

INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION
COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

Stock Assessment Report 17

Informe de Evaluación de Stocks 17

STATUS OF THE TUNA AND BILLFISH STOCKS IN 2015
CONDICIÓN DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES PICUDOS EN 2015

La Jolla, California

2018

INTRODUCTION

Stock Assessment Report 17 consists of the following background documents, prepared for the 7th meeting of the IATTC Scientific Advisory Committee in 09-13 May 2016.

CONTENTS

1. Changes in longline size-frequency data and their effects on the stock assessment models for yellowfin and bigeye tunas <i>by</i> Carolina V. Minte-Vera, Alexandre Aires-da-Silva, Keisuke Satoh, and Mark N. Maunder	3
2. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2015 and outlook for the future <i>by</i> Alexandre Aires-da-Silva, Carolina V. Minte-Vera, and Mark N. Maunder.....	32
3. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2015 and outlook for the future <i>by</i> Carolina V. Minte-Vera, Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder	97
4. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2015 <i>by</i> Mark N. Maunder	147
5. Updated assessment and management of Pacific bluefin tuna <i>by</i> Mark N. Maunder	169
6. Exploratory stock assessment of dorado (<i>Coryphaena hippurus</i>) in the southeastern Pacific Ocean <i>por</i> Alexandre Aires-da-Silva, Juan L. Valero, Mark. N. Maunder, Carolina Minte-Vera, Cleridy Lennert-Cody, Marlon H. Román, Jimmy Martínez-Ortiz, Edgar J. Torrejón-Magallanes and Miguel N. Carranza	188
7. Exploratory Management Strategy Evaluation (MSE) of dorado (<i>Coryphaena hippurus</i>) in the southeastern Pacific Ocean <i>por</i> Juan L. Valero, Alexandre Aires-da-Silva, Mark N. Maunder, Carolina Minte-Vera, Jimmy Martínez-Ortiz, Edgar J. Torrejón-Magallanes and Miguel N. Carranza.....	294
8. Updated stock status indicators for silky sharks in the eastern Pacific Ocean (1994-2015) <i>by</i> Cleridy E. Lennert-Cody, Alexandre Aires-da-Silva, Mark N. Maunder, and Marlon H. Román....	319
9. Preliminary evaluation of several options for reducing bigeye tuna catches <i>by</i> Cleridy E. Lennert-Cody, Mark N. Maunder, Alex Aires-da-Silva, Marlon H. Román and Vardis M. Tsonetos.....	334
10. Evaluation of the declining catch per set in the purse-seine fishery on floating objects in the eastern Pacific Ocean <i>by</i> Mark N. Maunder and Alex Aires-da-Silva	351
11. Application of harvest control rules for tropical tunas in the eastern Pacific Ocean <i>by</i> Mark N. Maunder and Richard B. Deriso.....	373

INTRODUCCIÓN

El Informe de Evaluación de Stocks 17 es integrado por los siguientes documentos de información, preparados para la 7ª reunión del Comité Científico Asesor de la CIAT en 09-13 de mayo de 2016.

ÍNDICE

1. Cambios en los datos de palangre de frecuencia de tamaño y sus efectos sobre los modelos de evaluación de poblaciones de los atunes aleta amarilla y patudo <i>por</i> Carolina V. Minte-Vera, Alexandre Aires-da-Silva, Keisuke Satoh, and Mark N. Maunder	24
2. Condición del atún patudo en el Océano Pacífico oriental en 2015 y perspectivas para el futuro <i>por</i> Alexandre Aires-da-Silva, Carolina Minte-Vera y Mark N. Maunder	85
3. Condición del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental en 2015 y perspectivas para el futuro <i>por</i> Carolina V. Minte-Vera, Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder.....	136
4. Condición del atún barrilete en el Océano Pacífico oriental en 2015 <i>por</i> Mark N. Maunder	160
5. Evaluación actualizada y ordenación del atún aleta azul del Pacífico <i>por</i> Mark N. Maunder	183

6. Evaluación exploratoria de la población de dorado (<i>Coryphaena hippurus</i>) en el Océano Pacífico sudeste <i>por</i> Alexandre Aires-da-Silva, Juan L. Valero, Mark N. Maunder, Carolina Minte-Vera, Cleridy Lennert-Cody, Marlon H. Román, Jimmy Martínez-Ortiz, Edgar J. Torrejón-Magallanes y Miguel N. Carranza	275
7. Evaluación de Estrategias de Ordenación (EEO) exploratoria de dorado (<i>Coryphaena hippurus</i>) en el Océano Pacífico oriental sur <i>por</i> Juan L. Valero, Alexandre Aires-da-Silva, Mark N. Maunder, Carolina Minte-Vera, Jimmy Martínez-Ortiz, Edgar J. Torrejón-Magallanes y Miguel N. Carranza.....	311
8. Indicadores actualizados de condición de población para el tiburón sedoso en el Océano Pacífico oriental (1994-2015) <i>por</i> Cleridy E. Lennert-Cody, Alexandre Aires-da-Silva, Mark N. Maunder, Marlon H. Román.....	331
9. Evaluación preliminar de varias opciones para reducir las capturas de atún patudo <i>por</i> Cleridy E. Lennert-Cody, Mark N. Maunder, Alex Aires-da-Silva, Marlon H. Román y Vardis M. Tsonetos	347
10. Evaluación de la disminución de la captura por lance en la pesquería cerquera sobre objetos flotantes en el Océano Pacífico oriental <i>por</i> Mark N. Maunder y Alex Aires-da-Silva.....	369
11. Aplicación de reglas de control de extracción para los atunes tropicales en el Océano Pacífico oriental <i>by</i> Mark N. Maunder y Richard B. Deriso	378

CHANGES IN LONGLINE SIZE-FREQUENCY DATA AND THEIR EFFECTS ON THE STOCK ASSESSMENT MODELS FOR YELLOWFIN AND BIGEYE TUNAS

Carolina V. Minte-Vera, Alexandre Aires-da-Silva, Keisuke Satoh, and Mark N. Maunder

CONTENTS

Abstract.....	3
1. Introduction.....	3
2. Methods	4
3. Results and discussion	6
4. Conclusions and recommendations.....	7
Acknowledgements.....	8
References.....	8

