" (orange; $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ >1 and $SBR_{2019}/SBR_{40\%}$ >1), iii) "Most vulnerable" (red; $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ >1 and $SBR_{2019}/SBR_{40\%}$ <1), and iv) "Decreasingly vulnerable" (yellow; $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ <1 and $SBR_{2019}/SBR_{40\%}$ <1).

2.8 Implementation of the model

The model was built in Microsoft Excel, with customized routines written in Visual Basic for Applications (VBA) to perform Monte Carlo simulations to generate 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 simulations, each time drawing a random sample from the distribution prior defined for each parameter. The mean, standard error (SE), standard deviation (Std Dev), and 95% confidence intervals (95% CI) were derived for the BRPs $\tilde{F}_{2019}$, $F_{40\%}$, SBR_{2019}, and $SBR_{40\%}$.

3. RESULTS

3.1 Estimates of susceptibility and a proxy for fishing mortality (*F*)

All susceptibility parameter values contributing to the overall susceptibility (S_{xj}) estimate for each species assessed in EASI-Fish and detailed descriptions of the source or derivation of these values are provided in Appendices 1 and 2.

The industrial longline fishery overlapped with the distribution of all 32 species by at least 9%. This fishery had the highest mean areal overlap for 28 of the species assessed, ranging between 14% (*Lamna nasus*) and 98% (*Isurus paucus*). 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. 5).

The artisanal longline fishery had the highest mean areal overlap for 4 species—all having predominately coastal distributions where the fishing effort was primarily distributed—ranging between 40% (*Rhizoprionodon longurio*) and 68% (*Sphyrna media*), with an additional 14 species exceeding 20%. The artisanal gillnet fishery had low (<15%) areal overlap for the majority of species assessed, with the highest overlaps being for *R. longurio* (26%), *S. media* (19%), *S. corona* (17%), and *Nasolamia velox* (16%).

None of the purse-seine fisheries had the highest overlap with any assessed species, but the extent of overlap was high for many species. With respect to Class 6 purse-seine vessels, areal overlap was highest for DEL (0.05–41%) and OBJ (0.07–51%) sets but considerably lower for NOA sets (0.06–19%). The species with the highest overlap with DEL sets were *Carcharhinus limbatus* (41%), *C. obscurus* (37%), and *C. galapagensis* (36%). The species with the highest overlap with OBJ sets were *Dalatias licha* (51%), *C. porosus* (45%), *C. altimus* (43%), *C. brachyurus, S. lewini, and S. zygaena* (42%). With respect to NOA sets, only three species had overlaps of more than 15%, including *S. media* (19%), *C. porosus* (17%), and *Alopias vulpinus* (16%).

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. 6). OBJ sets had the highest overlap with *C. altimus* (21%), *C. porosus* (20%), *S. media* (20%), *S. mokarran* (17%), *S. corona* and *A. vulpinus* (15%). For NOA sets, areal overlap was low for all species, with the highest overlaps being for *S. media* (8%) and *N. velox* (7%).

It is important to note that the aforementioned species with the highest overlap in the purse-seine fishery are infrequently caught, if at all, and may reflect the very restricted distributions of these species in the EPO relative to the widespread distribution of effort.

When taking other susceptibility factors into account (*e.g.*, encounterability, contact selectivity, etc) to assess the cumulative impacts of the 8 fisheries included in the assessment, the 20 species having the highest fishing mortality rates ($\tilde{F}_{2019}$)—ranging from 0.49–1.83 yr^{-1}—were hammerheads (*Sphyrna* spp.; 5 species), requiem sharks (*Carcharhinus* spp.; 8 species), threshers (*A. superciliosus* and *A. vulpinus*), whale shark (*Rhincodon typus*), and the two commercially important species, the shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) and the blue shark (*Prionace glauca*) (Fig. 6a). The fisheries contributing most to the total fishing mortality of these species were generally the industrial and/or artisanal longline fisheries as well as OBJ or DEL sets of the Class 6 purse seine fishery (Fig. 6b and c).

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 each species to derive their vulnerability status are shown in Table 4 and Appendix 3, respectively, while EASI-Fish estimates of the $F_{40\%}$ and $SBR_{40\%}$ BRPs are provided in Table 6.

Based on estimated mean values of BRPs, 20 species exceeded the $F_{40\%}$ and $SBR_{40\%}$ BRP threshold values (see Fig. 4), resulting in the classification of these species as "most vulnerable" (Fig. 7; Table 6). Of the remaining 12 species, 3 species (*Isurus paucus, Dalatias licha,* and *Zameus squamulosus*) exceeded the $SBR_{40\%}$ BRP threshold value and were categorized as "increasingly vulnerable", while 9 species did not exceed either of the BRP threshold values and were deemed "least vulnerable" (Fig. 7; Table 6).

Of the 20 species having the highest $\tilde{F}_{2019}$ values (Fig. 6a), 19 were classified as "most vulnerable". Figure

7 shows a distinct group of 8 species with the highest vulnerability ranks being hammerheads (*S. zygaena*, *S. lewini,* and *S. media*), requiem sharks (*C. falciformis*, *C. porosus* and *C. limbatus*), bigeye thresher (*A. superciliosus*), and shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*). Notable species among the remaining "most vulnerable" species are blue shark (*P. glauca*), oceanic whitetip shark (*C. longimanus*), two additional species of hammerheads (*S. corona* and *S. mokarran*), pelagic thresher (*A. pelagicus*), the mesopelagic crocodile shark (*Pseudocarcharias kamoharai*), and a range of generally neritic carcharhinid sharks such as *N. velox*, *C. leucas* and *C. plumbeus* (Fig. 7).

Of the 9 species classified as "least vulnerable", some had neritic distributions (*Carcharodon carcharias*, *Galeocerdo cuvier*, *R. typus*, *C. galapagensis* and *C. obscurus*) or a high latitude distribution (*L. nasus* and *L. ditropis*) that avoided significant overlap with high seas longline and purse seine fisheries, or had mesopelagic vertical distributions (*I. brasiliensis* and *A. vulpinus*) that limited their interactions with the gear used in high seas fisheries with a depth range of 0–300 m.

When considering the reliability scores for key EASI-Fish parameters, 7 species were considered to have low reliability scores that had the potential to lead to an incorrect assignment to a vulnerability category. These species were *C. altimus, N. velox, Isistius brasiliensis, I. paucus, R. longurio, D. licha, S. media, S. corona* and *Z. squamulosus* (Fig. 8). Of these species, *D. licha, Z. squamulosus* and *I. paucus* had large error bars around the mean vulnerability value and were the only species to be classified as "increasingly vulnerable", indicating the high uncertainty in their vulnerability status. Only *I. brasiliensis* was classified as "least vulnerable" and represents the only potential false negative. The remaining species were classified as "most vulnerable", which although may indicate a false positive, this is a desirable precautionary classification that explicitly highlights the uncertainty in their model input parameter values and can help guide research managers in prioritizing resources to collect additional data on these species.

4. DISCUSSION

4.1 Vulnerable shark species in the EPO

Sharks have been a major focus of various conservation and management measures developed by the IATTC for its fisheries. However, these measures have primarily focused on a small number of species that are either a target or retained bycatch species (e.g., blue shark), caught frequently (e.g., silky shark) in one or more fisheries, or those that have significant conservation status declared by external organizations such as the IUCN (e.g., oceanic whitetip shark and whale shark). In other words, species with the highest economic or conservation profiles have been the focus of management efforts as the absence of reliable data and/or assessment methods has hindered the identification of other potentially vulnerable species and appropriate management responses. The present assessment identified 20 species that were considered "most vulnerable", some of which are already the focus of specific conservation measures under IATTC resolutions, but many are not. The most vulnerable species identified span a broad spectrum of biological and ecological traits that make some more vulnerable to particular fisheries for specific reasons (*e.g.,* high spatial overlap), while others are more vulnerable to other fisheries for different reasons (e.g., selectivity of a specific size range). As a result, it is unlikely that there will be a single "silver bullet" management strategy that will be successful in mitigating all fishery impacts for each species (see Dulvy et al., 2017). The EASI-Fish approach employed in the present study was successful in quantifying the cumulative impacts of EPO fisheries on shark species, allowing a triage approach for identifying species that may require additional research and monitoring before re-assessment, or species that require immediate management intervention.

Blue and mako sharks

Among the group of "most vulnerable" species were those of known economic importance to both

industrial and artisanal longline fisheries, namely blue and shortfin mako sharks. Not only do these longline fisheries have the largest effort footprint in the EPO, especially the industrial longline fishery, and thus, a greater likelihood of overlapping with the distribution of blue (*P. glauca*) and shortfin mako (*I. oxyrinchus*) sharks, but these species are either targeted directly, or occupy similar niches as target species (i.e., swordfish, bigeye, yellowfin and albacore tunas). In ERAs, it is commonplace to exclude target species since the primary objective of an ERA is to usually identify potentially vulnerable data-poor species. However, all shark species were included in the present assessment for the purposes of completeness and transparency. Such is the economic importance of blue and shortfin mako sharks in the longline fisheries in the EPO and throughout the Pacific that there is reliable biological data (see Fig. 8) and catch data from industrial fisheries that has enabled stock assessments to be undertaken in the north Pacific for both blue (ISC, 2017) and shortfin mako sharks (ISC, 2018) and in the south Pacific for blue shark (Neubauer et al., 2021). As such, no specific management recommendations will be made from the present assessment as the ISC and WCPFC plan to continue Pacific wide assessments of these species from which explicit management measures can be developed. However, a significant shortcoming of these stock assessments for these frequently caught and economically important species is a lack of catch and size data that is submitted to the IATTC for the artisanal fleets of Central America, which currently hinders the ability of scientists to recommend management advice. In an attempt to better assess shark stocks in the EPO, the IATTC staff is discussing the possibility of conducting a collaborative stock assessment for South Pacific blue shark with the Commission Permanente del Pacífico Sur (CPPS).

An important caveat of the assessment of mako sharks is the common misidentification of longfin mako (*I. paucus*) for the more common *I. oxyrinchus* throughout their overlapping global distributions (Levesque, 2007; Mucientes et al., 2013). This issue also appears to exist in the EPO purse-seine fishery where *I. oxyrinchus* was recorded in 1109 sets and *I. paucus* has never been recorded, but "Mako shark, nei" (*Isurus* spp.) was recorded in 329 sets. Given the *Isurus* genus contains only these two species, it is possible that these records pertain to *I. paucus*. However, because SDMs and EASI-Fish require species-specific information these generic records could not be used. Considering that the entire SDM for *I. paucus* was based entirely on the records from 671 sets made by the industrial longline fishery, the omission of a 329 potential presence records from regions outside of where the longline fishery operates where environmental variables may be different could have compromised the quality of the final prediction map and ultimately the precision of the fishing mortality estimate. This may explain the higher probability of occurrence in offshore waters west of about 110°W where longline effort is highest, despite suggestions that *I. paucus* may be more prevalent in shelf areas (Mucientes et al., 2013).

A major issue that has arisen from the misidentification or misreporting of *I. paucus* in most ocean basins is an almost complete paucity of biological data, except for a reproductive study from northern Cuba (Ruiz-Abierno et al., 2021). As a result, debates regarding the sustainability of *I. paucus* are often underpinned by a strong assumption that the growth and reproductive dynamics of the well-studied *I. oxyrinchus* are an acceptable proxy for *I. paucus* (see Gallagher et al., 2014b; Levesque, 2008). In the absence of reliable species-specific information, this assumption was also required to be made in the present study to characterize growth and longevity, but this uncertainly was reflected in low data reliability scores for *I. paucus* (see Fig. 8). Nonetheless, despite their apparent similarities in population dynamics, vulnerability of *I. paucus* was substantially less than for *I. oxyrinchus*. This was primarily attributed to *I. paucus* occupying deeper waters (0–760 m; Hueter et al., 2017) than *I. oxyrinchus* (0–400 m; Nasby-Lucas et al., 2019), and therefore having lower encounterability, and thus fishing mortality, by the longline fishery (0–300 m), which overlapped with 93–98% of the distribution of *I. paucus*. Although several authors believe *I. paucus* occupy deeper waters than *I. oxyrinchus*, (Compagno, 2001; Ebert, 2001; Mucientes et al., 2013), the only reliable information on vertical distribution is from two sharks tagged with archival tags in the Atlantic Ocean (Hueter et al., 2017) and so these depth estimates applied to the EPO should be viewed

with caution, hence the low data reliability score. Nonetheless, the results from EASI-Fish clearly indicated that *I. paucus* should be considered a vulnerable species that requires, at a minimum, significant efforts to improve regionally-specific species-specific catch data through improved observer training on the identification of *Isurus* species to improve the reliability of SDMs and studies that can provide reliable parameter values for growth and reproductive biology.

Silky and oceanic whitetip sharks

Silky shark and oceanic whitetip shark were identified as "most vulnerable" reiterating their recognized conservation importance based on their high prevalence as bycatch in both longline and purse-seine fisheries and their trends of declining catch rates (Lennert-Cody et al., 2019), which led the IATTC to implement retention prohibition measures for oceanic whitetip shark in all EPO industrial tuna fisheries in 2011 (Resolution C-11-10) and in all purse-seine fisheries for silky shark in 2016 (Resolution C-16-06). These species are also listed under the Convention on International Trade in Endangered Species (CITES) Appendix II to curb international trade of their fins. Subsequently, the quality of their catch data has significantly improved, especially in the purse-seine fishery (Class 6), which has 100% observer coverage. Consequently, initial attempts have been made by the IATTC and WCPFC to develop stock assessments for these species in the Pacific Ocean (Rice and Harley, 2012;2013; Clarke et al., 2018; Tremblay-Boyer et al., 2019) with some promising results to further improve these assessments in future should species-specific catch data improve, particularly for artisanal fleets. One of the primary problems with previous stock assessments has been a lack of reliable time series of data of catch, CPUE, and sex/size composition, which may be overcome by implementing a close-kin mark-recapture study that would provide estimates of absolute adult abundance and adult natural mortality (SAC-12-14).

Interestingly, despite the well documented decline in the population of oceanic whitetip shark in most of the world's oceans (Baum and Myers, 2004; Clarke et al., 2013; Tolotti et al., 2015; Tremblay-Boyer et al., 2019) the vulnerability of oceanic whitetip was estimated to be lower than silky shark in the current assessment, despite both species having similar susceptibility values and biological traits. This result was due to the inclusion of post-release mortality (PRM) estimates of 15–19% for oceanic whitetip sharks derived from tagging experiments in Pacific longline fisheries (Musyl et al., 2011; Hutchinson et al., 2021) to reflect the retention prohibition mandate for longlines. In contrast, the default post-release mortality value of 100% was used for all species assumed to have economic importance to the longline fishery (see Appendices 1 and 2), including the silky shark. PRM estimates were, however, applied to silky shark in the purse-seine fishery, but high fishing mortality in the DEL and OBJ purse-seine fisheries and the relatively high PRM rates of 32–93% estimated for individuals released from tuna purse seines (Poisson et al., 2014; Hutchinson et al., 2015) resulted in the species being the second most vulnerable of the 32 species assessed.

Hammerhead sharks

All five species of hammerhead sharks (*Sphyrna* spp.) assessed were classified as "most vulnerable", with smooth hammerhead (*S. zygaena*) having the highest vulnerability of all shark species assessed, while scalloped hammerhead (*S. lewini*), scoophead (*S. media*), scalloped bonnethead (*S. corona*) and great hammerhead (*S. mokarran*) also ranked highly. This result lends support to the growing evidence that hammerheads are experiencing unsustainable impacts from fishing, not only throughout the EPO (Pérez-Jiménez, 2014; Zanella et al., 2019) but in all oceans of the world (Pacoureau et al., 2021). The five species assessed are currently listed by the IUCN Red List of Threatened Species as either "Critically Endangered" or "Vulnerable". Furthermore in 2013, three of these species (*S. lewini*, *S. mokarran* and *S. zygaena*) were listed under CITES Appendix II to control international trade of products derived from these species.

Most hammerhead species have a predominant coastal distribution, especially juveniles, that often use

shallow coastal habitats as nursery areas (Zanella et al., 2019; López-Angarita et al., 2021; Corgos and Rosende-Pereiro, 2022) and some species tend to form aggregations to feed and/or breed in the EPO (Salinas-de-León et al., 2017). Consequently, they are highly vulnerable to artisanal fisheries, especially gillnets, since their body morphology makes them susceptible to entanglement and the potential for post-release survival is low (Gallagher et al., 2014a; Gallagher and Klimley, 2018).

A particularly significant result from the present assessment was the identification of the two smallest-growing hammerhead species, the scoophead (*S. media*) and scalloped bonnethead (*S. corona*) as being "most vulnerable". In the EPO, both species, and the closely related bonnethead (*S. tiburo*), have a highly restricted coastal distribution between Mexico and northern Peru, with *S. corona* being endemic to this region (Ebert et al., 2021). In a review of historical records from Mexican Pacific waters, Pérez-Jiménez (2014) raised concerns for the potential extirpation of these three species in this region as a result of decades of fishing impacts, with only three individuals of *S. media* and *S. tiburo* recorded from over 207,000 sharks caught in shark surveys conducted in 1962–2010. In the same surveys, he found no record of *S. corona*, which had apparently last been recorded in Mexican waters in 1994 (Balart et al., 1996) and most recently within its entire EPO distribution only from southern Colombia in 2014 (Orozco Guarin, 2014).

The IATTC and national observer programs established for the purse seine and industrial longline fisheries and surveys of Central American artisanal fisheries demonstrate their importance in this instance as we can confirm that *S. media*, *S. corona* and *S. tiburo* have been last recorded in the EPO in 2009, 2021, and 2001, respectively (unpublished IATTC observer data). However, given that only 44 individuals have been recorded, combined for the three species, from over 500,000 observed purse-seine and longline sets, we concur with the concerns raised by Pérez-Jiménez (2014) over the sustainability of the population of these species in the EPO. However, it is also important to consider the many tasks of onboard observers, from recording the operational aspects of the fishery, to recording data for target tuna species and a full suite of bycatch species from marine mammals, sea turtles, sharks and teleosts. Therefore, given the short periods where observers might get to inspect bycatch, the identification of less frequently encountered species—some of which are not currently in observer identification guides—may not be entirely accurate, or these species may be identified to a higher taxonomic resolution (*e.g.*, Sphyrna sp.).

An important point of clarification is that *S. tiburo* was not assessed in the present study due to the presence of only two capture records in EPO fisheries—both from the purse-seine fishery in 1998 and 2001 (unpublished IATTC observer data). It is currently unknown if this low frequency of interaction is due to the species' availability and selectivity by the gear of the assessed fisheries, or the apparent depleted state of its population. Whichever the reason, recent genetic evidence showing the existence of a unique stock in Panama (Gonzalez et al., 2019) suggests that this species should also be regarded as "most vulnerable" in the present study.

A significant caveat to the assessment of *S. media* and *S. corona* is that almost no biological information exists for these species (but see Orozco Guarin, 2014). Therefore, empirical relationships (Froese and Binohlan, 2000) were used to estimate parameter values to characterize growth and reproduction, which almost exclusively relied on maximum recorded length. Furthermore, natural mortality estimates were derived using empirical equations that primarily rely on growth parameters. It is unknown how reliable the estimates for these biological parameters are, hence why they were assigned reliability scores of 1. Despite this high uncertainty, their vulnerability was similar to other *Sphyrna* species that have been the subject of detailed biological studies, and therefore, their classification as "most vulnerable" here is both plausible and precautionary. If these species had been classified as "least vulnerable", they would have been subjected to further investigation based on their extremely low reliability scores and other available information (see Pérez-Jiménez, 2014).

Although data provision for shark interactions is continually improving for IATTC CPCs (see C-21-06 on silky sharks), many relevant components of resolutions that pertain to hammerheads other than the three most commonly-caught species (*S. lewini*, *S. mokarran* and *S. zygaena*) remain as recommendations (Resolution C-05-03) rather than mandates. As a result, the IATTC ultimately relies on the goodwill of CPCs to fulfill these data requests and for coastal States to implement appropriate management measures in coastal fisheries. Some coastal States are making a concerted effort to either improve data collection on sharks or to directly mitigate shark catches through management measures, such as the 3-month seasonal closure to shark fishing by all fisheries in Mexico's EEZ (May– July) 2012 (Sosa-Nishizaki et al., 2020) and by small-scale fisheries in Peru (January–March) since 2016 (Mason et al., 2020).

Thresher sharks

Two the three species of thresher sharks included in the assessment, bigeye thresher (*A. superciliosus*) and pelagic thresher (*A. pelagicus*), were classified as "most vulnerable", primarily due to the high horizontal and vertical overlap of their distributions with that of the industrial longline and purse-seine fisheries additional to the wide size selectivity of the gears that incorporated the complete size range for these species. These results support previous studies using the PSA approach which ranked these species as being among the most vulnerable bycatch species caught by the purse-seine fishery (class 6 vessels) (Duffy et al., 2019) and the industrial longline fishery (Griffiths et al., 2017) in the EPO. Given their high susceptibility to capture by a range of fisheries coupled with their life history traits of being long-lived, slow growing and having low reproductive potential, *A. superciliosus* and *A. pelagicus* are listed by the IUCN as "Vulnerable" and "Endangered", respectively, and are also listed under Appendix II of the Convention on International Trade in Endangered Species (CITES) (CITES, 2016) and Appendix II of the Convention of Migratory Species (CMS) (CMS, 2015).

In contrast, the common thresher (*A. vulpinus*) was classified by EASI-Fish as "least vulnerable", despite high uncertainty in the status value (see Fig. 7). This species was not included in the ERA conducted by Duffy et al. (2019) for the EPO purse-seine fishery but was ranked as highly vulnerable—but lower than *A. superciliosus* and *A. pelagicus*—in the EPO industrial longline fishery (Griffiths et al., 2017). These results of the EASI-Fish assessment compliment those of a stock assessment undertaken on the species in North America in 2018, where it assessed against maximum sustainable yield (MSY)-based biological reference points and was found not to be overfished nor experiencing overfishing (Teo et al., 2018). The reason for this species' classification by EASI-Fish as "least vulnerable" is related to a lower volumetric overlap, particularly with the longline fishery, due it's more coastal distribution and occupation of deeper mesopelagic waters. For example, the mean overlap of the predicted distribution of *A. vulpinus* with that of the longline fishery was 48%, compared to 71% and 73% for *A. superciliosus* and *A. pelagicus*, respectively. Similarly, encounterability with longline gear, which was assumed to fish 0–300 m, was lower for *A. vulpinus* as its preferred maximum depth range—the depths at which the species reached in 80% of its deepest dives— was 300–543 m (Musyl et al., 2011), meaning its normal distribution extended up to 243 m deeper than the assumed deepest hook set by longlines. In contrast, *A. pelagicus* is more pelagic with a narrower depth range of 0–300 m (Arostegui et al., 2020), which lies completely within the depth range of the longline gear resulting in the encounterability parameter being fully realized (i.e., $E_{xj} = 1$).

Despite *A. vulpinus* having comparatively lower vulnerability to industrial fisheries on the high seas compared to *A. superciliosus* and *A. pelagicus*, this species is known to be highly vulnerable to capture, both as a target and bycatch, in coastal domestic fisheries and is frequently caught in gillnet, longline and recreational fisheries from the United States (Heberer et al., 2010) to at least southern Peru (Gonzalez-Pestana et al., 2014). EASI-Fish correctly reflected this inter-specific difference in fisheries overlap with an estimated mean overlap of the artisanal longline fishery with *A. vulpinus* being 31%, compared to 11% and 16% for *A. superciliosus* and *A. pelagicus*, respectively. However, the present study had access to only

limited datasets describing the effort footprint of artisanal fisheries in the EPO, with some data requiring manual georeferencing of published effort maps to better characterize the spatial extent of these fisheries. Therefore, the estimated fisheries overlap with *A. vulpinus* and the subsequent estimated fishing mortality is likely to have been substantially underestimated. Similarly, the vulnerability of *A. superciliosus* and *A. pelagicus* is also likely to be underestimated due to incomplete fishing effort data by the artisanal fleets, which in some regions, are increasingly moving offshore to fish. For example, in the Ecuadorian artisanal pelagic longline fishery, *A. pelagicus* is by far the most caught elasmobranch, comprising 22% of the total catch of all tunas, billfish and elasmobranch species combined (Martínez-Ortiz et al., 2015).

Requiem sharks

The requiem sharks (family Carcharhinidae) are among the most speciose family of sharks in the EPO and the wider Pacific Ocean. In general, these species tend to be relatively fast-growing, short-lived and have higher reproductive capacity than pelagic sharks of other families (e.g., Lamnids), and have therefore been shown in ERAs conducted in the EPO (Griffiths et al., 2017; Duffy et al., 2019), Atlantic (Arrizabalaga et al., 2011) and Indian (Murua et al., 2018) oceans to be more resilient to fishing impacts (also see Smith et al., 1998). However, of the 12 carcharhinids assessed—some for the first time in any ERA anywhere in the world—10 species were classified as "most vulnerable". Apart from *C. falciformis* and *C. longimanus* that were discussed earlier in detail, the remaining species have restricted neritic distributions in the eastern tropical Pacific between northern Mexico and Peru, with *Rhizoprionodon longurio* and *Nasolamia velox* being endemic to this region (Ebert et al., 2021) (see Fig. 3). This distribution is the primary reason explaining their high vulnerability since the footprint of most fisheries overlapped significantly with the distribution of these species. Furthermore, these species occupy epipelagic waters, generally less than 200 m (Brunnschweiler et al., 2010; Weigmann, 2016; Morales et al., 2021), which places them within the majority of the depth range of each fishery assessed (i.e., $E_{xj} = 1$).

The most vulnerable of the carcharhinids were small-sized species that generally lacked reliable biological parameters and hence, had very low data reliability scores for most model parameters. These species include the smalltail shark (*C. porosus*), bignose shark (*C. altimus*), whitenose shark (*Nasolamia velox*), and the Pacific sharpnose shark (*Rhizoprionodon longurio*). The high susceptibility values for areal overlap with industrial and artisanal longline fisheries and in some cases for the purse seine fishery, coupled with the low productivity of these species were the primary drivers for their classification as "most vulnerable".

Of these species, *C. porosus* was ranked the fourth most vulnerable of the 32 species assessed, which has not previously been assessed using ERA throughout its range in either the Pacific or Atlantic Ocean. Significant ambiguity has existed in the taxonomy of the species over the past decade with two studies (Castro, 2011; Naylor et al., 2012) confirming that its only synonym, *C. cerdale*, occurs in the EPO, but recent studies (Ehemann et al., 2018; Saldaña-Ruiz et al., 2017) continue to use *C. porosus*. Regardless of current valid nomenclature in the EPO, no published biological information exists from the EPO, but reliable studies have been conducted off northern Brazil on age and growth (Lessa and Santana, 1998) and reproduction (Lessa et al., 1999) that indicate the species is slow-growing, has a lifespan of at least 12 years, and matures late in life at around 6 years of age. The classification of this, and similar species, as "most vulnerable" should serve as an early conservation warning in the EPO given that the capture of predominantly juvenile *C. porosus* by coastal gillnet fisheries have resulted in the extirpation of the species from northeastern and southeastern regions of Brazil, while in northern Brazil where the species is apparently most abundant, the population has declined by more than 90% over the past 10 years (Santana et al., 2020). Furthermore, *C. porosus* occurred relatively rarely in the fisheries assessed in the present study (5 records from the Central American artisanal multi-gear, multi-species fisheries and 33 records from the size class 6 purse-seine fishery) and given the population declines observed in Brazil, this may indicate immediate conservation efforts may be necessary. Considering that the EPO was believed to

support a smaller population of *C. porosus* than the Atlantic Ocean (Santana et al., 2020), and that the EPO component is now considered to be an entirely different species (*C. cerdale*), this should warrant urgent investigation, at a minimum, into the distribution of this species as well as its basic population biology. Such regional taxonomic ambiguities of small-sized coastal tropical requiem sharks have already resulted in the extinction of the species now known as *C. obsolerus* from the western central Pacific Ocean as a result of overfishing (White et al., 2019). Therefore, it is imperative that conservation efforts be made to prevent a similar fate for *C. cerdale* and similar small-sized carcharhinids in the EPO.

Mesopelagic sharks

Four species of mesopelagic sharks were assessed in the present study, Crocodile shark (*Pseudocarcharias kamoharai*) and the sleeper sharks; kitefin shark (*Dalatias licha*), velvet dogfish (*Zameus squamulosus*), cookie cutter shark (*Isistius brasiliensis*), of which only *I. brasiliensis* was classified as "Least vulnerable". Although their horizontal distributions were reasonably wide-ranging and overlapped significantly with longline and purse-seine fisheries they were only recorded from the industrial and artisanal longline fisheries. This is likely a result of their vertical distribution that can frequently extend to over 1000 m during the day where they are not susceptible to capture by purse-seine gear, but they become susceptible to longline when they migrate to epipelagic waters during the night (Crow et al., 2018; Kindong et al., 2021). Presently, these species are classified as "Least Concern" by the IUCN, with the exception of *D. licha* which is "Near Threatened", presumably due to their occupation of deep waters that limit their interactions with fisheries. Their infrequency of capture has led to few investigations of their biology and those that have been undertaken have encountered difficulty in validating ages. This is because the traditional method of ageing sharks by counting growth increments in vertebrae is often not possible for deepwater sharks such as *D. licha* as their vertebrae are poorly calcified, requiring eye lenses and fin spines to be used as alternative hard parts for ageing (Francis et al., 2018). As a result, the reliability scores for many parameters are reasonably low.

4.2 Less vulnerable shark species

Although the analyses in present study classified 9 species as "least vulnerable", it is particularly important to briefly mention some of potential reasons for these classifications for 4 species listed by the ICUN as "vulnerable" (*Lamna nasus* and *Carcharodon carcharias*), "near threatened" (*Galeocerdo cuvier*), or "endangered" (*Rhincodon typus*). The primary reason for the "least vulnerable" classification of these species with the exception of *L. nasus*, is due to their predominant neritic distributions that limit their interactions with industrial longline and purse-seine fisheries. These species are however, impacted by coastal artisanal longline and gillnet fleets (García-Rodríguez and Sosa-Nishizaki, 2020; Guzman et al., 2020; Martínez-Ortiz et al., 2015) for which the spatial distribution of effort data is not well represented in the present study, and therefore, the vulnerability of these species is likely underestimated. Furthermore, for *C. carcharias* in particular available occurrence records may be significantly underrepresented for this species due to poor reporting of interactions (García-Rodríguez and Sosa-Nishizaki, 2020) or deliberate non-reporting of illegally retained sharks (Madigan et al., 2021).

In the case of *L. nasus*, its classification as "least vulnerable" is primarily due to its predicted distribution being predominantly throughout the Humboldt Current south of around 20°S (Fig. 3) where there is relatively little industrial longline or purse-seine effort (Fig. 5), coupled with its mesopelagic distribution of greater than 300m (Francis et al., 2015) that extends beyond the effective fishing depths of these fisheries.

Of the four aforementioned species, *R. typus* probably has the most interaction with industrial fisheries, specifically purse-seine, although these interactions are uncommon (Román et al., 2018). Historically, whale sharks were considered to attract tunas in a similar way as floating objects, probably as a result of

their large size and slow movement speeds (Fontes et al., 2020), and were occasionally set upon by purse-seine vessels in a similar way as other floating objects. However, such were, and still are, the conservation concerns for this species, the IATTC implemented Resolution C-16-01 and then C-19-06 to prohibit deliberate setting on whale sharks and to use all reasonable steps to ensure the safe release of accidentally encircled animals. As a consequence of their mandated release in the EPO, it was important to consider all available evidence pertaining to post-release mortality for this species to be represented in EASI-Fish. To date tagging studies of whale sharks released from commercial purse-seines in the tropical eastern Atlantic Ocean (11 tags; Escalle et al., 2018) and the Arabian Sea (8 tags) (8 tags; Arrowsmith et al., 2021) demonstrated 100% survival of released sharks. However, because no post-release mortality data is available specifically from EPO fisheries that may slightly differ in their operation to fisheries in other regions (*e.g*., setting on herds of dolphins), we used an arbitrary PRM range of 10–20%. Should the true PRM rate be higher than the values used, which would need to be addressed using a tagging study, the vulnerability of this species would therefore have been underestimated.

4.3 Caveats, recommendations, and directions for future work

The present study formed a sound foundation from which the IATTC can plan future research, monitoring, assessment, or management efforts pertaining to sharks in the EPO. Despite the use of the best available information to parameterize EASI-Fish, the paucity of even the most rudimentary biological or catch information for several species (see Fig. 8) meant that parameter input values and the subsequent vulnerability status for some species was highly uncertain. However, using data reliability scores for key model parameters, the assessment was successful in highlighting key knowledge gaps that should serve as the basis for future work priorities of the IATTC to facilitate incremental improvement in the reliability of species-specific assessments and their outcomes that ultimately guide management. Below, we recommend and discuss some of these priorities.

4.3.1 Exploring the potential efficacy of conservation and management measures

Despite the IATTC's commitment to uphold the mandates of the Antigua Convention to ensure the ecological sustainability of all species impacted by EPO tuna fisheries, even the initial task of objectively prioritizing potentially vulnerable species is a significant challenge given the dearth of basic biological and ecological information available for most shark species. However, with the development of EASI-Fish we have been able to quantitatively estimate the vulnerability of each shark species and determine how the IATTC and its CPCs may need to proceed to ensure the long-term sustainability of these species. For some species classified as "least vulnerable", this may be to simply continue to monitor interactions within EPO fisheries through IATTC or national observer programs. However, for other species listed as "most vulnerable" significant research and/or monitoring efforts are required to fill crucial biological and/or ecological data gaps and to improve distributional information to improve SDMs, or to develop management measures to reduce the potential for the populations of some particularly sensitive species to further decline, extirpation, or even extinction due to their restricted endemic distributions in the EPO (e.g., *C. cerdale*).

Developing and implementing CMMs to achieve conservation objectives for shark bycatch species having such diverse life histories and habitat preferences in horizontal (*e.g.,* neritic vs. pelagic) and vertical (*e.g.,* epipelagic vs. mesopelagic) planes while concurrently ensuring the economic viability of EPO fisheries is a significant scientific, logistical and potentially expensive challenge that is unlikely to be achieved by a single "silver bullet" measure (see Dulvy et al., 2017). Although EASI-Fish was used in the present study to simply prioritize vulnerable species, its spatially explicit and flexible structure allows for the exploration of the potential efficacy of CMMs on species' vulnerability, allowing managers to focus their efforts towards implementing CMMs that show the greatest potential in being effective in meeting the

management objectives for the largest number of shark species. Such an exploratory approach was recently successful in a completed collaborative project between the IATTC and the Inter-American Convention for the Protection and Conservation of Sea Turtles (IAC) (BYC-11-01, BYC-11-02). In this project, EASI-Fish was used to examine the potential efficacy of 70 management scenarios related to the implementation of a range of potential measures listed under IATTC Resolution C-19-04 (e.g., use of circle hooks, cut fish bait, improved best handling and release practices) to reduce the vulnerability of the critically endangered East Pacific stock of leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) in the EPO, for which an improved SDM was developed using new high resolution data provided by participants of this collaboration.

In the case of shark bycatch in the EPO, there may be several potential CMMs to simulate such as spatial or temporal closures if particular areas and time periods can be identified where a species is most abundant or susceptible to capture, such as breeding, feeding or nursery areas (see López-Angarita et al., 2021; Zanella et al., 2019). Alternatively, changes to gear configurations could be implemented to reduce the selectivity of particular species or size classes of sharks, or if shark interactions cannot be avoided, explore the potential for best handling and release practices to reduce fishing mortality through improved post-release survival. For example, since 2002 the IATTC has mandated a temporal closure of the purse-seine fishery in the EPO to reduce the fishing impacts on target species, which, depending on the status of the target stocks, has ranged from 31 days in 2002–2003 (Resolutions C-02-04 and C-03-03) to 72 days from 2018–2024 (Resolution C-17-01 and C-21-04). In addition, an annual 30-day closure of the area known as the "corralito" (see Resolution C-02-04) has been implemented in an effort to reduce the mortality of juvenile tropical tunas. With regards to sharks in particular, Peru implemented a seasonal fishing closure for its small-scale fisheries in 2016 to reduce the mortality on juvenile hammerhead sharks (Mason et al., 2020), whereas more draconian measures have recently been instigated by Colombia to completely ban all forms of commercial and artisanal fishing for sharks within its EEZ (Castellanos-Galindo et al., 2021). Despite spatial and temporal closure being potentially effective management strategies, a significant socio-economic dilemma persists in the EPO in that some CPCs are developing States where closures are likely to significantly affect the livelihoods of thousands of fishers, which will ultimately have subsequent impacts on local and regional economies, or in contrast, may lead to illegal and unreported fishing and underground trade, criminality, and marginalization (Castellanos-Galindo et al., 2021; Finkbeiner et al., 2017).

Interactions of some gears with some bycatch species is unavoidable and spatial or temporal closures may have unacceptable socio-economic consequences in some regions. Therefore, the only alternative that may allow fisheries to have sustainable interactions with sharks is to implement measures that maximize post-release survival. Resolutions have already been implemented by the IATTC that mandate or recommend the release of sharks (C-16-05 and C-19-06), although these resolutions are not prescriptive as to the specific methods of release. 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 elasmobranchs caught in some purse-seine (Eddy et al., 2016) and artisanal longline (Schaefer et al., 2019; Schaefer et al., 2021) fisheries, clearly further studies are required, and recommended here, for a broader range of shark species across all fisheries and set types.

However, even if studies were currently underway, it is likely that it will take several years to accumulate sufficiently reliable data to guide managers. EASI-Fish has the advantage of rapid exploration of potential spatial and temporal closures and plausible PRM values using previous studies and/or expert opinion to reduce a species' vulnerability, as was demonstrated for the leatherback sea turtle (BYC-11-02) and the spinetail devil ray (Griffiths and Lezama-Ochoa, 2021) in the EPO. Therefore, EASI-Fish could be a useful exploratory tool to employ in the interim period until post-release survival studies are complete to

simulate changes to existing, or additional, management measures, either in isolation or in concert, to determine their efficacy for reducing species-specific vulnerability. Furthermore, this desktop approach may concomitantly guide research efforts to consider quantifying the most potentially effective aspects of handling and/or release procedures. As a first step, it is recommended that these more in-depth assessments focus on the most vulnerable species identified in the present study, namely silky shark and hammerhead sharks, some of which have already been identified as a priority for the IATTC to undertake stock assessments (Resolution C-16-05).

4.3.2 Improving spatially-explicit catch and fishing effort

EASI-Fish was developed in an attempt to overcome some of the significant issues for assessing tuna bycatch species that are often data-poor due to poor reporting. The basic premise of EASI-Fish for estimating a proxy for fishing mortality is to determine the extent of three-dimensional overlap of a fishery with the distribution of a species. This requires an understanding of the full extent of the distribution of effort by a fishery, at the finest resolution possible, and where the species of interest is located over the finest time scale used the assessment, which in EASI-Fish is usually an annual time-step. The data required by EASI-Fish to describe the distributions of fishing effort and the species are fundamentally simple, being the presence of one or more units of fishing effort and the presence of the species in each grid cell across the surface of the assessment area. In the present study, these data were primarily derived from reports by fishers and observations recorded by onboard observers.

Industrial longline fishery

An ongoing obstacle for IATTC scientists to undertake detailed scientific analyses on the longline fishery pertains to Resolution C-19-08 that mandates each CPC to provide a minimum of 5% observer coverage of the effort by their longline fleets. However, these data are often not representative of the activities of the fleet (Griffiths et al., 2021), nor does they cover the full spatial footprint of the fleet. Consequently, there was a high reliance in the present study on reported data for developing the effort distribution for the EPO longline fishery. Unfortunately, CPCs commonly report industrial longline effort data at 5° x 5°—the coarsest resolution permitted under Resolution C-03-05—and moreover the same resolution does not require CPCs to report on incidental catches of non-target species, *i.e.,* bycatch (see SAC-12-09). Considering the predictions from the SDMs used in the present study were resolved at 0.5°, the mismatch in spatial resolution can result in a potential overestimate in overlap by a factor of 100. In other words, if an SDM predicted a species to be present in all one hundred 0.5° grid cells contained within a 5° grid cell that is fished, it is precautionarily assumed that fishing is present within each 0.5° grid cell.

A further issue related to the spatial resolution of reported data pertains to 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.