ABSTRACT

Integrated statistical age-structured stock assessment models are used to assess the stocks of yellowfin and bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean (EPO). Of the many pieces of information that the models require, length-frequency data for the longline fleets are among the most essential. For both species, the main indices of abundance are the standardized CPUE of the longline fleets. The length-frequency data indicate the sizes selected by the longline fisheries. Since there are no age-frequency data, the length-frequencies, via a growth curve, inform the model about the ages that comprise the relative abundance indices. In addition, for bigeye tuna, the longline fisheries were the main fisheries until the mid-1990s, when the purse-seine fisheries on fish-aggregating devices (FADs) commenced. In recent years, about a third of the bigeye tuna catches is taken by longliners. The IATTC has traditionally used the length-frequency data for the Japanese fleet to represent the longline fleets in the models. A pattern was evident in the length-frequency data, mainly for bigeye tuna, which consisted of smaller fish being caught prior to 1990 and larger fish thereafter. This pattern resulted in positive residuals for smaller fish before 1990 and negative residuals afterwards. Japan and the IATTC staff collaborated to investigate the possible causes of this pattern. The conclusion was that it appeared to be caused by a combination of converting the raw gilled-and-gutted weight data to fork length and complementing the length-frequency data for the commercial fleets with observations taken from training vessels¹. Subsequently, Japan submitted the unconverted data by vessel type (commercial and training) to the IATTC. The data are available now as originally measured, *i.e.* as fork length or gilled-and-gutted weight. In this paper we explore the best way to incorporate the new size-frequency data into the stock assessment models for yellowfin and bigeye in the EPO. The analysis does not include the most recent data or a reevaluation of the composition data weighting. Therefore, the results should not be used for management advice.

1. INTRODUCTION

The stock assessments of yellowfin (*Thunnus albacares*) and bigeye (*T. obesus*) tuna in the eastern Pacific Ocean (EPO) are undertaken using integrated statistical age-structured stock assessment models (Stock Synthesis Version 3.23b (SS3); Methot and Wetzel 2013). The models aggregate in a unified framework a substantial amount of information, including data on retained catches, discards, indices of abundance, and the size compositions of the catches of the various fisheries. In addition, the models require assumptions about processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality, fishing mortality, and stock structure. Both models use longline catches per unit of effort (CPUEs) as the main indices of abundance.

¹ Vessels belonging to the Japanese prefectures that are used for teaching fisheries and training vessel crews (Okamoto 2014).

One of the key pieces of information used in both models is the size-frequency data of the longline fleets. These data inform the model about the sizes that are selected by the longline fleet, and therefore the ages of tuna to which the CPUE indices relate. The size-frequency also informs recruitment variability. In addition, the longline fisheries have historically been the main fisheries for bigeye, and currently still account for one-third of the total removals from the stock.

The IATTC has traditionally used the size-frequency data for the Japanese fleet to represent the longline fleets in the models. Usually, Japan provides the size data as length-frequencies. A pattern was evident in these data, mainly for bigeye but to some extent for yellowfin, which consisted of smaller fish being caught prior to 1990 and larger fish after (Aires-da-Silva and Maunder 2011). This pattern resulted in positive residuals (larger frequencies than were expected by the model) for smaller fish prior to 1990 and negative thereafter (smaller frequencies than expected by the model, [Figure 1](#), Aires-da-Silva *et al.* 2010). As the premise for the stock assessment model is that the data are correct, the model was changed to accommodate this pattern. In the bigeye assessment model, where the pattern was more evident, two selectivity blocks were established for the longline fisheries, with the split around 1990. In consequence, the standardized CPUE indices for the longline fleets were also split, forming an early and a late series, with different catchabilities. Asymptotic selectivities were assumed for two fisheries: late longline Central (1993-2014) and late longline South (1993-2014). For the rest of the longline fisheries a more flexible selectivity function was assumed, which can take forms that range from domed to asymptotic. However, concern over the residual pattern in the longline composition data remained, and without a clear understanding of the cause. A shift of the estimated recruitment pattern around 1990 was also evident in the model, indicating that there was some form of misspecification in the modelling of the length-frequency data. The length-frequency data for all fisheries were substantially downweighted in the bigeye assessment, which mitigated the recruitment shift pattern and the residual pattern.

Japan and the IATTC staff collaborated to investigate the possible causes of this pattern. The conclusion of the study was that differences in size composition between the periods pre- and post-1990 are unlikely to be real, but may be an artifact of the predominant methodology for size sampling and reporting ([Satoh *et al.* 2016](#)). In years prior to 1990, the main raw size data for bigeye, and to a lesser extent for yellowfin, obtained from the Japanese commercial fleet was gilled-and-gutted weight, but after 1990 it was fork length. The gilled-and-gutted weight data were converted to fork length before being submitted to the IATTC. For most years, length data were also obtained from training vessels, which might have a different selectivity than commercial vessels. In some years the sole data available were from training vessels. The data submitted to IATTC were a combination of those three data types.

Following the conclusions by [Satoh *et al.* \(2016\)](#), in February 2016 Japan submitted the raw data to the IATTC. All the size-frequency data from Japan for 1967 to 2014 were replaced in the IATTC database by the new dataset, which included information on vessel type (commercial or training) and measurement type (length or weight). The data for 2014 were added, but not used for this research, to allow comparisons of the results with the most recent base case models ([Aires-da-Silva and Maunder 2015](#); [Minte-Vera *et al.* 2015](#)), when no length-frequency information for longliners in 2014 was available. In this document, we explore the best way to incorporate the new size-frequency data into the stock assessment models for yellowfin and bigeye in the EPO. The analysis does not include the most recent data nor a reevaluation of the weighting of the composition data, which is the essential next step. Therefore, the results should not be used for management advice.

2. METHODS

The base case models for yellowfin and bigeye from the 2015 stock assessments ([Aires-da-Silva and Maunder 2015](#); [Minte-Vera *et al.* 2015](#)) were used for this investigation. Several runs were performed with different combinations of length-composition data and selectivity assumptions ([Table 1](#)). When the data were assumed to have a different selectivity than the commercial length-frequency data, they were entered in the models as a “survey”, the term used in SS3 for a fishery with no catch associated with it, which allows

flexibility in the modelling of these data. For bigeye, the assumption of time blocks for selectivity and catchability was explored, as in the base case. The new data were weighted by multiplying the sample sizes by the the same weighting factor used in the stock assessment models for 2015.