To better define the spatial distribution of fishing effort and to improve the utility of catch data for the longline fishery for, among other things, developing SDMs for bycatch species, data are required at a higher spatial resolution. Although operational level data has recently been mandated for the longline fishery under Resolution C-19-08, observer coverage is often less than the required 5%, which severely hinders the amount and representativeness of data available to characterize this fishery. As a result, for several years the IATTC staff has recommended observer coverage be increased to at least 20% (see

Resolution C-19-08; Griffiths et al., 2021), and reiterated here, to not only improve data quality for reporting but for scientific purposes such as ERA.

Purse-seine fisheries

The most reliable fishing effort for the present study data came from the purse-seine fleet composed of Class 6 vessels that have 100% observer coverage in the EPO and providing precise locations of fishing effort, by set type. Catch data was also of high spatial precision, although as is often the case for shark bycatch data, reported taxonomic resolution was reasonably poor for some particularly vulnerable taxonomic groups. For example, 27,183 of the 113,328 records (24%) where sharks were recorded by observers were not recorded to species, most notably for requiem (3,806; 3%) and hammerhead (2,896; 2%) sharks. The required omission of such a large number of data records greatly diminishes the quality of species prediction maps derived from SDMs, especially if these omitted data contained rarer species, such as the species of small hammerhead and requiem sharks, for which a presence record may be highly valuable from a purely conservation viewpoint to confirm the species is extant. The staff is currently exploring smart species identification tools, such as smartphone applications that employ artificial intelligence and rapid genomic tests to improve species identification in a rapid and accurate manner both in the field and on-board vessels (Project B.1.a).

In contrast to the industrial purse-seine fishery, low observer coverage is a significant issue for the purse-seine fishery comprised of smaller Class 1–5 vessels, where a minimum of 5% observer coverage is required 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 fleet in 2019 (IATTC, unpublished data). As a result, catch composition is unlikely to be 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 SAC-12-09), the development of the FAD form (09-2018), and the implementation of electronic monitoring systems (EMS) (see EMS-01-02).

Artisanal fisheries from EPO coastal nations

Similar to the industrial longline and Class 1–5 purse-seine vessels, little reliable data exist for the artisanal longline and gillnet fisheries throughout the EPO as they are also poorly monitored by national fisheries agencies, if at all (Salas et al., 2007). Despite these vessels being small, their fleet sizes can be large and their impacts on sharks, and other non-target species, 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). Hence the importance of compliance with the obligation to report to the IATTC the catch and effort of these vessels as stipulated in resolution C-03-05.

Although the best available information was used to characterize catch and effort from limited reported and observer records and new survey data from the Central American shark sampling project (Oliveros-Ramos et al., 2020), it is unknown to what extent these data represent these fisheries. The recent IATTC-IAC project assessing the vulnerability of the leatherback turtle in the EPO worked directly with representatives from coastal States to maximize the amount of effort data pertaining to artisanal fisheries, where the species is frequently caught. Despite the project accessing data for these fisheries, often only for observed sets that generally represent less than 5% of the total effort, the effort footprint for the artisanal longline and gillnet fisheries was substantially larger compared to the present study. As a result of effort data for the purse-seine, and artisanal longline and gillnet fisheries representing a small fraction of the total effort by these fisheries, the estimated fishing mortality for each species assessed is likely to be underestimated. This is concerning for some species that have a restricted, or even endemic, coastal distribution that are most susceptible to capture by these fisheries, such as the small-sized hammerheads (*S. media*, *S. corona* and *S. tiburo*) and requiem sharks

(*C. porosus*/*C. cerdale*, *R. longurio* and *N. velox*), as their vulnerability may be even greater than reported here. It has been widely acknowledged that poor monitoring and/or reporting of shark catches in artisanal fisheries—often reported as "hammerhead sharks" or even as "sharks"—has greatly hindered regional and global efforts to quantitatively assess the population status of these species (Dulvy et al., 2017; Jorgensen et al., 2022).

Clearly, there is an urgent need for coastal States 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 highly successful 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 succeeded in gaining financial support so far (IATTC-98-02c). A subsequent pilot sampling project is currently in development under a phase 2 of the GEF ABNJ project for additional countries including Ecuador, Peru and Mexico, which is hoped to improve our knowledge of artisanal fisheries in those countries (SAC-13-12). 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).

4.3.3 Biological studies

As required by most population models, EASI-Fish incorporates information on the growth and reproductive dynamics (e.g., length at maturity), which is used in per-recruit models in the productivity component of EASI-Fish (Eq. 3 and 8). Unfortunately, the majority of shark bycatch species in the EPO have not been the subject of detailed biological studies for various reasons such as their infrequency of capture, taxonomic ambiguity, low economic importance, and prohibition of retention. Even for many frequently-caught species of economic importance there were insufficient data from the EPO to populate EASI-Fish, so the best available biological information for the same species studied in other regions was used. Although EASI-Fish has the capability of capturing uncertainty in biological parameters, which is reflected in the uncertainty in vulnerability status, and identifying data reliability using the data reliability index, for some rarer species, even the most fundamental biological information such as a length-weight relationship is unavailable. For some small-growing species of hammerhead (*S. media* and *S. corona*) and requiem (*C. altimus*, *N. velox* and *R. longurio*) sharks and even the longfin mako (*I. paucus*) no species-specific information was available for many biological parameters, particularly growth and longevity, which are key inputs for empirical estimators of natural mortality (see Then et al., 2015). Therefore, biological values for closely related species were required to be used, or in the most data-poor cases, estimated using a range of empirical equations (e.g., Froese and Binohlan, 2000) that generalize biological traits across higher taxonomic levels and are therefore, fraught with uncertainty.

Biological studies are the cornerstone of population models that are required to understand the biological productivity of a species and its potential resilience to fishing impacts and are therefore a necessity for providing sound management advice. Unfortunately, these fundamental studies can be time-consuming and costly to conduct and are now often regarded as 'routine' science that often fail to attract research funding (Jorgensen et al., 2022). However, pursuant to Article VII, 1(m) of the Antigua Convention, the IATTC is required to practice the precautionary principle in instances where there is a lack of scientific

information on which to base management action. Considering the large number of shark, and likely other, bycatch species that lack sufficient biological data for stock or vulnerability assessments, the next step towards sustainable management of these species may involve a collaboration of the IATTC scientific staff with its Members and CPCs to develop a strategy to undertake studies to fill these important biological data deficiencies. This may involve collaboration with local universities and fisheries agencies to not only reduce operation costs but to instill fisheries research capacity within the next generation of science graduates, particularly in developing coastal States. Such rudimentary studies were incredibly important in the present study for modelling reproductive dynamics of relative rare species including *R. longurio* (Corro-Espinosa et al., 2011) and *S. corona* (Orozco Guarin, 2014). Capacity building has been an important goal of the IATTC's SSP (Goal Q: Provide training opportunities for scientists and technicians of CPCs) and a dedicated fund for developing countries has been established for this purpose (CAF-08-03) and will hopefully play a significant role in filling key biological and fishery knowledge gaps in the near future.

5. CONCLUSIONS

Ensuring the long-term sustainability of all species impacted by fishing activities forms the basis for ecosystem-based approached to fisheries management, and is an explicit objective (Article VII 1(f)) of the IATTC's Antigua Convention (IATTC, 2003). However, quantitatively demonstrating the sustainability of bycatch populations in the EPO, similar to tuna fisheries in other oceans, is greatly hindered by the frequent dearth of information pertaining to the biology, ecology and catch of the diversity of bycatch species and the lack of models that can utilize such limited data to make reliable assessments on the sustainability of these bycatch populations. EASI-Fish was designed by the IATTC staff to overcome many of these issues to quantify the cumulative impacts of multiple fisheries on data-poor species and to transparently determine the vulnerability status of a species' population using biological reference points widely used in fisheries stock assessment. Although 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 bycatch species, and be the endpoint for management advice. It does, however, serve an important role in facilitating progress towards attaining the goal of ecological sustainability through the planning of future research and conservation efforts by prioritizing species that are most vulnerable to becoming unstainable under current fishing effort regimes.

This study represents the first comprehensive vulnerability assessment for shark species captured by industrial and artisanal pelagic fisheries in the EPO. We were successful in identifying several priority species for the IATTC to consider the implementation of immediate mitigation measures for particularly vulnerable species, such as the endemic species of hammerheads and requiem sharks, and a strategy for improved collection of biological and catch data to allow re-assessment using EASI-Fish, or for stock assessment where sufficient data are available. A simple and inexpensive initial step in moving forward may be to use EASI-Fish to explore potentially effective conservation and management measures for reducing the vulnerability of priority shark species that are impacted by multiple pelagic fisheries in the EPO that, once sufficiently reliable data are available, can be explored in formal stock assessment models, from which outputs can translate into explicit management action.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors wish to thank Alexandre Aires-da-Silva, Marlon Roman, Salvador Sui, and Paulina Llano for reviewing drafts of this paper.

REFERENCES-REFERENCIAS

Afonso, A.S., Hazin, F.H.V., 2014. Post-release survival and behavior and exposure to fisheries in juvenile tiger sharks, *Galeocerdo cuvier*, from the South Atlantic. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **454**, 55-62.

Alatorre-Ramirez, V.G., Galván-Magaña, F., Torres-Rojas, Y.E., 2013. Trophic habitat of the Pacific sharpnose shark, *Rhizoprionodon longurio*, in the Mexican Pacific. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **93**, 2217-2224.

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.

Anderson, R.C., Stevens, J.D., 1996. Review of information on diurnal vertical migration in the bignose shark (*Carcharhinus altimus*). *Marine and Freshwater Research* **47**, 605-608.

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.

Andrzejaczek, S., Gleiss, A.C., Pattiaratchi, C.B., Meekan, M.G., 2018. First insights into the fine-scale movements of the sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus*. *Frontiers in Marine Science* **5**, 483.

Ardizzone, D., Cailliet, G.M., Natanson, L.J., Andrews, A.H., Kerr, L.A., Brown, T.A., 2006. Application of bomb radiocarbon chronologies to shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*). *Environmental Biology of Fishes* **77**, 355-366.

Arostegui, M.C., Gaube, P., Berumen, M.L., Digiulian, A., Jones, B.H., Røstad, A., Braun, C.D., 2020. Vertical movements of a pelagic thresher shark (*Alopias pelagicus*): insights into the species' physiological limitations and trophic ecology in the Red Sea. *Endangered Species Research* **43**, 387-394.

Arrizabalaga, H., De Bruyn, P., Diaz, G.A., Murua, H., Chavance, P., De Molina, A.D., Gaertner, D., Ariz, J., Ruiz, J., Kell, L.T., 2011. Productivity and susceptibility analysis for species caught in Atlantic tuna fisheries. *Aquatic Living Resources* **24**, 1-12.

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*.

Bach, P., Sabarros, P.S., Romanov, E.V., Coelho, R., Guillon, N., Massey, Y., Murua, H., 2021. Third progress report on tag deployments to investigate the post-release mortality of oceanic white sharks discarded by EU purse seine and pelagic longline fisheries in the South West Indian Ocean (POREMO project). *17th Session of the IOTC Working Party on Ecosystems and Bycatch, 6-10 September 2021, Virtual meeting. Document IOTC-2021-WPEB17(AS)-26_Rev1*.

Balart, E.F., Castro-Aguirre, J.L., Aurioles-Gamboa, D., García-Rodríguez, F., Villavicencio-Garayzar, C., 1996. Adiciones a la ictiofauna de Bahía de la Paz, Baja California Sur, México. *Hidrobiológica* **5**, 79-85.

Baum, J.K., Myers, R.A., 2004. Shifting baselines and the decline of pelagic sharks in the Gulf of Mexico. *Ecology Letters* **7**, 135-145.

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.

Bishop, S.D.H., Francis, M.P., Duffy, C., Montgomery, J.C., 2006. Age, growth, maturity, longevity and natural mortality of the shortfin mako shark (*Isurus oxyrinchus*) in New Zealand waters. *Marine and Freshwater Research* **57**, 143-154.

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.

Brennan, E.M., 2020. *Life History, Biology, Fisheries, and Management for Six Lesser Known Species of Hammerhead Sharks (Family: Sphyrnidae)*. Faculty of Halmos College of Arts and Sciences. Nova Southeastern University, Florida.

Brunnschweiler, J.M., Queiroz, N., Sims, D.W., 2010. Oceans apart? Short‐term movements and behaviour of adult bull sharks *Carcharhinus leucas* in Atlantic and Pacific Oceans determined from pop‐off satellite archival tagging. *Journal of Fish Biology* **77**, 1343-1358.

Campana, S.E., Joyce, W., Fowler, M., Showell, M., 2015. Discards, hooking, and post-release mortality of porbeagle (*Lamna nasus*), shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*), and blue shark (*Prionace glauca*) in the Canadian pelagic longline fishery. *ICES Journal of Marine Science* **73**, 520-528.

Caretta, J.V., Price, T., Petersen, D., Read, R., 2004. Estimates of marine mammal, sea turtle, and seabird mortality in the California drift gillnet fishery for swordfish and thresher shark, 1996–2002. *Marine Fisheries Review* **66**, 21-30.

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.

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*.

Castro, J.I., 2011. Resurrection of the name *Carcharhinus cerdale*, a species different from *Carcharhinus porosus*. *Aqua, International Journal of Ichthyology* **17**, 1-15.

Chen, C.-T., Liu, K.-M., Chang, Y.-C., 1997. Reproductive biology of the bigeye thresher shark, *Alopias superciliosus* (Lowe, 1839) (Chondrichthyes: Alopiidae), in the northwestern Pacific. *Ichthyological Research* **44**, 227-235.

Chen, J.H., 2004. *Fishery biology of the dusky shark, Carcharhinus obscurus in the Northwest Pacific*. National Taiwan Ocean University, Keelung, Taiwan, p. 120

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., Harley, S.J., Hoyle, S.D., Rice, J.S., 2013. Population trends in Pacific oceanic sharks and the utility of regulations on shark finning. *Conservation Biology* **27**, 197-209.

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*.

Compagno, L., 2001. *Sharks of the World. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Vol. 2. Bullhead, mackerel and carpet sharks (Heterodontiformes, Lamniformes and Orectolobiformes). FAO species catalogue for fisheries purposes. No. 1. Vol. 2.* . FAO, Rome.

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. *FAO Fish. Synop. No. 125, vol. 4.*

Compagno, L.J.V., Krupp, F., Schneider, W., 1995. Tiburones. In: Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K. E., Niem, V. (Eds.), *Guia FAO para Identification de Especies para los Fines de la Pesca. Pacifico Centro-Oriental. 3 Vols.* FAO, Rome, pp. 647-744.

Convention of Migratory Species (Cms), 2015. *Notification to the Parties No. 2015/007. Amendment to Appendices I and II of the Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (CMS)*. Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (CMS). Available at http://www.cms.int/sites/default/files/document/Appendices_COP11_E.pdf, Bonn, Germany.

Convention on International Trade in Endangered Species (Cites), 2016. *Consideration of proposals for amendment of Appendix I and II. CoP17 Prop. 44. Inclusion of the genus Mobula spp. in Appendix II*. Convention on International Trade in Endangered Species. Available at https://cites.org/sites/default/files/eng/cop/17/prop/060216/E-CoP17-Prop-44.pdf, Geneva, Switzerland.

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.

Corro-Espinosa, D., Márquez-Farías, J.F., Muhlia-Melo, A.F., 2011. Size at maturity of the Pacific sharpnose shark *Rhizoprionodon longurio* in the Gulf of California, Mexico. *Ciencias Marinas* **37**, 201-214.

Cortés, E., 2000. Life history patterns and correlations in sharks. *Reviews in Fisheries Science* **8**, 299-344.

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.

Crow, G.L., Wetherbee, B.M., Humphreys Jr, R.L., Young, R., 2018. Vertical distribution, diet, and reproduction of the velvet dogfish (*Zameus squamulosus*) in waters off Hawaii. *Fishery Bulletin* **116**, 207-215.

Da Silva, H.M., 1988. *Growth and reproduction of the kitefin shark Dalatias licha (Bonn, 1788) in Azorean waters. Presented to the International Council for the Exploration of the Sea Denersla Fish Committee , C.M. 1988/G21*.

De Crosta, M.A., 1984. *Age determination, growth, and energetics of three species of carcharhinid sharks in Hawaii*. Oceanography. University of Hawai'i, Manoa, Hawai'i, p. 66.

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.

Drew, M., Rogers, P., Huveneers, C., 2017. Slow life-history traits of a neritic predator, the bronze whaler (*Carcharhinus brachyurus*). *Marine and Freshwater Research* **68**, 461-472.

Drymon, M.J., Wells, D.R.J., 2017. Double tagging clarifies post-release fate of great hammerheads (*Sphyrna mokarran*). *Animal Biotelemetry* **5**, 28.

Duffy, L., Lennert-Cody, C., Vogel, N., Boster, J., Marrow, J., 2016. Description of reported catch data for non-target species: Does sufficient data exist to produce a comprehensive ecological risk assessment? *8th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 9-13 May 2016, La Jolla, California, USA. Document SAC-07-INF C(d)*, 1-20.

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

Dulvy, N.K., Simpfendorfer, C.A., Davidson, L.N.K., Fordham, S.V., Bräutigam, A., Sant, G., Welch, D.J., 2017. Challenges and priorities in shark and ray conservation. *Current Biology* **27**, R565-R572.

Ebert, D., 2001. First eastern Pacific records of the longfin mako shark, *Isurus paucus*, Guitar-Manday, 1966. *California Fish and Game* **87**, 117-121.

Ebert, D.A., Fowler, S.L., Compagno, L.J., Dando, M., 2013. *Sharks of the world: A fully illustrated guide*. Wild Nature Press, Plymouth, MA.

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.

Ehemann, N.R., Del Valle González-González, L., Chollet-Villalpando, J.G., De La Cruz-Agüero, J., 2018. Updated checklist of the extant Chondrichthyes within the Exclusive Economic Zone of Mexico. *ZooKeys*, 17.

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.

Escalle, L., Amande, J.M., Filmalter, J.D., Forget, F., Gaertner, D., Dragorn, L., Mérigot, B., 2018. Update on post-release survival of tagged whale shark encircled by tuna purse-seiner. *Collective Volume of Scientific Papers of the ICCAT* **74**, 3671-3678.

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.

Fiedler, P.C., Talley, L.D., 2006. Hydrography of the eastern tropical Pacific: a review. *Progress in Oceanography* **69**, 143-180.

Francis, M., Jones, E.G., Maolagáin, C.Ó., Lyon, W.S., 2018. *Growth and reproduction of four deepwater sharks in New Zealand waters. New Zealand Aquatic Environment and Biodiversity Report No. 196*. Ministry for Primary Industries, Wellington, New Zealand.

Francis, M.P., Stevens, J.D., 2000. Reproduction, embryonic development, and growth of the porbeagle shark, *Lamna nasus*, in the southwest Pacific Ocean. *Fishery Bulletin* **98**, 41-63.

Francis, M.P., Natanson, L.J., Campana, S.E., 2008. The biology and ecology of the porbeagle shark, *Lamna nasus*. In: Camhi, M. D., Pikitch, E. K., Babcoc, E. A. (Eds.), *Sharks of the Open Ocean. Biology, Fisheries and Conservation*. Blackwell Publishing, Oxford, pp. 105-113.

Francis, M.P., 2015. *Size, maturity and age composition of porbeagle sharks observed in New Zealand tuna longline fisheries*. New Zealand Fisheries Assessment Report 2015/16. Ministry for Primary Industries., Wellington, New Zealand.

Francis, M.P., Holdsworth, J.C., Block, B.A., 2015. Life in the open ocean: seasonal migration and diel diving behaviour of Southern Hemisphere porbeagle sharks (*Lamna nasus*). *Marine Biology* **162**, 2305-2323.

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.

Froese, R., Binohlan, C., 2000. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity, and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *Journal of Fish Biology* **56**, 758-773.

Froese, R., Pauly, D.E., 2022. *FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (03/2022)*.

Fujinami, Y., Semba, Y., Okamoto, H., Ohshimo, S., Tanaka, S., 2017. Reproductive biology of the blue shark (*Prionace glauca*) in the western North Pacific Ocean. *Marine and Freshwater Research* **68**, 2018-2027.

Fujita, K., 1981. Oviphagous embryos of the pseudocarchariid shark, *Pseudocarcharias kamoharai*, from the central Pacific. *Japanese Journal of Ichthyology* **28**, 37-44.

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.

Gadig, O.B.F., Gomes, U.L., 2002. First report on embryos of *Isistius brasiliensis*. *Journal of Fish Biology* **60**, 1322-1325.

Gallagher, A.J., Hammerschlag, N., Shiffman, D.S., Giery, S.T., 2014a. Evolved for extinction: the cost and conservation implications of specialization in hammerhead sharks. *Bioscience* **64**, 619-624.

Gallagher, A.J., Orbesen, E.S., Hammerschlag, N., Serafy, J.E., 2014b. Vulnerability of oceanic sharks as pelagic longline bycatch. *Global Ecology and Conservation* **1**, 50-59.

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., Sieben, C., 2021. Ecological risks of a data-limited fishery using an ensemble of approaches. *Marine Policy* **133**, 104752.

Gilmore, R.G., 1993. Reproductive biology of lamnoid sharks. *Environmental Biology of Fishes* **38**, 95-114.

Goldman, K.J., 2002. *Aspects of age, growth, demographics and thermal biology of two Lamniform shark species*. College of William and Mary, School of Marine Science. Virginia Institue of Marine Science, Gloucester Point, Virginia, p. 220.

Goldman, K.J., Musick, J.A., 2006. Growth and maturity of salmon sharks (*Lamna ditropis*) in the eastern and western North Pacific, and comments on back-calculation methods. *Fishery Bulletin* **104**, 278.

Gonzalez-Pestana, A., Kouri, C., Velez-Zuazo, X., 2014. Shark fisheries in the Southeast Pacific: A 61-year analysis from Peru. *F1000Research* **3**, 1-30.

Gonzalez, C., Gallagher, A.J., Caballero, S., 2019. Conservation genetics of the bonnethead shark *Sphyrna tiburo* in Bocas del Toro, Panama: Preliminary evidence of a unique stock. *PLoS One* **14**, e0220737.

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., 2019a. 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., Lezama-Ochoa, N., Román, M.H., 2019b. Moving towards quantitative ecological risk assessment for data-limited tuna fishery bycatch: application of "EASI-Fish" to the spinetail devil ray (*Mobula mobular*) in the eastern Pacific Ocean. *9th Meeting of the IATTC Working Group on Bycatch, 11 May 2019, San Diego, California, USA. Document BYC-09-01*, 30.

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.

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.

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.

Harry, A.V., Butcher, P.A., Macbeth, W.G., Morgan, J.a.T., Taylor, S.M., Geraghty, P.T., 2019. Life history of the common blacktip shark, *Carcharhinus limbatus*, from central eastern Australia and comparative demography of a cryptic shark complex. *Marine and Freshwater Research* **70**, 834-848.

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.

Heberer, C., Aalbers, S.A., Bernal, D., Kohin, S., Difiore, B., Sepulveda, C.A., 2010. Insights into catch-and-release survivorship and stress-induced blood biochemistry of common thresher sharks (*Alopias vulpinus*) captured in the southern California recreational fishery. *Fisheries Research* **106**, 495-500.

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.

Hoffmayer, E.R., Franks, J.S., Driggers, W.B., Mckinney, J.A., Hendon, J.M., Quattro, J.M., 2014. Habitat, movements and environmental preferences of dusky sharks, *Carcharhinus obscurus*, in the northern Gulf of Mexico. *Marine Biology* **161**, 911-924.

Holmes, B.J., Peddemors, V.M., Gutteridge, A.N., Geraghty, P.T., Chan, R.W.K., Tibbetts, I.R., Bennett, M.B., 2015. Age and growth of the tiger shark *Galeocerdo cuvier* off the east coast of Australia. *Journal of Fish Biology* **87**, 422-448.

Hoolihan, J.P., Luo, J., Abascal, F.J., Campana, S.E., De Metrio, G., Dewar, H., Domeier, M.L., Howey, L.A., Lutcavage, M.E., Musyl, M.K., Neilson, J.D., Orbesen, E.S., Prince, E.D., Rooker, J.R., 2011. Evaluating post-release behaviour modification in large pelagic fish deployed with pop-up satellite archival tags. *ICES Journal of Marine Science* **68**, 880–889.

Hsu, H.H., Joung, S.J., Liu, K.M., 2012. Fisheries, management and conservation of the whale shark *Rhincodon typus* in Taiwan. *Journal of Fish Biology* **80**, 1595-1607.

Hsu, H.H., Joung, S.J., Hueter, R.E., Liu, K.M., 2014. Age and growth of the whale shark (*Rhincodon typus*) in the north-western Pacific. *Marine and Freshwater Research* **65**, 1145-1154.

Hueter, R.E., Tyminski, J.P., Morris, J.J., Ruiz Abierno, A., Angulo Valdes, J., 2017. Horizontal and vertical movements of longfin makos (*Isurus paucus*) tracked with satellite-linked tags in the northwestern Atlantic Ocean. *Fishery Bulletin* **115**, 101-116.

Hulbert, L.B., Aires-Da-Silva, A.M., Gallucci, V.F., Rice, J.S., 2005. Seasonal foraging movements and migratory patterns of female *Lamna ditropis* tagged in Prince William Sound, Alaska. *Journal of Fish Biology* **67**, 490-509.

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 (Iattc), 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.

International Scientific Committee for Tuna and Tuna-Like Species in the North Pacific Ocean (Isc), 2013. Stock assessment and future projections of blue shark in the north Pacific Ocean. *13th Meeting of the International Scientific Committee on Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean (ISC), 17-22 July, 2013, Busan, Republic of Korea*.

International Scientific Committee for Tuna and Tuna-Like Species in the North Pacific Ocean (Isc), 2017. Stock assessment and future projections of blue shark in the north Pacific Ocean through 2015. *17th Meeting of the International Scientific committee on Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean (ISC), 12-17 July, 2017, Vancouver, Canada*.

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*.

Irvine, S.B., Stevens, J.D., Laurenson, L.J.B., 2006. Surface bands on deepwater squalid dorsal-fin spines: an alternative method for ageing *Centroselachus crepidater*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **63**, 617-627.

Jahn, A.E., Haedrich, R.L., 1988. Notes on the pelagic squaloid shark *Isistius brasiliensis*. *Biological Oceanography* **5**, 297-309.

Jorgensen, S.J., Micheli, F., White, T.D., Van Houtan, K.S., Alfaro-Shigueto, J., Andrzejaczek, S., Arnoldi, N.S., Baum, J.K., Block, B., Britten, G.L., Butner, C., Caballero, S., Cardeñosa, D., Chapple, T.K., Clarke, S., Cortés, E., Dulvy, N.K., Fowler, S., Gallagher, A.J., Gilman, E., Godley, B.J., Graham, R.T., Hammerschlag, N., Harry, A.V., Heithaus, M.R., Hutchinson, M., Huveneers, C., Lowe, C.G., Lucifora, L.O., Mackeracher, T., Mangel, J.C., Barbosa Martins, A.P., Mccauley, D.J., Mcclenachan, L., Mull, C., Natanson, L.J., Pauly, D., Pazmiño, D.A., Pistevos, J.C.A., Queiroz, N., Roff, G., Shea,

B.D., Simpfendorfer, C.A., Sims, D.W., Ward-Paige, C., Worm, B., Ferretti, F., 2022. Emergent research and priorities for shark and ray conservation. *Endangered Species Research* **47**, 171-203.

Joung, S.-J., Chen, C.-T., 1995. Reproduction in the sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus*, in the waters off northeastern Taiwan. *Copeia*, 659-665.

Joung, S.-J., Liao, Y.-Y., Chen, C.-T., 2004. Age and growth of sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus*, in northeastern Taiwan waters. *Fisheries Research* **70**, 83-96.

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.

Joung, S.-J., Chen, N.-F., Hsu, H.-H., Liu, K.-M., 2016. Estimates of life history parameters of the oceanic whitetip shark, *Carcharhinus longimanus*, in the Western North Pacific Ocean. *Marine Biology Research* **12**, 758-768.

Joung, S.-J., Lyu, G.-T., Hsu, H.-H., Liu, K.-M., Wang, S.-B., 2018. Age and growth estimates of the blue shark *Prionace glauca* in the central South Pacific Ocean. *Marine and Freshwater Research* **69**, 1346-1354.

Joung, S.J., Chen, J.H., Chin, C.P., Liu, K.M., 2015. Age and growth of the dusky shark, *Carcharhinus obscurus*, in the western North Pacific. *Terrestrial Atmospheric and Oceanic Sciences* **26**, 153-160.

Kenchington, T.J., 2014. Natural mortality estimators for information-limited fisheries. *Fish and Fisheries* **15**, 533-562.

Kindong, R., Xia, M., Pandong, N.A., Sarr, O., Wu, F., Tian, S., Dai, X., 2021. All we know about the crocodile shark (*Pseudocarcharias kamoharai*): Providing information to improve knowledge of this species. *Journal for Nature Conservation* **63**, 126039.

Kohler, N.E., Casey, J.G., Turner, P.A., 1995. Length-weight relationships for 13 species of sharks from the western North Atlantic. *Fishery Bulletin* **93**, 412-418.

Kousteni, V., 2021. Morphometric description and biological notes on the rare kitefin shark *Dalatias licha* (Chondrichthyes: Dalatidae) from the Hellenic waters. *Journal of Fish Biology*.

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.

Lennert-Cody, C.E., Clarke, S.C., Aires-Da-Silva, A., Maunder, M.N., Franks, P.J.S., Román, M., Miller, A.J., Minami, M., 2019. The importance of environment and life stage on interpretation of silky shark relative abundance indices for the equatorial Pacific Ocean. *Fisheries Oceanography* **28**, 43-53.

Lessa, R., Santana, F.M., 1998. Age determination and growth of the smalltail shark, *Carcharhinus porosus*, from northern Brazil. *Marine and Freshwater Research* **49**, 705-711.

Lessa, R., Santana, F., Menni, R., Almeida, Z., 1999. Population structure and reproductive biology of the smalltail shark (*Carcharhinus porosus*) off Maranhão (Brazil). *Marine and Freshwater Research* **50**, 383-388.

Lessa, R., Andrade, H.A., De Lima, K.L., Santana, F.M., 2016. Age and growth of the midwater crocodile shark *Pseudocarcharias kamoharai*. *Journal of Fish Biology* **89**, 371-385.

Levesque, J.C., 2007. *A comprehensive review of the biology and preliminary investigation of interactions with the US pelagic longline fishery for the shortfin (Isurus oxyrinchus) and longfin (Isurus paucus) mako sharks*. Nova Southeastern University, Fort Lauderdale, FL.

Levesque, J.C., 2008. International fisheries agreement: Review of the International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas: Case study—Shark management. *Marine Policy* **32**, 528-533.

Lipscombe, R.S., Spaet, J.L.Y., Scott, A., Lam, C.H., Brand, C.P., Butcher, P.A., 2020. Habitat use and movement patterns of tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) in eastern Australian waters. *ICES Journal of Marine Science* **77**, 3127-3137.

Liu, K.-M., Chiang, P.-J., Chen, C.-T., 1998. Age and growth estimates of the bigeye thresher shark, *Alopias superciliosus*, in northeastern Taiwan waters. *Fishery Bulletin* **96**, 482-491.

Liu, K., Chen, C., Liao, T., Joung, S., 1999. Age, growth and reproduction of the pelagic thresher shark, *Alopias pelagicus*, in the northwestern Pacific. *Copeia* **1999**, 68-74.

Liu, W., Dai, X.J., 2008. Reproductive biology characteristics of *Pseudocarcharias kamoharai* in the tropical Eastern Pacific Ocean. *South China Fisheries Science* **114**, 21-25.

López-Angarita, J., Villate-Moreno, M., Díaz, J.M., Cubillos-M, J.C., Tilley, A., 2021. Identifying nearshore nursery habitats for sharks and rays in the Eastern Tropical Pacific from fishers' knowledge and landings. *Ocean & Coastal Management* **213**, 105825.

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. Floating-object 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.

Lucifora, L.O., Menni, R.C., Escalante, A.H., 2005. Reproduction and seasonal occurrence of the copper shark, *Carcharhinus brachyurus*, from north Patagonia, Argentina. *ICES Journal of Marine Science* **62**, 107-115.

Márquez–Farias, J.F., Corro-Espinosa, D., Castillo–Géniz, J.L., 2005. Observations of the biology of the Pacific sharpnose shark (*Rhizoprionodon longurio*, Jordan and Gilbert, 1882), captured in southern Sinaloa, México. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* **35**, 107-114.

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.

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.

Miller, P., Casaca Santos, C., Carlson, J., Natanson, L., Cortes, E., Mas, F., Hazin, F.H.V., Travassos, P., Macias, D., Ortiz De Urbina, J., 2020. Updates on post-release mortality of shortfin mako in the Atlantic using satellite telemetry. *Collective Volume of Scientific Papers of the ICCAT* **76**, 298-315.

Morales, N.A., Heidemeyer, M., Bauer, R., Hernández, S., Acuña, E., Van Gennip, S.J., Friedlander, A.M., Gaymer, C.F., 2021. Residential movements of top predators in Chile's most isolated marine protected area: Implications for the conservation of the Galapagos shark, *Carcharhinus galapagensis*, and the yellowtail amberjack, *Seriola lalandi*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **31**, 340-355.

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.

Mucientes, G., Banon, R., Queiroz, N., 2013. Updated distribution range of longfin mako *Isurus paucus* (Lamniformes: Lamnidae) in the North Atlantic. *J. Appl. Ichthyol* **29**, 1163-1165.

Murch, A., 2022. *Sharks and rays*.

Murua, H., Santiago, J., Coelho, R., Zudaire, I., Neves, C., Rosa, D., Zudaire, I., Semba, Y., Geng, Z., Bach, P., Arrizabalaga, H., Bach, P., Baez, J.C., Ramos, M.L., Zhu, J.F., Ruiz, J., 2018. Updated Ecological Risk Assessment (ERA) for shark species caught in fisheries managed by the Indian Ocean Tuna

Commission (IOTC). *21st Meeting of the Scientific Committee of the IOTC, 3-7 December 2018, Mahé, Seychelles. Document IOTC-2018-SC21-14_Rev1*, 16.

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.

Nasby-Lucas, N., Dewar, H., Sosa-Nishizaki, O., Wilson, C., Hyde, J.R., Vetter, R.D., Wraith, J., Block, B.A., Kinney, M.J., Sippel, T., Holts, D.B., Kohin, S., 2019. Movements of electronically tagged shortfin mako sharks (*Isurus oxyrinchus*) in the eastern North Pacific Ocean. *Animal Biotelemetry* **7**, 12.

Natanson, L.J., Skomal, G.B., 2015. Age and growth of the white shark, *Carcharodon carcharias*, in the western North Atlantic Ocean. *Marine and Freshwater Research* **66**, 387-398.

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. (In Spanish).

Naylor, G.J.P., Caira, J.N., Jensen, K., Rosana, K.a.M., White, W.T., Last, P.R., 2012. A DNA sequence–based approach to the identification of shark and ray species and its implications for global elasmobranch diversity and parasitology. *Bulletin of the American Museum of Natural History* **2012**, 1-262.

Neer, J.A., Thompson, B.A., Carlson, J.K., 2005. Age and growth of *Carcharhinus leucas* in the northern Gulf of Mexico: incorporating variability in size at birth. *Journal of Fish Biology* **67**, 370-383.

Neubauer, P., Large, K., Brouwer, S., 2021. Stock assessment of Southwest Pacific blue shark. *17th Regular Session of the Scientific Committee of the Western and Central Pacific Fisheries Commission, 11–19 August 2021, Electronic Meeting. Document WCPFC-SC17-2021/SA-WP-03 (Rev. 1)*.

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.

Orozco Guarin, M.A., 2014. *Reproductive aspects of the hammerhead shark (Sphyrna corona) in the Colombian Pacific.* Universidad del Valle, Cali, Colombia, p. 27.

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.

Pacoureau, N., Rigby, C.L., Kyne, P.M., Sherley, R.B., Winker, H., Carlson, J.K., Fordham, S.V., Barreto, R., Fernando, D., Francis, M.P., Jabado, R.W., Herman, K.B., Liu, K.-M., Marshall, A.D., Pollom, R.A., Romanov, E.V., Simpfendorfer, C.A., Yin, J.S., Kindsvater, H.K., Dulvy, N.K., 2021. Half a century of global decline in oceanic sharks and rays. *Nature* **589**, 567-571.

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.

Pirog, A., Magalon, H., Poirout, T., Jaquemet, S., 2019. Reproductive biology, multiple paternity and polyandry of the bull shark *Carcharhinus leucas*. *Journal of Fish Biology* **95**, 1195-1206.

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.

Quinn, T.J., Deriso, R.B., 1999. *Quantitative fish dynamics*. Oxford University Press, New York.

Raeisi, H., Kamrani, E., Walter, C., Patimar, R., Sourinejad, I., 2017. Growth and Maturity of *Carcharhinus dussumieri* (Muller and Hellen, 1839) in the Persian Gulf and Oman Sea. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **17**, 353-361.

Rice, J., Harley, S., 2012. Stock assessment of oceanic whitetip sharks in the western and central Pacific Ocean. *8th Regular Session of the Scientific Committee of the Western and Central Pacific Fisheries Commission, 7-15 August 2012, Busan, Republic of Korea. Document WCPFC-SC8-2012/SA-WP-06 Rev1*.

Rice, J., Harley, S., 2013. Updated stock assessment of silky sharks in the western and central Pacific Ocean. *9th Regular Session of the Scientific Committee of the Western and Central Pacific Fisheries Commission, 6-14 August 2011, Pohnpei, Federated States of Micronesia, WCPFC-SC9-2013/ SA-WP-03*.

Ricker, W., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* **191**, 382.

Romine, J.G., Grubbs, R.D., Musick, J.A., 2006. Age and growth of the sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus*, in Hawaiian waters through vertebral analysis. *Environmental Biology of Fishes* **77**, 229-239.

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.

Ruiz-Abierno, A., Márquez-Farías, J.F., Trápaga-Roig, M., Hueter, R.E., 2021. Length at maturity of two pelagic sharks (*Isurus paucus* and *Carcharhinus longimanus*) found off northern Cuba. *Bulletin of Marine Science* **97**, 77-88.

Salas, S., Chuenpagdee, R., Seijo, J.C., Charles, A., 2007. Challenges in the assessment and management of small-scale fisheries in Latin America and the Caribbean. *Fisheries Research* **87**, 5-16.

Saldaña-Ruiz, L.E., Sosa-Nishizaki, O., Cartamil, D., 2017. Historical reconstruction of Gulf of California shark fishery landings and species composition, 1939–2014, in a data-poor fishery context. *Fisheries Research* **195**, 116-129.

Salinas-De-León, P., Hoyos-Padilla, E.M., Pochet, F., 2017. First observation on the mating behaviour of the endangered scalloped hammerhead shark *Sphyrna lewini* in the Tropical Eastern Pacific. *Environmental Biology of Fishes* **100**, 1603-1608.

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, F.M., Feitosa, L.M., Lessa, R.P., 2020. From plentiful to critically endangered: Demographic evidence of the artisanal fisheries impact on the smalltail shark (*Carcharhinus porosus*) from Northern Brazil. *PLoS One* **15**, e0236146.

Schaefer, K., Fuller, D., Castillo-Geniz, J.L., Godinez-Padilla, C.J., Dreyfus, M., Aires-Da-Silva, A., 2021. Post-release 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.

Semba, Y., Nakano, H., Aoki, I., 2009. Age and growth analysis of the shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, in the western and central North Pacific Ocean. *Environmental Biology of Fishes* **84**, 377-391.

Semba, Y., Aoki, I., Yokawa, K., 2011. Size at maturity and reproductive traits of shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, in the western and central North Pacific. *Marine and Freshwater Research* **62**, 20-29.

Sepulveda, C.A., Heberer, C., Aalbers, S.A., Spear, N., Kinney, M., Bernal, D., Kohin, S., 2015. Post-release survivorship studies on common thresher sharks (*Alopias vulpinus*) captured in the southern California recreational fishery. *Fisheries Research* **161**, 102-108.

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, S.E., Au, D.W., Show, C., 1998. Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. *Marine and Freshwater Research* **49**, 663-678.

Smith, S.E., Rasmussen, R.C., Ramon, D.A., Cailliet, G.M., 2008. The biology and ecology of thresher sharks (Alopiidae). In: Camhi, M. D., Pikitch, E. K., Babcoc, E. A. (Eds.), *Sharks of the open ocean: biology, fisheries and conservation*. Blackwell Science, Oxford, UK, pp. 60-68.

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* **84**, https://doi.org/10.1016/bs.amb.2020.1003.1001.

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.