There are no conversion factors for gilled-and-gutted weight specific to the EPO at this time. We used the conversion factors developed by Langley *et al.* (2006) for the entire Pacific:

$$\text{Bigeye: } w = 1.3264 * GGw^{0.969} \text{ (Equation 1)}$$

$$\text{Yellowfin: } w = 1.2988 * GGw^{0.968} \text{ (Equation 2)}$$

where w is whole weight, in kilograms, and GGw is the weight of the gilled-and-gutted fish in the ultra-low-temperature (ULT) freezer vessels. Processing the fish prior to ULT freezing included removing the operculum and the tail, which were retained when the fish were merely chilled (Langley *et al.* 2006). Thus, different conversion factors are needed for chilled fish and fish frozen at ULT. ULT freezer vessels were introduced in the Japanese fleet in 1966, and by 1980 all Japanese distant-water vessels were UTL vessels (Langley *et al.* 2006). Since there is no information in the data about what processing was performed, and most of the data are from the period after 1980, we assumed the UTL conversion for the whole period². Three datasets were used to derive those conversion factors, one of them from the tropical EPO, which included about 10% of the data. The fits are dominated by data from the Western Pacific obtained by Australian observers aboard Japanese vessels operating within the Australian Exclusive Economic Zone (EEZ).

In order to avoid “sawtooth” distributions (large peaks followed by troughs at regular size intervals) in the converted data, caused by applying the conversion to low-resolution data (Langley *et al.* 2006), we divided each 1-kg raw gilled-and-gutted weight class into 10 equally-spaced intervals. The conversion factor was then applied to each interval, and 10% of the frequency of the original weight class was added to the converted weight class.

In Run 1, the gilled-and-gutted weight was also transformed into length, using the conversion table described by Satoh *et al.* (2016).

In the SS3 models, a size-transition matrix is produced to compute the expected whole weight from the length-at-age model and the variability of length-at-age and the length-weight relationship. The length-weight relationship used in the stock assessment model for bigeye (Aires-da-Silva and Maunder 2010) is from Nakamura and Uchiyama (1966):

$$w = 3.661 \times 10^{-5} l^{2.90182}$$

where w = whole weight in kilograms, and l = fork length in centimeters.

The length-weight relationship used in the stock assessment model for yellowfin (Aires-da-Silva and Maunder 2012) is from Wild (1986):

$$w = 1.387 \times 10^{-5} l^{3.086}$$

The weight frequencies are included in the SS3 models as “generalized size data”. Uneven intervals were used to meet the assumption of the SS3 models that no data size interval in the generalized size frequencies consist of more than one population size interval. In both the yellowfin and bigeye stock assessment models, the population size intervals are defined as 2-cm fork length. For larger fish the weight intervals need to be greater than 1 kg to include only one population length interval in SS3. The largest size class was assumed to be to be an accumulator size class (which includes all fish larger than or equal to that size).

Both length and weight information are aggregated into quarters. The sizes were not corrected for any

² Other conversion factors available in the literature are based on Japanese research in the early 1970s and earlier (Morita 1973; Kimimura and Honma 1959; Kume and Shiohama 1964). In that period most of the vessels chilled the fish, therefore those conversion factors are not appropriate for use here.

growth that may happen within this time interval.

3. RESULTS AND DISCUSSION

For most years of the assessment period (1975–2014), the newly-submitted Japanese size data incorporated into the IATTC database simply replaced existing data, but with the addition of information on vessel and measurement types; the exception was the 2000–2006 period, when additional data for both yellowfin and bigeye were included (Figure 2). Most of the data for both the assessment period and area (EPO) are now available at a finer resolution (5° latitude by 10° longitude) than in the past (Figure 3). The longest series are those from training vessels: they include samples for both species for the whole period, but tend to dominate in the first 10 years and are more numerous for bigeye. Weight-frequency data are available for 1975–1999, but they tend to dominate in the 1980s. In 1986 fork length measurements started to be collected on commercial vessels, and these data dominate from the early 1990s to the present. The fishermen have been asked to measure fish on board since the mid-1970s; initially weight data were requested, but by the mid-1990s the requirement changed to measuring length (Okamoto 2014). For bigeye, all length measurements available for the EPO from commercial vessels were taken aboard the vessels, using calipers, while the weight data were obtained either on board or by port sampling (Okamoto 2014). There is no information in the IATTC database to indicate whether the weight data came from on-board or port sampling; however, Okamoto (2014) reported that since 1987, when information on sampling location was first recorded, the length data for bigeye obtained aboard commercial vessels predominate in the EPO, while most of the size data available for the Western and Central Pacific Ocean consist of weights measured in port. Also, there is substantial weight-frequency information available for the Western and Central Pacific Ocean, going back to the 1960s. Mainly for these two reasons, preference is given to the use of weight-frequency data in the stock assessments of yellowfin and bigeye for the Western and Central Pacific Fisheries Commission (WCPFC) (Sam McKechnie pers. comm.; Harley *et al.* 2014; McKechnie 2014).

Runs 1 (GGw converted to whole weight) and 2 (GGw converted to length) were designed to mimic the base case stock assessment models used in 2015 (“SAC6 base case”), in which all available new information was included in the fit, assuming the same selectivity regardless of the type of size data. For both species, transforming the gilled-and-gutted weight to length or to whole weight made no difference to the estimates of relative biomass or management quantities (Figure 4, Table 2). For yellowfin, the biomass trajectory for Runs 1 and 2 was the same as in the SAC6 base case; for bigeye, the relative biomass was larger and the management quantities were more optimistic than in the SAC6 base case (Figure 4, Table 2). The length-frequency data (mainly for the late longline South fishery) have been shown in the past to have a large impact on the abundance estimate for bigeye (Aires-da-Silva and Maunder 2014), and adequate weighting needs to be applied to these data (Francis 2011). We applied the weighting used in the SAC6 base case, but this may not be appropriate because, by fitting to all the new data types as separate series, the amount of data has increased relative to the SAC6 base case, where the data were combined in one series. The differences between the two species in the impact of the new data on the estimates of relative biomass trajectories may be due to two reasons: (i) the longline fisheries account for about one-third of the total removals of bigeye, but only about 1% of yellowfin; and (ii) the length-composition data for bigeye were greatly downweighted due to concerns about the reliability of the data indicated by the residual pattern.