Sulikowski, J.A., Golet, W., Hoffmayer, E.R., Driggers Iii, W.B., Natanson, L.J., Carlson, A., Sweezey, B.B., 2020. Observing post-release mortality for dusky sharks, *Carcharhinus obscurus*, captured in the US pelagic longline fishery. *Fisheries Research* **221**, 105341.

Tanaka, S., Kitamura, T., Mochizuki, T., Kofuji, K., 2011. Age, growth and genetic status of the white shark (*Carcharodon carcharias*) from Kashima-nada, Japan. *Marine and Freshwater Research* **62**, 548-556.

Teo, S.L.H., Rodriguez, E.G., Sosa-Nishizaki, O., 2016 *Status of common thresher sharks, Alopias vulpinus, along the west coast of North America. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-557*. National Oceanic and Atmospheric Administration La Jolla, CA.

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.

Tillett, B.J., Meekan, M.G., Field, I.C., Hua, Q., Bradshaw, C.J.A., 2011. Similar life history traits in bull (*Carcharhinus leucas*) and pig-eye (*C. amboinensis*) sharks. *Marine and Freshwater Research* **62**, 850-860.

Tolotti, M.T., Bach, P., Hazin, F., Travassos, P., Dagorn, L., 2015. Vulnerability of the oceanic whitetip shark to pelagic longline fisheries. *PLoS One* **10**, e0141396.

Torres, F.J., 1991. Tabular data on marine fishes from Southern Africa. Part 1: Length-weight relationships. *Fishbyte* **9**, 50-53.

Tremblay-Boyer, L., Carvalho, F., Neubauer, P., Pilling, G., 2019. Stock assessment for oceanic whitetip shark in the Western and Central Pacific Ocean. *15th Regular Session of the Scientific Committee of the Western and Central Pacific Fisheries Commission, 12–20 August 2019, Pohnpei, Federated States of Micronesia. Document WCPFC-SC15-2019/SA-WP-06*.

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.

Tyminski, J.P., De La Parra-Venegas, R., González Cano, J., Hueter, R.E., 2015. Vertical movements and patterns in diving behavior of whale sharks as revealed by pop-up satellite tags in the eastern Gulf of Mexico. *PLoS One* **10**, e0142156.

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.

Weigmann, S., 2016. Annotated checklist of the living sharks, batoids and chimaeras (Chondrichthyes) of the world, with a focus on biogeographical diversity. *Journal of Fish Biology* **88**, 837-1037.

Weng, K.C., O'sullivan, J.B., Lowe, C.G., Winkler, C.E., Dewar, H., Block, B.A., 2007. Movements, behavior and habitat preferences of juvenile white sharks *Carcharodon carcharias* in the eastern Pacific. *Marine Ecology Progress Series* **338**, 211-224.

Wetherbee, B.M., Crow, G.L., Lowe, C.G., 1996. Biology of the Galapagos shark, *Carcharhinus galapagensis*, in Hawai'i. *Environmental Biology of Fishes* **45**, 299-310.

White, W.T., Last, P.R., Stevens, J.D., Yearsley, G.K., Fahmi, Dharmadi, 2006. *Economically Important Sharks and Rays of Indonesia*. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra, Australia.

White, W.T., Kyne, P.M., Harris, M., 2019. Lost before found: A new species of whaler shark *Carcharhinus obsolerus* from the Western Central Pacific known only from historic records. *PLoS One* **14**, e0209387.

Whitney, N.M., Crow, G.L., 2007. Reproductive biology of the tiger shark (*Galeocerdo cuvier*) in Hawaii. *Marine Biology* **151**, 63-70.

Wintner, S.P., 2000. Preliminary study of vertebral growth rings in the whale shark, *Rhincodon typus*, from the east coast of South Africa. *Environmental Biology of Fishes* **59**, 441-451.

Wu, F., Kindong, R., Dai, X., Sarr, O., Zhu, J., Tian, S., Li, Y., Nsangue, B.T.N., 2020. Aspects of the reproductive biology of two pelagic sharks in the eastern Atlantic Ocean. *Journal of Fish Biology* **97**, 1651-1661.

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.

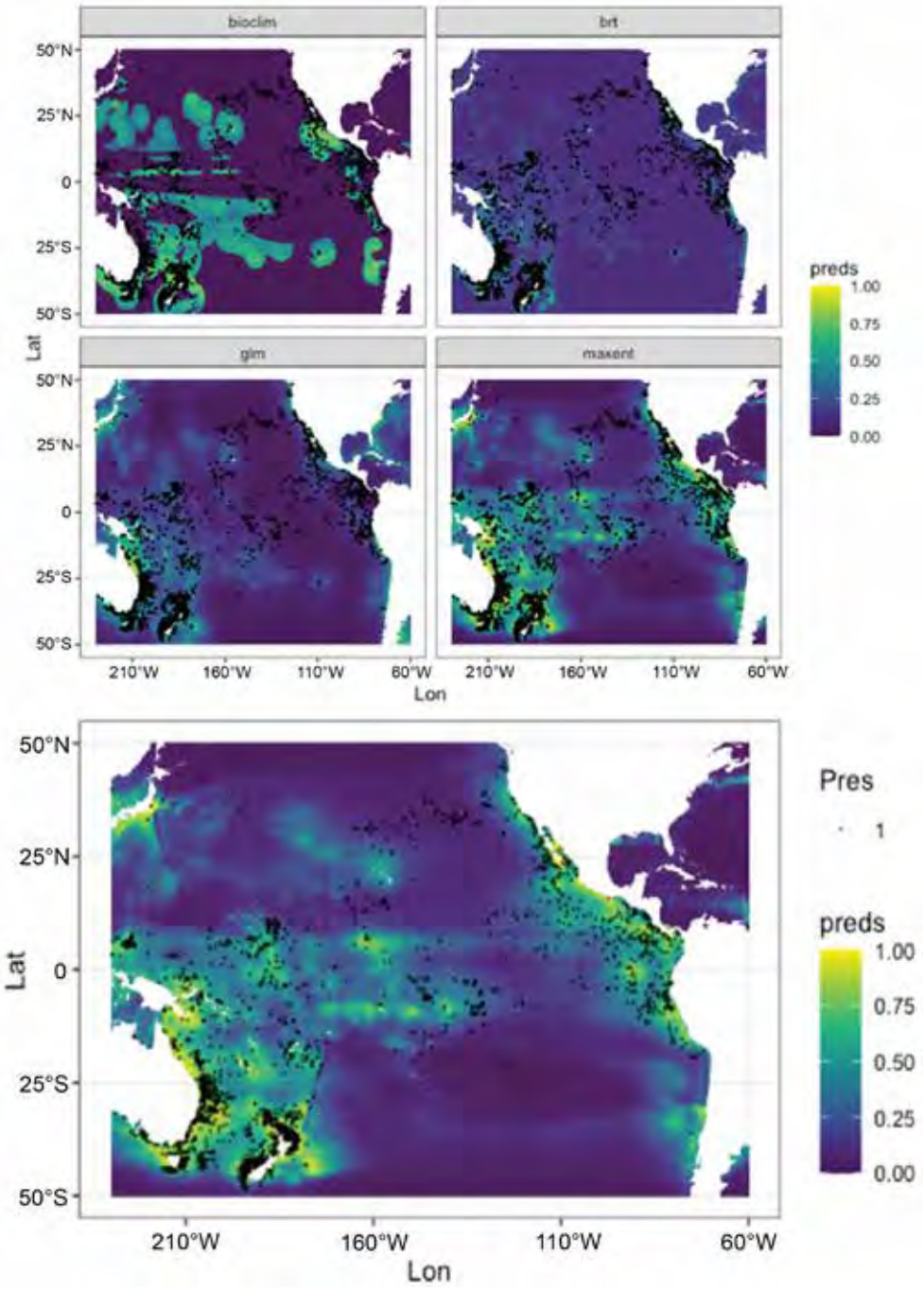


FIGURE 1. Predictions from four species distribution models (SDMs) Bioclim, Boosted Regression Trees (BRT), Generalized Linear Model (GLM) and MaxEnt (top 4 panels) and the final ensemble model (lower panel) using the common thresher (*Alopias vulpinus*) as an example of one species assessed in EASI-Fish. Locations of presence points (Pres) and probability of occurrence (preds) are shown.

FIGURA 1. Predicciones de cuatro modelos de distribución de especies (MDE): Bioclim, árboles de regresión potenciados (*Boosted Regression Trees*, BRT), Modelos Lineales Generalizados (MLG) y MaxEnt (4 paneles superiores) y el modelo conjunto final (panel inferior) utilizando el tiburón zorro pinto (*Alopias vulpinus*) como ejemplo de una especie evaluada en EASI-Fish. Se muestran las ubicaciones de los puntos de presencia (Pres) y la probabilidad de presencia (preds).

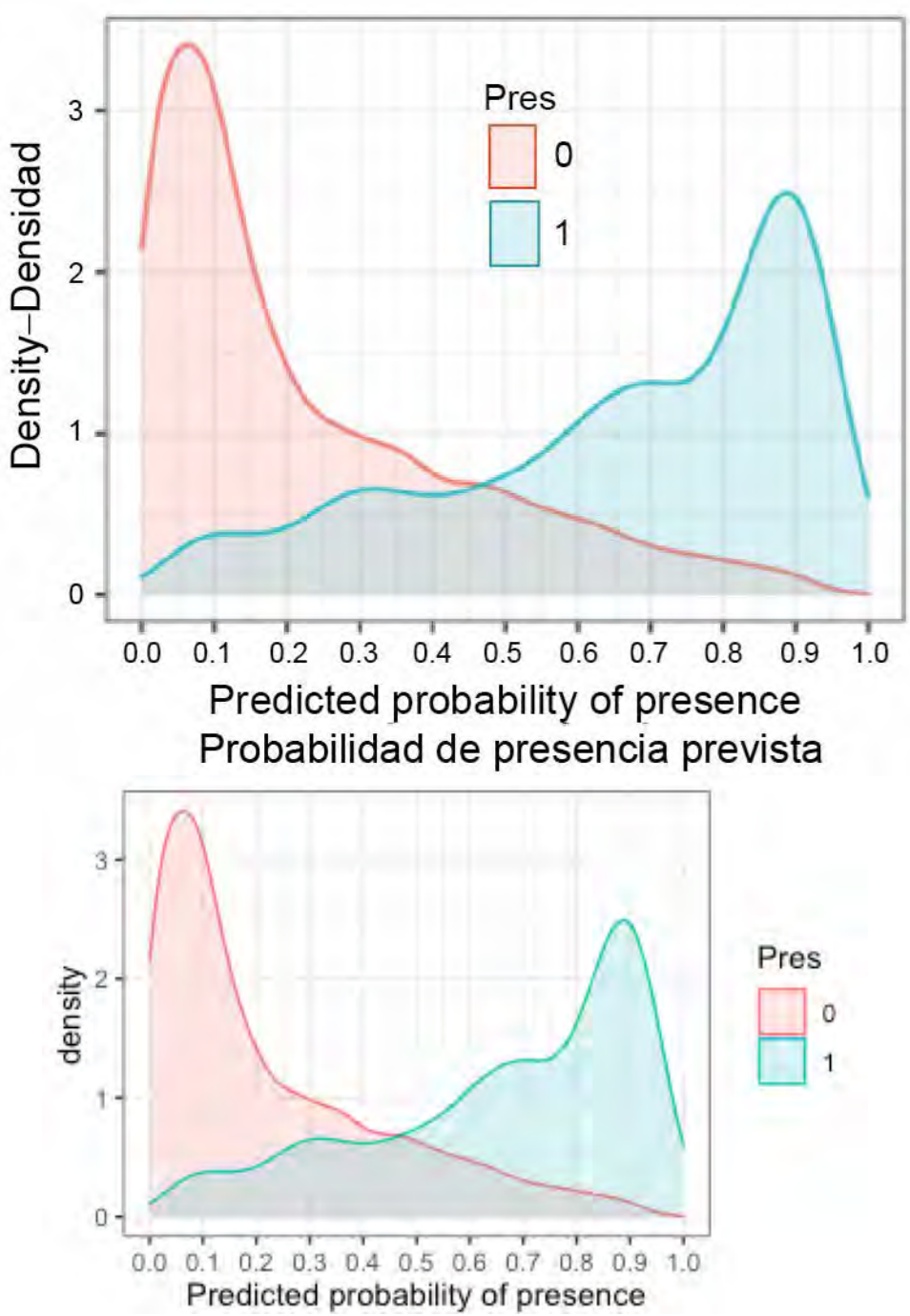


FIGURE 2. Overlayed distributions of the predicted probability of presence for each grid cell using on the ensemble model for presence (Pres = 1) and pseudoabsence (Pres = 0) records using a hypothetical species as an example. The probability of occurrence threshold value (y) was calculated at the point of intersection of the two distributions, in this case 0.47.

FIGURA 2. Distribuciones superpuestas de la probabilidad de presencia predicha para cada celda de grilla usando el modelo conjunto para los registros de presencia (Pres = 1) y pseudoausencia (Pres = 0) usando una especie hipotética como ejemplo. El valor umbral de probabilidad de presencia (y) se calculó en el punto de intersección de las dos distribuciones, en este caso 0.47.

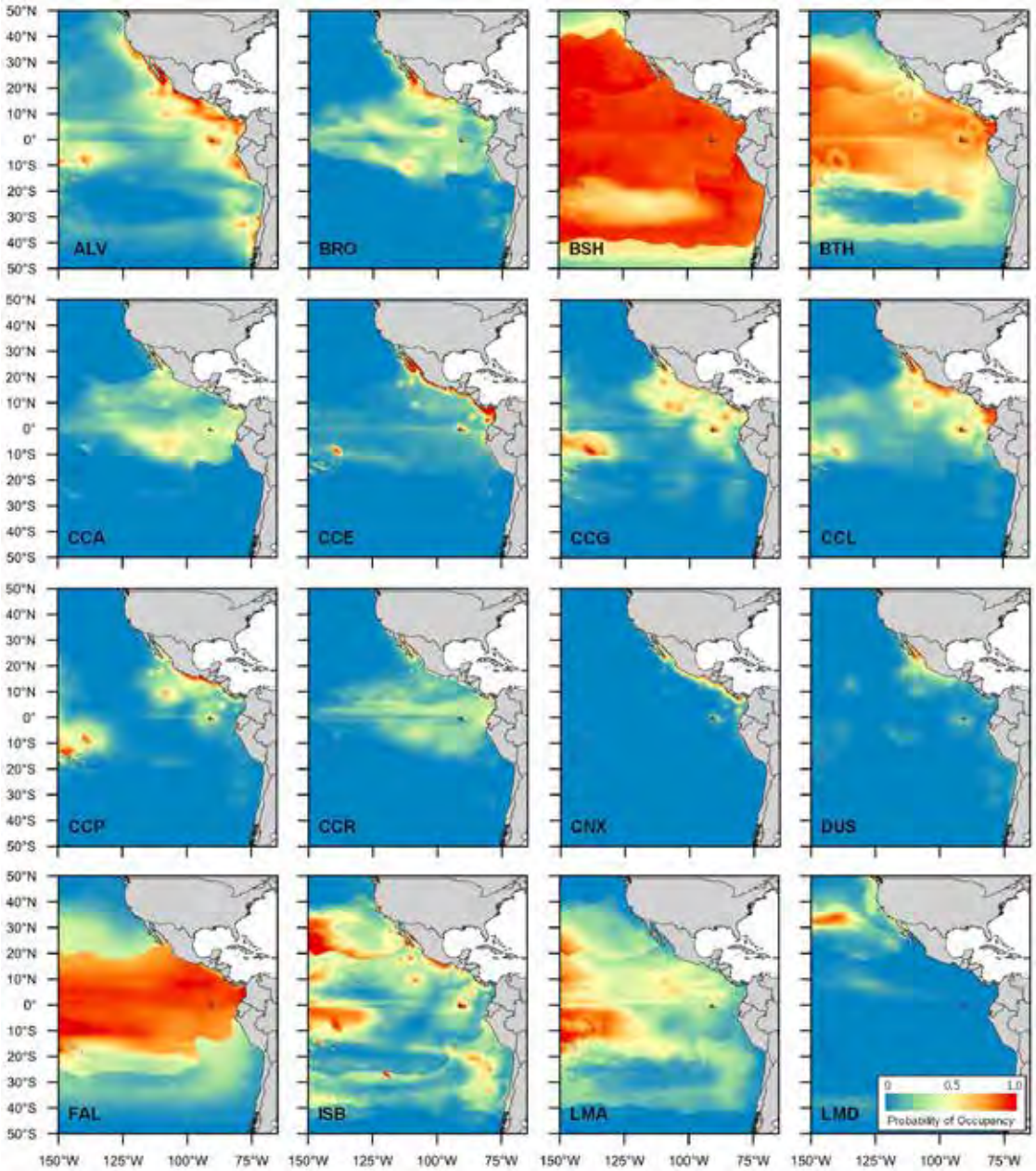


FIGURE 3. Maps showing the predicted distributions of 32 shark species (see Table 3 for species codes) caught in eastern Pacific Ocean pelagic fisheries modelled using presence-only data in an ensemble of species distribution models (Bioclim, Boosted Regression Trees, Generalized Linear Model, and MaxEnt). Colored gradient bar in legend shows probability of occupancy (y) of each species in 0.5° x 0.5° cells.

FIGURA 3. Mapas que muestran las distribuciones predichas de 32 especies de tiburones (ver la Tabla 3 para los códigos de especies) capturadas en las pesquerías pelágicas del Océano Pacífico oriental, modeladas usando datos de presencia únicamente en un conjunto de modelos de distribución de especies (Bioclim, árboles de regresión potenciados (*Boosted Regression Trees*), Modelos Lineales Generalizados y MaxEnt). La barra de gradiente de colores en la leyenda muestra la probabilidad de ocupación (y) de cada especie en celdas de 0.5° x 0.5°.

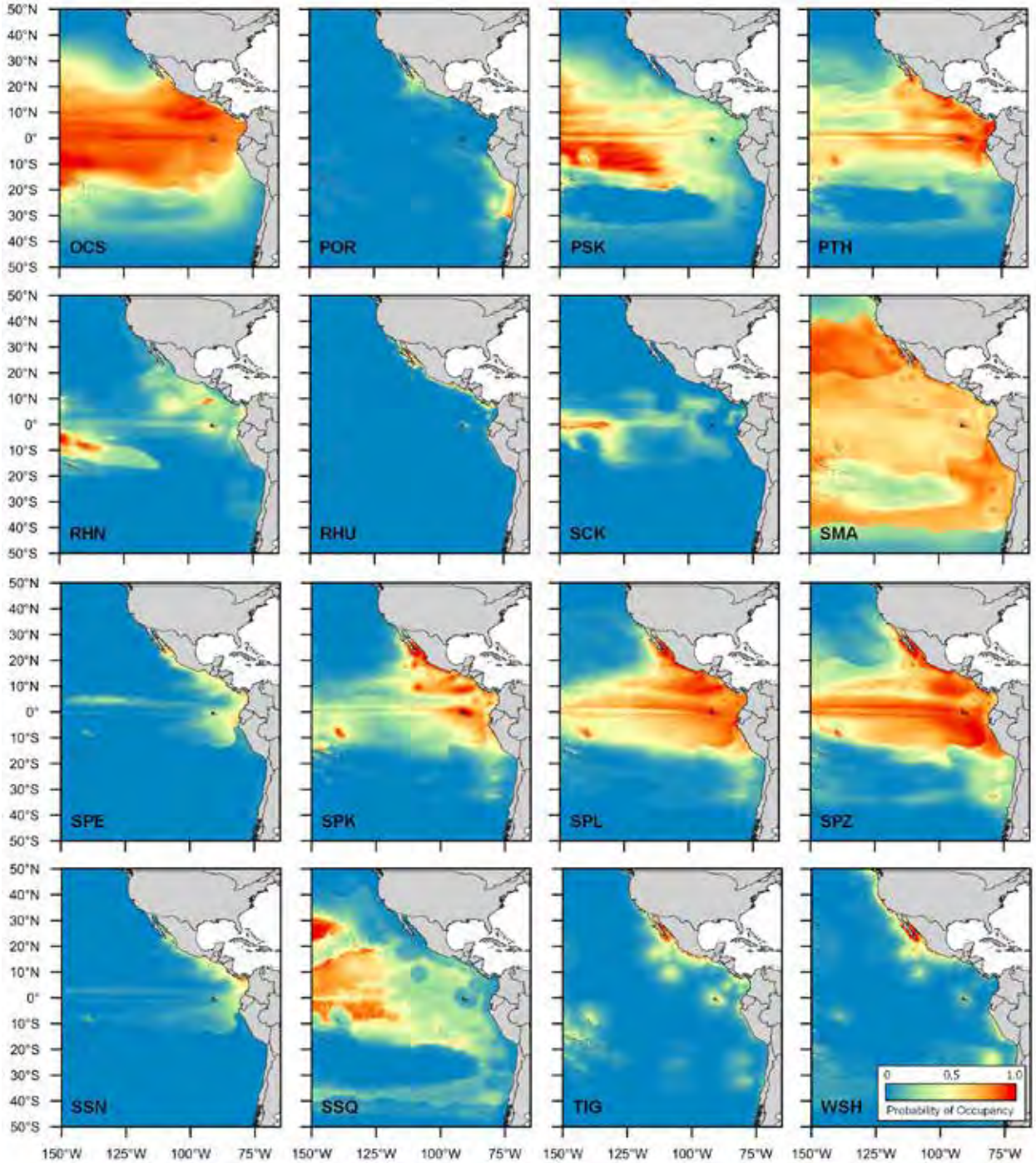


FIGURE 3. continued
FIGURA 3. continuación

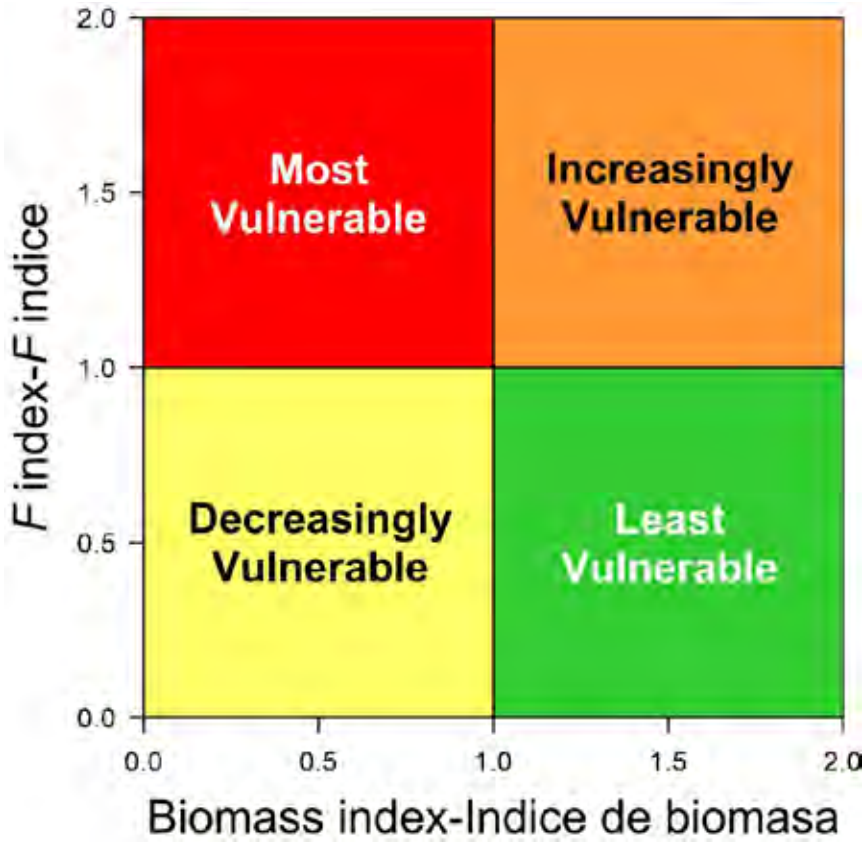


FIGURE 4. Phase plot illustrating how vulnerability status was defined for the shark species assessed using $F_{40\%}$ and $SBR_{40\%}$ from the EASI-Fish model as a reference point on the x and y axis, respectively. Vulnerability was defined by its position within one of four quadrants in the phase plot as: "Least vulnerable" (green, $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ <1 and $SBR_{2019}/SBR_{40\%}$ >1), "Increasingly vulnerable" (orange, $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ >1 and $SBR_{2019}/SBR_{40\%}$ >1), "Most vulnerable" (red, $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ >1 and $SBR_{2019}/SBR_{40\%}$ <1), and "Decreasingly vulnerable" (yellow, $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ <1 and $SBR_{2019}/SBR_{40\%}$ <1). Maximum axis limits of 2.0 are for illustrative purposes only.

FIGURA 4. Gráfica de fase ilustrando cómo se definió el estado de vulnerabilidad para las especies de tiburones evaluadas utilizando $F_{40\%}$ y $SBR_{40\%}$ 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" (verde, $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ <1 and $SBR_{2019}/SBR_{40\%}$ >1), "Cada vez más vulnerable" (naranja, $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ >1 and $SBR_{2019}/SBR_{40\%}$ >1), "Más vulnerable" (rojo, $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ >1 and $SBR_{2019}/SBR_{40\%}$ <1), y "Cada vez menos vulnerable" (amarillo, $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ <1 and $SBR_{2019}/SBR_{40\%}$ <1). Los límites máximos de los ejes de 2.0 tienen un propósito ilustrativo únicamente.

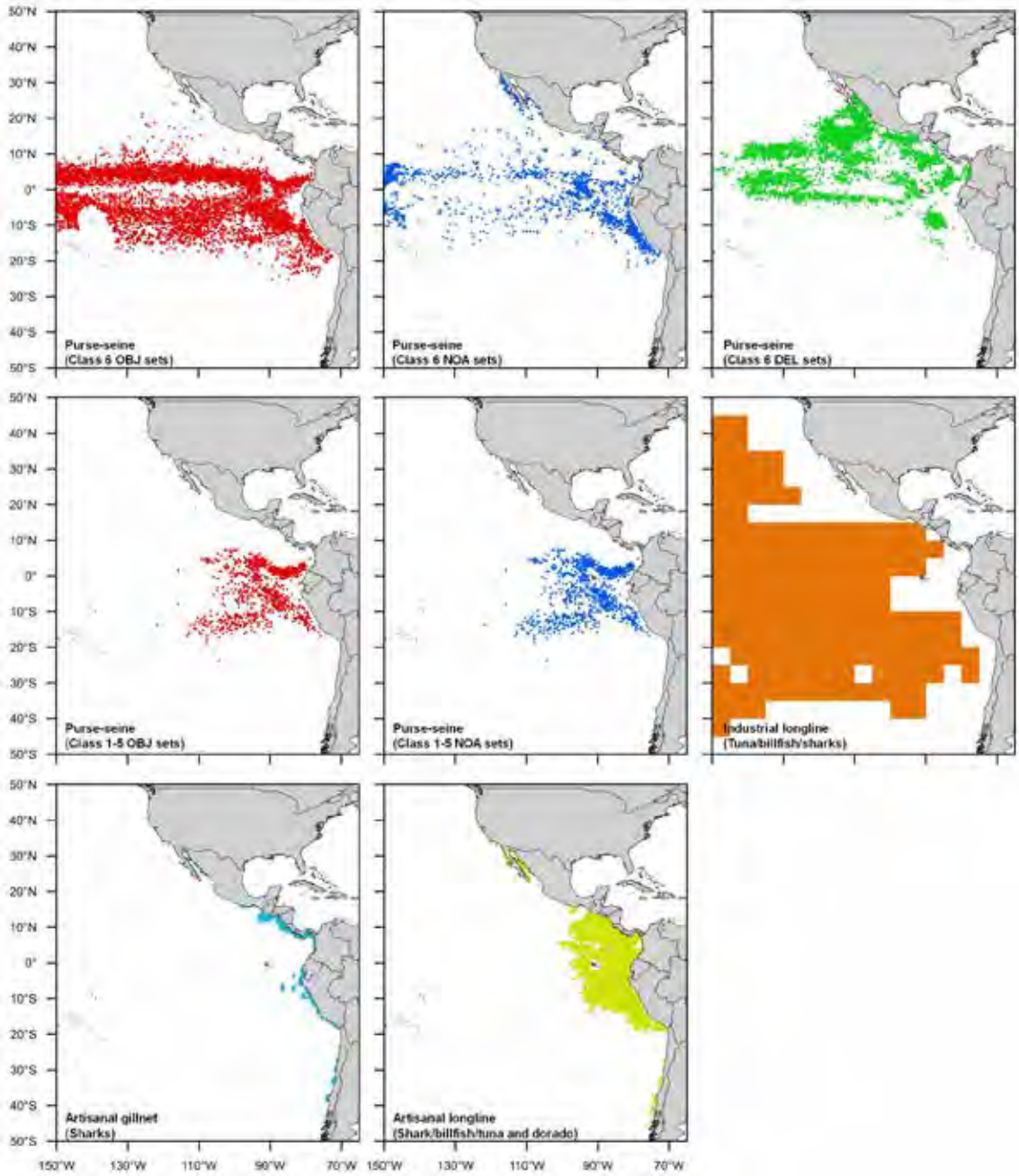


FIGURE 5. Maps showing the distribution of fishing effort (at 0.5° x 0.5° resolution; 5° x 5° and 1° x 1° for the industrial longline fishery) by eight fisheries in the eastern Pacific Ocean in 2019. Set types for the purse-seine fisheries are: i) sets associated with floating objects (OBJ), ii) sets on unassociated schools of tuna (NOA), and iii) sets associated with dolphins (DEL).

FIGURA 5. 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).

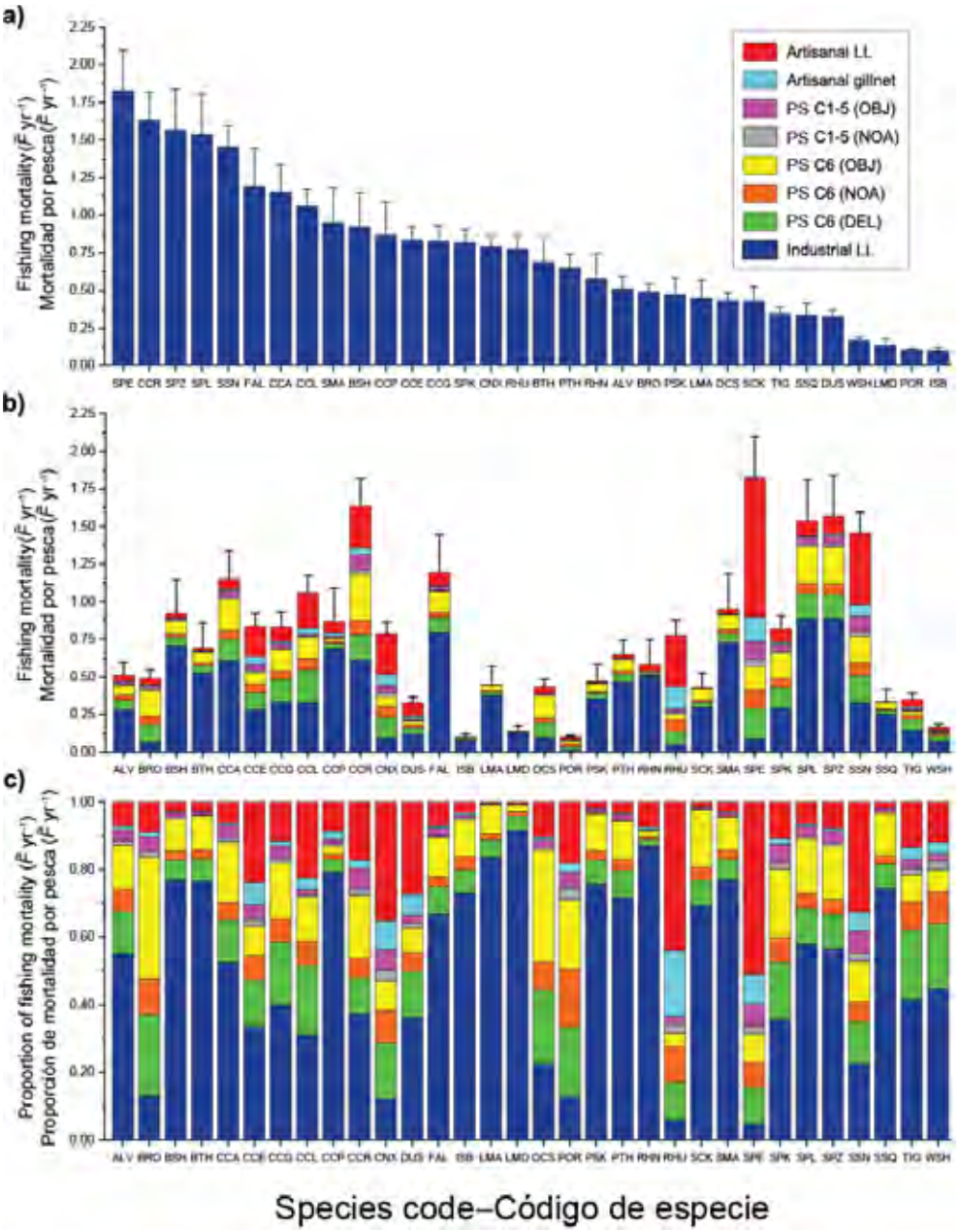


FIGURE 6. Mean (± 1 standard deviation) value of the estimated fishing mortality proxy in 2019 ($\tilde{F}_{2019}$) for each of the 32 shark species (see Table 2 for definitions of 3-alpha abbreviations) caught by pelagic fisheries in the eastern Pacific Ocean as estimated by EASI-Fish represented as: a) all gears combined, with species listed most vulnerable to least vulnerable (top panel), b) the contribution to $\tilde{F}_{2019}$ by fishing gear, and c) the proportional contribution to $\tilde{F}_{2019}$ by fishing gear.

FIGURA 6. Valor promedio (± 1 desviación estándar) del sustituto de la mortalidad por pesca estimada en 2019 ($\tilde{F}_{2019}$) para cada una de las 32 especies de tiburones (ver la Tabla 2 para las definiciones de las abreviaturas) capturadas por las pesquerías pelágicas en el Océano Pacífico oriental según las estimaciones de EASI-Fish representadas como: a) todas las artes combinadas, con las especies enlistadas de la más vulnerable a la menos vulnerable (panel superior), b) la contribución a $\tilde{F}_{2019}$ por arte de pesca, y c) la contribución proporcional a $\tilde{F}_{2019}$ por arte de pesca.

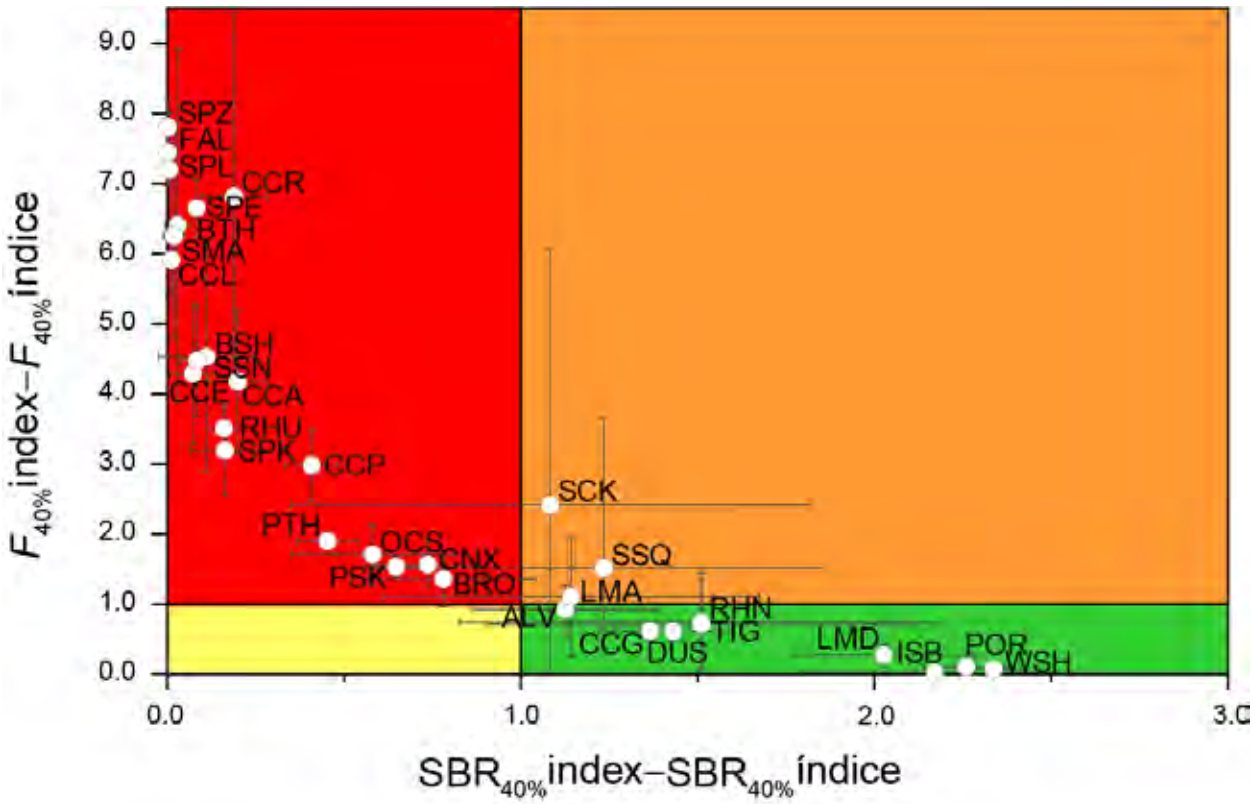


FIGURE 7. Vulnerability phase plot showing the vulnerability status of 32 shark species caught in eastern Pacific Ocean pelagic fisheries assessed by EASI-Fish represented by mean (± standard deviation) estimates the biological reference points $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ and $SBR_{2019}/SBR_{40\%}$. Labels adjacent to symbols denote species codes shown Table 6. Vulnerability status values for each species are provided in Table 6**.**

FIGURA 7. Gráfica de fase de vulnerabilidad que muestra el estado de vulnerabilidad de 32 especies de tiburones capturadas en las pesquerías pelágicas del Océano Pacífico oriental evaluadas por EASI-Fish, representadas por estimaciones promedio (± desviación estándar) de los puntos de referencia biológicos $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ y $SBR_{2019}/SBR_{40\%}$. Las etiquetas adyacentes a los símbolos indican los códigos de especie mostrados en la Tabla 6. Los valores del estado de vulnerabilidad de cada especie se presentan en la Tabla 6.