For yellowfin, the model fits to the size-composition data indicate that not all data types are consistent with each other for the main (Southern) longline fishery, but they are for the Northern longline fishery. For runs 1 and 2 (Figure 5), the training-vessel length frequencies and the commercial length frequencies for the Northern fishery have similar distributions; both include large fish, and in general the model fits them well. The model is also able to fit well the gilled-and-gutted weight frequencies converted into either whole weight or length for the Northern fishery. For the Southern longline fishery, the length-frequencies for the training vessels are on average lower than predicted by the model, while the length-frequencies for the commercial vessels are slightly higher than predicted by the model. The gilled-and-gutted weight data, converted to either whole weight (Run 1) or fork length (Run 2), have lower frequencies of larger fish, and higher frequencies of smaller fish, than expected, indicating that either the gilled-and-gutted weight data or

the conversion factor used are not consistent with the length data. The Southern longline fishery is the main fishery for longline removals of yellowfin; it is also a key component of the assessment, since the standardized CPUE from this fishery is assumed to be the main index of abundance. The selectivity for this fishery is asymptotic, while for the Northern fishery it is dome-shaped. Spatial differences in the length-weight relationship, as well as the different selectivity assumption, may contribute to the differences in the fits. When different selectivity functions are assumed for each data and vessel type (Run 3, [Figure 5b](#)), the fits improve for the weight-frequency data and training-vessel length-frequency data, as expected, but degrade for the commercial-vessel length-frequency data.

The results are similar for Runs 1 and 2 for bigeye: the length frequencies from training vessels and commercial vessels are in general smaller and larger, respectively, than those predicted by the model, and the weight and length data do not seem to be consistent with each other. [Figure 6a](#) shows the total observed size-frequency data and model predictions for the Southern longline fishery; similar results were obtained for the Central longline fishery ([Figure 6b](#)). In addition, changes in the size distributions within data types between the early (1975-1992) and late (1993-2014) periods were also observed, but not all were in the same direction ([Figures 6a and b](#)). The gilled-and-gutted weight converted into either fork length or weight shows higher frequencies for larger sizes in the early period than in the late one, while the commercial length-frequency data show the opposite: larger sizes dominate in the later period. For training vessels, the length-frequencies show a different pattern between early and late periods, with a marked dominance of small fish in the later period. When different selectivity functions were assumed for each type of data (Run 3), the expected improvement in fit happened for the weight-frequency data and the training vessel length-frequency data ([Figure 6c](#)), but there was also a considerable improvement in fit for the length-frequency data of the commercial vessels, which are now less influenced by the other size-frequency data.

For both bigeye and yellowfin, there are clear residual patterns that depend on the data type ([Figure 7a and b](#)). The fits from Run 4, in which all size-frequency data were assumed to represent the commercial longline fleet well, showed a tendency for the commercial-vessel length frequencies to have positive residuals over time for the larger length classes. For the weight frequencies the tendency is the opposite: the positive residuals are in the smaller weight classes. The residual pattern for the training-vessel data depends on the species: for bigeye, but not for yellowfin, the positive residuals tend to be concentrated in the smaller length classes.

For yellowfin, the management quantities were more optimistic when the weight-frequency data were excluded or when their effect was minimized by assuming a different selectivity function for them (Runs 3, 5-7, [Table 2](#)). The biomass trajectories are very similar for all runs ([Figure 8](#)). The largest difference was observed for the historical period (from 1975 to about 2000) for Runs 3 and 5-7, which either excluded the weight-frequency data or minimized their effects.

For bigeye, the largest difference in management quantities was obtained when the assumption of two time periods for each longline series was replaced by assuming one series for the whole time period with the same catchability and selectivity (Runs 3-7, [Figure 8](#)). This new assumption is justified by the fact that the residual pattern that motivated the inclusion of the time blocks was likely an artifact of the mixture of incompatible data types used to compose the longline length frequencies that were used in the stock assessment model.

4. CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS

The provision of raw size-frequency data for the Japanese longline fleets, with information on the type of vessel of origin, represents a great advance towards improving the stock assessments of yellowfin and bigeye in the EPO. The striking residual patterns for bigeye in the former stock assessment models, which consisted of positive residuals for small length classes in the early years and for larger classes in the later years, are very likely to have resulted from the mixture of data types and how the proportion of each type changed over time.

The gilled-and-gutted weight data require converting in order to be used in the stock assessment, but any conversion is likely to introduce further bias and uncertainty. For the EPO in particular, the converted weight-frequency data do not seem compatible with the length-frequency data for the same fisheries and species. The average weight from the weight-frequency data tends to be lower than expected by the models that also incorporate length-frequency data and assume the same selectivity for both data types. We recommend that the weight-frequency data be excluded from the base case models for both bigeye and yellowfin. A sensitivity analysis can be done with these data included. Preferably, a conversion factor specific for the EPO should be developed.

The training vessel length-frequency data do not represent the commercial fleet well, and should not be used for that purpose. However, they may contain information that could be of interest. Since the training-vessel length frequencies are on average smaller than those from commercial vessels, it may have information that can be used for estimating temporal variation in recruitment, for example. We recommend that the training-vessel length-frequency data be included in the base-case models; the data will be included in the model as coming from a “survey” (in SS3 terminology), in order to have flexibility in modeling its selectivity as a separate function from the selectivities of other fisheries in the model. The selectivity function for these data should be one that can assume shapes from domed to asymptotic. By assuming that the data comes from a survey, no catches will be associated with it. The weighting of the training vessel length-frequency data should also be evaluated to avoid imbalance of excess length-frequency data in relation to CPUE data.

For bigeye, we recommend that the time blocks for the longline fleets be removed and the CPUE series be treated as one continuous series from 1975 to the present, as the temporal residual pattern that motivated the inclusion of the blocks is likely artificial. Now that the most likely cause of the residual pattern in the longline length-frequency data has been identified, the weighting of these data in the bigeye assessment should be reevaluated.

In conclusion, we recommend that the size-frequency data for the longline fleets be entered in the stock assessment models for bigeye and yellowfin as follows:

1. **Base-case model:** length-frequency of the commercial fleet, and length-frequency of the training vessel fleet treated as a survey with its own selectivity function; no time blocks on selectivity or catchability of the standardized CPUE longline series.
2. **Sensitivity model:** as for the base-case model, plus inclusion of the processed weight converted into whole weight using equations 1 or 2. Preferably, a conversion factor specific for the EPO should be developed.
3. **Data weighting:** the weighting for the length- and weight-frequency data should be reevaluated before adopting a model to be used for management advice.

ACKNOWLEDGEMENTS

We are grateful to Koji Uosaki, National Research Institute of Far Seas Fisheries, and Nick Vogel, IATTC Data Collection and Database Program, for database handling and management; and Sam McKechnie and John Hampton for clarifications regarding the use of Japanese size-frequency data in the stock assessment of bigeye tuna in the Western and Central Pacific Ocean. We are specially grateful to Christine Patnode for her assistance with the figures.

REFERENCES

- Aires-da-Silva, A., and Maunder, M.N. 2010. [Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2008 and outlook for the future](#). Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 10:116:228.
- Aires-da-Silva, A., and M.N. Maunder, 2011. [Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2009 and outlook for the future](#). Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 11: 17-156.
- Aires-da-Silva, A., and M.N. Maunder. 2012. [Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2010](#)

- [and outlook for the future](#). Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 12:3:110.
- Aires-da-Silva, A., and M.N. Maunder. 2014. [Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2012 and outlook for the future](#). Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 14:31-17
- Aires-da-Silva, A., and M.N. Maunder. 2015. [Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2014 and outlook for the future](#). Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 16:1-17
- Aires-da-Silva, A., M.N. Maunder, and C.E. Lennert-Cody. 2010. [An investigation of the longline length-frequency residual pattern in the stock assessment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean](#). IATTC. External Review of IATTC Bigeye Tuna Assessment. BET-01-05 (Draft).
- Francis, R.I.C.C. 2011. Data weighting in statistical stock assessment models. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 68:1124-1138.
- Harley, S., Davies, N., Hampton, J., and S. McKechnie. 2014. Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean. Western and Central Pacific Fisheries Commission. WCPFC-SC10-2014/SA-WP-01.
- Kimimura, T., and M. Honma. 1959. The relationships between length and weight of landings of yellowfin from the Pacific Ocean. Report of Nakai Regional Fisheries Research Laboratory 11: 88-107.
- Kume, S., and T. Shiohama. 1964. On the conversion between length and weight of bigeye tuna landings in the Pacific Ocean (preliminary report). Report of Nakai Regional Fisheries Research Laboratory 20: 59-67.
- Langley, A., H. Okamoto, P. Williams, N. Miyabe, and K. Bigelow. 2006. A summary of the data available for the estimation of conversion factors (processed to whole fish weights) for yellowfin and bigeye tuna. Western and Central Pacific Fisheries Commission. WCPFC-SC2-2006/ME IP-3.
- McKechnie, S. 2014. Analysis of longline size frequency data for bigeye and yellowfin tunas in the WCPO. Western and Central Pacific Fisheries Commission. WCPFC-SC10-2014/SA-IP-04.
- Methot, R.D., and C.R. Wetzel. 2013. Stock synthesis: a biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. Fish. Res. 142: 86-99.
- Minte-Vera, C.V., A. Aires-da-Silva, and M.N. Maunder. 2015. [Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean and outlook for the future](#). Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 16:18-31
- Morita, Y. 1973. Conversion factors for estimating live weight from gilled-and-gutted weight of bigeye tuna and yellowfin tuna. Bull. Far Seas Fish. Res. Lab. 9: 109-121.
- Nakamura, E.L., and J.H. Uchiyama. 1966. Length-weight relations of Pacific tunas. In Manar, T.A. (editor), Proc., Governor's [Hawaii] Conf. Cent. Pacif. Fish. Resources: 197-201.
- Okamoto, H. 2014. [Overview of size data for bigeye tuna caught by Japanese longline fisheries in the Pacific Ocean](#). Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Scientific Advisory Committee Fifth Meeting. SAC-05 INF-D
- Satoh, K., C.V. Minte-Vera, N.W. Vogel, A. Aires-da-Silva, C.E. Lennert-Cody, M.N. Maunder, H. Okamoto, K. Uosaki, T. Matsumoto, Y. Semba, and T. Ito. 2016. [An exploration into Japanese size data of tropical tuna species because of a prominent size-frequency residual pattern in the stock assessment model](#). Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 7th Scient. Adv. Com. Meeting. SAC-07-03d.
- Wild, A 1986. [Growth of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean based on otolith increments](#). Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 18: 423-482.

TABLE 1. Model runs performed to assess the best way to incorporate the size-frequency data from the Japanese longline fleet into the stock assessments of bigeye and yellowfin tunas. LLc: commercial longline vessels, LLt: longline training vessels, GGw: gilled-and-gutted weight.

TABLA 1. Ejecuciones del modelo realizadas para evaluar la mejor forma de incorporar los datos de frecuencia de talla de la flota palangrera japonesa en las evaluaciones de las poblaciones de los atunes patudo y aleta amarilla. LLc: buques palangreros comerciales, LLt: buques palangreros de aprendizaje, GGw: peso desagallado y eviscerado.

Run Ejecución	Description Descripción	Additional changes for bigeye Cambios adicionales para patudo
SAC 6 BC	Base case model for the 2015 stock assessments presented at the 6th Scientific Advisory Committee meeting (SAC 6) Modelo de caso base para las evaluaciones de 2015 presentadas en la 6ª reunión del Comité Científico Asesor (SAC 6)	
1	LLc (length + GGw converted to whole weight) + LLt (length) selectivity shared by all size-frequency data types LLc (talla + GGw convertido en peso entero) + LLt (talla) selectividad compartida por todos los tipos de datos de frecuencia de tamaño	Time blocks for selectivity and catchability Bloques de tiempo para selectividad y capturabilidad
2	LLc (length + GGw converted to length) + LLt (length) selectivity shared by all size-frequency data types LLc (talla + GGw convertido en talla) + LLt (talla) selectividad compartida por todos los tipos de datos de frecuencia de tamaño	Time blocks for selectivity and catchability Bloques de tiempo para selectividad y capturabilidad
3	As Run 1, each size-frequency data type with its own selectivity Igual que 1, cada tipo de dato de frecuencia de talla con su propia selectividad	No time blocks Sin bloques de tiempo
4	= 1 = 1	No time blocks Sin bloques de tiempo
5	As Run 4, no LLc weight Igual que 4, sin pesos de LLc	
6	As Run 5, LLt length with its own selectivity Igual que 5, talla de LLt con su propia selectividad	
7	As Run 6, no LLt length Igual que 6, sin tallas de LLt	

TABLE 2. MSY and related quantities for the base case for [SAC 6](#) and for model runs performed to assess the best way to incorporate the size-frequency data from the Japanese longline fleet in the stock assessments of yellowfin and bigeye tunas, based on the average fishing mortality (F) for 2012-2014. The models do not include the most recent data, nor a reevaluation the weighting of the size-composition data and should not be used for management advice. B_{recent} and B_{MSY} are defined as the biomass, in metric tons, of fish 3+ quarters old at the start of the first quarter of 2015 and at MSY, respectively, and S_{recent} and S_{MSY} are defined as indices of spawning biomass (therefore, they are not in metric tons). C_{recent} is the estimated total catch for 2014.