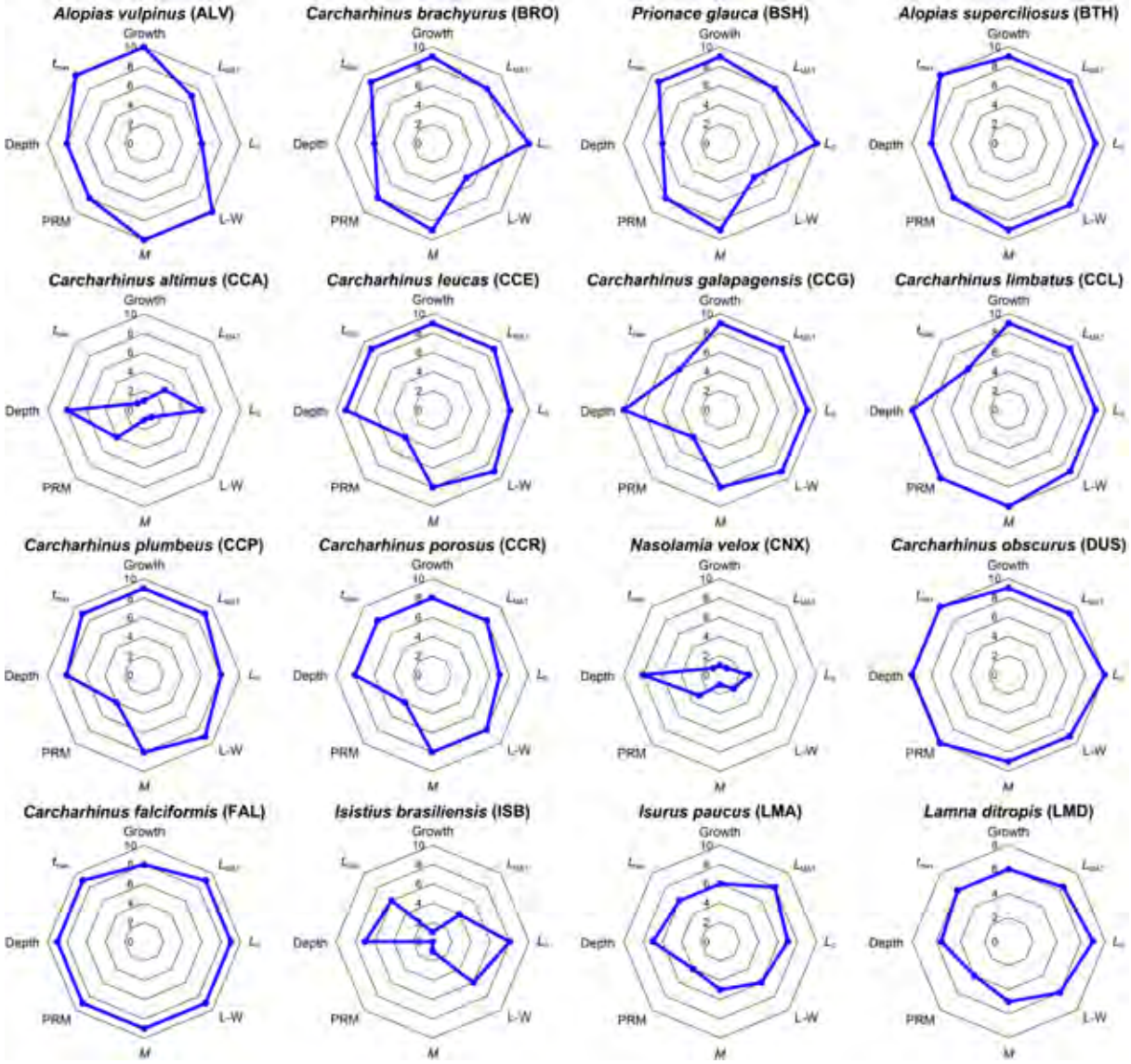


FIGURE 8. Radar plots showing the relative quality of input values for key biological and ecological parameters used in EASI-Fish models of 32 shark species caught in EPO tuna fisheries. The parameters are: maximum observed age (t_{max}), von Bertalanffy growth parameters L_∞, K, t_0, (Growth), length-at-maturity (L_{MAT}), length at birth (L_0), length-weight relationship (L-W), instantaneous natural mortality rate (M), post-release mortality rate (PRM), and depth range (Depth). Scale ranges from 0 (data absent for the species and its closely related species) to 10 (high quality species-specific data derived from the EPO).

FIGURA 8. Gráficas de radar que muestran la calidad relativa de los valores de entrada de los parámetros biológicos y ecológicos clave utilizados en los modelos EASI-Fish de 32 especies de tiburones capturadas en las pesquerías atuneras del OPO. Los parámetros son: edad máxima observada (t_{max}), parámetros de crecimiento de von Bertalanffy L_∞, K, t_0, (Crecimiento), talla de madurez (L_{MAT}), talla de nacimiento (L_0), relación talla-peso (L-W), tasa de mortalidad natural instantánea (M), tasa de mortalidad posliberación (MPL), y rango de profundidad (Profundidad). La escala va de 0 (ausencia de datos para la especie y especies estrechamente relacionadas) a 10 (datos de alta calidad específicos de la especie derivados del OPO).

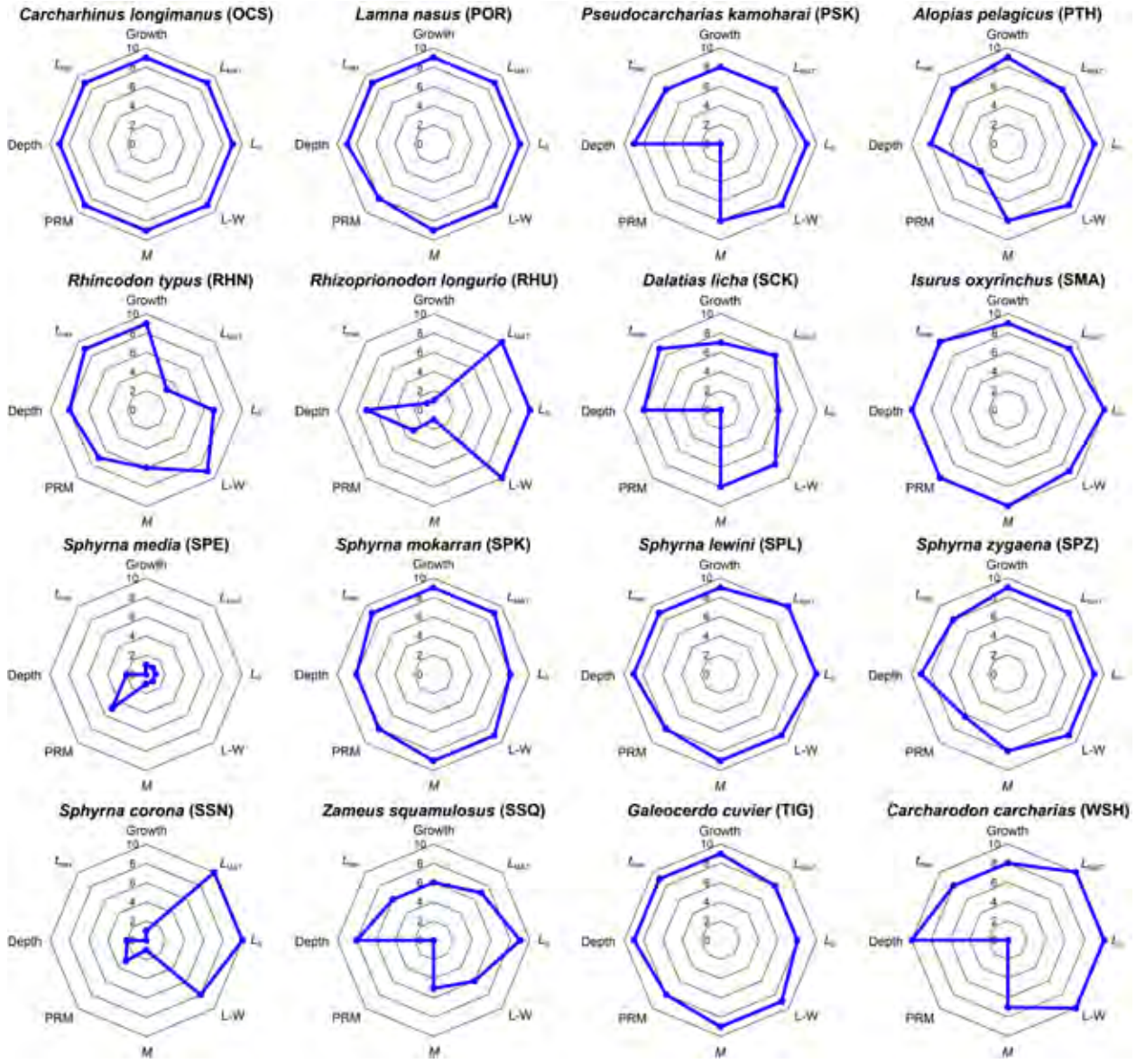


FIGURE 8. continued
FIGURA 8. continuación

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 geo-referenced and the locations of each fishing event attributed to an appropriate grid cell to indicate presence of fishing.

Fishery	Country	Year	Data resolution	Comments and data source
Industrial fisheries				
Longline	IATTC Convention Area	2019	Monthly 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).	Unpublished data from logbooks and national observer programs submitted to the IATTC.
	Mexico (Pacific Ocean and Gulf of California)	2006–2009; 2006–2013; 2009–2012; 2018	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Castillo-Geniz et al. (2016)*; Castillo-Geniz et al. (2017)*; Carreón-Zapiain et al. (2018)*; Pacific Large Pelagics Program, INAPESCA*.
	Mexico (Central Pacific coast)	2003–2011	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Hernández and Valdez Flores (2016)*
Purse-seine (Class 6 - all set types)	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.
Purse-seine (Class 1–5 - all set types)	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 .
Artisanal fisheries				
Surface-set gillnet	Chile (Northern and Central)	2016	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Martínez et al. (2017)*
	Guatemala, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica, Panama	2018	Positions of access and unloading points allocated to adjacent 0.5°x0.5° grid cells	Oliveros-Ramos et al. (2019)
	Mexico (Northwestern Gulf of California)	1998–1999	Positions of fishing camps allocated to adjacent 0.5°x0.5° grid cells	Smith et al. (2009)*
	Mexico (Southwestern Gulf of California)	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 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)*
Surface-set longline	Chile (Northern and Central)	2001–2005; 2016	Positional set data upscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Donoso and Dutton (2010); Martínez et al. (2017)*
	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, Nicaragua, Costa Rica, Panama	2018	Positions of access and unloading points allocated to adjacent 0.5°x0.5° grid cells	Oliveros-Ramos et al. (2019)
	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)*

TABLE 2. Number of fishing events where either numbers or weight was recorded for each shark species in IATTC data sources for each of the eight pelagic fisheries in the EPO included in the shark vulnerability assessment. Species represented by fewer than 20 fishing records were not included in the EASI-Fish assessment (denoted by broken horizontal line), with the exception of white shark (*Carcharodon carcharias*), which is listed by the IUCN Red List of Threatened Species as "Vulnerable". The fishery labelled "Artisanal gillnet/longline" represented combined catches for artisanal and longline data collected in the IATTC's Central American Shark Monitoring Program. Abbreviations are purse seine (PS), Class 6 (C6), Class 1-5 (C1-5), dolphin sets (DEL), non-associated sets (NOA) and sets on floating objects (OBJ).

Code	Species	Common name	Industrial longline	PS-C6 (DEL)	PS-C6 (NOA)	PS-C6 (OBJ)	PS-C1-5 (NOA)	PS-C1-5 (OBJ)	Artisanal gillnet/ longline	Artisanal longline	Total
BSH	*Prionace glauca*	Blue shark	168621	198	534	340	3	46	4	6228	175974
FAL	*Carcharhinus falciformis*	Silky shark	13440	5761	2722	55272	4	5	484	5335	83023
SMA	*Isurus oxyrinchus*	Shortfin mako shark	18492	48	445	614	6	7		1973	21585
PSK	*Pseudocarcharias kamoharai*	Crocodile shark	17760						2	26	17788
OCS	*Carcharhinus longimanus*	Oceanic whitetip shark	4223	616	324	9977	2	54		49	15245
BTH	*Alopias superciliosus*	Bigeye thresher	8111	621	710	213	8	1	29	241	9934
PTH	*Alopias pelagicus*	Pelagic thresher	6075	515	506	221	11	8	94	2319	9749
SPL	*Sphyrna lewini*	Scalloped hammerhead shark	583	331	476	1851	33	55	1009	762	5100
SPZ	*Sphyrna zygaena*	Smooth hammerhead shark	2340	194	338	1971	15	51	2	76	4987
SSQ	*Zameus squamulosus*	Velvet dogfish	3038								3038
ALV	*Alopias vulpinus*	Common thresher	290	155	216	59	4		99	53	876
CCL	*Carcharhinus limbatus*	Blacktip shark	285	78	24	35	1	1	97	338	859
LMA	*Isurus paucus*	Longfin mako shark	671								671
SPK	*Sphyrna mokarran*	Great hammerhead	72	35	42	213	2	3		68	435
CCG	*Carcharhinus galapagensis*	Galapagos shark	203		5	17			1		226
BRO	*Carcharhinus brachyurus*	Copper shark	8	22	24	114					168
CNX	*Nasolamia velox*	Whitenose shark	43	2	1			5	18	92	161
RHU	*Rhizoprionodon longurio*	Pacific sharpnose shark		1	3				140	5	149
CCE	*Carcharhinus leucas*	Bull shark	2	14	21	17	2		25	39	120
TIG	*Galeocerdo cuvier*	Tiger shark	56		5	1			18	24	104
POR	*Lamna nasus*	Porbeagle	88								88
DUS	*Carcharhinus obscurus*	Dusky shark	45	2	15	10					72
ISB	*Isistius brasiliensis*	Cookie cutter shark	66								66
RHN	*Rhincodon typus*	Whale shark	1		30	29		2			62
SCK	*Dalatias licha*	Kitefin shark	60								60
LMD	*Lamna ditropis*	Salmon shark	43								43
CCR	*Carcharhinus porosus*	Smalltail shark		3		30			5		38
CCP	*Carcharhinus plumbeus*	Sandbar shark		7	18	7					32
CCA	*Carcharhinus altimus*	Bignose shark		3		24					27

Code	Species	Common name	Industrial longline	PS-C6 (DEL)	PS-C6 (NOA)	PS-C6 (OBJ)	PS-C1-5 (NOA)	PS-C1-5 (OBJ)	Artisanal gillnet/ longline	Artisanal longline	Total
SSN	*Sphyrna corona*	Scalloped bonnethead	2	2	5	5			4	4	22
SPE	*Sphyrna media*	Scoophead		1	4	13				2	20
MUU	*Mustelus lunulatus*	Sicklefin smooth-hound							7	12	19
GAG	*Galeorhinus galeus*	Tope shark	19								19
CXP	*Cynoponticus coniceps*	Longnose velvet dogfish	18								18
GNC	*Ginglymostoma cirratum*	Nurse shark							2	13	15
CTK	*Mustelus henlei*	Brown smooth-hound							1	14	15
ODH	*Odontaspis noronhai*	Bigeye sand tiger shark	9								9
WSH	*Carcharodon carcharias*	Great white shark	6		1						7
SUC	*Squatina californica*	Pacific angelshark	4								4
CCT	*Carcharias taurus*	Sand tiger shark	3								3
CCQ	*Carcharhinus sorrah*	Spottail shark	2								2
CTD	*Mustelus dorsalis*	Sharptooth smooth-hound							2		2
DGS	*Squalus acanthias*	Picked/Spiny dogfish	2								2
NGB	*Negaprion brevirostris*	Lemon shark		1	1						2
SPJ	*Sphyrna tiburo*	Bonnethead			1	1					2
ALS	*Carcharhinus albimarginatus*	Silvertip shark								1	1
BSK	*Cetorhinus maximus*	Basking shark			1						1
QYW	*Squalus suckleyi*	Spotted spiny dogfish	1								1
TRB	*Triaenodon obesus*	Whitetip reef shark							1		1

TABLE 3. Number of presence records derived from the Secretariat of the Pacific Community (SPC) (western and central Pacific Ocean), IATTC (eastern Pacific Ocean), and AquaMaps (entire Pacific Ocean) and minimum and maximum probability of occupancy (y) threshold values for each of the 32 shark species included in the vulnerability assessment in the EPO.

Code	Scientific name	SPC	IATTC	AquaMaps	Total records	y threshold values
ALV	*Alopias vulpinus*	1907	481	335	2723	0.05, 0.40
BRO	*Carcharhinus brachyurus*	0	176	409	585	0.10, 0.30
BSH	*Prionace glauca*	111649	6271	1223	119143	0.30, 0.50
BTH	*Alopias superciliosus*	17351	2866	75	20292	0.20, 0.40
CCA	*Carcharhinus altimus*	0	57	14	71	0.05, 0.20
CCE	*Carcharhinus leucas*	124	124	72	320	0.10, 0.30
CCG	*Carcharhinus galapagensis*	789	111	66	966	0.10, 0.40
CCL	*Carcharhinus limbatus*	1206	296	199	1701	0.15, 0.40
CCP	*Carcharhinus plumbeus*	386	38	67	491	0.15, 0.40
CCR	*Carcharhinus porosus*	0	79	0	79	0.03, 0.20
CNX	*Nasolamia velox*	4	88	0	92	0.02, 0.10
DUS	*Carcharhinus obscurus*	234	76	143	453	0.02, 0.07
FAL	*Carcharhinus falciformis*	110887	8809	126	119822	0.30, 0.50
ISB	*Isistius brasiliensis*	259	59	112	430	0.20, 0.50
LMA	*Isurus paucus*	3849	380	66	4295	0.20, 0.30
LMD	*Lamna ditropis*	221	53	252	526	0.05, 0.10
OCS	*Carcharhinus longimanus*	18593	5098	525	24216	0.20, 0.40
POR	*Lamna nasus*	5134	32	133	5299	0.05, 0.10
PSK	*Pseudocarcharias kamoharai*	6640	1432	44	8116	0.05, 0.25
PTH	*Alopias pelagicus*	3405	1635	46	5086	0.10, 0.40
RHN	*Rhincodon typus*	3731	201	130	4062	0.10, 0.20
RHU	*Rhizoprionodon longurio*	0	124	0	124	0.03, 0.20
SCK	*Dalatias licha*	0	18	0	18	0.02, 0.10
SMA	*Isurus oxyrinchus*	27243	3077	58768	89088	0.25, 0.40
SPE	*Sphyrna media*	0	55	0	55	0.03, 0.25
SPK	*Sphyrna mokarran*	525	367	107	999	0.10, 0.40
SPL	*Sphyrna lewini*	890	2017	352	3259	0.10, 0.50
SPZ	*Sphyrna zygaena*	739	1993	195	2927	0.20, 0.50
SSN	*Sphyrna corona*	0	50	0	50	0.03, 0.20
SSQ	*Zameus squamulosus*	3997	796	42	4835	0.15, 0.25
TIG	*Galeocerdo cuvier*	932	95	450	1477	0.05, 0.20
WSH	*Carcharodon carcharias*	79	79	594	752	0.07, 0.25

TABLE 4. Biological parameters for 32 shark species assessed using EASI-Fish including length type (fork length–FL, precaudal length–PCL, total length–TL), maximum recorded age (t_{max}), von Bertalanffy growth parameters (L_∞, K, t_0), length-weight relationship parameters *a* and *b*, length-at-maturity (L_{MAT}), and natural mortality (M). L_{MAT} values reflect either the length-at-50% maturity (L_{50}) or the length at first maturity (L_m). Values for M show the fixed value used in stock assessment (source shown), or the mean value derived from various mortality estimators ("M method") defined in Table S2. Values shown in parentheses are the minimum and maximum values uniform (^{U}) distribution priors used in 10,000 iterations of Monte Carlo simulations. Sources of biological parameters are shown in Table S5.

Species	Length type	t_{max} (yrs)	L_{inf} (yr^{-1})	K (yr^{-1})	t_0 (yr^{-1})	L-W *a* L-W *b*	L_{MAT} (cm)	M (yr^{-1})	M method
Alopias vulpinus	FL	22	251.9	0.129	-2.88	0.00001882 2.519	160.0 $^L{}_m$	0.23 (0.19–0.29)^U	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Carcharhinus brachyurus	TL	31	308.0	0.150	-1.90	0.0104 2.900	222.2 $^L{}_{50}$	0.192 (0.14–0.23)^U	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Prionace glauca	PCL	28.6	267.2	0.134	-1.13	0.00000538 3.102	156.6 $^L{}_{50}$	0.19 (0.15–0.23)^U	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Alopias superciliosus	PCL	20	224.6	0.092	-4.21	0.0000687 2.769	178.0 $^L{}_{50}$	0.22 (0.14–0.32)^U	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Carcharhinus altimus	TL	21	303.2	0.100	-2.30	0.000001016 3.461	225.0 $^L{}_{50}$	0.22 (0.15–0.30)^U	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Carcharhinus leucas	TL	27	350.7	0.082	-2.49	0.00000427 3.070	257.0 $^L{}_{50}$	0.17 (0.12–0.24)^U	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Carcharhinus galapagensis	TL	15	230.0	0.541	-0.78	0.0000057 3.028	215.0 $^L{}_m$	0.50 (0.29–0.81)^U	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Carcharhinus limbatus	TL	24	263.6	0.142	-2.40	0.00000437 3.061	200.2 $^L{}_{50}$	0.22 (0.18–0.27)^U	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Carcharhinus plumbeus	TL	23	223.0	0.100	-4.50	0.00000189 3.230	175.0 $^L{}_{50}$	0.21 (0.15–0.28)^U	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Carcharhinus porosus	TL	12	136.3	0.076	-3.28	0.013 2.759	70.0 $^L{}_m$	0.33 (0.11–0.50)^U	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Nasolamia velox	TL	15	153.3	0.190	-0.57	0.0024 3.142	90.0 $^L{}_m$	0.33 (0.29–0.41)^U	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Carcharhinus obscurus	TL	29	456.0	0.046	-4.23	0.00000203 3.216	281.0 $^L{}_{50}$	0.15 (0.07-0.22)^U	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Carcharhinus falciformis	TL	16	332.0	0.084	-2.76	0.0000273 2.860	215.0 $^L{}_{50}$	0.18	Clarke et al. (2018)
Isistius brasiliensis	TL	7	43.80	0.410	-0.90	0.00000372 3.120	39.0 $^L{}_m$	0.68 (0.61-0.82)^U	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Isurus paucus	TL	31	384.6	0.090	-5.50	0.0000167 2.847	230.0 $^L{}_{50}$	0.16 (0.14-0.21)^U	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Lamna ditropis	PCL	20	207.4	0.170	-2.30	0.000044 2.875	164.7 $^L{}_{50}$	0.26 (0.22-0.32)^U	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Carcharhinus longimanus	TL	18	309.4	0.085	-2.50	0.0000166 2.891	193.4 $^L{}_{50}$	0.18 (0.10-0.26)^U	Tremblay-Boyer et al. (2019)

Species	Length type	t_{max} (yrs)	L_{inf} (yr^{-1})	K (yr^{-1})	t_0 (yr^{-1})	L-W *a* L-W *b*	L_{MAT} (cm)	M (yr^{-1})	M method
Lamna nasus	FL	35	210.9	0.086	-3.50	0.00000891 3.128	175.0 ^{L_m}	0.147 (0.12-0.19)^{U}	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Pseudocarcharias kamoharai	FL	13	120.7	0.186	-2.20	0.00009 2.312	84.9 $^{L_{50}}$	0.36 (0.28-0.47)^{U}	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Alopias pelagicus	TL	24	328.1	0.121	-4.95	0.000159 2.613	285.3 $^{L_{50}}$	0.21 (0.18-0.27)^{U}	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Rhincodon typus	TL	42	1560.7	0.042	-0.78	0.0000121 2.862	810.0 $^{L_{50}}$	0.108 (0.06-0.16)^{U}	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Rhizoprionodon longurio	TL	15	113.0	0.190	-0.62	0.00000035 3.539	92.9 $^{L_{50}}$	0.33 (0.29-0.41)^{U}	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Dalatias licha	TL	11	122.0	0.205	-1.98	0.00000003 3.786	132.57 $^{L_{50}}$	0.41 (0.31-0.55)^{U}	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Isurus oxyrinchus	PCL	31	308.3	0.090	-2.5.0	0.0000167 2.847	256 $^{L_{50}}$	0.13 (0.13-0.21)^{U}	ISC (2018)
Sphyrna media	TL	14.5	153.3	0.200	-0.54	0.00000015 3.750	76.7 ^{L_m}	0.34 (0.30-0.42)^{U}	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Sphyrna mokarran	TL	39	402.7	0.079	-2.00	0.00000123 3.240	227.9 $^{L_{50}}$	0.13 (0.11-0.17)^{U}	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Sphyrna lewini	TL	21	289.6	0.161	-1.00	0.00000399 3.030	219.4 $^{L_{50}}$	0.23 (0.21-0.30)^{U}	López-Martínez et al. (2020)
Sphyrna zygaena	TL	25	375.2	0.111	-1.31	0.0000024 3.150	200.0 $^{L_{50}}$	0.15 (0.15-0.26)^{U}	Tsai et al. (2018)
Sphyrna corona	TL	9	94.7	0.320	-1.00	0.00000015 3.750	56.9 $^{L_{50}}$	0.54 (0.48-0.66)^{U}	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Zameus squamulosus	TL	54	96.1	0.072	-6.13	0.002 3.234	71.5 ^{L_m}	0.11 (0.08-0.13)^{U}	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Galeocerdo cuvier	TL	33	441.1	0.060	-2.50	0.000000142 3.669	330.0 ^{L_m}	0.14 (0.09-0.20)^{U}	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J
Carcharodon carcharias	FL	44	466.8	0.100	-3.70	0.00000758 3.080	417.0 ^{L_m}	0.14 (0.10-0.15)^{U}	H_{tmax}, H_{nls}, P_{nls}, P_{LKT}, J

TABLE 5. Natural mortality (*M*) estimators used in the present study. A flow diagram showing the hierarchical selection of estimators depending on data available is shown in Fig. S4.

Estimator	Equation	Citation
$\text{Hoenig}_{\text{tmax}}$	$M = \frac{4.3}{t_{max}}$	Hoenig (1983)
$\text{Hoenig}_{\text{nls}}$	$M = 4.899 t_{max}^{-0.916}$	Then *et al.* (2015)
Jensen (*J*)	$M = 1.60\ K$	Jensen (1996)
$\text{Pauly}_{\text{nls}}$	$M = 4.118 K^{0.73} L_{\infty}^{-0.33}$	Then *et al.* (2015)
$\text{Pauly}_{\text{LKT}}$	$\log M = -0.0066 - 0.279 \ln L_{\infty} + 0.6543 \ln K + 0.4634 \ln T$	Pauly (1980)
Pauly_{KT}	$M = K e^{-0.22+0.3 \ln T}$	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^{-1})
$t_{\max}$ = maximum observed age of animals in the stock.
L_{∞} = 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^{-1}).
T= mean water temperature (°C) at the location and depth range inhabited by the species.

TABLE 6. Estimated mean (+/- standard deviation) values for proxy fishing mortality ($\tilde{F}_{2019}$), spawning stock biomass-per-recruit (SBR_{2019}), and biological reference points ($F_{40\%}$ and $SBR_{40\%}$) for 32 shark species in 2019 caught in pelagic fisheries of the eastern Pacific Ocean. Red, orange and green colors indicate scenarios where the stock was classified as "most vulnerable", "increasingly vulnerable" or "least vulnerable", respectively. Specific model parameter values used in each scenario are shown in Table 2.

Code	Species	$F_{2019}/F_{40\%}$	$F_{2019}/F_{40\%}$ Std Dev	$SBR_{2019}/SBR_{40\%}$	$SBR_{2019}/SBR_{40\%}$ Std Dev
ALV	*Alopias vulpinus*	0.924	0.355	1.126	0.262
BRO	*Carcharhinus brachyurus*	1.356	0.396	0.782	0.262
BSH	*Prionace glauca*	4.526	1.623	0.111	0.134
BTH	*Alopias superciliosus*	6.404	2.526	0.030	0.036
CCA	*Carcharhinus altimus*	4.173	1.014	0.199	0.084
CCE	*Carcharhinus leucas*	4.284	1.006	0.073	0.066
CCG	*Carcharhinus galapagensis*	0.615	0.131	1.366	0.146
CCL	*Carcharhinus limbatus*	5.911	0.520	0.012	0.007
CCP	*Carcharhinus plumbeus*	2.980	0.508	0.409	0.075
CCR	*Carcharhinus porosus*	6.814	2.616	0.189	0.094
CNX	*Nasolamia velox*	1.559	0.339	0.737	0.147
DUS	*Carcharhinus obscurus*	0.610	0.133	1.431	0.167
FAL	*Carcharhinus falciformis*	7.447	0.477	0.002	0.001
ISB	*Isistius brasiliensis*	0.021	0.020	2.171	0.381
LMA	*Isurus paucus*	1.104	0.858	1.142	0.533
LMD	*Lamna ditropis*	0.264	0.154	2.026	0.262
OCS	*Carcharhinus longimanus*	1.706	0.427	0.581	0.229
POR	*Lamna nasus*	0.102	0.051	2.260	0.121
PSK	*Pseudocarcharias kamoharai*	1.529	0.159	0.648	0.089
PTH	*Alopias pelagicus*	1.903	0.084	0.446	0.037
RHN	*Rhincodon typus*	0.738	0.694	1.510	0.684
RHU	*Rhizoprionodon longurio*	3.504	0.380	0.161	0.039
SCK	*Dalatias licha*	2.411	3.670	1.083	0.734
SMA	*Isurus oxyrinchus*	6.254	1.468	0.019	0.029
SPE	*Sphyrna media*	6.648	0.422	0.083	0.011
SPK	*Sphyrna mokarran*	3.192	0.649	0.163	0.099
SPL	*Sphyrna lewini*	7.196	0.821	0.006	0.003
SPZ	*Sphyrna zygaena*	7.808	0.382	0.002	0.001
SSN	*Sphyrna corona*	4.470	0.794	0.084	0.046
SSQ	*Zameus squamulosus*	1.512	2.147	1.235	0.622
TIG	*Galeocerdo cuvier*	0.708	0.624	1.511	0.606
WSH	*Carcharodon carcharias*	0.070	0.032	2.337	0.076

APPENDIX 1. Susceptibility parameter values (see Eq. 1) for the 32 species included in the EASI-Fish vulnerability assessment of sharks caught by EPO pelagic fisheries in 2019. All parameter values were fixed in the model except for *G* and P_{xj}, which were allowed to vary following a uniform distribution prior between the values shown in parentheses.

		Industrial longline						Purse-seine - Class 6 (DEL)						Purse-seine - Class 6 (NOA)					
Code	**Scientific name**	***Gx/G***	***Dx***	***Axj***	***Exj***	***Cxj***	***Pxj***	***Gx/G***	***Dx***	***Axj***	***Exj***	***Cxj***	***Pxj***	***Gx/G***	***Dx***	***Axj***	***Exj***	***Cxj***	***Pxj***
ALV	*Alopias vulpinus*	0.39-0.59	1	1	0.55-1	76-252	1	0.13-0.29	0.80	1	0.37-0.67	50-252	1	0.06-0.16	0.80	1	0.37-0.67	50-252	1
BRO	*Carcharhinus brachyurus*	0.66-0.71	1	1	0.83-1	189-280	1	0.28-0.29	0.80	1	0.56-1	74-308	1	0.12-0.14	0.80	1	0.56-1	74-308	1
BSH	*Prionace glauca*	0.59-0.68	1	1	0.63-1	34-267	1	0.10-0.13	0.80	1	0.42-1	35-267	1	0.04-0.06	0.80	1	0.42-1	35-267	1
BTH	*Alopias superciliosus*	0.68-0.79	1	1	0.55-1	69-225	1	0.14-0.20	0.80	1	0.37-0.67	69-225	1	0.06-0.08	0.80	1	0.37-0.67	69-225	1
CCA	*Carcharhinus altimus*	0.50-0.67	1	1	0.82-1	60-303	1	0.26-0.30	0.80	1	0.52-1	60-303	1	0.11-0.15	0.80	1	0.52-1	60-303	1
CCE	*Carcharhinus leucas*	0.16-0.48	1	1	1-1	56-351	1	0.25-0.25	0.80	1	0.98-1	100-294	1	0.13-0.15	0.80	1	0.98-1	100-294	1
CCG	*Carcharhinus galapagensis*	0.65-0.65	1	1	1-1	137-256	1	0.26-0.36	0.80	1	0.70-1	83-230	1	0.12-0.12	0.80	1	0.70-1	83-230	1
CCL	*Carcharhinus limbatus*	0.45-0.62	1	1	1-1	115-264	1	0.31-0.41	0.80	1	1-1	73-235	1	0.14-0.14	0.80	1	1-1	73-235	1
CCP	*Carcharhinus plumbeus*	0.64-0.73	1	1	1-1	81-223	1	0.25-0.28	0.80	1	0.71-1	117-146	1	0.11-0.11	0.80	1	0.71-1	117-146	1
CCR	*Carcharhinus porosus*	0.44-0.63	1	1	1-1	28-136	1	0.21-0.27	0.80	1	1-1	28-136	1	0.10-0.17	0.80	1	1-1	28-136	1
CNX	*Nasolamia velox*	0.11-0.16	1	1	1-1	53-153	1	0.22-0.24	0.80	1	1-1	53-153	1	0.13-0.14	0.80	1	1-1	53-153	1
DUS	*Carcharhinus obscurus*	0.19-0.42	1	1	1-1	136-240	1	0.18-0.37	0.80	1	1-1	101-137	1	0.09-0.15	0.80	1	1-1	101-137	1
FAL	*Carcharhinus falciformis*	0.74-0.79	1	1	1-1	48-158	1	0.21-0.25	0.80	1	1-1	48-271	0.32-0.93	0.08-0.10	0.80	1	1-1	48-271	0.32-0.93
ISB	*Isistius brasiliensis*	0.65-0.78	1	1	0.08-0.43	20-44	1	0.08-0.15	0.80	1	0.05-0.29	14-44	1	0.06-0.06	0.80	1	0.05-0.29	14-44	1
LMA	*Isurus paucus*	0.93-0.98	1	1	0.38-1	122-331	1	0.16-0.20	0.80	1	0.25-0.65	122-385	1	0.07-0.07	0.80	1	0.25-0.65	122-385	1
LMD	*Lamna ditropis*	0.46-0.48	1	1	0.30-0.75	100-207	1	0.02-0.05	0.80	1	0.20-0.50	67-207	1	0.01-0.01	0.80	1	0.20-0.50	67-207	1
OCS	*Carcharhinus longimanus*	0.74-0.79	1	1	0.95-1	64-293	0.15-0.20	0.17-0.23	0.80	1	0.63-1	64-283	0.85-1	0.07-0.09	0.80	1	0.63-1	64-283	0.85-1
POR	*Lamna nasus*	0.12-0.14	1	1	0.43-1	126-156	1	0.07-0.10	0.80	1	0.29-0.67	58-211	1	0.07-0.07	0.80	1	0.29-0.67	58-211	1
PSK	*Pseudocarcharias kamoharai*	0.72-0.88	1	1	0.51-0.51	40-121	1	0.15-0.20	0.80	1	0.34-0.34	40-121	1	0.06-0.07	0.80	1	0.34-0.34	40-121	1
PTH	*Alopias pelagicus*	0.71-0.75	1	1	1-1	155-328	1	0.17-0.30	0.80	1	0.67-0.8	155-328	1	0.07-0.12	0.80	1	0.67-0.80	155-328	1
RHN	*Rhincodon typus*	0.70-0.83	1	1	0.30-1	64-1561	1	0.24-0.26	0.80	1	0.20-1	64-1561	0.10-0.20	0.13-0.13	0.80	1	0.20-1	64-1561	0.10-0.20
RHU	*Rhizoprionodon longurio*	0.04-0.09	1	1	1-1	31-113	1	0.13-0.15	0.80	1	1-1	31-113	1	0.13-0.13	0.80	1	1-1	31-113	1
SCK	*Dalatias licha*	0.85-0.88	1	1	0.15-1	52-139	1	0.22-0.22	0.80	1	0.09-1	35-139	1	0.10-0.13	0.80	1	0.09-1	35-139	1
SMA	*Isurus oxyrinchus*	0.67-0.68	1	1	0.75-1	60-308	1	0.12-0.14	0.80	1	0.50-1	60-308	1	0.05-0.06	0.80	1	0.50-1	60-308	1
SPE	*Sphyrna media*	0.07-0.14	1	1	1-1	30-153	1	0.23-0.31	0.80	1	1-1	30-153	1	0.18-0.19	0.80	1	1-1	30-153	1
SPK	*Sphyrna mokarran*	0.56-0.69	1	1	1-1	142-283	1	0.23-0.32	0.80	1	0.67-1	80-330	1	0.10-0.15	0.80	1	0.67-1	80-330	1
SPL	*Sphyrna lewini*	0.65-0.73	1	1	1-1	47-290	1	0.20-0.31	0.80	1	0.73-1	47-290	1	0.09-0.14	0.80	1	0.73-1	47-290	1
SPZ	*Sphyrna zygaena*	0.68-0.73	1	1	1-1	55-340	1	0.20-0.29	0.80	1	1-1	55-375	1	0.09-0.13	0.80	1	1-1	55-375	1
SSN	*Sphyrna corona*	0.16-0.52	1	1	1-1	22-95	1	0.24-0.28	0.80	1	1-1	22-95	1	0.13-0.13	0.80	1	1-1	22-95	1
SSQ	*Zameus squamulosus*	0.74-0.89	1	1	0.15-1	30-96	1	0.16-0.19	0.80	1	0.10-0.67	25-96	1	0.06-0.07	0.80	1	0.10-0.67	25-96	1
TIG	*Galeocerdo cuvier*	0.23-0.39	1	1	0.33-1	80-242	1	0.18-0.35	0.80	1	0.22-1	80-441	1	0.09-0.14	0.80	1	0.22-1	80-441	1
WSH	*Carcharodon carcharias*	0.09-0.41	1	1	0.75-1	147-467	1	0.14-0.21	0.80	1	0.50-1	147-467	1	0.06-0.11	0.80	1	0.50-1	147-467	1

APPENDIX 1. continued

		Purse-seine - Class 6 (OBJ)						Purse-seine - Class 1-5 (NOA)						Purse-seine - Class 1-5 (OBJ)					
Code	**Scientific name**	***Gx/G***	***Dx***	***Axj***	***Exj***	***Cxj***	***Pxj***	***Gx/G***	***Dx***	***Axj***	***Exj***	***Cxj***	***Pxj***	***Gx/G***	***Dx***	***Axj***	***Exj***	***Cxj***	***Pxj***
ALV	*Alopias vulpinus*	0.19-0.24	0.80	1	0.37-0.67	50-252	1	0.01-0.06	0.80	1	0.22-0.40	50-252	1	0.05-0.15	0.80	1	0.22-0.40	50-252	1
BRO	*Carcharhinus brachyurus*	0.40-0.42	0.80	1	0.56-1	74-308	1	0.03-0.03	0.80	1	0.33-0.60	74-308	1	0.08-0.11	0.80	1	0.33-0.60	74-308	1
BSH	*Prionace glauca*	0.15-0.20	0.80	1	0.42-1	35-267	1	0.01-0.01	0.80	1	0.25-1	35-267	1	0.04-0.05	0.80	1	0.25-1	35-267	1
BTH	*Alopias superciliosus*	0.21-0.29	0.80	1	0.37-0.67	69-225	1	0.01-0.02	0.80	1	0.22-0.40	100-216	1	0.05-0.07	0.80	1	0.22-0.40	100-216	1
CCA	*Carcharhinus altimus*	0.36-0.43	0.80	1	0.52-1	60-303	1	0.02-0.05	0.80	1	0.28-0.95	60-303	1	0.10-0.21	0.80	1	0.28-0.95	60-303	1
CCE	*Carcharhinus leucas*	0.08-0.25	0.80	1	0.98-1	100-294	1	0.04-0.05	0.80	1	0.59-1	100-294	1	0.06-0.14	0.80	1	0.59-1	100-294	1
CCG	*Carcharhinus galapagensis*	0.25-0.32	0.80	1	0.70-1	83-230	1	0.03-0.03	0.80	1	0.42-1	83-230	1	0.08-0.1	0.80	1	0.42-1	83-230	1
CCL	*Carcharhinus limbatus*	0.17-0.31	0.80	1	1-1	73-235	1	0.04-0.06	0.80	1	0.86-1	168-212	1	0.11-0.13	0.80	1	0.86-1	168-212	1
CCP	*Carcharhinus plumbeus*	0.14-0.22	0.80	1	0.71-1	117-146	1	0.00-0.02	0.80	1	0.43-1	81-223	1	0.00-0.07	0.80	1	0.43-1	81-223	1
CCR	*Carcharhinus porosus*	0.34-0.45	0.80	1	1-1	28-136	1	0.02-0.06	0.80	1	1-1	28-136	1	0.10-0.20	0.80	1	1-1	28-136	1
CNX	*Nasolamia velox*	0.08-0.16	0.80	1	1-1	53-153	1	0.04-0.07	0.80	1	0.59-1	53-153	1	0.06-0.14	0.80	1	0.59-1	53-153	1
DUS	*Carcharhinus obscurus*	0.09-0.21	0.80	1	1-1	101-137	1	0.03-0.06	0.80	1	0.60-1	101-137	1	0.05-0.08	0.80	1	0.60-1	101-137	1
FAL	*Carcharhinus falciformis*	0.30-0.36	0.80	1	1-1	48-271	0.32-0.93	0.02-0.02	0.80	1	0.73-1	48-271	0.32-0.32	0.07-0.09	0.80	1	0.73-1	48-271	0.32-0.93
ISB	*Isistius brasiliensis*	0.16-0.19	0.80	1	0.05-0.29	14-44	1	0.01-0.01	0.80	1	0.03-0.17	14-44	1	0.01-0.04	0.80	1	0.03-0.17	14-44	1
LMA	*Isurus paucus*	0.29-0.31	0.80	1	0.25-0.65	122-385	1	0	0.80	1	0.14-0.37	122-385	1	0.01-0.03	0.80	1	0.14-0.37	122-385	1
LMD	*Lamna ditropis*	0.01-0.03	0.80	1	0.20-0.50	67-207	1	0	0.80	1	0.12-0.30	67-207	1	0-0	0.80	1	0.12-0.3	67-207	1
OCS	*Carcharhinus longimanus*	0.25-0.32	0.80	1	0.63-1	64-283	0.85-1	0.02-0.02	0.80	1	0.38-1	140-270	0.85-0.85	0.06-0.08	0.80	1	0.38-1	140-270	0.85-1
POR	*Lamna nasus*	0.07-0.10	0.80	1	0.29-0.67	58-211	1	0.02-0.03	0.80	1	0.17-0.40	58-211	1	0.02-0.04	0.80	1	0.17-0.4	58-211	1
PSK	*Pseudocarcharias kamoharai*	0.23-0.32	0.80	1	0.34-0.34	40-121	1	0.01-0.01	0.80	1	0.20-0.20	40-121	1	0.05-0.05	0.80	1	0.20-0.20	40-121	1
PTH	*Alopias pelagicus*	0.25-0.38	0.80	1	0.67-0.80	155-328	1	0.02-0.03	0.80	1	0.40-0.48	155-328	1	0.06-0.10	0.80	1	0.40-0.48	155-328	1
RHN	*Rhincodon typus*	0.23-0.32	0.80	1	0.20-1	64-1561	0.1-0.2	0.02-0.04	0.80	1	0.12-1	120-1300	0.1-0.1	0.04-0.10	0.80	1	0.12-1	120-1300	0.10-0.20
RHU	*Rhizoprionodon longurio*	0.01-0.10	0.80	1	1-1	31-113	1	0.01-0.06	0.80	1	1-1	31-113	1	0.00-0.06	0.80	1	1-1	31-113	1
SCK	*Dalatias licha*	0.43-0.51	0.80	1	0.09-1	35-139	1	0.00-0.02	0.80	1	0.05-0.51	35-139	1	0.03-0.08	0.80	1	0.05-0.51	35-139	1
SMA	*Isurus oxyrinchus*	0.18-0.21	0.80	1	0.50-1	60-308	1	0.01-0.01	0.80	1	0.30-1	120-195	1	0.04-0.05	0.80	1	0.30-1	120-195	1
SPE	*Sphyrna media*	0.19-0.24	0.80	1	1-1	30-153	1	0.06-0.08	0.80	1	1-1	30-153	1	0.14-0.20	0.80	1	1-1	30-153	1
SPK	*Sphyrna mokarran*	0.30-0.34	0.80	1	0.67-1	80-330	1	0.02-0.06	0.80	1	0.40-1	80-330	1	0.08-0.17	0.80	1	0.40-1	80-330	1
SPL	*Sphyrna lewini*	0.30-0.42	0.80	1	0.73-1	47-290	1	0.02-0.04	0.80	1	0.44-1	47-290	1	0.07-0.13	0.80	1	0.44-1	47-290	1
SPZ	*Sphyrna zygaena*	0.30-0.42	0.80	1	1-1	55-375	1	0.02-0.03	0.80	1	0.83-1	55-375	1	0.07-0.11	0.80	1	0.83-1	55-375	1
SSN	*Sphyrna corona*	0.14-0.36	0.80	1	1-1	22-95	1	0.04-0.06	0.80	1	1-1	22-95	1	0.14-0.15	0.80	1	1-1	22-95	1
SSQ	*Zameus squamulosus*	0.26-0.34	0.80	1	0.10-0.67	25-96	1	0.00-0.01	0.80	1	0.06-0.40	25-96	1	0.05-0.06	0.80	1	0.06-0.40	25-96	1
TIG	*Galeocerdo cuvier*	0.06-0.15	0.80	1	0.22-1	80-441	1	0.03-0.04	0.80	1	0.13-1	80-441	1	0.04-0.08	0.80	1	0.13-1	80-441	1
WSH	*Carcharodon carcharias*	0.05-0.07	0.80	1	0.50-1	147-467	1	0.02-0.04	0.80	1	0.30-1	147-467	1	0.02-0.04	0.80	1	0.30-1	147-467	1