TABLA 2. RMS y cantidades relacionadas para el caso base de [SAC 6](#) y para las ejecuciones (*runs*) del modelo realizadas para evaluar la mejor forma de incorporar los datos de frecuencia de talla de la flota palangrera japonesa en las evaluaciones de los atunes aleta amarilla y patudo, basados en la mortalidad por pesca (F) media de 2012-2014. Los modelos no incluyen los datos más recientes, ni tampoco una reevaluación de la ponderación de los datos de composición por tamaño, y no deben ser utilizados para asesoramiento de ordenación. Se definen B_{recent} y B_{RMS} como la biomasa, en toneladas, de peces de 3+ trimestres de edad al principio del primer trimestre de 2015 y en RMS, respectivamente, y S_{recent} y S_{RMS} como índices de biomasa reproductora (por lo tanto, no se expresan en toneladas). C_{recent} es la captura total estimada de 2014.

Bigeye Patudo	SAC 6 BC	Run 1	Run 2	Run 3	Run 4	Run 5	Run 6	Run 7
MSY-RMS	113,730	115,284	115,274	104,258	99,693	101,064	104,028	103,002
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	433,396	442,264	442,085	379,012	355,466	364,295	377,664	373,257
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	108,502	111,119	111,058	92,998	86,599	89,165	92,614	91,462
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.25	0.24	0.24	0.26	0.25	0.25	0.26	0.26
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.21	0.2	0.2	0.21	0.2	0.2	0.21	0.21
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.87	0.85	0.85	0.95	0.99	0.98	0.95	0.96
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	1.03	1.13	1.13	0.88	0.85	0.89	0.87	0.86
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	1.06	1.15	1.15	0.9	0.85	0.9	0.89	0.88
F multiplier- Multiplicador de F	1.14	1.25	1.25	0.94	0.91	0.95	0.94	0.92

Yellowfin Aleta amarilla	SAC 6 BC	Run 1 (= Run 4)	Run 2	Run 3	Run 4	Run 5	Run 6	Run 7
MSY-RMS	275,258	274,909	274,728	284,147		279,161	282,820	281,444
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	368,336	368,824	368,627	381,732		374,174	380,219	376,924
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	3,469	3,478	3,492	3,553		3,495	3,550	3,523
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.32	0.32	0.32	0.31		0.31	0.31	0.32
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.27	0.27	0.27	0.26		0.26	0.26	0.26
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.86	0.86	0.86	0.84		0.85	0.84	0.85
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	1.12	1.10	1.10	1.17		1.14	1.16	1.16
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	0.99	0.98	0.97	1.09		1.04	1.07	1.06
F multiplier- Multiplicador de F	1.11	1.10	1.08	1.28		1.20	1.25	1.22

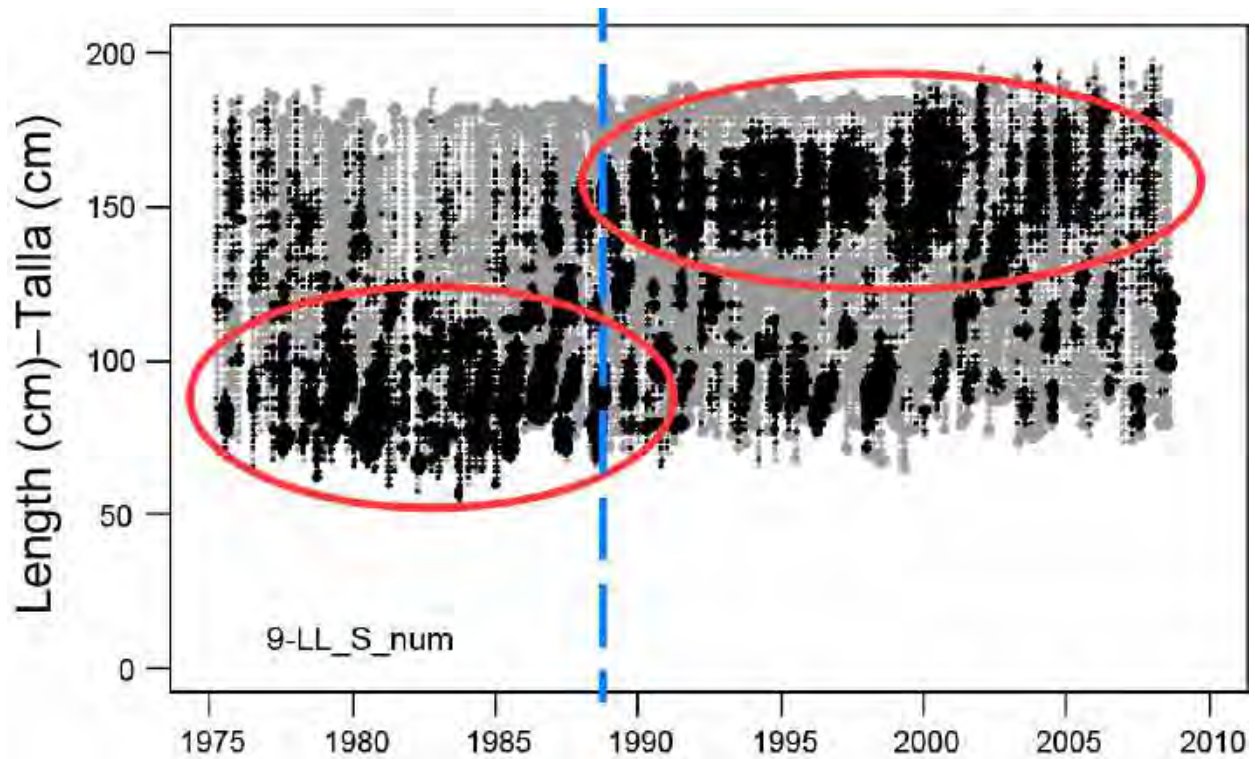


FIGURE 1. Pearson residual plots for the model fit to the length-composition data for the Southern longline fishery assumed in the base-case assessment in Aires-da-Silva and Maunder (2009). The gray and black circles represent observations that are lower and higher, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residual. The ovals identify clusters of prominent residual patterns. The dashed vertical line indicates where the residual pattern seems to change. From Aires-da-Silva *et al.* (2010).

FIGURA 1. Gráficas de los residuales del ajuste del modelo a los datos de composición por talla de la pesquería palangrera del sur supuestos en la evaluación de caso base en Aires-da-Silva y Maunder (2009). Los círculos grises y negros representan observaciones más bajas y más altas, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional a los valores absolutos de residual. Los óvalos identifican conglomerados de patrones prominentes de residuales. La línea de trazos vertical indica dónde el patrón de residuales parece cambiar. De Aires-da-Silva *et al.* (2010).

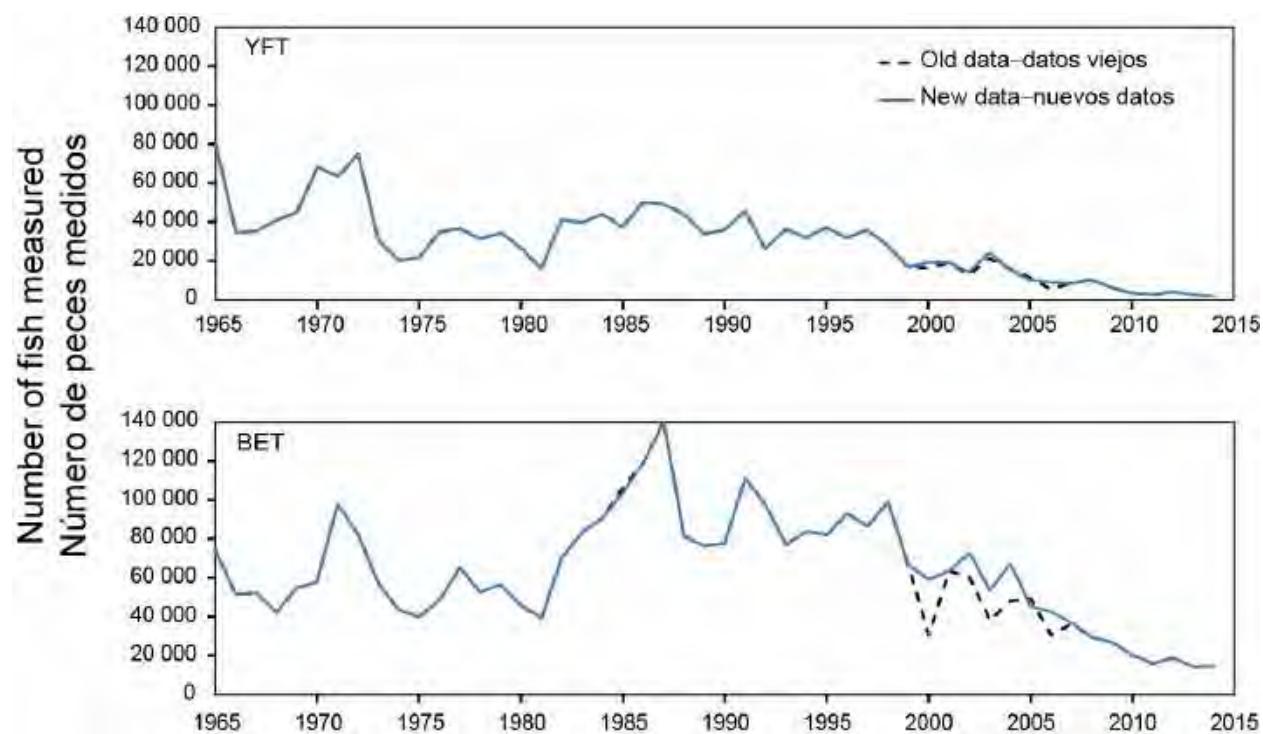


FIGURE 2. Number of size measurements for yellowfin (YFT, top panel) and bigeye (BET, bottom panel) tunas in the IATTC database before (old data) and after (new data) the submission of detailed data by Japan.
FIGURA 2. Número de mediciones de tamaño de aleta amarilla (YFT, panel superior) y patudo (BET, panel inferior) en la base de datos de la CIAT, antes (datos viejos) y después (datos nuevos) de la entrega de datos detallados por Japón.