APPENDIX 1. continued

		Artisanal gillnet						Artisanal longline					
Code	**Scientific name**	***Gx/G***	***Dx***	***Axj***	***Exj***	***Cxj***	***Pxj***	***Gx/G***	***Dx***	***Axj***	***Exj***	***Cxj***	***Pxj***
ALV	*Alopias vulpinus*	0.01-0.05	1	1	0.18-0.33	80-252	1	0.09-0.42	1	1	0.18-0.33	88-252	1
BRO	*Carcharhinus brachyurus*	0.02-0.04	1	1	0.28-0.50	74-308	1	0.16-0.20	1	1	0.28-0.50	74-308	1
BSH	*Prionace glauca*	0.01-0.01	1	1	0.21-0.83	34-267	1	0.07-0.09	1	1	0.21-0.83	34-267	1
BTH	*Alopias superciliosus*	0.01-0.01	1	1	0.18-0.33	69-225	1	0.10-0.12	1	1	0.18-0.33	69-225	1
CCA	*Carcharhinus altimus*	0.02-0.03	1	1	0.22-0.75	60-303	1	0.18-0.32	1	1	0.22-0.75	60-303	1
CCE	*Carcharhinus leucas*	0.04-0.14	1	1	0.49-1	56-351	1	0.33-0.44	1	1	0.49-1	91-315	1
CCG	*Carcharhinus galapagensis*	0.03-0.04	1	1	0.35-1	83-230	1	0.23-0.28	1	1	0.35-1	83-230	1
CCL	*Carcharhinus limbatus*	0.03-0.08	1	1	0.71-1	73-264	1	0.25-0.41	1	1	0.71-1	73-264	1
CCP	*Carcharhinus plumbeus*	0.04-0.07	1	1	0.36-1	81-223	1	0.13-0.23	1	1	0.36-1	81-223	1
CCR	*Carcharhinus porosus*	0.02-0.07	1	1	1-1	28-136	1	0.18-0.40	1	1	1-1	28-136	1
CNX	*Nasolamia velox*	0.07-0.16	1	1	0.48-1	53-153	1	0.40-0.42	1	1	0.48-1	53-153	1
DUS	*Carcharhinus obscurus*	0.03-0.09	1	1	0.50-1	101-456	1	0.21-0.27	1	1	0.50-1	101-456	1
FAL	*Carcharhinus falciformis*	0.01-0.01	1	1	0.61-1	48-332	1	0.13-0.14	1	1	0.61-1	48-302	1
ISB	*Isistius brasiliensis*	0.02-0.02	1	1	0.03-0.14	14-44	1	0.06-0.10	1	1	0.03-0.14	14-44	1
LMA	*Isurus paucus*	0	1	1	0.11-0.30	122-385	1	0.02-0.05	1	1	0.11-0.30	122-385	1
LMD	*Lamna ditropis*	0	1	1	0.10-0.25	67-207	1	0.01-0.01	1	1	0.10-0.25	67-207	1
OCS	*Carcharhinus longimanus*	0.01-0.01	1	1	0.32-1	64-309	1	0.11-0.13	1	1	0.32-1	64-309	1
POR	*Lamna nasus*	0.02-0.02	1	1	0.14-0.33	58-211	1	0.12-0.13	1	1	0.14-0.33	58-211	1
PSK	*Pseudocarcharias kamoharai*	0.00-0.01	1	1	0.17-0.17	40-121	1	0.06-0.10	1	1	0.17-0.17	40-121	1
PTH	*Alopias pelagicus*	0.01-0.02	1	1	0.33-0.40	155-328	1	0.11-0.2	1	1	0.33-0.40	155-328	1
RHN	*Rhincodon typus*	0.02-0.03	1	1	0.10-1	64-1561	1	0.22-0.25	1	1	0.10-1	64-1561	1
RHU	*Rhizoprionodon longurio*	0.11-0.26	1	1	1-1	31-113	1	0.35-0.40	1	1	1-1	31-113	1
SCK	*Dalatias licha*	0	1	1	0.04-0.39	35-139	1	0.05-0.11	1	1	0.04-0.39	35-139	1
SMA	*Isurus oxyrinchus*	0.01-0.01	1	1	0.25-1	60-308	1	0.08-0.09	1	1	0.25-1	60-292	1
SPE	*Sphyrna media*	0.17-0.19	1	1	1-1	30-153	1	0.68-0.68	1	1	1-1	30-153	1
SPK	*Sphyrna mokarran*	0.02-0.04	1	1	0.33-1	70-403	1	0.16-0.38	1	1	0.33-1	110-280	1
SPL	*Sphyrna lewini*	0.02-0.03	1	1	0.36-1	47-290	1	0.14-0.25	1	1	0.36-1	47-290	1
SPZ	*Sphyrna zygaena*	0.02-0.02	1	1	0.69-1	55-375	1	0.14-0.22	1	1	0.69-1	65-315	1
SSN	*Sphyrna corona*	0.03-0.17	1	1	1-1	22-95	1	0.28-0.62	1	1	1-1	22-95	1
SSQ	*Zameus squamulosus*	0.00-0.01	1	1	0.05-0.33	25-96	1	0.06-0.09	1	1	0.05-0.33	25-96	1
TIG	*Galeocerdo cuvier*	0.03-0.10	1	1	0.11-1	80-441	1	0.20-0.29	1	1	0.11-1	80-248	1
WSH	*Carcharodon carcharias*	0.03-0.06	1	1	0.25-1	147-467	1	0.12-0.15	1	1	0.25-1	147-467	1

APPENDIX 2. Justifications and assumptions for the use of parameter values (see Table 2) for describing the susceptibility of capture of 32 shark species in the eight fisheries included in the EASI-Fish assessment for the eastern Pacific Ocean in 2019.

Species	Fishery	Resolution of grid cells for (G_x)	Fishing season duration (D_x)	Seasonal availability (A_{xj})	Encounterability (E_{xj})	Contact selectivity (C_{xj})	Post-release mortality (PCM) (P_{xj})
ALV	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 400 (± 300-543) m like *A. superciliosus* (Musyl et al., 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (76-460 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 62.5% PRM in Pacific industrial longlines (Musyl et al., 2011).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 400 (± 300-543) m like *A. superciliosus* (Musyl et al., 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (50-457 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 0-26% PRM in a recreational line fishery (Heberer et al., 2010; Sepulveda 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 0m to 400 (± 300-543) m like *A. superciliosus* (Musyl et al., 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (50-457 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 0-26% PRM in a recreational line fishery (Heberer et al., 2010; Sepulveda 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 0m to 400 (± 300-543) m like *A. superciliosus* (Musyl et al., 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (50-457 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 0-26% PRM in a recreational line fishery (Heberer et al., 2010; Sepulveda et al., 2015).
	Purse-seine C1–5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-120 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 400 (± 300-543) m like *A. superciliosus* (Musyl et al., 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths in purse-seine Class 6 sets (50-457 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 0-26% PRM in a recreational line fishery (Heberer et al., 2010; Sepulveda et al., 2015).
	Purse-seine C1–5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-120 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 400 (± 300-543) m like *A. superciliosus* (Musyl et al., 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths in purse-seine Class 6 sets (50-457 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 0-26% PRM in a recreational line fishery (Heberer et al., 2010; Sepulveda et al., 2015).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–100 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 0m to 400 (± 300-543) m like *A. superciliosus* (Musyl et al., 2011).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (80 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species. If released from gillnets, potential PRM for *Alopias* spp. likely to near 100% (Caretta et al., 2004).
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species assumed to primarily inhabit 0m to 400 (± 300-543) m like *A. superciliosus* (Musyl et al., 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (88-324 cm TL) (IATTC/WWF observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 62.5% PRM in Pacific industrial longlines (Musyl et al., 2011).
BRO	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 360 (± 200-360) m (Weigmann, 2016).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (189-280cm PCL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 5.1% (95% CI 0.6-17.3%) PRM from industrial pelagic longlines based on closely related species, *C. obscurus* (Sulikowski et al., 2020).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 360 (± 200-360) m (Weigmann, 2016).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (74 cm TL) to L_∞.	Assumed 100% PRM in absence of PRM data from purse-seine sets, but noting PRM of closely related *C. falciformis* was 69–82% (Eddy et al., 2016; Hutchinson et al., 2015) in Pacific purse-seine sets.
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 360 (± 200-360) m (Weigmann, 2016).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (74 cm TL) to L_∞.	Assumed 100% PRM in absence of PRM data from purse-seine sets, but noting PRM of closely related *C. falciformis* was 69–82% (Eddy et al., 2016; Hutchinson et al., 2015) in Pacific purse-seine sets.
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 360 (± 200-360) m (Weigmann, 2016).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (74 cm TL) to L_∞.	Assumed 100% PRM in absence of PRM data from purse-seine sets, but noting PRM of closely related *C. falciformis* was 69–82% (Eddy et al., 2016; Hutchinson et al., 2015) in Pacific purse-seine sets.
	Purse-seine	0.5°x0.5°	72-d	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species	In absence of observed length data,	Assumed 100% PRM in absence of PRM data from purse-seine sets, but

	C1–5 (NOA)		closure (Class-4-5)		assumed to primarily inhabit 0m to 360 (± 200-360) m (Weigmann, 2016).	knife-edge selectivity assumed from size at birth (74 cm TL) to L_∞.	noting PRM of closely related *C. falciformis* was 69–82% (Eddy et al., 2016; Hutchinson et al., 2015) in Pacific purse-seine sets.
	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 0m to 360 (± 200-360) m (Weigmann, 2016).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (74 cm TL) to L_∞.	Assumed 100% PRM in absence of PRM data from purse-seine sets, but noting PRM of closely related *C. falciformis* was 69–82% (Eddy et al., 2016; Hutchinson et al., 2015) in Pacific purse-seine sets.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–100 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 0m to 360 (± 200-360) m (Weigmann, 2016).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (74 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species assumed to primarily inhabit 0m to 360 (± 200-360) m (Weigmann, 2016).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (74 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14% PRM from industrial pelagic longlines based on closely related species, *C. obscurus* (Sulikowski et al., 2020).
BSH	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 150 (± 100-480) m (Musyl et al., 2011).	Logistic selectivity from dominant north Pacific fleet (ISC, 2017).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 33-38% PRM from industrial pelagic longlines (Campana et al., 2015; Hutchinson 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 0m to 150 (± 100-480) m (Musyl et al., 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (35-350 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 150 (± 100-480) m (Musyl et al., 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (35-350 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 150 (± 100-480) m (Musyl et al., 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (35-350 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	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 0m to 150 (± 100-480) m (Musyl et al., 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (100-220 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	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 0m to 150 (± 100-480) m (Musyl et al., 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (100-220 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 0m to 150 (± 100-480) m (Musyl et al., 2011).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (34 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species assumed to primarily inhabit 0m to 150 (± 100-480) m (Musyl et al., 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (29-335 cm TL) (IATTC/WWF observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 33-38% PRM from industrial pelagic longlines (Campana et al., 2015; Hutchinson et al., 2021).
BTH	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 400 (± 300-543) m (Musyl et al., 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (15-457 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 12% PRM from industrial pelagic longlines (Hutchinson 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 0m to 400 (± 300-543) m (Musyl et al., 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (56-420 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine	0.5°x0.5°	72-d	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species	Knife-edge selectivity from smallest	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to

	C6 (NOA)		closure		assumed to primarily inhabit 0m to 400 (± 300-543) m (Musyl et al., 2011).	to largest observed lengths (56-420 cm TL) (IATTC observer data).	indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 400 (± 300-543) m (Musyl et al., 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (56-420 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	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 0m to 400 (± 300-543) m (Musyl et al., 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (100-216 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	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 0m to 400 (± 300-543) m (Musyl et al., 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (100-216 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 0m to 400 (± 300-543) m (Musyl et al., 2011).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (69 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species. If released from gillnets, potential PRM for *Alopias* spp. likely to near 100% (Caretta et al., 2004).
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species assumed to primarily inhabit 0m to 400 (± 300-543) m (Musyl et al., 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (50-370 cm TL) (IATTC/WWF observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 12% PRM from industrial pelagic longlines (Hutchinson et al., 2021)
CCA	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species inhabits 25m to 200 (± 125-362) m (Anderson and Stevens, 1996).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (60 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of *C. obscurus* from industrial pelagic longlines (Sulikowski et al., 2020).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species inhabits 25m to 200 (± 125-362) m (Anderson and Stevens, 1996).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (60 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 25m to 200 (± 125-362) m (Anderson and Stevens, 1996).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (60 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 25m to 200 (± 125-362) m (Anderson and Stevens, 1996).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (60 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C1–5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 25m to 200 (± 125-362) m (Anderson and Stevens, 1996).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (60 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C1–5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 25m to 200 (± 125-362) m (Anderson and Stevens, 1996).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (60 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species inhabits 25m to 200 (± 125-362) m (Anderson and Stevens, 1996).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (60 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species inhabits 25m to 200 (± 125-362) m (Anderson and Stevens, 1996).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (60 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of *C. obscurus* from industrial pelagic longlines (Sulikowski et al., 2020)
CCE	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species inhabits Species inhabits 0 m to 70 (± 50-205) m (Brunnschweiler et al., 2010).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (56 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of *C. obscurus* from industrial pelagic longlines (Sulikowski et al., 2020).

	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 70 (± 50-205) m (Brunnschweiler et al., 2010).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (100-294 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 70 (± 50-205) m (Brunnschweiler et al., 2010).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (100-294 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 0m to 70 (± 70-205) m (Brunnschweiler et al., 2010).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (100-294 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C1–5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 70 (± 50-205) m (Brunnschweiler et al., 2010).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (100-294 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C1–5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 0 m to 70 (± 50-205) m (Brunnschweiler et al., 2010).).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (100-294 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species inhabits 0 m to 70 (± 50-205) m (Brunnschweiler et al., 2010).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (56 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species inhabits 0 m to 70 (± 50-205) m (Brunnschweiler et al., 2010).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (91-315 cm TL) (IATTC/WWF observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of *C. obscurus* from industrial pelagic longlines (Sulikowski et al., 2020)
CCG	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species inhabits 0 m to 110 (± 90-286) m (Morales et al., 2021).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (137-256 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of *C. obscurus* from industrial pelagic longlines (Sulikowski et al., 2020).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 110 (± 90-286) m (Morales et al., 2021).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (83 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 110 (± 90-286) m (Morales et al., 2021).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (83 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 0 m to 110 (± 90-286) m (Morales et al., 2021).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (83 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C1–5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 110 (± 90-286) m (Morales et al., 2021).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (83 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C1–5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 0 m to 110 (± 90-286) m (Morales et al., 2021).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (83 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species inhabits 0 m to 110 (± 90-286) m (Morales et al., 2021).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (83 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species inhabits 0 m to 110 (± 90-286) m (Morales et al., 2021).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (83 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of *C. obscurus* from industrial pelagic longlines (Sulikowski et al., 2020)
CCL	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species inhabits 0 m to 30 (± 20-140) m (Weigmann, 2016).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (115-292 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of *C. obscurus* from industrial pelagic longlines (Sulikowski et al., 2020).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 30 (± 20-140) m (Weigmann, 2016).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (40-235 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).

	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 30 (± 20-140) m (Weigmann, 2016).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (40-235 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 0 m to 30 (± 20-140) m (Weigmann, 2016).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (40-235 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C1–5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 30 (± 20-140) m (Weigmann, 2016).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (168-212 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C1–5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 0 m to 30 (± 20-140) m (Weigmann, 2016).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (168-212 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species inhabits 0 m to 30 (± 20-140) m (Weigmann, 2016).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (73 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species inhabits 0 m to 30 (± 20-140) m (Weigmann, 2016).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (40-270 cm TL) (IATTC/WWF observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of *C. obscurus* from industrial pelagic longlines (Sulikowski et al., 2020)
CCP	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species inhabits 0 m to 70 (± 50-280) m (Andrzejaczek et al., 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (81 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of *C. obscurus* from industrial pelagic longlines (Sulikowski et al., 2020).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 70 (± 50-280) m (Andrzejaczek et al., 2018).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (117-146 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 70 (± 50-280) m (Andrzejaczek et al., 2018).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (117-146 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 0 m to 70 (± 50-280) m (Andrzejaczek et al., 2018).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (117-146 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C1–5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 70 (± 50-280) m (Andrzejaczek et al., 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (81 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C1–5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 0 m to 70 (± 50-280) m (Andrzejaczek et al., 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (81 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species inhabits 0 m to 70 (± 50-280) m (Andrzejaczek et al., 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (81 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species inhabits 0 m to 70 (± 50-280) m (Andrzejaczek et al., 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (81 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of *C. obscurus* from industrial pelagic longlines (Sulikowski et al., 2020)
CCR	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species inhabits 0 m to 32 (± 20-84) m (Compagno, 1984).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (28 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of *C. obscurus* from industrial pelagic longlines (Sulikowski et al., 2020).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 32 (± 20-84) m (Compagno, 1984).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (28 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 32 (± 20-84) m (Compagno, 1984).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (28 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine	0.5°x0.5°	72-d	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits	In absence of observed length data,	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58%

	C6 (OBJ)		closure		0 m to 32 (± 20-84) m (Compagno, 1984).	knife-edge selectivity assumed from size at birth (28 cm TL) to L_∞.	PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C1–5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 0 m to 32 (± 20-84) m (Compagno, 1984).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (28 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C1–5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 0 m to 32 (± 20-84) m (Compagno, 1984).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (28 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of *Carcharhinus* spp. from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species inhabits 0 m to 32 (± 20-84) m (Compagno, 1984).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (28 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species inhabits 0 m to 32 (± 20-84) m (Compagno, 1984).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (28 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of *C. obscurus* from industrial pelagic longlines (Sulikowski et al., 2020)
CNX	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species inhabits 15 m to 25 (± 20-192) m (Froese and Pauly, 2022).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (53 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of a larger related species *C. obscurus* from industrial pelagic longlines (Sulikowski et al., 2020).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species inhabits 15 m to 25 (± 20-192) m (Froese and Pauly, 2022).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (53 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of a larger *Carcharhinus* species from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 15 m to 25 (± 20-192) m (Froese and Pauly, 2022).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (53 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of a larger *Carcharhinus* species from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 15 m to 25 (± 20-192) m (Froese and Pauly, 2022).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (53 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of a larger *Carcharhinus* species from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C1–5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 15 m to 25 (± 20-192) m (Froese and Pauly, 2022).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (53 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of a larger *Carcharhinus* species from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C1–5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 15 m to 25 (± 20-192) m (Froese and Pauly, 2022).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (53 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of a larger *Carcharhinus* species from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species inhabits 15 m to 25 (± 20-192) m (Froese and Pauly, 2022).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (53 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species inhabits 15 m to 25 (± 20-192) m (Froese and Pauly, 2022).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (53 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of a larger related species *C. obscurus* from industrial pelagic longlines (Sulikowski et al., 2020).
DUS	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 125 (± 100-200) m (Hoffmayer et al., 2014).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (136-240 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM from industrial pelagic longlines (Sulikowski et al., 2020).
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 125 (± 100-200) m (Hoffmayer et al., 2014).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (80-137 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 0m to 125 (± 100-200) m (Hoffmayer et al., 2014).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (80-137 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Purse-seine	0.5°x0.5°	72-d	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species	Knife-edge selectivity from smallest	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58%

	C6 (OBJ)		closure		assumed to primarily inhabit 0m to 125 (± 100-200) m (Hoffmayer et al., 2014).	to largest observed lengths (80-137 cm TL) (IATTC observer data).	PRM from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	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 0m to 125 (± 100-200) m (Hoffmayer et al., 2014).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths in purse-seine Class 6 sets (80-137 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	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 0m to 125 (± 100-200) m (Hoffmayer et al., 2014).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths in purse-seine Class 6 sets (80-137 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 0m to 125 (± 100-200) m (Hoffmayer et al., 2014).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (101 cm TL) to L_{∞}.	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species assumed to primarily inhabit 0m to 125 (± 100-200) m (Hoffmayer et al., 2014).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (101 cm TL) to L_{∞}.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM from industrial pelagic longlines (Sulikowski et al., 2020).
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).	Logistic selectivity from EPO fleet (Aires-da-Silva et al. 2014). Sizes of 32–158 cm TL recorded by observers.	Assumed no release of marketable species, despite potential for 15.2% post-release mortality from longlines (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).	Logistic selectivity from EPO fleet (Aires-da-Silva et al. 2014). Sizes of 25–271 cm TL recorded by IATTC observers.	IATTC Resolution C-16-06 prohibits retention. PRM from purse-seine 32-93% (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).	Logistic selectivity from EPO fleet (Aires-da-Silva et al. 2014). Sizes of 25–271 cm TL recorded by IATTC observers.	IATTC Resolution C-16-06 prohibits retention. PRM from purse-seine 32-93% (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).	Logistic selectivity from EPO fleet (Aires-da-Silva et al. 2014). Sizes of 25–271 cm TL recorded by IATTC observers.	IATTC Resolution C-16-06 prohibits retention. PRM from purse-seine 32-93% (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).	Selectivity mirrors EPO C6 NOA fleet	IATTC Resolution C-16-06 prohibits retention. PRM from purse-seine 32-93% (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).	Selectivity mirrors EPO C6 NOA fleet	IATTC Resolution C-16-06 prohibits retention. PRM from purse-seine 32-93% (Poisson et al. 2014, Hutchinson et al. 2015).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	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).	Knife-edge selectivity from size at birth (48 cm TL).	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal 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).	Logistic selectivity from EPO fleet (Aires-da-Silva et al. 2014). Sizes of 20–302 cm TL recorded by IATTC/WWF observers.	Assumed no release of marketable species, despite potential for 15.2% post-release mortality from longlines (Schaefer et al. 2021).
ISB	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100m (± 700-3800) m (Jahn and Haedrich, 1988).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (20-49 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from longline fisheries.
	Purse-seine	0.5°x0.5°	72-d	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species	In absence of observed length data,	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100%

	C6 (DEL)		closure		assumed to primarily inhabit 0 m to 100m (± 700-3800) m (Jahn and Haedrich, 1988).	knife-edge selectivity assumed from size at birth (14 cm TL) to L_∞.	mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	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 100m (± 700-3800) m (Jahn and Haedrich, 1988).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (14 cm TL) to L_∞.	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	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 100m (± 700-3800) m (Jahn and Haedrich, 1988).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (14 cm TL) to L_∞.	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	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 100m (± 700-3800) m (Jahn and Haedrich, 1988).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (14 cm TL) to L_∞.	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	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 100m (± 700-3800) m (Jahn and Haedrich, 1988).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (14 cm TL) to L_∞.	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100m (± 700-3800) m (Jahn and Haedrich, 1988).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (14 cm TL) to L_∞.	Assumed this non-marketable species is discarded, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100m (± 700-3800) m (Jahn and Haedrich, 1988).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (14 cm TL) to L_∞.	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from longline fisheries.
LMA	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 15m to 400 (± 300-760) m (Hueter et al., 2017).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (61-331 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting PRM for closely related *I. oxyrinchus* was 6-22% from industrial pelagic longlines (Miller et al., 2020; Hutchinson 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 15 m to 400 (± 300-760) m (Hueter et al., 2017).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (122 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 15m to 400 (± 300-760) m (Hueter et al., 2017).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (122 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 15m to 400 (± 300-760) m (Hueter et al., 2017).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (122 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	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 15m to 400 (± 300-760) m (Hueter et al., 2017).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (122 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	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 15m to 400 (± 300-760) m (Hueter et al., 2017).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (122 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 15m to 400 (± 300-760) m	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (122 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.

					(Hueter et al., 2017).		
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species assumed to primarily inhabit 15m to 400 (± 300-760) m (Hueter et al., 2017).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (122 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting PRM for closely related *I. oxyrinchus* was 6-22% from industrial pelagic longlines (Miller et al., 2020; Hutchinson et al., 2021).
LMD	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 500 (± 400-1000) m (Hulbert et al., 2005).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (100-274 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting PRM for closely related *I. nasus* was 3.7–50.7% from industrial pelagic longlines (Hoolihan et al., 2011; Campana et al., 2015).
	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 500 (± 400-1000) m (Hulbert et al., 2005).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (67 cm PCL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species but if released, assume 100% PRM given no PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	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 500 (± 400-1000) m (Hulbert et al., 2005).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (67 cm PCL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species but if released, assume 100% PRM given no PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	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 500 (± 400-1000) m (Hulbert et al., 2005).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (67 cm PCL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species but if released, assume 100% PRM given no PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	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 500 (± 400-1000) m (Hulbert et al., 2005).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (67 cm PCL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species but if released, assume 100% PRM given no PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	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 500 (± 400-1000) m (Hulbert et al., 2005).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (67 cm PCL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species but if released, assume 100% PRM given no PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 500 (± 400-1000) m (Hulbert et al., 2005).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (67 cm PCL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 500 (± 400-1000) m (Hulbert et al., 2005).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (67 cm PCL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting PRM for closely related I. nasus was 3.7–50.7% from industrial pelagic longlines (Hoolihan et al., 2011; Campana et al., 2015).
OCS	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 120 (± 100-317) m (Musyl et al., 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (50-293 cm TL) (IATTC observer data).	IATTC Resolution C-11-10 prohibits retention. PRM estimated from PSATs 15-19% from industrial pelagic longlines (Musyl et al., 2011; Hutchinson et al., 2021). Assumed uniform PRM distribution of 15-20%.
	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 120 (± 100-317) m (Musyl et al., 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (20-283 cm TL) (IATTC observer data).	IATTC Resolution C-11-10 prohibits retention. PRM estimated from PSATs 93% in Atlantic industrial purse-seine fishery (Bach et al., 2021). Assumed uniform PRM distribution of 85-100%.
	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 120 (± 100-317) m (Musyl et al., 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (20-283 cm TL) (IATTC observer data).	IATTC Resolution C-11-10 prohibits retention. PRM estimated from PSATs 93% in Atlantic industrial purse-seine fishery (Bach et al., 2021). Assumed uniform PRM distribution of 85-100%.
	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 120 (± 100-317) m (Musyl et al., 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (20-283 cm TL) (IATTC observer data).	IATTC Resolution C-11-10 prohibits retention. PRM estimated from PSATs 93% in Atlantic industrial purse-seine fishery (Bach et al., 2021). Assumed uniform PRM distribution of 85-100%.
	Purse-seine	0.5°x0.5°	72-d	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species	Knife-edge selectivity from smallest	IATTC Resolution C-11-10 prohibits retention. PRM estimated from PSATs

	C1–5 (NOA)		closure (Class-4-5)		assumed to primarily inhabit 0 m to 120 (± 100-317) m (Musyl et al., 2011).	to largest observed lengths (140-270 cm TL) (IATTC observer data).	93% in Atlantic industrial purse-seine fishery (Bach et al., 2021). Assumed uniform PRM distribution of 85-100%.
	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 120 (± 100-317) m (Musyl et al., 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (140-270 cm TL) (IATTC observer data).	IATTC Resolution C-11-10 prohibits retention. PRM estimated from PSATs 93% in Atlantic industrial purse-seine fishery (Bach et al., 2021). Assumed uniform PRM distribution of 85-100%.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 120 (± 100-317) m (Musyl et al., 2011).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (64 cm TL) to L_{∞}.	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 120 (± 100-317) m (Musyl et al., 2011).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (64 cm TL) to L_{∞}.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 15-19% PRM from industrial pelagic longlines (Musyl et al., 2011; Hutchinson et al., 2021).
POR	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 450 (± 300-700) m (Francis et al., 2015).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (126-156 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting but noting potential for 3.7–50.7% PRM from industrial pelagic longlines (Hoolihan et al., 2011; Campana et al., 2015).
	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 450 (± 300-700) m (Francis et al., 2015).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (58 cm FL) to L_{∞}.	Assumed no release of marketable species but if released, assume 100% PRM given no PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	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 450 (± 300-700) m (Francis et al., 2015).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (58 cm FL) to L_{∞}.	Assumed no release of marketable species but if released, assume 100% PRM given no PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	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 450 (± 300-700) m (Francis et al., 2015).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (58 cm FL) to L_{∞}.	Assumed no release of marketable species but if released, assume 100% PRM given no PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	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 450 (± 300-700) m (Francis et al., 2015).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (58 cm FL) to L_{∞}.	Assumed no release of marketable species but if released, assume 100% PRM given no PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	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 450 (± 300-700) m (Francis et al., 2015).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (58 cm FL) to L_{∞}.	Assumed no release of marketable species but if released, assume 100% PRM given no PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 450 (± 300-700) m (Francis et al., 2015).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (58 cm FL) to L_{∞}.	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 450 (± 300-700) m (Francis et al., 2015).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (58 cm FL) to L_{∞}.	Assumed no release of marketable species, but noting but noting potential for 3.7–50.7% PRM from industrial pelagic longlines (Hoolihan et al., 2011; Campana et al., 2015).
PSK	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species inhabits 0-590 m (Ebert et al., 2021).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (40-127 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from longline fisheries.
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species inhabits 0-590 m (Ebert et al., 2021).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (40 cm FL) to L_{∞}.	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine	0.5°x0.5°	72-d	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species	In absence of observed length data,	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100%

	C6 (NOA)		closure		inhabits 0-590 m (Ebert et al., 2021).	knife-edge selectivity assumed from size at birth (40 cm FL) to L_∞.	mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 0-590 m (Ebert et al., 2021).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (40 cm FL) to L_∞.	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C1–5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species inhabits 0-590 m (Ebert et al., 2021).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (40 cm FL) to L_∞.	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C1–5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure (Class-4-5)	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species inhabits 0-590 m (Ebert et al., 2021).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (40 cm FL) to L_∞.	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species inhabits 0-590 m (Ebert et al., 2021).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (40 cm FL) to L_∞.	Assumed this non-marketable species is discarded, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species inhabits 0-590 m (Ebert et al., 2021).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (48-105 cm FL) (IATTC/WWF observer data).	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from longline fisheries.
PTH	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 50 m to 200 (± 150-300) m (Arostegui et al., 2020).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (56-560 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 12% PRM of closely related *A. superciliosus* from industrial pelagic longlines (Hutchinson 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 50 m to 200 (± 150-300) m (Arostegui et al., 2020).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (62-396 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 50 m to 200 (± 150-300) m (Arostegui et al., 2020).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (62-396 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 50 m to 200 (± 150-300) m (Arostegui et al., 2020).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (62-396 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	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 50 m to 200 (± 150-300) m (Arostegui et al., 2020).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (160-330 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	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 50 m to 200 (± 150-300) m (Arostegui et al., 2020).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (160-330 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 50 m to 200 (± 150-300) m (Arostegui et al., 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (155 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species. If released from gillnets, potential PRM for *Alopias* spp. likely to near 100% (Caretta et al., 2004).
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species assumed to primarily inhabit 50 m to 200 (± 150-300) m (Arostegui et al., 2020).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (63-390 cm TL) (IATTC/WWF observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 12% PRM of closely related *A. superciliosus* from industrial pelagic longlines (Hutchinson et al., 2021)
RHN	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 200 (± 100-1000) m (Tyminski et al., 2015).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (64 cm TL) to L_∞.	IATTC Resolution C-19-06 prohibits retention in purse-seine fishery only. However, it is assumed longline-caught whale sharks are released but 100% PRM assumed in absence of data.

	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 200 (± 100-1000) m (Tyminski et al., 2015).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (57-2000 cm TL) (IATTC observer data).	IATTC Resolution C-19-06 mandates safe release. PRM 0% from purse-seines in Indian Ocean (Escalle et al., 2018) but in absence of data from the EPO, PRM was precautionarily assumed to be 10–20%.
	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 200 (± 100-1000) m (Tyminski et al., 2015).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (57-2000 cm TL) (IATTC observer data).	IATTC Resolution C-19-06 mandates safe release. PRM 0% from purse-seines in Indian Ocean (Escalle et al., 2018) but in absence of data from the EPO, PRM was precautionarily assumed to be 10–20%.
	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 200 (± 100-1000) m (Tyminski et al., 2015).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (57-2000 cm TL) (IATTC observer data).	IATTC Resolution C-19-06 mandates safe release. PRM 0% from purse-seines in Indian Ocean (Escalle et al., 2018) but in absence of data from the EPO, PRM was precautionarily assumed to be 10–20%.
	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 200 (± 100-1000) m (Tyminski et al., 2015).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (120-1300 cm TL) (IATTC observer data).	IATTC Resolution C-19-06 mandates safe release. PRM 0% from purse-seines in Indian Ocean (Escalle et al., 2018) but in absence of data from the EPO, PRM was precautionarily assumed to be 10–20%.
	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 200 (± 100-1000) m (Tyminski et al., 2015).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (120-1300 cm TL) (IATTC observer data).	IATTC Resolution C-19-06 mandates safe release. PRM 0% from purse-seines in Indian Ocean (Escalle et al., 2018) but in absence of data from the EPO, PRM was precautionarily assumed to be 10–20%.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 200 (± 100-1000) m (Tyminski et al., 2015).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (64 cm TL) to L_∞.	Assumed species is released, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so assumed PRM of 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 200 (± 100-1000) m (Tyminski et al., 2015).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (64 cm TL) to L_∞.	Assumed longline-caught whale sharks are released but 100% PRM assumed in absence of data.
RHU	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species inhabits 0-100 m (Alatorre-Ramirez et al., 2013).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (31 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of a larger related species *C. obscurus* from industrial pelagic longlines (Sulikowski et al., 2020).
	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 27 (± 10-100) m (Alatorre-Ramirez et al., 2013).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (31 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of a larger *Carcharhinus* species from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	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 27 (± 10-100) m (Alatorre-Ramirez et al., 2013).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (31 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of a larger *Carcharhinus* species from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	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 27 (± 10-100) m (Alatorre-Ramirez et al., 2013).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (31 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of a larger *Carcharhinus* species from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	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 27 (± 10-100) m (Alatorre-Ramirez et al., 2013).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (31 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of a larger *Carcharhinus* species from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	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 27 (± 10-100) m (Alatorre-Ramirez et al., 2013).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (31 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 58% PRM of a larger *Carcharhinus* species from Pacific industrial purse-seine sets (Hutchinson et al., 2021).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 27 (± 10-100) m	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (31 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.

					(Alatorre-Ramirez et al., 2013).		
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 27 (± 10-100) m (Alatorre-Ramirez et al., 2013).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (112-148 cm TL) (IATTC/WWF observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 14 % PRM of a larger related species *C. obscurus* from industrial pelagic longlines (Sulikowski et al., 2020).
SCK	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 37 m to 300 (± 200-1800) m (Francis et al., 2018).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (52-153 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from longline fisheries.
	Purse-seine C6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	DEL sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 37 m to 300 (± 200-1800) m (Francis et al., 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (35 cm TL) to L_∞.	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species assumed to primarily inhabit 37 m to 300 (± 200-1800) m (Francis et al., 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (35 cm TL) to L_∞.	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Purse-seine C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Year-round	OBJ sets fish 0-200 m. Species assumed to primarily inhabit 37 m to 300 (± 200-1800) m (Francis et al., 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (35 cm TL) to L_∞.	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	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 37 m to 300 (± 200-1800) m (Francis et al., 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (35 cm TL) to L_∞.	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	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 37 m to 300 (± 200-1800) m (Francis et al., 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (35 cm TL) to L_∞.	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 37 m to 300 (± 200-1800) m (Francis et al., 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (35 cm TL) to L_∞.	Assumed this non-marketable species is discarded, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species assumed to primarily inhabit 37 m to 300 (± 200-1800) m (Francis et al., 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (35 cm TL) to L_∞.	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from longline fisheries.
SMA	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 150 (± 100-400) m (Nasby-Lucas et al., 2019).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (30-366 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 6-22% PRM from industrial pelagic longlines (Miller et al., 2020; Hutchinson 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 150 (± 100-400) m (Nasby-Lucas et al., 2019).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (42-350 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	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 150 (± 100-400) m (Nasby-Lucas et al., 2019).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (42-350 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	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 150 (± 100-400) m (Nasby-Lucas et al., 2019).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (42-350 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Purse-seine	0.5°x0.5°	72-d	Year-round	NOA sets fish 0-150 m. Species	Knife-edge selectivity from smallest	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to

	C1–5 (NOA)		closure (Class-4-5)		assumed to primarily inhabit 0 m to 150 (± 100-400) m (Nasby-Lucas et al., 2019).	to largest observed lengths (120-195 cm TL) (IATTC observer data).	indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	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 150 (± 100-400) m (Nasby-Lucas et al., 2019).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (120-195 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species. No PRM data available to indicate potential survival rate if released from purse-seine sets.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 150 (± 100-400) m (Nasby-Lucas et al., 2019).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (59 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 150 (± 100-400) m (Nasby-Lucas et al., 2019).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (30-292 cm TL) (IATTC/WWF observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting potential for 6-22% PRM from industrial pelagic longlines (Miller et al., 2020; Hutchinson et al., 2021)
SPE	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 30 (± 20-100) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (30 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM of a larger related species *Sphyrna mokarran* from industrial longlines (Drymon and Wells, 2017).
	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 30 (± 20-100) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (30 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for *Sphyrna lewini* released from EPO industrial purse-seine sets (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 30 (± 20-100) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (30 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for *Sphyrna lewini* released from EPO industrial purse-seine sets (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 30 (± 20-100) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (30 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for *Sphyrna lewini* released from EPO industrial purse-seine sets (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 30 (± 20-100) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (30 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for *Sphyrna lewini* released from EPO industrial purse-seine sets (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 30 (± 20-100) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (30 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for *Sphyrna lewini* released from EPO industrial purse-seine sets (Eddy et al., 2016).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 30 (± 20-100) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (30 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 30 (± 20-100) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (30 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM of a larger related species *Sphyrna mokarran* from industrial longlines (Drymon and Wells, 2017).
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 (Gallagher and Klimley, 2018).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (142-283 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM from industrial longlines (Drymon and Wells, 2017).
	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 (Gallagher and Klimley, 2018).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (80-330 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for *Sphyrna lewini* released from EPO industrial purse-seine sets (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 (Gallagher and Klimley, 2018).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (80-330 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for *Sphyrna lewini* released from EPO industrial purse-seine sets (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 (Gallagher and Klimley, 2018).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (80-330 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for *Sphyrna lewini* released from EPO industrial purse-seine sets (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 (Gallagher and Klimley, 2018).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (80-330 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for *Sphyrna lewini* released from EPO industrial purse-seine sets (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 (Gallagher and Klimley, 2018).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (80-330 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for *Sphyrna lewini* released from EPO industrial purse-seine sets (Eddy et al., 2016).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-300) m (Gallagher and Klimley, 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (70 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-300) m (Gallagher and Klimley, 2018).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (110-280 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM from industrial longlines (Drymon and Wells, 2017).
SPL	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-275) m (Bessudo et al., 2011).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (90-306 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM of a related species *Sphyrna mokarran* from industrial longlines (Drymon and Wells, 2017).
	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).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (49-400 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM in EPO industrial purse-seine sets (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).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (49-400 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM in EPO industrial purse-seine sets (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).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (49-400 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM in EPO industrial purse-seine sets (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).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (49-400 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM in EPO industrial purse-seine sets (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).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (49-400 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM in EPO industrial purse-seine sets (Eddy et al., 2016).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	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).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (47 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	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).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (47-311 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM of a related species *Sphyrna mokarran* from industrial longlines (Drymon and Wells, 2017).
SPZ	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (96-340	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM of a related species *Sphyrna mokarran* from industrial longlines (Drymon and

					60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	cm TL) (IATTC observer data).	Wells, 2017).
	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).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (55-400 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for *Sphyrna lewini* released from EPO industrial purse-seine sets (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).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (55-400 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for *Sphyrna lewini* released from EPO industrial purse-seine sets (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).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (55-400 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for *Sphyrna lewini* released from EPO industrial purse-seine sets (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).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (55-400 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for *Sphyrna lewini* released from EPO industrial purse-seine sets (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).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (55-400 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for *Sphyrna lewini* released from EPO industrial purse-seine sets (Eddy et al., 2016).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	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).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (55 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (65-315 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM of a related species *Sphyrna mokarran* from industrial longlines (Drymon and Wells, 2017).
SSN	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 22 (± 15-95) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (22 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM of a related species *Sphyrna mokarran* from industrial longlines (Drymon and Wells, 2017).
	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 22 (± 15-95) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (22 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for *Sphyrna lewini* released from EPO industrial purse-seine sets (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 22 (± 15-95) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (22 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for *Sphyrna lewini* released from EPO industrial purse-seine sets (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 22 (± 15-95) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (22 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for *Sphyrna lewini* released from EPO industrial purse-seine sets (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 22 (± 15-95) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (22 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for *Sphyrna lewini* released from EPO industrial purse-seine sets (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 22 (± 15-95) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (22 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM for *Sphyrna lewini* released from EPO industrial purse-seine sets (Eddy et al., 2016).
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 22 (± 15-95) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (22 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 22 (± 15-95) m (Brennan, 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (22 cm TL) to L_∞.	Assumed no release of marketable species, but noting 100% PRM of a related species *Sphyrna mokarran* from industrial longlines (Drymon and Wells, 2017).
SSQ	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 400 (± 300-2000) m (Crow et al.,	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (30-213 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from longline fisheries.

					2018).		
	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 400 (± 300-2000) m (Crow et al., 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (24 cm TL) to L_∞.	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	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 400 (± 300-2000) m (Crow et al., 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (24 cm TL) to L_∞.	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	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 400 (± 300-2000) m (Crow et al., 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (24 cm TL) to L_∞.	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	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 400 (± 300-2000) m (Crow et al., 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (24 cm TL) to L_∞.	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	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 400 (± 300-2000) m (Crow et al., 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (24 cm TL) to L_∞.	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 400 (± 300-2000) m (Crow et al., 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (24 cm TL) to L_∞.	Assumed this non-marketable species is discarded, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so PRM likely 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 400 (± 300-2000) m (Crow et al., 2018).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (24 cm TL) to L_∞.	Assumed this non-marketable species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from longline fisheries.
TIG	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-904) m (Lipscombe et al., 2020).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (60-242 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 0% PRM from longlines in South Atlantic (Afonso and Hazin, 2014).
	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 (± 80-904) m (Lipscombe et al., 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (80 cm TL) to L_∞.	Assumed this large species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	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 (± 80-904) m (Lipscombe et al., 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (80 cm TL) to L_∞.	Assumed this large species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	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 (± 80-904) m (Lipscombe et al., 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (80 cm TL) to L_∞.	Assumed this large species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	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 (± 80-904) m (Lipscombe et al., 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (80 cm TL) to L_∞.	Assumed this large species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	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 (± 80-904) m (Lipscombe et al., 2020).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (80 cm TL) to L_∞.	Assumed this large species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Artisanal	0.5°x0.5°	Year-	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al.,	In absence of observed length data,	Assumed species is released, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks

	gillnet		round		2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-904) m (Lipscombe et al., 2020).	knife-edge selectivity assumed from size at birth (80 cm TL) to L_∞.	in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so assumed PRM of 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-904) m (Lipscombe et al., 2020).	Knife-edge selectivity from smallest to largest observed lengths (52-248 cm TL) (IATTC observer data).	Assumed no release of marketable species, but noting 0% PRM from longlines in South Atlantic (Afonso and Hazin, 2014).
WSH	Industrial longline	5°x5°	Year-round	Year-round	Deep sets fish 0-300 m. Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-400) m (Weng et al., 2007).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (146 cm FL) to L_∞.	Assumed no retention of this protected species release, but assumed 100% mortality in absence of PRM data from longline fisheries.
	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 (± 80-400) m (Weng et al., 2007).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (146 cm FL) to L_∞.	Assumed this large and rarely encountered species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	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 (± 80-400) m (Weng et al., 2007).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (146 cm FL) to L_∞.	Assumed this large and rarely encountered species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	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 (± 80-400) m (Weng et al., 2007).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (146 cm FL) to L_∞.	Assumed this large and rarely encountered species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	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 (± 80-400) m (Weng et al., 2007).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (146 cm FL) to L_∞.	Assumed this large and rarely encountered species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	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 (± 80-400) m (Weng et al., 2007).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (146 cm FL) to L_∞.	Assumed this large and rarely encountered species is discarded but assumed 100% mortality in absence of PRM data from purse-seine fisheries.
	Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Gillnets fish 0–42 m (Martínez et al., 2017). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-400) m (Weng et al., 2007).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (146 cm FL) to L_∞.	Assumed species is released, but noting at-vessel mortality of pelagic sharks in gillnets >91% (Ellis et al., 2017), so assumed PRM of 100%.
	Artisanal longline	0.5°x0.5°	Year-round	Year-round	Surface sets fish 0-100 m (Andraka et al., 2013). Species assumed to primarily inhabit 0 m to 100 (± 80-400) m (Weng et al., 2007).	In absence of observed length data, knife-edge selectivity assumed from size at birth (146 cm FL) to L_∞.	Assumed no retention of this protected species release, but assumed 100% mortality in absence of PRM data from longline fisheries.

APPENDIX 3. Sources of biological parameters used in EASI-Fish for assessing the 32 shark species caught in the pelagic fisheries in the eastern Pacific Ocean, including maximum recorded age (t_{max}), the growth parameters (L_∞, K, t_0), length-weight (L-W) relationship parameters *a* and *b*, length-at-maturity (L_{MAT}), and length-at-birth (L_0).

Species	t_{max} (years)	L_∞, K, t_0	L-W *a* & b	L_{MAT} (cm)	L_0 (cm)
Alopias vulpinus	Smith et al. (2008)	Teo et al. (2016)	Kohler et al. (1995)	Smith et al. (2008)	Smith et al. (2008)
Carcharhinus brachyurus	Drew et al. (2017)	Drew et al. (2017)	Torres (1991)	Lucifora et al. (2005)	Lucifora et al. (2005)
Prionace glauca	Joung et al. (2018)	Joung et al. (2018)	ISC (2017)	Fujinami et al. (2017)	Fujinami et al. (2017)
Alopias superciliosus	Liu et al. (1998)	Liu et al. (1998)	Liu et al. (1998)	Liu et al. (1998)	Chen et al. (1997)
Carcharhinus altimus	Ebert et al. (2021)	Froese and Pauly (2022)	Froese and Pauly (2022)	Compagno et al. (1995)	White et al. (2006)
Carcharhinus leucas	Tillett et al. (2011)	Tillett et al. (2011)	Froese and Pauly (2022)	Pirog et al. (2019)	Neer et al. (2005)
Carcharhinus galapagensis	Cortés (2000)	De Crosta (1984)	Wetherbee et al. (1996)	Wetherbee et al. (1996)	Wetherbee et al. (1996)
Carcharhinus limbatus	Harry et al. (2019)	Harry et al. (2019)	Harry et al. (2019)	Harry et al. (2019)	Harry et al. (2019)
Carcharhinus plumbeus	Romine et al. (2006)	Joung et al. (2004)	Joung et al. (2004)	Joung and Chen (1995)	Joung et al. (2004)
Carcharhinus porosus	Lessa and Santana (1998)	Lessa and Santana (1998)	Lessa et al. (1999)	Lessa et al. (1999)	Lessa et al. (1999)
Nasolamia velox	Froese and Pauly (2022)	Froese and Pauly (2022)	Raeisi et al. (2017)	Froese and Pauly (2022)	Froese and Pauly (2022)
Carcharhinus obscurus	Joung et al. (2015)	Joung et al. (2015)	Joung et al. (2015)	Chen (2004)	Joung et al. (2015)
Carcharhinus falciformis	Sánchez-de Ita et al. (2011)	Joung et al. (2008)	Oshitani et al. (2003)	Joung et al. (2008)	Oshitani et al. (2003)
Isistius brasiliensis	Froese and Pauly (2022)	Froese and Pauly (2022)	Froese and Pauly (2022)	Jahn and Haedrich (1988)	Gadig and Gomes (2002)
Isurus paucus	Ardizzone et al. (2006)	Semba et al. (2009)	Bishop et al. (2006)	Ruiz-Abierno et al. (2021)	Gilmore (1993)
Lamna ditropis	Goldman and Musick (2006)	Goldman and Musick (2006)	Goldman (2002)	Goldman and Musick (2006)	Goldman (2002)
Carcharhinus longimanus	Joung et al. (2016)	Joung et al. (2016)	Joung et al. (2016)	Joung et al. (2016)	Joung et al. (2016)
Lamna nasus	Francis (2015)	Francis (2015)	Francis et al. (2008)	Francis (2015)	Francis and Stevens (2000)
Pseudocarcharias kamoharai	Lessa et al. (2016)	Lessa et al. (2016)	Liu and Dai (2008)	Wu et al. (2020)	Fujita (1981)
Alopias pelagicus	Drew et al. (2015)	Drew et al. (2015)	Liu et al. (1999)	Drew et al. (2015)	Drew et al. (2015)
Rhincodon typus	Wintner (2000)	Hsu et al. (2014)	Hsu et al. (2012)	Hsu et al. (2014)	Hsu et al. (2014)
Rhizoprionodon longurio	Froese and Pauly (2022)	Froese and Pauly (2022)	Márquez–Farias et al. (2005)	Corro-Espinosa et al. (2011)	Márquez–Farias et al. (2005)
Dalatias licha	Francis et al. (2018)	da Silva (1988)	Kousteni (2021)	Francis et al. (2018)	Francis et al. (2018)
Isurus oxyrinchus	Ardizzone et al. (2006)	Semba et al. (2009)	Bishop et al. (2006)	Semba et al. (2011)	Semba et al. (2009)
Sphyrna media	Froese and Pauly (2022)	Froese and Pauly (2022)	Froese and Pauly (2022)	Froese and Pauly (2022)	Murch (2022)
Sphyrna mokarran	Harry et al. (2011)	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)
Sphyrna corona	Froese and Pauly (2022)	Froese and Pauly (2022)	Guzman et al. (2020)	Orozco Guarin (2014)	Orozco Guarin (2014)
Zameus squamulosus	Irvine et al. (2006)	Irvine et al. (2006)	Irvine et al. (2006)	Crow et al. (2018)	Crow et al. (2018)
Galeocerdo cuvier	Holmes et al. (2015)	Holmes et al. (2015)	Holmes et al. (2015)	Whitney and Crow (2007)	Whitney and Crow (2007)
Carcharodon carcharias	Natanson and Skomal (2015)	Natanson and Skomal (2015)	Natanson and Skomal (2015)	Tanaka et al. (2011)	Natanson and Skomal (2015)

EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD DE LOS TIBURONES CAPTURADOS EN LAS PESQUERÍAS PELÁGICAS DEL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL USANDO EL ENFOQUE EASI-FISH

Shane Griffiths[2], Leanne Fuller[1], Joanne Potts[2], Simon Nicol[2]

ÍNDICE

RESUMEN 333
1. INTRODUCCIÓN 333
2. MÉTODOS 335
3. RESULTADOS 343
3.1 Estimaciones de susceptibilidad y un sustituto de mortalidad por pesca (*F*) 343
3.2 Estado de vulnerabilidad de las especies de tiburones en el OPO 344
4. DISCUSIÓN 344
4.1 Especies de tiburones vulnerables en el OPO 344
Tiburón azul y tiburón mako 345
Tiburones sedosos y punta blanca oceánicos 346
Cornudas 347
Tiburones zorro 348
Cazones picudos, tintoreras, nep 350
Tiburones mesopelágicos 351
4.2 Especies de tiburones menos vulnerables 351
4.3 Advertencias, recomendaciones y directrices para el trabajo futuro 352
4.3.1 Exploración de la eficacia potencial de las medidas de conservación y ordenación 352
4.3.2 Mejorar la captura y el esfuerzo de pesca espacialmente explícitos 354
4.3.3 Estudios biológicos 356
5. CONCLUSIONES 357
AGRADECIMIENTOS 358
REFERENCIAS 279
Figuras 292
Tablas 302

[2] Comisión Interamericana del Atún Tropical, 8901 La Jolla Shores Drive, La Jolla, California, USA
[2] Secretaría de la Comunidad del Pacífico, Noumea Cedex, New Caledonia, France

RESUMEN

Los tiburones son una captura común, ya sea como como captura incidental u objetivo, en las pesquerías pelágicas industriales y costeras de pequeña escala (es decir, artesanales) en el Océano Pacífico oriental (OPO). 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. En reconocimiento de estas preocupaciones por los tiburones, la CIAT ha implementado una serie de medidas de conservación y ordenación (MCO) desde al menos 2005 para limitar o prohibir la captura de tiburones, o para promover prácticas de manipulación para maximizar su supervivencia posliberación. Debido a la escasez común de datos biológicos y de captura disponibles para la mayoría de las especies de tiburones capturados incidentalmente en las pesquerías pelágicas del OPO, se usó un enfoque de evaluación de riesgos ecológicos (ERE), Evaluación Ecológica del Impacto Sostenible de las Pesquerías, EASI-Fish (En inglés, *Ecological Assessment for the Sustainable Impacts of Fisheries,* EASI-Fish), para cuantificar la vulnerabilidad de las especies de captura incidental a los impactos acumulativos de múltiples pesquerías en el OPO. Este enfoque puede ser utilizado para guiar a los gestores pesqueros para priorizar las especies que pueden requerir acciones inmediatas de ordenación para reducir la mortalidad por pesca, o para resaltar las deficiencias en la información clave que se deben abordar antes de la reevaluación. Se han registrado un total de 49 especies de tiburones que interactúan con las pesquerías pelágicas industriales (de cerco y de palangre) y artesanales (de palangre y de red agallera) en el OPO, de las cuales 32 fueron evaluadas formalmente usando EASI-Fish para 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_{2019}) en 2019 rebasaron los puntos de referencia biológicos ($F_{40\%}$ y $SBR_{40\%}$) para 20 especies, clasificándolas como "más vulnerables", incluyendo las cornudas (también conocidas como tiburones martillo, 4 especies), cazones picudos, tintoreras, nep (10 especies), zorros (*Alopias superciliosus* y *A. pelagicus*), mesopelágicos (3 especies) y el tiburón azul (*Prionace glauca*) y el mako de aleta corta (*Isurus oxyrinchus*), ambos de importancia comercial. Las 12 especies restantes fueron clasificadas como “menos vulnerables” (9 especies) o “cada vez más vulnerables" (3 especies); las puntuaciones de fiabilidad de los datos para 7 de estas especies fueron bajas, lo que indica una incertidumbre elevada en los valores de los parámetros del modelo utilizados. Las principales lagunas de conocimiento identificadas fueron la ubicación del esfuerzo de pesca y la captura de tiburones en la pesquería artesanal e información biológica básica de varias especies. La evaluación EASI-Fish proporcionó una primera evaluación integral para priorizar la investigación y la ordenación de las especies de tiburones de captura incidental. La flexibilidad y el marco espacialmente explícito de EASI-Fish pueden usarse en el futuro para explorar de forma rápida y costo-efectiva una gama de posibles MCO hipotéticas que pueden ser implementadas, de forma aislada o combinada, en el OPO para reducir los impactos de la pesca sobre las especies de tiburones particularmente vulnerables identificadas, incluyendo los tiburones sedoso, zorro y cornudas.

1. INTRODUCCIÓN

La ordenación pesquera basada en ecosistemas ha sido un concepto de creciente importancia en la pesca a nivel mundial desde finales de la década de 1990. Ha cobrado impulso en todo el mundo a medida que un conjunto creciente de pruebas revela los impactos ecológicos de la pesca sobre las especies no objetivo, los hábitats y la estructura y función de los ecosistemas en general. Las pesquerías atuneras, en particular, tienen un gran potencial para perturbar los procesos ecológicos de los ecosistemas marinos, ya que extraen grandes biomasas de depredadores que ocupan niveles tróficos altos, incluidas las especies de atunes objetivo y las especies de captura incidental, como los tiburones, que ejercen una presión de depredación descendente sobre los niveles tróficos inferiores.

La Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) ha reconocido formalmente las potenciales consecuencias ecológicas negativas que pueden surgir como resultado de las actividades de las pesquerías atuneras cuya ordenación tiene a su cargo en todo el Océano Pacífico oriental (OPO). Como resultado, la CIAT ha adoptado formalmente un enfoque ecosistémico para la ordenación de sus pesquerías atuneras a través de la Convención de Antigua (CIAT, 2003), que entró en vigor en 2010, en particular 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…*".

Aunque muchas pesquerías atuneras y no atuneras han adoptado los principios de sostenibilidad ecológica en sus marcos de ordenación pesquera, pocas han sido capaces de poner en marcha procesos que puedan demostrar que se cumplen estos principios. Esto, por supuesto, no suele ser culpa de los gestores pesqueros o de quienes elaboran las políticas, sino un problema inherente a la comprensión de la gran diversidad taxonómica y de sus biomasas dentro de los ecosistemas marinos y a la enorme complejidad de sus interrelaciones. Además, también persisten problemas más fundamentales relacionados con la disponibilidad de datos suficientemente fiables para modelar y comprender los sistemas ecológicos y, en última instancia, gestionar las pesquerías dentro de este contexto ecológico. Desafortunadamente, a menudo no se dispone de suficiente información fiable sobre la biología y la captura de la mayoría de las especies con las que interactúan las pesquerías, ya sea directa o indirectamente, especialmente las de escaso o nulo valor económico. Por lo tanto, la evaluación de todas las especies impactadas mediante los enfoques tradicionales de evaluación de poblaciones resulta a menudo costosa y poco práctica.

En 2018, la CIAT buscó abordar explícitamente este problema con su inclusión formal como meta de su Plan Científico Estratégico (PCE), *"desarrollar herramientas analíticas para identificar y priorizar especies en riesgo".* El personal tuvo éxito en el logro de esta meta a través del desarrollo de un enfoque cuantitativo flexible espacialmente explícito de evaluación de riesgos ecológicos o Evaluación Ecológica del Impacto Sostenible de las Pesquerías, en inglés ***E**cological **A**ssessment of **S**ustainable **I**mpacts of **Fish**eries* (EASI-Fish), específicamente diseñado para cuantificar los impactos acumulativos de múltiples pesquerías en especies de captura incidental con datos limitados (Griffiths *et al.* 2019a).

La utilidad de este enfoque se demostró por primera vez con el propósito de priorizar la vulnerabilidad de 24 especies de captura incidental de teleósteos epipelágicos y mesopelágicos, elasmobranquios, tortugas marinas y cetáceos capturados en las pesquerías atuneras del OPO (Griffiths *et al.* 2019a). EASI-Fish fue aplicado posteriormente 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 del Pacífico oriental (*Dermochelys coriacea*), en peligro crítico de extinción (Griffiths *et al*., 2020; BYC-11-02). Desde entonces, EASI-Fish ha sido adoptado fuera de la CIAT para evaluar los impactos ecológicos de la pesquería de palangre en el Océano Pacífico central (Gilman *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).

Como parte de la meta ecológica subsiguiente del PCE de *"evaluar los impactos ecológicos de las pesquerías atuneras"*, el personal ha planeado evaluar gradualmente grupos de especies clave (por ejemplo, tiburones, rayas, tortugas marinas) en el futuro cercano usando el enfoque validado de EASI-Fish para identificar especies vulnerables y priorizarlas para la recolección de datos, la investigación y la ordenación. El primer grupo de especies elegido para la evaluación fue el de los tiburones, dada la gran diversidad taxonómica y la biomasa capturada en las pesquerías atuneras del OPO (Duffy *et al*., 2016) y porque muchas especies son de captura incidental inevitable y presentan problemas de conservación importantes que deben ser abordados por la CIAT, sus Miembros, y los CPC. Por ejemplo, varias especies de tiburones capturadas en las pesquerías industriales y artesanales en todo el OPO están incluidas en el Apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES) (CITES, 2016) para frenar el comercio internacional ilegal de productos de aletas.

Además, los tiburones son un grupo particularmente vulnerable de especies de captura incidental en el OPO, ya que la mayoría de las especies son longevas, exhiben tasas de crecimiento lentas y un bajo potencial reproductivo, lo cual resultó en que varias especies de tiburones fueran clasificadas entre las más vulnerables de todas las especies de captura incidental en una evaluación preliminar de riesgos ecológicos de la captura incidental en el OPO (Griffiths *et al.,* 2017; Duffy *et al.,* 2019). Aunque algunas especies de

tiburones se liberan vivas, ya sea por disposición de las resoluciones de la CIAT (por ejemplo, la C-11-10 para los tiburones punta blanca oceánicos) utilizando mejores prácticas de manipulación y liberación, o debido a su bajo valor económico, se desconocen las tasas de mortalidad posliberación (MPL) de la mayoría de las especies para determinar el alcance total de la mortalidad inducida por la pesca.

El objetivo del presente trabajo fue emprender la primera evaluación cuantitativa de la vulnerabilidad de los tiburones capturados por las pesquerías pelágicas en el OPO usando el enfoque EASI-Fish para identificar las especies vulnerables en 2019 y priorizarlas para la recolección de datos, la investigación y la ordenación. Se eligió el 2019 como año de evaluación porque se consideró el último año de pesca completo representativo de los regímenes de esfuerzo de pesca contemporáneos en el OPO antes de que el esfuerzo de pesca, la recolección y la provisión de datos se vieran significativamente afectados por la pandemia de COVID-19 que comenzó alrededor de marzo de 2020.

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 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 para 2019. Es posible que algunas especies de tiburones comprendan más de una población en el Océano Pacífico, pero dado que no hay información suficiente para delimitar claramente los límites de las poblaciones para cualquier especie incluida en la evaluación, para los fines del presente estudio se supuso que cada especie representa una sola población homogénea dentro del Área de la Convención de la CIAT. Lo contrario podría ser también cierto para algunas especies pelágicas, por lo que las especies capturadas en el OPO podrían ser parte de una población continua más grande en todo el Océano Pacífico. Aunque se está planeando realizar evaluaciones en el Pacífico entero para algunas especies en colaboración con la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC), se consideró prematura la inclusión de las pesquerías de la Comisión de Pesca del Pacífico Occidental y Central (WCPFC) en este momento.

Las pesquerías industriales incluyeron la pesquería de buques atuneros palangreros grandes (LSTLFV, por sus siglas en inglés) (en adelante denominada "pesquería palangrera industrial") y dos pesquerías de cerco (clase 6 con capacidad de acarreo >363 t y clases 1-5 ≤363 t). Los datos de estas pesquerías fueron obtenidos de bitácoras de buques o 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 están descritos en el Documento SAC-08-07b. Específicamente, los datos de la pesquería palangrera industrial fueron derivados de los buques de >24 m de eslora total (LOA) incluidos en el Registro Regional de Buques de la CIAT que están autorizados para pescar atún y especies afines, los cuales presentan informes mensuales de captura y esfuerzo de pesca con una resolución de al menos 5° x 5° (aunque unos pocos CPC presentan datos en resolución de 1° x 1°) y de los programas nacionales de observadores científicos que monitorean al menos el 5% del esfuerzo de pesca de los LSTLFV de más de 20 m de eslora total requeridos en virtud de la resolución C-19-08.

Los datos de esfuerzo que caracterizan la pesquería de buques cerqueros de clase 6 fueron recolectados por el programa de observadores del Acuerdo sobre el Programa Internacional para la Conservación de los Delfines (APICD) y los Programas Nacionales en 2019, que cubrieron el 100% del esfuerzo de pesca. Esta pesquería comprende tres subpesquerías distintas basadas en el tipo de lance: i) lances asociados a objetos flotantes naturales o artificiales (OBJ), ii) lances asociados a delfines (DEL), y iii) lances sobre atunes que no están asociados ni a delfines ni a objetos flotantes (NOA).

Hay una gama de buques de cerco más pequeños que operan en el OPO, desde buques de menor tamaño (clases 1–2) que están generalmente confinadas a aguas costeras, a buques comerciales más grandes (clases 3–5) que frecuentemente pescan en alta mar. El APICD no requiere que estos buques más pequeños lleven un observador, excepto en situaciones específicas. De los 75 buques de clases 1-5 que pescaron en el OPO

en 2019, solo 10 (13.7%) llevaban un observador. Sin embargo, el Tuna Conservation Group (TUNACONS), un consorcio de compañías atuneras de Ecuador, ha asignado observadores en buques ecuatorianos voluntarios desde 2018, con una cobertura del 12% del número total de viajes reportados para todos los buques de clases 1-5 en el OPO en 2019 (CIAT, datos sin publicar). Los científicos de la CIAT todavía no han determinado si los datos recolectados por TUNACONS a la fecha 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 que se consideran representan la cobertura espacial mínima de la pesquería. Mediante una recolecta oportunista del personal de la CIAT se obtuvieron copias de los registros de las bitácoras resumiendo las actividades de pesca de los buques de clases 1–5 en varios puertos de descarga. La pesquería que comprende los buques de clases 1–5 también puede separarse por tipo de lance como la flota de clase 6, aunque los buques de clases 1-5 (es decir, <363 t) no tienen permitido realizar lances DEL (APICD, 2017). La posición de cada lance para los buques de clases 1–6 se asignó a la celda más cercana de 0.5° x 0.5° para definir cada subpesquería.

Al contrario de las pesquerías industriales cerqueras y palangreras en el OPO, el esfuerzo de las numerosas flotas artesanales que operan en las ZEE de los países del OPO está generalmente mal documentado por las agencias nacionales de pesca. La falta de datos de esfuerzo fiables ha sido la razón principal por la cual las flotas artesanales no se han incluido en evaluaciones EASI-Fish previas de especies de captura incidental en el OPO (Griffiths *et al.,* 2019a; Griffiths *et al.*, 2019b). Sin embargo, los tiburones han demostrado estar bastante afectados por las pesquerías costeras de redes agalleras y de palangre, (Alfaro-Shigueto *et al*., 2010; Cartamil *et al.*, 2011; Martínez-Ortiz *et al.*, 2015; Sosa-Nishizaki *et al*., 2020), por lo que se consideró necesario recopilar cualquier fuente de datos disponible sobre el esfuerzo de las pesquerías artesanales para incluirlas en la evaluación.

El programa de investigación a largo plazo de la CIAT, que examinó los efectos de los diferentes tipos de anzuelos en las tasas de captura incidental, proporcionó datos razonablemente detallados sobre el esfuerzo de los buques palangreros artesanales en toda Centroamérica, en parte reportados por Andraka *et al.* (2013). Se dispuso de cierta información a partir de mapas de esfuerzo publicados en artículos científicos (Martínez-Ortiz *et al*., 2015), informes (por ejemplo, Ayala *et al*., 2008; Martínez *et al*., 2017) o mapas de datos de observadores no publicados. Estos mapas se digitalizaron y georreferenciaron 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 capturas 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, Ortíz-Álvarez *et al.* (2020) mapearon los puertos de pesca artesanal desde el norte del Golfo de California, en México, hasta la frontera sur de Colombia, mientras que Alfaro-Shigueto *et al.* (2018) mapearon los puertos pesqueros de Ecuador y Chile. Dado que estos dos estudios se basaron en entrevistas a pescadores en puerto sobre las características de su operación pesquera y las interacciones con especies protegidas como las tortugas marinas, no hubo datos sobre esfuerzo espacialmente explícito para determinar dónde pescan las embarcaciones de estos puertos. Sin embargo, varias fuentes evidencian que las pesquerías artesanales frecuentemente atraviesan 1 grado de latitud (~111 km) para llegar a sus caladeros de pesca predilectos, aunque muchos viajan mucho más lejos para buscar grandes peces pelágicos en alta mar (ver Martínez-Ortiz *et al.*, 2015). Por ende, fue razonable sponer que, en 2019, hubo una expansión de al menos una unidad dentro de cada celda de 0.5° adyacente a cada puerto.

En algunos Estados costeros del OPO no suele haber una distinción clara entre las embarcaciones artesanales e industriales ya que comúnmente estas primeras son multiaparejo (palangre y redes agalleras) y multiespecíficas, intercambiando sus especies objetivo entre atún, marlín, tiburón y dorado según la temporada (Martínez-Ortiz *et al.*, 2015; Siu y Aires-da-Silva, 2016). A pesar de que algunas de estas embarcaciones artesanales pueden ir mar adentro (por ejemplo, flotas de mediana y gran escala), la

mayoría son de menos de 15 m LOA (generalmente llamadas “pangas”) y su operación es más costera. Dado que no se disponía de datos sobre el esfuerzo de estas flotas nacionales por tamaño de buque, estas flotas se clasificaron colectivamente como "artesanales". En contraste, la pesquería palangrera mexicana nacional de tiburón utiliza buques (frecuentemente >27 m LOA) y aparejos configurados para lances someros similares a aquéllos utilizados por la flota palangrera de alta mar (Sosa-Nishizaki *et al.*, 2020). Por consiguiente, para el propósito de este estudio, esta pesquería palangrera mexicana fue incluida como parte de la flota palangrera industrial.

La mayoría de Estados costeros tiene algún tipo de programa de inspección de descarga, implementado 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. A pesar que se están desarrollando programas de muestreo para flotas de naciones costeras (ver Oliveros-Ramos *et al.*, 2019), estos datos todavía no están disponibles. Por lo tanto, se consideró que utilizar mapas de alta resolución en publicaciones sobre distribución de esfuerzo era la alternativa más factible para representar la “huella” espacial de estas pesquerías en esta evaluación. Como en el caso de los datos de puertos pesqueros, los mapas de esfuerzo de pesca fueron importados a QGIS, se georreferenciaron y la presencia de un solo lance en cualquier celda de la grilla de 0.5° x 0.5° (5° x 5° o 1° x 1° para la pesquería palangrera industrial) fue considerada como presencia de esfuerzo.

En la Tabla 1 se describen detalladamente los conjuntos de datos incluidos en la evaluación.

2.2 Especies incluidas en la evaluación

Esta evaluación buscó incluir todas las especies de tiburones registradas que han interactuado con las 8 pesquerías consideradas, utilizando todos los datos contenidos en las bases de datos de la CIAT. Éstas incluyen muchas de las fuentes de datos antes mencionadas usadas para derivar el esfuerzo de pesca, específicamente en los casos en que las capturas fueron reportadas por los CPC a la CIAT (por ejemplo, palangre industrial), o registradas por observadores a bordo de buques cerqueros y palangreros, o en puertos de descarga en todas las naciones costeras del OPO (por ejemplo, Oliveros-Ramos *et al*., 2019).

EASI-Fish y otros métodos de ERE son herramientas que facilitan el proceso de priorización de los taxones que son motivo de preocupación potencial en función de su susceptibilidad a ser capturados por un tipo de arte específico y de la capacidad de sus poblaciones para resistir, o recuperarse de, los impactos de la pesca, lo que está directamente relacionado con su productividad biológica. Por lo tanto, un requisito de estos modelos de ERE es incluir especies únicamente (a diferencia de grupos taxonómicos como "zorros, nep") en las evaluaciones, dada la gran divergencia que suele haber en la ecología y los ciclos vitales incluso de especies estrechamente relacionadas, como las especies de cornudas del género *Sphyrna*. Aunque hay muchos registros en las fuentes de datos utilizadas en los que las capturas se reportaron como grupos taxonómicos, fue necesario omitirlos en la evaluación actual. Por lo tanto, es importante señalar que la presencia y la distribución espacial de las capturas de especies incluidas implícitamente en grupos taxonómicos como "cazones picudos, tintoreras, nep", "cornudas, nep", "tiburón Mako, nep", "zorros, nep" probablemente estén subestimadas, especialmente en el caso de las especies naturalmente más escasas dentro del grupo. Por este motivo, se supuso de manera precautoria que cualquier especie registrada en las capturas de las pesquerías pelágicas a partir de cualquier fuente de datos fiable estaba disponible para su captura en cualquier pesquería superpuesta con la distribución de especies prevista, independientemente de que la especie estuviera explícitamente registrada como captura de esa pesquería.

Aunque esta evaluación proporciona una relación completa de las especies que han interactuado con las 8 pesquerías, algunas especies tenían muy pocos registros de presencia espacial para facilitar la construcción de un modelo de distribución de especies (MDE), en el que se basa el modelo EASI-Fish. Por lo tanto, se estableció un umbral arbitrario para excluir cualquier especie representada por menos de 20 registros únicos de pesca, ya que se supuso que era probable que estas especies estuvieran representadas con frecuencias tan bajas, ya que no interactúan frecuentemente con las pesquerías y, por lo tanto, éstas no suponen una amenaza significativa para la sostenibilidad de las poblaciones de estas especies. Sin embargo,

se hizo una excepción a esta regla para el jaquetón blanco (*Carcharodon carcharias*) dada su preocupación de conservación en todo el mundo y su inclusión en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN como "Vulnerable". La lista completa de especies de tiburones y el número de eventos de pesca en los que se registraron en cada pesquería se muestra en la Tabla 2.

2.3 Evaluación de la susceptibilidad como un sustituto de mortalidad instantánea por pesca (*F*)

La vulnerabilidad de cada especie de tiburón se cuantificó usando el enfoque de evaluación de riesgos ecológicos EASI-Fish (Griffiths *et al.*, 2019a). EASI-Fish está compuesto de componentes separados de susceptibilidad y productividad. El componente de susceptibilidad es utilizado 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 biomasa y rendimiento 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 es representada como:

$$S_{xj} = \frac{G_x}{G}\left(D_x A_{xj} N_{xj} C_{xj} P_{xj}\right) \qquad \text{(Eq. 1)}$$

donde *G* es el número total de celdas de la grilla ocupado por la especie y G_x es el número de celdas de la grilla ocupadas con al menos una unidad de esfuerzo de pesca de la pesquería *x* en 2019. En este estudio, *G* se estimó para cada especie utilizando MDE. Los insumos para los MDE fueron datos de presencia únicamente y seis variables ambientales (temperatura superficial del mar promedio anual, profundidad promedio, salinidad promedio, productividad primaria superficial promedio anual, oxígeno molecular disuelto promedio anual y distancia a la costa más cercana).

A fin de garantizar que el área de distribución de una especie esté bien representada en los datos de entrada, se utilizaron registros de presencia del Pacífico entero. La obtención de estos registros fue facilitada por una colaboración con la SPC y para comenzar también el trabajo colaborativo sobre las evaluaciones en el Pacífico entero para ciertas especies de tiburones de captura incidental (Proyecto L.2.d del PCE, SAC-13-01). Los registros de presencia incluían la captura reportada y los registros de observadores para todas las pesquerías en las Áreas de la Convención de la WCPFC y el OPO, así como los registros disponibles de AquaMaps (www.aquamaps.org), que son remitidos por fuentes que no son Organizaciones Regionales de Ordenación Pesquera (OROP), tales como instituciones académicas, donde los datos pueden representar capturas espacialmente explícitas, avistamientos, ubicaciones de marcado, o ubicaciones estimadas a lo largo de las rutas de desplazamiento derivadas de marcas archivadoras y/o satelitales (Tabla 3).

Los MDS se predijeron con una resolución de 0.5° x 0.5 y representaron un conjunto de predicciones de cuatro enfoques de modelado: Bioclim, árboles de regresión potenciados (*Boosted Regression Trees*, BRT), Modelos Lineales Generalizados (MLG) y MaxEnt (Fig. 1). En los casos en los que uno o más modelos tuvieron un rendimiento deficiente, se utilizó el modelo con mejor rendimiento y que tuviera una puntuación de Área Bajo la Curva (AUC) de >0.8 y una puntuación de Estadística de Habilidad Verdadera (TSS, *True Skill Statistic*) de >0.7 para definir la distribución de la especie. La apariencia final de la predicción del MDE puede cambiar significativamente dependiendo del umbral sobre el que se utilice la probabilidad de presencia predicha (y) para crear valores binarios de presencia de especies. Por ejemplo, en un umbral de 0.4, las probabilidades de presencia predicha por encima y por debajo de 0.4 se predicen como registros de ausencia y presencia, respectivamente. En consecuencia, el valor del umbral seleccionado para los productos del MDE influye en la proporción de la población expuesta a la pesca. Por lo tanto, se buscó incorporar incertidumbre en el MDE ejecutando EASI-Fish utilizando un rango de valores y plausibles. Para cada MDE, este rango se determinó superponiendo la distribución de la probabilidad de presencia prevista con la de la probabilidad de pseudoausencia prevista. El valor y en el que estas dos distribuciones se intersecaban se seleccionó para definir la distribución más probable de las especies y los límites superiores e inferiores se seleccionaron mediante una inspección visual de las dos distribuciones a ambos lados del

punto de intersección (por ejemplo, Fig. 2). Se pueden encontrar más detalles sobre la metodología del MDE en Phillips *et al.* (2021).

El esfuerzo de pesca de cada pesquería en 2019 fue sobrepuesto en las predicciones del MDE para calcular G_x. El porcentaje de superposición de cada pesquería fue calculado dividiendo G_x en G. Los datos de esfuerzo de cerco y artesanal de mapas publicados fueron determinados a una escala de 0.5° x 0.5° como se describe anteriormente. Sin embargo, los datos para la flota de pesquería palangrera industrial estaban disponibles con resolución de 5° x 5° y de 1° x 1°, así que, de manera conservadora, se supuso que había al menos una unidad de esfuerzo en cada celda de 0.5° x 0.5° contenida dentro de cada una de estas celdas de grilla que contenían esfuerzo.

Los primeros cuatros parámetros en los paréntesis de la Ecuación 1 (D_x, A_{xj}, N_{xj}, y C_{xj}) comprenden lo que en las evaluaciones de poblaciones generalmente se refiere a "selectividad", combinando, a menudo de forma implícita, la "disponibilidad de la población" (la probabilidad relativa que un tiburón de clase de talla *j* se ubique en el área y el momento en que la pesquería está operando) y la "selectividad de contacto" (la probabilidad relativa de que un tiburón de clase de talla *j* sea retenido una vez entra en contacto con el arte de pesca) (Millar y Fryer, 1999). Ya que las curvas de selectividad no estaban disponibles para la mayoría de las especies de tiburones de captura incidental para cada pesquería, se consideró importante desagregar los componentes de selectividad tanto como fuese posible, como se describe a continuación.

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 divididos en 365. En el OPO, entre 2018 y 2020, la resolución C-17-02 ordenó una veda anual de 72 días para los buques de cerco de clases 4-6 (>182 t de capacidad de acarreo), incluyendo una veda de 30 días en el área conocida como el "corralito" (4°N–5°S, 96°–110°O).

La disponibilidad estacional (A_{xj}) es la proporción de la clase de talla *j* disponible para captura en la pesquería *x*, dado que algunas especies realizan migraciones extensas entre años, fuera de los límites de la pesquería, donde no están disponibles para interacciones con la misma. Dada la falta de datos de marcado para 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*.

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 en la pesquería *x*, con base en la distribución de las especies en la columna de agua según el rango de profundidad normal del arte. Las profundidades de buceo mínimas, máximas, y promedio de cada especie de tiburón fueron definidas utilizando los resultados de los estudios de marcado electrónico o experimentos de palangre usando registradores de tiempo y profundidad. El rango de profundidad efectiva de pesca para cada pesquería del OPO fue definido como:

- 0–150 m, 0–150 m y 0–200 m para buques de clase 6 que realizan lances DEL, NOA y OBJ, respectivamente. Estos valores se basan en el cuartil superior de las profundidades de red documentadas por López *et al.* (2021) que se utilizaron en los lances DEL, NOA y OBJ en el OPO en 2019, siendo de unos 210 m, 210 m y 280 m, respectivamente, y suponiendo una profundidad efectiva de pesca del 45-75% de la profundidad de 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.).
- 0–300 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),
- 0–100 m para redes agalleras de lances someros de pesquería artesanal que típicamente están 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 para 'dorado' como para lances más profundos para 'atún/marlines/tiburones' (ver Andraka *et al.*, 2013),

La selectividad de contacto (C_{xj}) describe la proporción de la clase de talla *j* que es retenida una vez encuentra el arte de pesca utilizado por la pesquería *x*. En ausencia de curvas de selectividad de arte fiables para la mayoría de las especies de tiburones, se supuso una selectividad precautoria *de filo de cuchillo* (C_{xj} = 1.0) desde el tiburón más pequeño registrado por los observadores en cada pesquería hasta la clase de talla más grande en el modelo.

La resolución C-19-04 de la CIAT ordena la liberación de algunas especies de tiburones (por ejemplo, el tiburón punta blanca oceánico) en todas las pesquerías. Por tanto, la mortalidad por pesca estaría sobreestimada a menos que se contabilice el componente de la captura que sobrevive a la liberación obligatoria. Esto fue incluido en el modelo como la mortalidad poscaptura (MPC) (P_{xj}), la proporción de la clase de talla *j* que es capturada por la pesquería *x* y muere durante, o poco después de, la liberación. No se dispuso de datos de mortalidad posliberación para la mayoría de las especies de tiburones de captura incidental en el OPO, por lo que se usó un valor precautorio de 1.0 para la pesquería *x* cuando no se disponía de datos.

Siguiendo la estimación de la susceptibilidad general de la clase de talla *j* a incurrir en mortalidad por la pesquería *x* (S_{xj}), se estimó un sustituto de la tasa de mortalidad instantánea por pesca en 2019 ($\tilde{F}_{2019}$) para para cada especie de tiburón capturada en todas las pesquerías, como sigue:

$$\tilde{F}_{2019} = -ln\left[1 - \sum_{x=1} q_x E_x \left(\frac{\sum_{j=1}^{n} S_{xj}}{n}\right)\right] \qquad \text{(Eq. 2)}$$

Aquí, *n* es el número de clases de talla (en incrementos de 2 cm) que se extienden hasta la talla promedio a la que un tiburón puede crecer si viviera indefinidamente (L_∞). El esfuerzo de pesca (E_x) es el esfuerzo total, escalado de cero a 1, de la pesquería *x* aplicada en el área *Gx* en 2019, mientras que el coeficiente de capturabilidad (*qx*) es la fracción de la población capturada por una unidad de esfuerzo (E_x) en la pesquería *x*. En muchas pesquerías con datos limitados, los valores de *q* y *E* son desconocidos. Un enfoque precautorio fue utilizado para asumir que ambos parámetros son iguales a 1, lo que significa que todos los tiburones en una celda de la grilla se capturan si todos los demás parámetros de susceptibilidad se cumplen por completo.

Entonces $\tilde{F}_{2019}$ se comparó con los valores de *F* para los PRB derivados de los modelos por recluta (descritos abajo). Sin embargo, se debe reiterar que, dados los numerosos supuestos conservadores y la probable incertidumbre en los parámetros utilizados en la estimación derivada de $\tilde{F}_{2019}$, solo se debería considerar un sustituto para *F*, y potencialmente una sobreestimación. Es por esto que los resultados de EASI-Fish no deberían 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.

2.5 Caracterización de la productividad de las especies utilizando modelos por recluta

Se utilizó un modelo de rendimiento por recluta (YPR) para caracterizar las dinámicas biológicas de cada especie de tiburón utilizando el enfoque genérico de Ricker (1975), que Chen y Gordon (1997) adaptaron para las tallas como sigue:

$$YPR = \sum_{j=1}^{n} \frac{W_j b_j F}{b_j F + M}\left[1 - e^{-(b_j F + M)\Delta T_j}\right] e^{-\sum_{k=1}^{j-1}(b_k F + M)\Delta T_k} \qquad \text{(Eq. 3)}$$

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 en la clase de talla *j*, mientras que la selectividad (b_j) es la proporción de la población en la clase de talla *j* que se captura en todas las pesquerías, representada como:

$$b_j = \sum_{x=1}^{n} S_{xj} \qquad \text{(Eq. 4)}$$

En ausencia de estimaciones por edad o talla de la tasa de mortalidad natural instantánea (*M*) para la mayoría de las especies de tiburones en el OPO, se estimó *M* mediante ecuaciones empíricas (ver Sección 2.6) y se supuso que era constante en todas las clases de talla. Sin embargo, en los casos en que se disponía de estimaciones de *M* a partir de evaluaciones de poblaciones (por ejemplo, Clarke *et al.,* 2018; ISC, 2018; Tremblay-Boyer *et al.,* 2019), se aplicaron a las clases de talla apropiadas o se mantuvieron en todas las clases de talla. Se desglosó *F* en incrementos de 0.01, desde cero hasta L_∞ de la función de crecimiento especializada de von Bertalanffy (VBGF) que puede representarse como:

$$L_t = L_\infty(1 - exp[-K(t - t_0)]) \qquad \text{(Eq. 5)}$$

donde L_t = talla por edad *t*, L_∞ = la talla asintótica promedio que puede 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 para los tiburones jóvenes. Esto se debe a que muchos tiburones son vivíparos (es decir, dan a luz a crías vivas). La VBGF no toma en cuenta el considerable crecimiento embrionario que se produce antes del nacimiento, que normalmente se caracterizaría por t_0. Por tanto, se reparametrizó la VBGF sustituyendo la talla de nacimiento (L_0) por t_0.

$$L_t = L_\infty - (L_\infty - L_0)\, exp[-Kt]) \qquad \text{(Eq. 6)}$$

El parámetro Δ*T* en la Eq. 3 representa el tiempo que le toma a un pez crecer de una clase de talla a la siguiente, representado como:

$$\Delta T_j = \frac{1}{K} ln \frac{L_\infty - L_j}{L_\infty - L_j - d_j} \qquad \text{(Eq. 7)}$$

donde *K* y L_∞ son parámetros de la función de crecimiento de von Bertalanffy (Tabla 4), y *d* es el ancho de la clase de talla, calculado como L_{j+1} - L_j.

El modelo de la biomasa de la población reproductora por recluta (SBR) de Quinn y Deriso (1999) es complementario al YPR y puede ser modificado para adaptarse al análisis de tallas en lugar de clases de edad y representarlo como:

$$SBR = \sum_{j=1}^{n} W_j m_j \prod_{x=r}^{j-1} e^{-(b_j F + M)} \qquad \text{(Eq. 8)}$$

donde W_j es el peso promedio de un tiburón en la clase de talla *j* (L_j) tomado de una relación talla-peso (Tabla 4), m_j es la proporción de hembras maduras en la talla promedio de la clase de talla *j*, y el operador del producto describe el número de tiburones que sobreviven desde la talla en el reclutamiento (L_r) a 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 una hembra, representada en la forma logística:

$$m_j = \frac{1}{1 + e^{\left(-r\left(L_j - L_{50}\right)\right)}} \qquad \text{(Eq. 9)}$$

donde L_j es la talla promedio de un tiburón en la 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. En los casos en los que no se disponía de esta información, se utilizaron estimaciones publicadas de la talla de primera madurez, que suele ser conservadora, ya que se produce en una talla inferior a L_{50}.

2.6 Mortalidad natural

La tasa de mortalidad natural instantánea (*M* yr-1) es uno de los parámetros más influyentes en los modelos de evaluación de poblaciones, 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, los parámetros t_{max} y VBGF (L_∞, K, t_0). Existen más de 30 estimadores de mortalidad natural, ninguno de los cuales ha demostrado funcionar mejor que otro para todas las especies (Kenchington, 2014). Por lo tanto, es habitual ejecutar modelos de evaluación de poblaciones utilizando un rango de valores de *M* derivados de múltiples estimadores. Por lo tanto, se calculó *M* para cada especie utilizando seis estimadores recomendados por Kenchington (2014) y *Then et al.* (2015) (Tabla 5). Se dio prioridad a los valores de *M* que se estimaron directamente (por ejemplo, a partir de marcado o evaluación de poblaciones), seguidos de los estimadores basados en t_{max} (Hoenig_{nls} y Hoenig_{tmax}) para especies longevas como los elasmobranquios, y finalmente los estimadores basados en *K* (Jensen, Pauly_{nls}, Pauly_{LKT} and Pauly_{KT}). En los casos en que se carecía de información sobre la longevidad y $L\infty$, la $L\infty$ se estimó a partir de la talla máxima registrada (L_{max}), utilizando el método de Froese y Binohlan (Froese y Binohlan, 2000), y se utilizó en el estimador Pauly_{LT} con una temperatura promedio anual del agua de 25˚C para el OPO (Fiedler y Talley, 2006).

2.7 Puntos de referencia biológicos (PRB)

Dependiendo del ciclo vital de una especie, se han utilizado varios PRB en modelos de evaluación de poblaciones para valorar la condición de una población en relación con un valor *F* estimado para un periodo de tiempo en particular o un año específico. EASI-Fish utiliza 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 YPR asumen que el reclutamiento es constante e independiente del tamaño de la población, equivalente a un valor de inclinación (*h*) de 1 (Gabriel y Mace, 1999). Por lo tanto, el uso de un valor *F* en el que se maximiza el rendimiento (F_{MAX}) puede ser demasiado optimista debido a que los tiburones a menudo tienen una fuerte relación de población-reclutamiento (es decir, h<1). Desafortunadamente, la relación población-reclutamiento es difícil de estimar (Lee *et al.*, 2012), y, por lo tanto, los sustitutos taxonómicos basados en grupos a menudo se usan en evaluaciones de poblaciones como resultado.

En una comparación de los PRB usados en EASI-Fish para evaluar especies de captura incidental con ciclos vitales diversos, desde teleósteos hasta mamíferos marinos, Griffiths *et al.* (2019a) sugirieron que $F_{40\%}$ es apropiado para los elasmobranquios y, por lo tanto, se adopta aquí para evaluar las 32 especies de tiburones capturadas en el OPO. Sin embargo, vale la pena señalar que Cortés y Brooks (2018) sugirieron que para las especies longevas que crecen lentamente, como los elasmobranquios, se debería usar un PRB de hasta $F_{80\%}$. Explícitamente, $F_{40\%}$ es el valor de *F* correspondiente al 40% del coeficiente de potencial de desove (SPR), que es la SBR en el valor de F_{2019} dividido por la SBR si F=0. El PRB correspondiente de $\text{SBR}_{40\%}$ es el valor de SBR en $F_{40\%}$.

La vulnerabilidad de cada una de las 32 especies de tiburones en 2019 fue determinada utilizando $\tilde{F}_{2019}$ y el valor de SBR correspondiente (SBR_{2019}) relativo a los valores de $F_{40\%}$ y $\text{SBR}_{40\%}$ y representado en un "cuadro de fases de vulnerabilidad" de 4 cuadrantes (Fig. 4). Las definiciones de vulnerabilidad de estos cuadrantes

son: i) “Menos vulnerable” (verde; $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ <1 y $SBR_{2019}/SBR_{40\%}$ >1), ii) “cada vez más vulnerable” (naranja; $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ >1 y $SBR_{2019}/SBR_{40\%}$ >1), iii) “Más vulnerable” (rojo; $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ >1 y $SBR_{2019}/SBR_{40\%}$ <1), y iv) “Cada vez menos vulnerable” (amarillo; $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ <1 y $SBR_{2019}/SBR_{40\%}$ <1).

2.8 Implementación del modelo

El modelo fue construido en Microsoft Excel, con rutinas personalizadas escritas en Visual Basic para Aplicaciones (VBA) para realizar simulaciones de Montecarlo con el propósito de generar estimaciones de incertidumbre para parámetros específicos del modelo usando distribuciones previas uniformes que oscilaba entre un valor mínimo y máximo definido. Los modelos YPR y SBR se ejecutaron 10,000 veces usando simulaciones de Montecarlo, utilizando cada vez una muestra aleatoria de la distribución previamente definida para cada parámetro. El promedio, el error estándar (SE), la desviación estándar (Std Dev) y los intervalos de confianza del 95% (IC del 95%) se obtuvieron para los PRB $F_{40\%}$, SBR_{2019}, y $SBR_{40\%}$.

3. RESULTADOS

3.1 Estimaciones de susceptibilidad y un sustituto de mortalidad por pesca (*F*)

Los Anexos 1 y 2 contienen 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, así como descripciones detalladas de la fuente o la derivación de estos valores.

La pesquería palangrera industrial coincidió con la distribución de las 32 especies en al menos un 9%. Esta pesquería tuvo la mayor superposición de área promedio para 28 de las especies evaluadas, entre el 14% (*Lamna nasus*) y el 98% (*Isurus paucus*). Esta elevada superposición se debió a que el esfuerzo de pesca estaba distribuido en la mayor parte del OPO entre 40°N y 40°S, que es sustancialmente mayor que las otras pesquerías (Fig. 5).

La pesquería palangrera artesanal presentó la mayor superposición de área promedio para 4 especies, todas ellas con distribuciones predominantemente costeras en las que se distribuyó principalmente el esfuerzo de pesca, que osciló entre el 40% (*Rhizoprionodon longurio*) y el 68% (*Sphyrna media*), y otras 14 especies rebasaron el 20%. La pesquería artesanal con redes agalleras tuvo una superposición de área baja (<15%) para la mayoría de las especies evaluadas, siendo las superposiciones más elevadas las de *R. longurio* (26%), *S. media* (19%), *S. corona* (17%) y *Nasolamia velox* (16%).

Ninguna de las pesquerías cerqueras tuvo la mayor superposición con alguna de las especies evaluadas, pero la extensión de la superposición fue elevada para muchas especies. Con respecto a los buques de cerco de clase 6, la superposición de área fue máxima para los lances DEL (0.05-41%) y OBJ (0.07-51%), pero considerablemente menor para los lances NOA (0.06-19%). Las especies con mayor superposición con lances DEL fueron *Carcharhinus limbatus* (41%), *C. obscurus* (37%) y *C. galapagensis* (36%). Las especies con mayor superposición con lances OBJ fueron *Dalatias licha* (51%), *C. porosus* (45%), *C. altimus* (43%), *C. brachyurus, S. lewini y S. zygaena* (42%). Con respecto a los lances NOA, solo tres especies tuvieron superposiciones de más del 15%, incluyendo *S. media* (19%), *C. porosus* (17%) y *Alopias vulpinus* (16%).

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 a las Islas Galápagos (Fig. 6). Los lances OBJ tuvieron la mayor superposición con *C. altimus* (21%), *C. porosus* (20%), *S. media* (20%), *S. mokarran* (17%), *S. corona* y *A. vulpinus* (15%). En el caso de los lances NOA, la superposición de área fue baja para todas las especies, siendo las superposiciones más altas las de S. media (8%) y N. velox (7%).

Es importante señalar que las especies mencionadas con la mayor superposición en la pesquería cerquera se capturan con poca frecuencia, si es que se capturan, y puede reflejar las distribuciones muy limitadas de estas especies en el OPO con respecto a la amplia distribución del esfuerzo.

Al tomar en cuenta otros factores de susceptibilidad (por ejemplo la encontrabilidad, la selectividad de contacto, etc.) para evaluar los impactos acumulativos de las 8 pesquerías incluidas en la evaluación, las 20

especies con las tasas de mortalidad por pesca más elevadas ($\tilde{F}_{2019}$), que oscilan entre 0.49 y 1.83 yr^{-1}, fueron las cornudas (*Sphyrna* spp.; 5 especies), los cazones picudos, tintoreras, nep (*Carcharhinus* spp.; 8 especies), los zorros (*A. superciliosus* y *A. vulpinus*), el tiburón ballena (Rhincodon typus) y las dos especies de importancia comercial, el mako de aleta corta (*Isurus oxyrinchus*) y el tiburón azul (*Prionace glauca*) (Fig. 6a). Las pesquerías que más contribuyeron a la mortalidad por pesca total de estas especies fueron generalmente las pesquerías palangreras industriales y/o artesanales, así como los lances OBJ o DEL de la pesquería cerquera de clase 6 (Fig. 6b y c).

3.2 Estado de vulnerabilidad de las especies de tiburones en el OPO

Los valores de los parámetros biológicos y sus fuentes utilizados en los modelos YPR y SBR para cada especie para derivar su estado de vulnerabilidad se muestran en la Tabla 4 y en el Anexo 3, respectivamente, mientras que las estimaciones de EASI-Fish de los PRB de $F_{40\%}$ y $SBR_{40\%}$ se encuentran en la Tabla 6.

Según los valores promedi o estimados de PRB, 20 especies rebasaron los valores umbrales de PRB de $F_{40\%}$ y $SBR_{40\%}$ (ver Fig. 4), lo que resultó en la clasificación de estas especies como "más vulnerables" (Fig. 7; Tabla 6). De las 12 especies restantes, 3 especies (*Isurus paucus, Dalatias licha* y *Zameus squamulosus*) rebasaron el valor umbral de PRB de $SBR_{40\%}$ y fueron clasificadas como "cada vez más vulnerables", mientras que 9 especies no rebasaron ninguno de los valores umbrales de PRB y fueron consideradas "menos vulnerables" (Fig. 7; Tabla 6).

De las 20 especies con los valores más altos de $\tilde{F}_{2019}$ (Fig. 6a), 19 fueron clasificadas como "más vulnerables". La figura 7 muestra un grupo distinto de 8 especies con los rangos de vulnerabilidad más altos, que son las cornudas (*S. zygaena, S. lewini* y *S. media*), los cazones picudos, tintoreras, nep (*C. falciformis, C. porosus* y *C. limbatus*), el zorro ojón (*A. superciliosus*) y el mako de aleta corta (*Isurus oxyrinchus*). Entre las especies restantes "más vulnerables" destacan el tiburón azul (*P. glauca*), el tiburón punta blanca oceánico (*C. longimanus*), otras dos especies de cornudas (*S. corona* y *S. mokarran*), el zorro pelágico (*A. pelagicus*), el tiburón cocodrilo mesopelágico (*Pseudocarcharias kamoharai*) y una serie de tiburones Carcharhinidae generalmente neríticos como *N. velox, C. leucas* y *C. plumbeus* (Fig. 7).

De las 9 especies clasificadas como "menos vulnerables", algunas tuvieron distribuciones neríticas (*Carcharodon carcharias, Galeocerdo cuvier, R. typus, C. galapagensis* y *C. obscurus*) o una distribución en latitudes altas (*L. nasus* y *L. ditropis*) que evitaron una superposición significativa con las pesquerías palangreras y cerqueras de alta mar, o tuvieron distribuciones verticales mesopelágicas (*I. brasiliensis* y *A. vulpinus*) que limitaron sus interacciones con las artes utilizadas en las pesquerías de alta mar con un rango de profundidad de 0-300 m.

Al considerar las puntuaciones de fiabilidad de los parámetros clave de EASI-Fish, se consideró que 7 especies tenían puntuaciones de fiabilidad bajas que podían llevar a una asignación incorrecta a una categoría de vulnerabilidad. Estas especies son *C. altimus, N. velox, Isistius brasiliensis, I. paucus, R. longurio, D. licha, S. media, S. corona* y *Z. squamulosus* (Fig. 8). De estas especies, *D. licha, Z. squamulosus* e *I. paucus* presentaron barras de error grandes alrededor del valor promedio de vulnerabilidad y fueron las únicas especies que se clasificaron como "cada vez más vulnerables", lo que indica la alta incertidumbre en su estado de vulnerabilidad. Solo *I. brasiliensis* fue clasificada como "menos vulnerable" y representa el único posible falso negativo. El resto de las especies fueron clasificadas como "más vulnerables", lo cual, aunque puede indicar un falso positivo, es una clasificación precautoria deseable que destaca explícitamente la incertidumbre en sus valores de los parámetros de entrada del modelo y puede ayudar a orientar a los gestores de investigación a la hora de priorizar los recursos para recolectar datos adicionales sobre estas especies.

4. DISCUSIÓN

4.1 Especies de tiburones vulnerables en el OPO

Los tiburones han sido uno de los principales focos de atención de diversas medidas de conservación y

ordenación desarrolladas por la CIAT para sus pesquerías. Sin embargo, estas medidas se han concentrado principalmente en un reducido número de especies que son objetivo o captura incidental retenida (por ejemplo, el tiburón azul), capturadas con frecuencia (por ejemplo, el tiburón sedoso) en una o más pesquerías, o las que tienen un significativo estado de conservación declarado por organizaciones externas tales como la UICN (por ejemplo, el tiburón punta blanca oceánico y el tiburón ballena). En otras palabras, las especies con los perfiles más altos económicos o de conservación han sido el centro de los esfuerzos de ordenación ya que la ausencia de datos y/o métodos de evaluación fiables ha dificultado la identificación de otras especies potencialmente vulnerables y las respuestas apropiadas de ordenación. La presente evaluación identificó 20 especies que se consideraron "más vulnerables", algunas de las cuales ya son el objeto de medidas de conservación específicas según las resoluciones de la CIAT, pero muchas no lo son. Las especies más vulnerables identificadas abarcan un amplio espectro de características biológicas y ecológicas que hacen que algunas sean más vulnerables a pesquerías particulares por razones específicas (por ejemplo, alta superposición espacial), mientras que otras son más vulnerables a otras pesquerías por diferentes razones (por ejemplo, selectividad de un rango de talla específica). Como resultado, es poco probable que exista una única estrategia de ordenación "milagrosa" que logre mitigar todos los impactos de la pesca para cada especie (ver Dulvy *et al*., 2017). El enfoque EASI-Fish empleado en este estudio logró cuantificar los impactos acumulativos de las pesquerías del OPO sobre las especies de tiburones, lo que permitió un enfoque de clasificación para identificar especies que pueden requerir investigación y monitoreo adicionales antes de la reevaluación, o especies que requieren una intervención inmediata de ordenación.

Tiburón azul y tiburón mako

Entre el grupo de especies "más vulnerables" se encuentran las de importancia económica conocida para las pesquerías palangreras tanto industriales como artesanales, a saber, los tiburones azul y mako de aleta corta. Estas pesquerías de palangre no solo tienen la huella más grande de esfuerzo en el OPO, especialmente la pesquería palangrera industrial, y por lo tanto, una mayor probabilidad de superponerse con la distribución de los tiburones azul (*P. glauca*) y mako de aleta corta (*I. oxyrinchus*), sino que también estas especies son objetivo directo u ocupan nichos similares a los de las especies objetivo (es decir, pez espada, patudo, aleta amarilla y atún albacora). En las ERE es común excluir las especies objetivo, ya que la meta principal de una ERE suele ser identificar especies potencialmente vulnerables con pocos datos. Sin embargo, todas las especies de tiburones se incluyeron en la presente evaluación con fines de exhaustividad y transparencia. Tal es la importancia económica de los tiburones azul y mako de aleta corta en las pesquerías palangreras en el OPO y en todo el Pacífico que existen datos biológicos fiables (ver Figura 8) y datos de captura de las pesquerías industriales que han permitido realizar evaluaciones de poblaciones en el Pacífico norte tanto para el tiburón azul (ISC, 2017) como para el mako de aleta corta (ISC, 2018) y en el Pacífico sur para el tiburón azul (Neubauer *et al*., 2021). Por tanto, no se harán recomendaciones específicas de ordenación a partir de la presente evaluación ya que el ISC y la WCPFC planean continuar evaluando estas especies para que se puedan desarrollar medidas explícitas de ordenación. Sin embargo, una deficiencia importante de estas evaluaciones de poblaciones para estas especies frecuentemente capturadas y económicamente importantes es la falta de datos de captura y talla que se presentan a la CIAT para las flotas artesanales de Centroamérica, lo cual dificulta la capacidad de los científicos de recomendar asesoramiento de ordenación. En un intento de evaluar mejor las poblaciones de tiburones en el OPO, el personal de la CIAT está discutiendo la posibilidad de realizar una evaluación colaborativa del tiburón azul del Pacífico sur con la Comisión Permanente del Pacífico Sur (CPPS).

Una importante advertencia respecto la evaluación de los tiburones mako se refiere a la usual confusión del mako de aleta larga (*I. paucus*) con el más común *I. oxyrinchus* a lo largo de sus distribuciones globales superpuestas (Levesque, 2007; Mucientes *et al*., 2013). Este problema también parece existir en la pesquería de cerco del OPO donde el *I. oxyrinchus* se registró en 1,109 lances y el *I. paucus* nunca se ha registrado, pero el "tiburón mako, nep" (*Isurus* spp.) se registró en 329 lances. Dado que el género *Isurus*

contiene solo estas dos especies, es posible que estos registros pertenezcan a *I. paucus*. Sin embargo, debido a que los MDE y el EASI-Fish requieren información por especie, quizás no se puedan utilizar estos registros genéricos. Teniendo en cuenta que todo el MDE para el *I. paucus* se basó completamente en los registros de 671 lances realizados por la pesquería palangrera industrial, la omisión de 329 registros de presencia potencial de regiones fuera de donde opera la pesquería de palangre y donde las variables ambientales pueden ser diferentes podría haber comprometió la calidad del mapa de predicción final y, en última instancia, la precisión de la estimación de la mortalidad por pesca. Esto puede explicar la mayor probabilidad de presencia en aguas de alta mar al oeste de aproximadamente 110°O, donde el esfuerzo de palangre es máximo, a pesar de las sugerencias de que el *I. paucus* pueda ser más frecuente en las áreas de la plataforma (Mucientes *et al*., 2013).

Un problema importante que ha surgido a raíz de la identificación o el reporte erróneos del *I. paucus* en la mayoría de las cuencas oceánicas es la escasez casi total de datos biológicos, a excepción de un estudio reproductivo del norte de Cuba (Ruiz-Abierno *et al*., 2021). Como resultado, los debates sobre la sostenibilidad del *I. paucus* a menudo se sustentan en un fuerte supuesto de que el crecimiento y la dinámica reproductiva del *I. oxyrinchus,* que ha sido bien estudiado, son un sustituto aceptable para el *I. paucus* (ver Gallagher *et al*., 2014b; Levesque, 2008). En ausencia de información fiable específica de la especie, también se tuvo que hacer este supuesto en el presente estudio para caracterizar el crecimiento y la longevidad, pero esta incertidumbre se reflejó en puntuaciones bajas de fiabilidad de datos para el *I. paucus* (ver Fig. 8). No obstante, a pesar de sus aparentes similitudes en la dinámica de la población, la vulnerabilidad del *I. paucus* fue sustancialmente menor que para el *I. oxyrinchus*. Esto se atribuyó principalmente a que el *I. paucus* vive en aguas más profundas (0–760 m; Hueter *et al*., 2017) que el *I. oxyrinchus* y, por consiguiente, tiene una menor encontrabilidad y, por lo tanto, una menor mortalidad por pesca en la pesquería de palangre (0–300 m), que se superpuso con el 93%–98 % de la distribución del *I. paucus*. Aunque varios autores creen que el *I. paucus* vive en aguas más profundas que el *I. oxyrinchus*, (Compagno, 2001; Ebert, 2001; Mucientes *et al*., 2013), la única información fiable sobre la distribución vertical proviene de dos tiburones marcados con marcas archivadoras en el Océano Atlántico (Hueter *et al*., 2017), por lo que estas estimaciones de profundidad aplicadas al OPO deben verse con cautela, de ahí la baja puntuación de fiabilidad de los datos. No obstante, los resultados de EASI-Fish indicaron claramente que el *I. paucus* debe considerarse una especie vulnerable que requiere, como mínimo, esfuerzos significativos para mejorar los datos de captura por especie y por región a través de una mejor capacitación de los observadores en la identificación de especies de *Isurus* para aumentar la fiabilidad de los MDE y los estudios que puedan brindar valores fiables de parámetros para el crecimiento y la biología reproductiva.

Tiburones sedosos y punta blanca oceánicos

El tiburón sedoso y el tiburón punta blanca oceánico se identificaron como "más vulnerables", lo que reiteró su reconocida importancia para la conservación en función de su alta frecuencia como captura incidental en las pesquerías de palangre y cerco y sus tendencias de disminución de las tasas de captura (Lennert-Cody *et al*., 2019), lo que llevó a la CIAT a implementar medidas de prohibición de retención para el tiburón punta blanca oceánico en todas las pesquerías atuneras industriales del OPO en 2011 (resolución C-11-10) y en todas las pesquerías de cerco para el tiburón sedoso en 2016 (resolución C-16-06). Estas especies también están incluidas en el Apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES) para frenar el comercio internacional de sus aletas. Posteriormente, la calidad de sus datos de captura ha mejorado de manera significativa, en especial en la pesquería de cerco (clase 6), que tiene una cobertura por observadores del 100%. Por consiguiente, la CIAT y la WCPFC han hecho intentos iniciales para desarrollar evaluaciones de poblaciones de estas especies en el Océano Pacífico (Clarke *et al*., 2018; Rice y Harley, 2012; Rice y Harley, 2013; Tremblay-Boyer *et al*., 2019) con algunos resultados prometedores para mejorar aún más estas evaluaciones en el futuro en caso de que mejoren los datos de captura por especie, particularmente para las flotas artesanales. Uno de los principales problemas con las evaluaciones anteriores ha sido la falta de series de tiempo fiables de datos de captura, CPUE y composición por sexo/talla, que puede superarse mediante la implementación de un estudio de

marcado y recaptura por parientes cercanos que proporcione estimaciones de la abundancia absoluta y la mortalidad natural de adultos (SAC-12-14).

Curiosamente, a pesar de la disminución bien documentada de la población de tiburones punta blanca oceánicos en la mayoría de los océanos del mundo (Baum y Myers, 2004; Clarke *et al*., 2013; Tolotti *et al*., 2015; Tremblay-Boyer *et al*., 2019) se estimó que la vulnerabilidad del tiburón punta blanca oceánico es menor que la del tiburón sedoso en la evaluación actual, a pesar de que ambas especies tienen valores de susceptibilidad y rasgos biológicos similares. Este resultado se debió a la inclusión de estimaciones de mortalidad posliberación (MPL) de 15%- 19 % para los tiburones punta blanca oceánicos derivadas de experimentos de marcado en pesquerías palangreras del Pacífico (Hutchinson *et al*., 2021; Musyl *et al*., 2011) para reflejar el mandato de prohibición de retención para los palangreros. Por el contrario, se utilizó el valor predeterminado de mortalidad posliberación del 100% para todas las especies que se supone que tienen importancia económica para la pesquería de palangre (ver los Anexos 1 y 2), incluido el tiburón sedoso. Sin embargo, se aplicaron las estimaciones de mortalidad posliberación al tiburón sedoso en la pesquería de cerco, pero la alta mortalidad por pesca en las pesquerías de cerco DEL y OBJ y las tasas relativamente altas de mortalidad posliberación de 32%–93% estimadas para los individuos liberados de las redes de cerco atuneras (Hutchinson *et al*., 2015; Poisson *et al*., 2014) dieron como resultado que la especie fuera la segunda más vulnerable de las 32 especies evaluadas.

Cornudas

Las cinco especies de cornudas (*Sphyrna* spp.) evaluadas se clasificaron como "más vulnerables" y la cornuda cruz (*S. azygaen*) fue la más vulnerable de todas las especies de tiburones evaluadas, mientras que la cornuda común (*S. lewini*), la cornuda cuchara (*S. media*), la cornuda de corona (*S. corona*) y la cornuda gigante (*S. mokarran*) también ocuparon un lugar destacado. Este resultado respalda la creciente evidencia de que las cornudas están experimentando impactos insostenibles debido a la pesca, no solo en todo el OPO (Pérez-Jiménez, 2014; Zanella *et al*., 2019) sino en todos los océanos del mundo (Pacoureau *et al*., 2021). Las cinco especies evaluadas figuran actualmente en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN como "En Peligro Crítico" o "Vulnerable". Además, en 2013, tres de estas especies (*S. lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena*) se incluyeron en el Apéndice II de la CITES para controlar el comercio internacional de productos derivados de estas especies.

La mayoría de las especies de cornudas tienen una distribución costera predominante, especialmente los juveniles, que a menudo utilizan los hábitats costeros poco profundos como áreas de cría (Corgos y Rosende-Pereiro, 2022; López-Angarita *et al*., 2021; Zanella *et al*., 2019) y algunas especies tienden formar grupos para alimentarse y/o reproducirse en el OPO (Salinas-de-León *et al*., 2017). Por consiguiente, son muy vulnerables a la pesca artesanal, especialmente a las redes agalleras, ya que la morfología de su cuerpo las hace susceptibles a enredarse y el potencial de supervivencia posliberación es bajo (Gallagher *et al*., 2014a; Gallagher y Klimley, 2018).

Un resultado particularmente significativo de la presente evaluación fue la identificación de las dos especies de cornudas de menor crecimiento, la cornuda cuchara (*S. media*) y la cornuda coronada (*S. corona*) como "más vulnerables". En el OPO ambas especies, y la cornuda de corona (*S. tiburo*), que está estrechamente relacionada, tienen una distribución costera sumamente restringida entre México y el norte de Perú, y la *S. corona* es endémica de esta región (Ebert *et al*., 2021). En una revisión de registros históricos de las aguas del Pacífico mexicano, Pérez-Jiménez (2014) expresó su preocupación por la posible extirpación de estas tres especies de esta región como resultado de décadas de impactos de la pesca, ya que solo tres individuos de *S. media* y *S. tiburo* se registraron de entre más de 207,000 tiburones capturados en estudios realizados entre 1962 y 2010. En los mismos estudios, no encontró ningún registro de *S. corona*, que aparentemente se había registrado por última vez en aguas mexicanas en 1994 (Balart *et al*., 1996) y más recientemente dentro de toda su distribución en el OPO solo en el sur de Colombia en 2014 (Orozco Guarin, 2014).

Los programas de observadores nacionales y de la CIAT establecidos para las pesquerías de cerco y las

pesquerías palangreras industriales y los estudios de las pesquerías artesanales centroamericanas demuestran su importancia en este caso, ya que podemos confirmar que *S. media*, *S. corona* y *S. tiburo* fueron registradas por última vez en el OPO en 2009, 2021 y 2001, respectivamente (datos no publicados de observadores de la CIAT). Sin embargo, dado que solo se han registrado 44 individuos combinados para las tres especies, de más de 500,000 lances cerqueros y palangreros observados, coincidimos con las preocupaciones planteadas por Pérez-Jiménez (2014) sobre la sostenibilidad de la población de estas especies en el OPO. Sin embargo, también es importante considerar las muchas tareas de los observadores a bordo, desde registrar los aspectos operacionales de la pesquería, hasta registrar datos para las especies objetivo de atunes y un conjunto completo de especies de captura incidental de mamíferos marinos, tortugas marinas, tiburones y teleósteos. Por lo tanto, dados los breves periodos en los que los observadores pueden llegar a inspeccionar la captura incidental, la identificación de las especies que se encuentran con menos frecuencia, algunas de las cuales no se encuentran actualmente en las guías de identificación del observador, puede no ser del todo precisa, o estas especies pueden identificarse con una resolución taxonómica más alta (por ejemplo, Sphyrna sp.).

Un punto importante de aclaración es que el *S. tiburo* no se evaluó en el presente estudio debido a la presencia de solo dos registros de captura en las pesquerías del OPO, ambos de la pesquería de cerco en 1998 y 2001 (datos no publicados de observadores de la CIAT). Actualmente se desconoce si esta baja frecuencia de interacción se debe a la disponibilidad y selectividad de la especie por las artes de las pesquerías evaluadas, o al aparente estado de reducción de su población. Cualquiera que sea la razón, la evidencia genética reciente que muestra la existencia de una población única en Panamá (González *et al*., 2019) sugiere que esta especie también debería considerarse como "más vulnerable" en el presente estudio.

Una advertencia importante para la evaluación del *S. media* y el *S. corona* es que casi no existe información biológica para estas especies (ver Orozco Guarin, 2014). Por tanto, se usaron relaciones empíricas (Froese y Binohlan, 2000) para estimar valores de parámetros a fin de caracterizar el crecimiento y la reproducción, que se basaron casi exclusivamente en la talla máxima registrada. Además, las estimaciones de mortalidad natural se derivaron utilizando ecuaciones empíricas que se basan principalmente en parámetros de crecimiento. Se desconoce el nivel de fiabilidad de las estimaciones para estos parámetros biológicos, por lo que se les asignó puntuaciones de fiabilidad de 1. A pesar de esta gran incertidumbre, su vulnerabilidad fue similar a la de otras especies de *Sphyrna* que han sido objeto de estudios biológicos detallados y, por lo tanto, su clasificación como "más vulnerable" aquí es tanto plausible como precautoria. Si estas especies hubieran sido clasificadas como "menos vulnerables", habrían sido sujetas a una mayor investigación con base en sus puntuaciones extremadamente bajas de fiabilidad y otra información disponible (ver Pérez-Jiménez, 2014).

Aunque la provisión de datos para las interacciones con tiburones está mejorando continuamente para los CPC de la CIAT (ver la resolución C-21-06 sobre tiburones sedosos), muchos componentes pertinentes de las resoluciones que tienen que ver con las cornudas, además de las tres especies capturadas con mayor frecuencia (*S. lewini*, *S. mokarran* y *S. zygaena*) siguen siendo recomendaciones (resolución C-05-03) en lugar de mandatos. Como resultado, la CIAT depende en última instancia de la buena voluntad de los CPC para cumplir con estas solicitudes de datos y de que los Estados costeros implementen medidas apropiadas de ordenación en las pesquerías costeras. Algunos Estados costeros están haciendo un esfuerzo concertado para mejorar la recolección de datos sobre tiburones o para mitigar directamente las capturas de tiburones a través de medidas de ordenación, como la veda estacional de 3 meses para la pesca de tiburones en todas las pesquerías en la ZEE de México (mayo-julio) 2012 (Sosa-Nishizaki *et al*., 2020) y por la pesca artesanal en Perú (enero–marzo) desde 2016 (Mason *et al*., 2020).

Tiburones zorro

Dos de las tres especies de tiburones zorro incluidas en la evaluación, el tiburón zorro ojón (*A. superciliosus*) y el tiburón zorro pelágico (*A. pelagicus*), se clasificaron como "más vulnerables", sobre todo debido a la

gran superposición horizontal y vertical de sus distribuciones con la de las pesquerías industriales de palangre y cerco, además de la amplia selectividad de talla de las artes que incorporaron el rango completo de tallas para estas especies. Estos resultados respaldan estudios previos que utilizaron el enfoque APS que clasificó a estas especies entre las especies de captura incidental más vulnerables capturadas por la pesquería de cerco (buques de clase 6) (Duffy *et al*., 2019) y la pesquería palangrera industrial (Griffiths *et al*., 2017) en el OPO. Dada su alta susceptibilidad a la captura por parte de una variedad de pesquerías, junto con sus rasgos de ciclo vital de longevidad, crecimiento lento y bajo potencial reproductivo, el *A. superciliosus* y el *A. pelagicus* están catalogados por la UICN como "Vulnerable" y "En Peligro", respectivamente, y también figuran en el Apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas (CITES) (CITES, 2016) y en el Apéndice II de la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias (CMS) (CMS, 2015).

Por el contrario, el zorro común (*A. vulpinus*) fue clasificado por EASI-Fish como "menos vulnerable", a pesar de la alta incertidumbre en el valor del estado (ver Fig. 7). Esta especie no se incluyó en la ERE realizada por Duffy *et al*. (2019) para la pesquería cerquera del OPO, pero se clasificó como altamente vulnerable (pero inferior A*. superciliosus* y A*. pelagicus*) en la pesquería palangrera industrial del OPO (Griffiths *et al*., 2017). Estos resultados de la evaluación de EASI-Fish complementan los de una evaluación de poblaciones realizada sobre la especie en América del Norte en 2018, donde se evaluó frente a puntos de referencia biológicos basados en el rendimiento máximo sostenible (RMS) y se encontró que no estaba sobreexplotada ni experimentando sobrepesca (Teo *et al*., 2018). La razón de la clasificación de esta especie por EASI-Fish como "menos vulnerable" se relaciona con una menor superposición volumétrica, particularmente con la pesquería palangrera, debido a su distribución más costera y su ocupación de aguas mesopelágicas más profundas. Por ejemplo, la superposición promedio de la distribución predicha de *A. vulpinus* con la de la pesquería de palangre fue del 48 %, en comparación con el 71% y el 73% para el *A. superciliosus* y el *A. pelagicus*, respectivamente. De manera similar, la encontrabilidad con artes de palangre, que se supuso que pescan de 0 a 300 m, fue menor para el *A. vulpinus* ya que su rango de profundidad máximo preferido, las profundidades a las que la especie llegaba en el 80% de sus inmersiones más profundas, fue de 300 a 543 m (Musyl *et al*., 2011), lo que significa que su distribución normal se extendió hasta 243 m más profundo que el lance de anzuelos supuesto más profundo hecho con palangre. Por el contrario, el *A. pelagicus* es más pelágico con un rango de profundidad más estrecho de 0 a 300 m (Arostegui *et al*., 2020), que se encuentra completamente dentro del rango de profundidad del arte de palangre, lo que hace que el parámetro de encontrabilidad se cumpla por completo (es decir, $E_{xj} = 1$).

A pesar de que el *A. vulpinus* tiene una vulnerabilidad comparativamente menor a la pesca industrial en alta mar en comparación con el *A. superciliosus* and *A. pelagicus*, se sabe que esta especie es muy vulnerable a la captura, como objetivo y captura incidental, en la pesca doméstica costera y se captura con frecuencia en la pesca con redes agalleras, con palangre y recreativa desde Estados Unidos (Heberer *et al*., 2010) y al menos hasta el sur de Perú (González-Pestana *et al*., 2014). EASI-Fish reflejó correctamente esta diferencia interespecífica en la superposición de pesquerías con una superposición promedio estimada de la pesquería palangrera artesanal con el *A. vulpinus* del 31%, en comparación con el 11% y el 16% para el *A. superciliosus* y el *A. pelagicus*, respectivamente. Sin embargo, el presente estudio solo tuvo acceso a conjuntos de datos limitados que describían la huella del esfuerzo de las pesquerías artesanales en el OPO, y algunos datos requerían la georreferenciación manual de los mapas de esfuerzo publicados para caracterizar mejor la extensión espacial de estas pesquerías. Por lo tanto, las es probable que la superposición estimada de las pesquerías con el *A. vulpinus* y la subsiguiente mortalidad por pesca estimada se hayan subestimado de manera sustancial. Igualmente, es probable que se haya subestimado la vulnerabilidad del *A. superciliosus* y del *A. pelagicus* debido a datos incompletos sobre el esfuerzo de pesca de las flotas artesanales, que en algunas regiones se desplazan cada vez más lejos de la costa para pescar. Por ejemplo, en la pesquería pelágica artesanal de palangre de Ecuador, el *A. pelagicus* es por mucho el elasmobranquio más capturado y comprende el 22% de la captura total de todas las especies de atunes, marlines y elasmobranquios combinados (Martínez-Ortiz *et al*., 2015).

Cazones picudos, tintoreras, nep

Los cazones picudos y tintoreras (familia Carcharhinidae) se encuentran entre las familias de tiburones con más especies en el OPO y el Océano Pacífico entero. En general, estas especies tienden a ser de crecimiento relativamente rápido, de vida corta y tienen una mayor capacidad reproductiva que los tiburones pelágicos de otras familias (por ejemplo, los lámnidos), y por lo tanto se ha demostrado en ERE realizadas en el OPO (Duffy *et al*., 2019; Griffiths *et al*., 2017), en el Océano Atlántico (Arrizabalaga *et al*., 2011) y en el Índico (Murua *et al*., 2018) que son más resilientes a los impactos de la pesca (ver también Smith *et al*., 1998). Sin embargo, de los 12 carcharínidos evaluados, algunos por primera vez en una ERE en cualquier parte del mundo, 10 especies se clasificaron como "más vulnerables". Aparte del *C. falciformis* y del *C. longimanus* que se discutieron anteriormente en detalle, las especies restantes tienen distribuciones neríticas restringidas en el Pacífico oriental tropical entre el norte de México y Perú, y el *Rhizoprionodon longurio* así como el *Nasolamia velox* son especies endémicas de esta región (Ebert *et al*., 2021) (ver Fig. 3). Esta distribución es la razón principal que explica su alta vulnerabilidad ya que la huella de la mayor parte de las pesquerías se superpone significativamente con la distribución de estas especies. Además, estas especies ocupan aguas epipelágicas, generalmente a menos de 200 m (Brunnschweiler *et al*., 2010; Morales *et al*., 2021; Weigmann, 2016), lo que las ubica dentro de la mayor parte del rango de profundidad de cada pesquería evaluada (es decir, $E_{xj} = 1$).

Los carcharínidos más vulnerables fueron especies de talla reducida que generalmente carecían de parámetros biológicos fiables y, por lo tanto, tenían puntuaciones muy bajas de fiabilidad de datos para la mayoría de los parámetros del modelo. Estas especies incluyen el tiburón poroso (*C. porosus*), el tiburón baboso (*C. altimus*), el cazón trompa blanca (*Nasolamia velox*) y cazón picudo pacífico (*Rhizoprionodon longurio*). Los altos valores de susceptibilidad para la superposición de área con las pesquerías palangreras industriales y artesanales y, en algunos casos, con la pesquería de cerco, junto con la baja productividad de estas especies fueron los principales impulsores de su clasificación como "más vulnerables".

De estas especies, el *C. porosus* se clasificó como la cuarta más vulnerable de las 32 especies evaluadas, que no se había evaluado previamente mediante una ERE en toda su área de distribución en el Océano Pacífico o el Atlántico. Ha existido una ambigüedad significativa en la taxonomía de la especie durante la última década con dos estudios (Castro, 2011; Naylor *et al*., 2012) que confirman que su único sinónimo, el *C. cerdale*, ocurre en el OPO, pero los estudios recientes (Ehemann *et al*., 2018; Saldaña-Ruiz *et al*., 2017) siguen usando el *C. porosus*. Independientemente de la nomenclatura válida actual en el OPO, no existe información biológica publicada del OPO, pero se han realizado estudios fiables frente al norte de Brasil sobre edad y crecimiento (Lessa y Santana, 1998) y reproducción (Lessa *et al*., 1999) que indican que la especie es de crecimiento lento, tiene una vida de al menos 12 años y madura en una fase tardía de la vida, alrededor de los 6 años de edad. La clasificación de esta y de especies similares como "más vulnerables" debería servir como una advertencia temprana de conservación en el OPO dado que la captura del *C. porosus* predominantemente juvenil por las pesquerías costeras de red agallera ha provocado la extirpación de la especie de las regiones noreste y sureste de Brasil, mientras que en el norte de Brasil, donde la especie aparentemente es más abundante, la población ha disminuido en más del 90% en los últimos 10 años (Santana *et al*., 2020). Además, el *C. porosus* se encontró en relativamente raras ocasiones en las pesquerías evaluadas en el presente estudio (5 registros de las pesquerías artesanales multiaparejo y multiespecíficas de Centroamérica y 33 registros de la pesquería de cerco de clase 6) y dada la disminución de la población observada en Brasil, esto puede indicar que es posible que se necesiten esfuerzos inmediatos de conservación. Considerando que se creía que el OPO albergaba una población más pequeña de *C. porosus* que el Océano Atlántico (Santana *et al*., 2020), y que ahora se considera que el componente del OPO es una especie completamente diferente (*C. cerdale*), esto debería justificar una investigación urgente, como mínimo, sobre la distribución de esta especie, así como de la biología básica de su población. Esas ambigüedades taxonómicas regionales de los cazones picudos y tintoreras tropicales costeros de talla reducida ya han dado como resultado la extinción de la especie ahora conocida como *C. obsolerus* del Océano Pacífico occidental y central a consecuencia de la sobrepesca (White *et al*., 2019). Por lo tanto, es

imperativo que se realicen esfuerzos de conservación para evitar un destino similar para el *C. cerdale* y los carcharínidos similares de talla reducida en el OPO.

Tiburones mesopelágicos

En este estudio se evaluaron cuatro especies de tiburones mesopelágicos, el tiburón cocodrilo (*Pseudocarcharias kamoharai*) y los tiburones durmientes carocho (*Dalatias licha*), bruja bocachica (*Zameus squamulosus*) y tiburón tollo cigarro (*Isistius brasiliensis*), de los cuales solo el *I. brasiliensis* se clasificó como "menos vulnerable". Aunque sus distribuciones horizontales eran razonablemente amplias y se superponían significativamente con las pesquerías de palangre y de cerco, solo se registraron en las pesquerías palangreras industriales y artesanales. Esto es probablemente el resultado de su distribución vertical que con frecuencia puede extenderse a más de 1,000 m durante el día donde no son susceptibles de ser capturados por artes de cerco, pero se vuelven susceptibles al palangre cuando migran a aguas epipelágicas durante la noche (Crow *et al*., 2018; Kindong *et al*., 2021). Actualmente, la UICN clasifica estas especies como de "Preocupación Menor", con la excepción del *D. licha* que está "Casi Amenazado", presumiblemente debido a su ocupación de aguas profundas que limitan sus interacciones con las pesquerías. Su poca frecuencia de captura ha dado lugar a pocas investigaciones sobre su biología y las que se han realizado han tenido dificultades para validar las edades. Esto se debe a que el método tradicional de medir la edad de los tiburones contando los incrementos de crecimiento en las vértebras a menudo no es posible para los tiburones de aguas profundas como el *D. licha* ya que sus vértebras están poco calcificadas, lo que requiere que se usen los lentes oculares y las espinas de las aletas como partes duras alternativas para determinar la edad (Francis *et al*., 2018). Como resultado, las puntuaciones de fiabilidad para muchos parámetros son razonablemente bajas.

4.2 Especies de tiburones menos vulnerables

Aunque los análisis hechos en el presente estudio clasificaron 9 especies como "menos vulnerables", es particularmente importante mencionar en forma breve algunas de las posibles razones de estas clasificaciones para 4 especies enumeradas por la ICUN como "Vulnerables" (*Lamna nasus* y *Carcharodon carcharias*), "Casi Amenazadas" (*Galeocerdo cuvier*), o "En Peligro" (*Rhincodon typus*). La razón principal de la clasificación de estas especies como "menos vulnerables", con la excepción de *L. nasus*, se debe a sus distribuciones neríticas predominantes que limitan sus interacciones con las pesquerías industriales de cerco y palangre. Sin embargo, estas especies se ven afectadas por las flotas costeras artesanales de palangre y redes agalleras (García-Rodríguez y Sosa-Nishizaki, 2020; Guzmán *et al*., 2020; Martínez-Ortiz *et al*., 2015) para las cuales la distribución espacial de los datos de esfuerzo no está bien representada en este estudio y, por lo tanto, es probable que se subestime la vulnerabilidad de estas especies. Además, para el *C. carcharias* en particular, los registros de presencia disponibles pueden estar significativamente subrepresentados para esta especie debido a los deficientes informes de las interacciones (García-Rodríguez y Sosa-Nishizaki, 2020) o la falta deliberada de informes de tiburones retenidos ilegalmente (Madigan *et al*., 2021).

En el caso de *L. nasus*, su clasificación como "menos vulnerable" se debe principalmente a que su distribución predicha es predominantemente a lo largo de la Corriente de Humboldt al sur de alrededor de 20°S (Fig. 3), donde hay relativamente poca pesca industrial con palangre o cerco (fig. 5), junto con su distribución mesopelágica de más de 300 m (Francis *et al*., 2015) que se extiende más allá de las profundidades de pesca efectivas de estas pesquerías.

De las cuatro especies mencionadas, es probable que el *R. typus* tenga la máxima interacción con las pesquerías industriales, específicamente con redes de cerco, aunque estas interacciones no son muy comunes (Román *et al*., 2018). Históricamente, se consideraba que los tiburones ballena atraían a los atunes de forma similar a los objetos flotantes, probablemente como resultado de su gran tamaño y su baja velocidad de movimiento (Fontes *et al*., 2020), y ocasionalmente buques cerqueros hacían lances sobre ellos de forma similar a otros objetos flotantes. Sin embargo, tales eran, y siguen siendo, las preocupaciones de conservación de esta especie, que la CIAT implementó la resolución C-16-01 y luego la C-19-06 para

prohibir los lances deliberados sobre tiburones ballena y utilizar todas las medidas razonables para garantizar la liberación segura de animales encerrados accidentalmente. Como consecuencia de su liberación obligatoria en el OPO, fue importante considerar toda la evidencia disponible relacionada con la mortalidad posliberación de esta especie para que estuviera representada en EASI-Fish. Hasta la fecha, los estudios de marcado de tiburones ballena liberados de redes de cerco comerciales en el Océano Atlántico oriental tropical (11 marcas; Escalle *et al*., 2018) y en el Mar Arábigo (8 marcas; Arrowsmith *et al*., 2021) demostraron una supervivencia del 100% de los tiburones liberados. Sin embargo, debido a que no se dispone de datos de mortalidad posliberación que provengan específicamente de las pesquerías del OPO que puedan diferir ligeramente en su operación de las pesquerías en otras regiones (por ejemplo, lances sobre manadas de delfines), utilizamos un rango arbitrario de MPL de 10%–20%. Si la verdadera tasa de mortalidad posliberación fuera superior a los valores utilizados, lo que tendría que abordarse mediante un estudio de marcado, la vulnerabilidad de esta especie se habría subestimado.

4.3 Advertencias, recomendaciones y directrices para el trabajo futuro

El presente estudio formó una base sólida a partir de la cual la CIAT puede planificar futuros esfuerzos de investigación, monitoreo, evaluación u ordenación relacionados con los tiburones en el OPO. Pese a usar la mejor información disponible a fin de parametrizar EASI-Fish, la escasez de incluso la información biológica o de captura más rudimentaria para varias especies (ver Fig. 8) significó que los valores de entrada de los parámetros y el estado subsiguiente de vulnerabilidad para algunas especies fueron muy inciertos. Sin embargo, al usar puntuaciones de fiabilidad de datos para los parámetros clave del modelo, la evaluación logró resaltar las brechas clave de conocimiento que deberían servir como base para las futuras prioridades de trabajo de la CIAT a fin de facilitar la mejora incremental en la fiabilidad de las evaluaciones por especie y sus resultados que, en última instancia, orientan la ordenación. A continuación recomendamos y discutimos algunas de estas prioridades.

4.3.1 Exploración de la eficacia potencial de las medidas de conservación y ordenación

A pesar del compromiso de la CIAT de cumplir los mandatos de la Convención de Antigua para asegurar la sostenibilidad ecológica de todas las especies impactadas por las pesquerías atuneras del OPO, incluso la tarea inicial de priorizar de modo objetivo las especies potencialmente vulnerables es un desafío importante dada la escasez de información biológica y ecológica básica disponible para la mayoría de las especies de tiburones. Sin embargo, con el desarrollo de EASI-Fish hemos podido estimar cuantitativamente la vulnerabilidad de cada especie de tiburón y determinar la forma en que quizás tengan que proceder la CIAT y sus CPC para garantizar la sostenibilidad a largo plazo de estas especies. Para algunas especies clasificadas como “menos vulnerables”, esto puede ser simplemente seguir monitoreando las interacciones dentro de las pesquerías del OPO a través de programas de observadores nacionales o de la CIAT. Sin embargo, para otras especies catalogadas como “más vulnerables” se requieren significativos esfuerzos de investigación y/o monitoreo para llenar vacíos cruciales de datos biológicos y/o ecológicos y para mejorar la información de distribución a fin de optimizar los modelos de distribución de especies, o para desarrollar medidas de ordenación a fin de reducir el potencial de las poblaciones de algunas especies particularmente sensibles a una mayor disminución, extirpación o incluso extinción debido a sus distribuciones endémicas restringidas en el OPO (por ejemplo, *C. cerdale*).

Desarrollar e implementar medidas de conservación y ordenación con el fin de lograr los objetivos de conservación para las especies de tiburones de captura incidental que tienen ciclos vitales y preferencias de hábitat tan diversas en los planos horizontal (por ejemplo, nerítico vs. a pelágico) y vertical (por ejemplo, epipelágico frente a mesopelágico) y, al mismo tiempo, garantizar la viabilidad económica de las pesquerías del OPO es un desafío científico y logístico importante y potencialmente costoso que no es muy probable que se logre con una sola medida “milagrosa” (ver Dulvy *et al*., 2017). Aunque EASI-Fish se utilizó en este estudio simplemente para priorizar especies vulnerables, su estructura flexible y espacialmente explícita permite la exploración de la eficacia potencial de MCO sobre a la vulnerabilidad de las especies, lo que faculta a los gestores para concentrar sus esfuerzos en la implementación de MCO que muestren el mayor

potencial de ser eficaces en el cumplimiento de los objetivos de ordenación para el mayor número de especies de tiburones. Este enfoque exploratorio tuvo éxito recientemente en un proyecto colaborativo completado entre la CIAT y la Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas (CIT) (BYC-11-01, BYC-11-02). En este proyecto, EASI-Fish se utilizó para examinar la eficacia potencial de 70 escenarios de ordenación relacionados con la implementación de una serie de posibles medidas enumeradas en la resolución C-19-04 (por ejemplo, uso de anzuelos circulares, cebo de pescado y mejores prácticas de manipulación y liberación) con el propósito de reducir la vulnerabilidad de la población de tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*) del Pacífico oriental, que está en peligro crítico de extinción en el OPO. Para ello se desarrolló un MDE mejorado con nuevos datos de alta resolución proporcionados por los participantes de esta colaboración.

En el caso de la captura incidental de tiburones en el OPO, puede haber varias MCO potenciales, tales como vedas espaciales o temporales, si se pueden identificar áreas y periodos particulares donde una especie sea más abundante o susceptible a la captura, como áreas de reproducción, alimentación o cría (ver López-Angarita *et al*., 2021; Zanella *et al*., 2019). Por otra parte, se podrían implementar cambios en las configuraciones de las artes de pesca para reducir la selectividad de especies particulares o clases de talla de los tiburones o bien, si no se pueden evitar las interacciones con los tiburones, explorar el potencial de mejores prácticas de manipulación y liberación para reducir la mortalidad por pesca a través de una mejor supervivencia posliberación. Por ejemplo, desde 2002, la CIAT ordenó una veda temporal de la pesquería de cerco en el OPO para reducir los impactos de la pesca sobre las especies objetivo, que, dependiendo de la condición de las poblaciones objetivo, ha oscilado entre 31 días en 2002 y 2003 (resoluciones C-02-04 y C-03-03) y 72 días en 2018-2024 (resoluciones C-17-01 y C-21-04). Además, se ha implementado una veda anual de 30 días del área conocida como el "corralito" (ver resolución C-02-04) en un esfuerzo por reducir la mortalidad de atunes tropicales juveniles. Con respecto a los tiburones en particular, Perú implementó una veda estacional de pesca para sus pesquerías de pequeña escala en 2016 con el objetivo de reducir la mortalidad de las cornudas juveniles (Mason *et al*., 2020), mientras que Colombia ha promovido recientemente medidas más severas para prohibir todas las formas de pesca comercial y artesanal de tiburones dentro de su ZEE (Castellanos-Galindo *et al*., 2021). A pesar de que las vedas espaciales y temporales son estrategias de ordenación potencialmente eficaces, persiste un significativo dilema socioeconómico en el OPO en el sentido de que algunos CPC son Estados en desarrollo, donde es probable que las vedas afecten significativamente los medios de subsistencia de miles de pescadores, lo que en última instancia tendrá impactos en las economías locales y regionales o, por el contrario, puede conducir a la pesca ilegal y no declarada y al comercio clandestino, la criminalidad y la marginación (Castellanos-Galindo *et al*., 2021; Finkbeiner *et al*., 2017).

Las interacciones de algunas artes con ciertas especies de captura incidental son inevitables y las vedas espaciales o temporales pueden tener consecuencias socioeconómicas inaceptables en ciertas regiones. Por lo tanto, la única alternativa que puede permitir que las pesquerías tengan interacciones sostenibles con los tiburones es implementar medidas que maximicen la supervivencia posliberación. La CIAT ya ha implementado resoluciones que ordenan o recomiendan la liberación de los tiburones (C-16-05 y C-19-06), aunque estas resoluciones no son prescriptivas en cuanto a los métodos específicos de liberación. Por consiguiente, la resolución, C-21-06 pide que se realicen investigaciones para mejorar las prácticas de manipulación y liberación de todas las especies de tiburones afectadas. A pesar de que se están realizando algunas investigaciones recientes en el OPO sobre la supervivencia posliberación de elasmobranquios capturados en algunas pesquerías de cerco (Eddy *et al*., 2016) y pesquerías artesanales de palangre (Schaefer *et al*., 2021; Schaefer *et al*., 2019), es evidente que se requieren más estudios, y se recomiendan aquí, para una gama más amplia de especies de tiburones en todas las pesquerías y tipos de lances.

Sin embargo, incluso si se estuvieran realizando los estudios, es probable que tome varios años acumular datos suficientemente fiables para orientar a los gestores. EASI-Fish tiene la ventaja de la exploración rápida de posibles vedas espaciales y temporales y valores plausibles de mortalidad posliberación utilizando estudios previos y/o la opinión de expertos para reducir la vulnerabilidad de una especie, tal como se

demostró para la tortuga laúd (BYC-11-02) y la manta mobula (Griffiths y Lezama-Ochoa, 2021) en el OPO. Por lo tanto, EASI-Fish podría ser una herramienta exploratoria útil para emplear en el periodo intermedio hasta que se completen los estudios de supervivencia posliberación para simular cambios en las medidas existentes o adicionales de ordenación, ya sea de forma aislada o en conjunto, para determinar su eficacia a fin de reducir la vulnerabilidad por especie. Además, este enfoque de escritorio puede simultáneamente guiar los esfuerzos de investigación para considerar la cuantificación de los aspectos potencialmente más eficaces de los procedimientos de manipulación y/o liberación. Como primer paso, se recomienda que estas evaluaciones más profundas se centren en las especies más vulnerables identificadas en el presente estudio, a saber, el tiburón sedoso y las cornudas, algunas de las cuales ya se han identificado como prioritarias para que la CIAT lleve a cabo evaluaciones de poblaciones (resolución C-16-05).

4.3.2 Mejorar la captura y el esfuerzo de pesca espacialmente explícitos

EASI-Fish se desarrolló en un intento de superar algunos de los problemas importantes para evaluar las especies de atunes de captura incidental que a menudo tienen pocos datos debido a informes deficientes. La premisa básica de EASI-Fish para estimar un sustituto de la mortalidad por pesca es determinar el grado de superposición tridimensional de una pesquería con la distribución de una especie. Esto requiere una comprensión del alcance total de la distribución del esfuerzo por parte de una pesquería, con la mejor resolución posible, y donde se ubique la especie de interés en la escala de tiempo más fina utilizada en la evaluación, que en EASI-Fish suele ser un intervalo anual. Los datos requeridos por EASI-Fish para describir las distribuciones del esfuerzo de pesca y las especies son fundamentalmente simples, siendo la presencia de una o más unidades de esfuerzo de pesca y la presencia de la especie en cada celda de la grilla a lo largo de la superficie del área de evaluación. En el presente estudio, estos datos se derivaron principalmente de los informes de los pescadores y los avistamientos registrados por los observadores a bordo.

Pesquería palangrera industrial

Un obstáculo constante para que los científicos de la CIAT emprendan análisis científicos detallados sobre la pesquería de palangre es la resolución C-19-08, que obliga a cada CPC a proporcionar una cobertura por observadores mínima del 5% del esfuerzo de sus flotas de palangre. Sin embargo, estos datos a menudo no son representativos de las actividades de la flota (Griffiths *et al*., 2021), ni cubren la huella espacial completa de la flota. En consecuencia, en el presente estudio se confió mucho en los datos reportados para desarrollar la distribución del esfuerzo para la pesquería de palangre en el OPO. Lamentablemente, los CPC comúnmente notifican datos de esfuerzo de palangre industrial a 5° x 5° (la resolución más baja permitida en virtud de la resolución C-03-05) y, además, la misma resolución no exige que los CPC notifiquen sobre capturas incidentales de especies no objetivo, es decir, captura incidental, (ver SAC-12-09). Teniendo en cuenta que las predicciones de los MDE utilizadas en el presente estudio se resolvieron en 0.5°, la discrepancia en la resolución espacial puede tener como resultado una posible sobreestimación de la superposición por un factor de 100. En otras palabras, si un MDE predijo que una especie estaría presente en todas las cien celdas de grilla de 0.5° contenidas dentro de una celda de grilla de 5° en la que se pesca, se supone de manera precautoria que la pesca está presente dentro de cada celda de grilla de 0.5°.

Otro problema relacionado con la resolución espacial de los datos reportados se refiere a la precisión de las ubicaciones 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 reportan 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.

Para definir mejor la distribución espacial del esfuerzo de pesca y mejorar la utilidad de los datos de captura para la pesquería de palangre, entre otras cosas, para desarrollar MDE para las especies de captura incidental, se requieren datos con una resolución espacial más alta. Aunque recientemente se ordenaron

los datos operacionales para la pesquería de palangre en virtud de la resolución C-19-08, la cobertura por observadores a menudo es inferior al 5% requerido, lo que dificulta gravemente la cantidad y la representatividad de los datos disponibles para caracterizar esta pesquería. Como resultado, durante varios años el personal de la CIAT ha recomendado aumentar la cobertura por observadores a por lo menos un 20% (ver Resolución C-19-08; Griffiths *et al*., 2021), y se reitera aquí, no solo para mejorar la calidad de los datos para la presentación de informes sino también para fines científicos tales como la ERE.

Pesquerías cerqueras

Los datos más fiables de esfuerzo de pesca para el presente estudio provinieron de la flota cerquera compuesta por buques de clase 6 que tienen una cobertura por observadores del 100% en el OPO y proporcionan ubicaciones precisas del esfuerzo de pesca por tipo de lance. Los datos de captura también tuvieron una alta precisión espacial, aunque como suele ser el caso de los datos de captura incidental de tiburones, la resolución taxonómica reportada fue razonablemente baja para algunos grupos taxonómicos particularmente vulnerables. Por ejemplo, 27,183 de los 113,328 registros (24%) en los que los observadores registraron tiburones no se registraron por especies, sobre todo para los cazones picudos y tintoreras (3.806, un 3%) y cornudas (2.896, un 2%). La omisión requerida de una cantidad tan grande de registros de datos disminuye en gran medida la calidad de los mapas de predicción de especies derivados de los MDE, en particular si estos datos omitidos contenían especies menos comunes, tales como las especies de cornudas pequeñas y cazones picudos y tintoreras, para las cuales un registro de presencia puede ser muy valioso desde un punto de vista puramente de conservación a fin de confirmar que la especie existe. Actualmente, el personal está estudiando herramientas inteligentes de identificación de especies, como aplicaciones para teléfonos inteligentes que emplean inteligencia artificial y pruebas genómicas rápidas para mejorar la identificación de especies de forma rápida y precisa tanto en el campo como a bordo de los buques (Proyecto B.1.a).

A diferencia de la pesquería cerquera industrial, la baja cobertura por observadores es un problema considerable para la pesquería cerquera compuesta por buques más pequeños de clases 1 a 5, donde se requiere una cobertura mínima por observadores del 5% para buques de menos de 24 m de eslora total. En este estudio, los datos de esfuerzo se derivaron principalmente de los lances observados por TUNACONS en forma voluntaria, que cubrieron el 12% del esfuerzo de la flota en 2019 (datos no publicados de la CIAT). Como resultado, es improbable que la composición de la captura sea representativa de la flota y se consideró que la distribución del esfuerzo representaba la cobertura espacial mínima de la pesquería. Sin embargo, la CIAT está trabajando en mejorar la provisión de datos para esta y otras flotas a través de una propuesta de actualización de su resolución de provisión de datos (ver SAC-12-09), el desarrollo del Formulario Plantados (09-2018), y la implementación de sistemas de monitoreo electrónico (SME) (ver EMS-01-02).

Pesquerías artesanales de las naciones costeras del OPO

De manera similar a los palangreros industriales y a los cerqueros de clases 1–5, existen pocos datos fiables para las pesquerías artesanales de palangre y redes agalleras en todo el OPO, ya que las agencias pesqueras nacionales las monitorean poco, si es que lo hacen (Salas *et al*., 2007). Pese a que estas embarcaciones son pequeñas, el tamaño de su flota puede ser grande y se ha demostrado que sus impactos sobre los tiburones y otras especies no objetivo son significativos (Alfaro-Shigueto *et al*., 2010; Cartamil *et al*., 2011; Martínez-Ortiz *et al*., 2015; Sosa-Nishizaki *et al*., 2020). De ahí la importancia de cumplir con la obligación de reportar a la CIAT la captura y el esfuerzo de estas embarcaciones, tal como lo estipula la resolución C-03-05.

Aunque se utilizó la mejor información disponible para caracterizar la captura y el esfuerzo a partir de registros de observadores limitados así como nuevos datos de estudio del proyecto de muestreo de tiburones en Centroamérica (Oliveros-Ramos *et al*., 2020), se desconoce en qué medida estos datos representan estas pesquerías. El reciente proyecto de la CIAT-CIT que evalúa la vulnerabilidad de la tortuga laúd

en el OPO trabajó directamente con representantes de los Estados costeros para maximizar la cantidad de datos de esfuerzo pertenecientes a las pesquerías artesanales, donde la especie se captura con frecuencia. A pesar de que el proyecto accedió a datos para estas pesquerías, a menudo solo para lances observados que generalmente representan menos del 5% del esfuerzo total, la huella del esfuerzo para las pesquerías artesanales de palangre y redes agalleras fue sustancialmente mayor en comparación con el presente estudio. Como resultado de los datos de esfuerzo para las pesquerías de cerco y las pesquerías artesanales de palangre y redes agalleras que representan una pequeña fracción del esfuerzo total de estas pesquerías, es probable que se subestime la mortalidad por pesca estimada para cada especie evaluada. Esto es preocupante para algunas especies que tienen una distribución costera restringida, o incluso endémica, que son las más susceptibles a ser capturadas por estas pesquerías, tales como las cornudas de talla reducida (*S. media*, *S. corona* y *S. tiburo*) y cazones picudos, tintoreras, nep (*C. porosus*/*C. cerdale*, *R. longurio* y *N. velox*), ya que es posible que su vulnerabilidad sea aún mayor que la reportada aquí. Se ha reconocido ampliamente que el deficiente monitoreo y/o reporte de las capturas de tiburones en las pesquerías artesanales, a menudo reportadas como "cornudas" o incluso como "tiburones", ha obstaculizado en gran medida los esfuerzos regionales y globales para evaluar cuantitativamente la condición de las poblaciones de estas especies (Dulvy *et al*., 2017; Jorgensen *et al*., 2022).

Es evidente que existe una urgente necesidad de que los Estados costeros establezcan o mejoren los programas de recolección de datos para las flotas artesanales, no solo para facilitar la ordenación de las pesquerías nacionales, sino también para ayudar a la CIAT a cumplir con sus responsabilidades en virtud de la Convención de Antigua, que se ha visto obstaculizada en muchos casos por la falta de datos de estas flotas. En los últimos años, la CIAT colaboró con Miembros centroamericanos de la CIAT en un proyecto financiado por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM) para desarrollar un programa de recolección de datos para las pesquerías tiburoneras costeras de pequeña escala (Oliveros-Ramos *et al*., 2019; Siu and Aires-da-Silva, 2016). Aunque el proyecto desarrolló un programa de muestreo sumamente exitoso que mejoró de manera significativa nuestra comprensión de las pesquerías artesanales, lamentablemente la propuesta del personal para la implementación de un programa de muestreo a largo plazo para las pesquerías tiburoneras en Centroamérica no ha logrado hasta el momento obtener apoyo financiero (IATTC-98-02c). Actualmente se está desarrollando un proyecto piloto de muestreo posterior en la fase 2 del proyecto FMAM ABNJ para otros países, incluidos Ecuador, Perú y México, que se espera que mejore nuestro conocimiento de la pesca artesanal en esos países (SAC-13-12). Sin embargo, para que la CIAT pueda realizar futuras evaluaciones de poblaciones o vulnerabilidad de especies de tiburones en el OPO según lo acordado por sus Miembros (ver resolución C-16-05), se requiere una solución a largo plazo para obtener recursos suficientes para facilitar programas de monitoreo continuo. Además, es esencial actualizar la resolución C-03-05 sobre provisión de datos a fin de alinearse con los mandatos descritos en la Convención de Antigua y el PCE de la CIAT para incluir mandatos sobre la notificación, como mínimo, de especies vulnerables (por ejemplo, elasmobranquios) capturadas incidentalmente por las diversas pesquerías que operan en el OPO (ver SAC-12-09).

4.3.3 Estudios biológicos

Como lo requieren la mayoría de los modelos de poblaciones, EASI-Fish incorpora información sobre el crecimiento y la dinámica reproductiva (por ejemplo, talla de madurez), que se utiliza en modelos por recluta en el componente de productividad de EASI-Fish (Ecuaciones 3 y 8). Lamentablemente, la mayoría de las especies de tiburones de captura incidental en el OPO no han sido objeto de estudios biológicos detallados por varias razones, tales como la baja frecuencia de captura, la ambigüedad taxonómica, la baja importancia económica y la prohibición de retención. Incluso para muchas especies de importancia económica capturadas con frecuencia no hubo datos suficientes del OPO para poblar EASI-Fish, por lo que se utilizó la mejor información biológica disponible para la misma especie estudiada en otras regiones. Aunque EASI-Fish tiene la capacidad de capturar la incertidumbre en los parámetros biológicos, que se refleja en la incertidumbre en el estado de vulnerabilidad, y de identificar la fiabilidad de los datos utilizando el índice de fiabilidad de datos, para algunas especies menos comunes, incluso la información biológica más fundamental (por ejemplo la relación talla-peso) no está disponible. Para algunas especies pequeñas de cornudas (*S. media* y *S. corona*) y cazones picudos, tintoreras, nep (*C. altimus*, *N. velox* y *R. longurio*) e

incluso el marrajo carite (*I. paucus*) no se disponía de información por especie para muchos parámetros biológicos, particularmente el crecimiento y la longevidad, que son datos de entrada clave para los estimadores empíricos de la mortalidad natural (ver Then *et al*., 2015). Por lo tanto, fue necesario usar valores biológicos para especies estrechamente relacionadas, o en los casos en que había más escasez de datos, se estimó usando un rango de ecuaciones empíricas (por ejemplo, Froese and Binohlan, 2000) que generalizan las características biológicas entre niveles taxonómicos más altos y que por tanto están cargadas de incertidumbre.

Los estudios biológicos son la piedra angular de los modelos de poblaciones que se requieren para comprender la productividad biológica de una especie y su resiliencia potencial a los impactos de la pesca y, por lo tanto, son una necesidad para brindar asesoramiento de ordenación sólido. Lamentablemente, estos estudios fundamentales pueden llevar mucho tiempo y ser costosos, y ahora a menudo se les considera ciencia "rutinaria" que a menudo no logra atraer financiamiento para la investigación (Jorgensen *et al*., 2022). Sin embargo, de conformidad con el Artículo VII, 1(m) de la Convención de Antigua, la CIAT está obligada a practicar el principio de precaución en los casos en que falte información científica sobre la cual basar las medidas de ordenación. Teniendo en cuenta la gran cantidad de tiburones, y probablemente otras especies de captura incidental que carecen de datos biológicos suficientes para las evaluaciones de poblaciones o de vulnerabilidad, el siguiente paso hacia la ordenación sostenible de estas especies puede involucrar una colaboración del personal científico de la CIAT con sus Miembros y CPC para desarrollar una estrategia a fin de emprender estudios para resolver estas importantes deficiencias de datos biológicos. Esto puede implicar la colaboración con las universidades locales y las agencias pesqueras no solo para reducir los costos de operación sino también para inculcar la capacidad de investigación pesquera en la próxima generación de graduados de ciencias, particularmente en los Estados costeros en desarrollo. Estos estudios rudimentarios fueron increíblemente importantes en el presente estudio para modelar la dinámica reproductiva de especies relativamente poco comunes, incluidas *R. longurio* (Corro-Espinosa *et al*., 2011) y *S. corona* (Orozco Guarin, 2014). El fomento de capacidad ha sido una meta importante del PCE de la CIAT (Meta Q: Proporcionar oportunidades de capacitación para científicos y técnicos de CPC), y se ha establecido un fondo dedicado para los países en desarrollo con este fin (CAF-08-03) y se espera que éste desempeñe un papel importante para llenar los vacíos de conocimiento biológico y pesquero clave en un futuro próximo.

5. CONCLUSIONES

Garantizar la sostenibilidad a largo plazo de todas las especies impactadas por las actividades pesqueras constituye la base de los enfoques ecosistémicos a la ordenación pesquera y es un objetivo explícito (Artículo VII 1(f)) de la Convención de Antigua de la CIAT (CIAT, 2003)). Sin embargo, la demostración cuantitativa de la sostenibilidad de las poblaciones de captura incidental en el OPO, similar a las pesquerías atuneras en otros océanos, se ve muy obstaculizada por la frecuente escasez de información relacionada con la biología, la ecología y la captura de la diversidad de especies de captura incidental y la falta de modelos que puedan utilizar estos datos limitados para realizar evaluaciones fiables sobre la sostenibilidad de estas poblaciones de captura incidental. EASI-Fish fue diseñado por el personal de la CIAT a fin de superar muchos de estos problemas para cuantificar los impactos acumulativos de múltiples pesquerías sobre las especies de datos limitados y para determinar de manera transparente el estado de vulnerabilidad de la población de una especie, utilizando puntos de referencia biológicos ampliamente utilizados en la evaluación de poblaciones pesqueras. Aunque EASI-Fish integra modelos de biomasa reproductora y de rendimiento por recluta estructurados por talla, este y otros métodos de ERE no deberían utilizarse como sustituto de la evaluación de poblaciones para valorar la condición de las poblaciones de especies de captura incidental, y ser el punto final para el asesoramiento de ordenación. Sin embargo, cumple un papel importante para facilitar el progreso hacia el logro de la meta de la sostenibilidad ecológica a través de la planificación de futuros esfuerzos de investigación y conservación al priorizar las especies que son las más vulnerables a volverse insostenibles con los actuales regímenes de esfuerzo de pesca.

Este estudio representa la primera evaluación integral de la vulnerabilidad de las especies de tiburones

capturadas por las pesquerías pelágicas industriales y artesanales en el OPO. Logramos identificar varias especies prioritarias para que la CIAT considere la implementación de medidas inmediatas de mitigación para especies particularmente vulnerables, tales como las especies endémicas de cornudas y cazones picudos y tintoreras, y una estrategia para una mejor recolección de datos biológicos y de captura a fin de permitir la reevaluación utilizando EASI-Fish, o para la evaluación de poblaciones cuando haya suficientes datos disponibles. Un paso inicial simple y económico para avanzar puede ser usar EASI-Fish para explorar medidas de conservación y ordenación potencialmente eficaces a fin de reducir la vulnerabilidad de las especies prioritarias de tiburones que se ven afectadas por múltiples pesquerías pelágicas en el OPO y que, una vez que se disponga de datos suficientemente fiables, pueden explorarse mediante modelos formales de evaluación de poblaciones, cuyos resultados pueden traducirse en acciones explícitas de ordenación.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a Alexandre Aires-da-Silva, Marlon Román, Salvador Sui, y Paulina Llano por revisar los borradores de este documento.