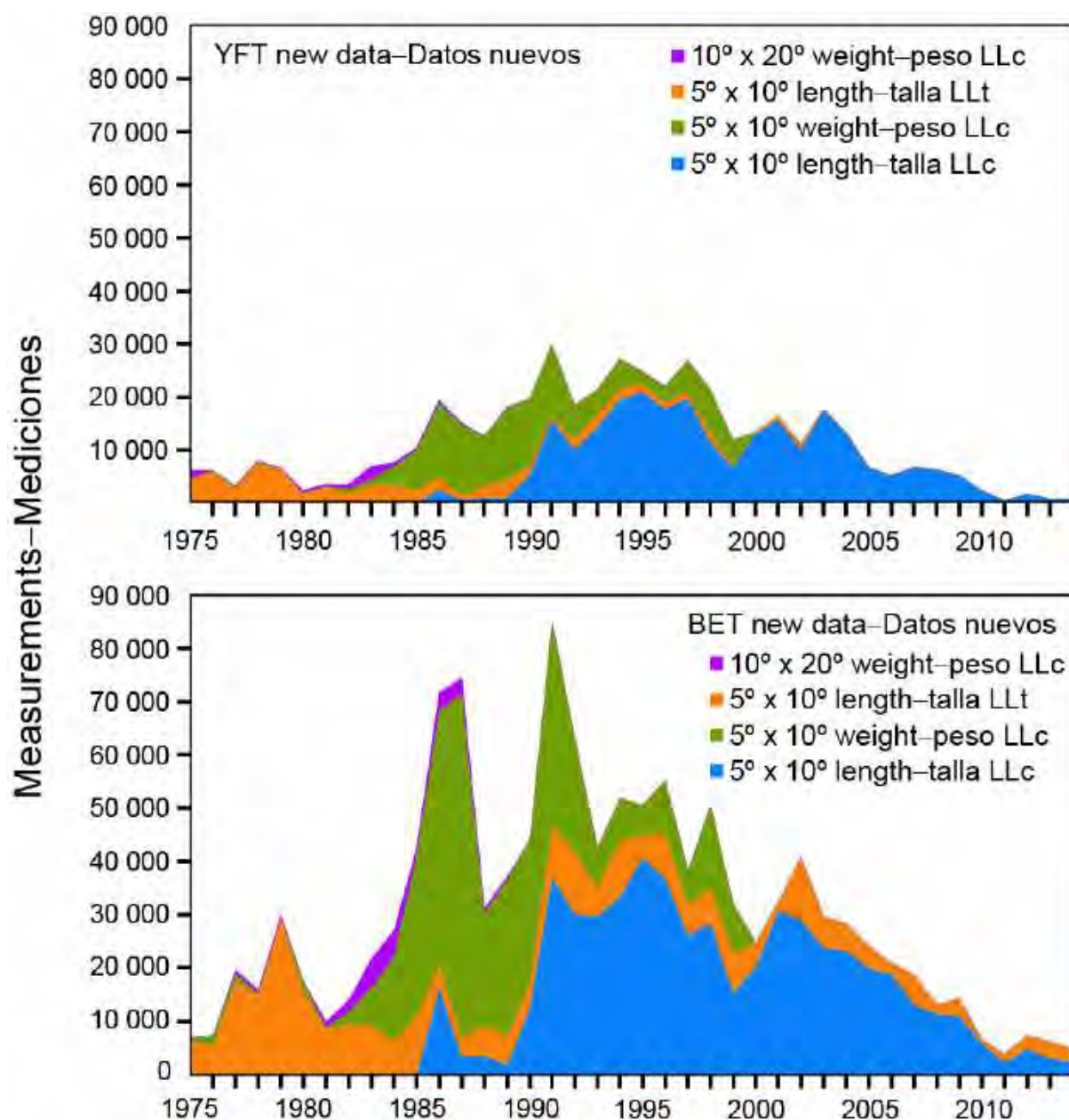


FIGURE 3. Number of size measurements of fish from the EPO during the stock assessment period (1975-2014), by species (yellowfin (YFT), top panel; bigeye (BET), bottom panel), type of vessel (LLc: commercial longline vessel; LLt: longline training vessel), spatial resolution (10° x 20° or 5° x 10°), and measurement type (weight: gilled-and-gutted weight; length: fork length).

FIGURA 3. Número de mediciones de tamaño de peces del OPO durante el periodo de la evaluación (1975-2014), por especie (aleta amarilla (YFT), panel superior; patudo (BET), panel inferior), tipo de buque (LLc: palangrero comercial; LLt: palangrero de aprendizaje), resolución espacial (10° x 20° o 5° x 10°), y tipo de medición (peso: peso desagallado y eviscerado; talla: talla furcal).

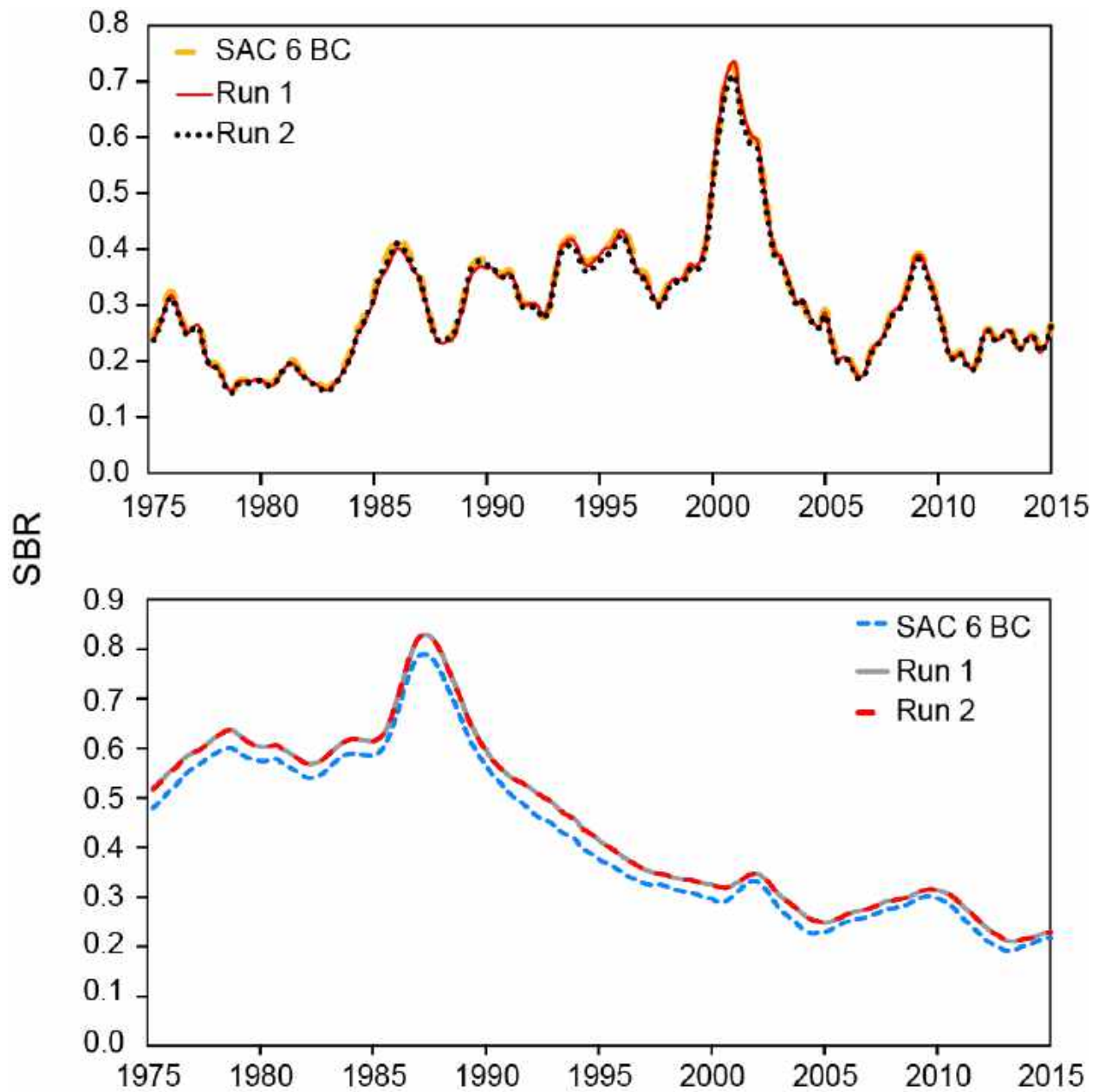


FIGURE 4. Spawning biomass ratio (SBR) from the base-case model for SAC 6 and from the two runs designed to mimic the base-case models but incorporating the new longline size-frequency data (Table 1), by species (yellowfin, top panel; bigeye, bottom panel).

FIGURA 4. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) del modelo de caso base de SAC 6 y de las dos ejecuciones (*runs*) diseñadas para imitar los modelos de caso base reincorporando los nuevos datos de frecuencia de talla palangrera (Tabla 1), por especie (aleta amarilla, panel superior; patudo, panel inferior).

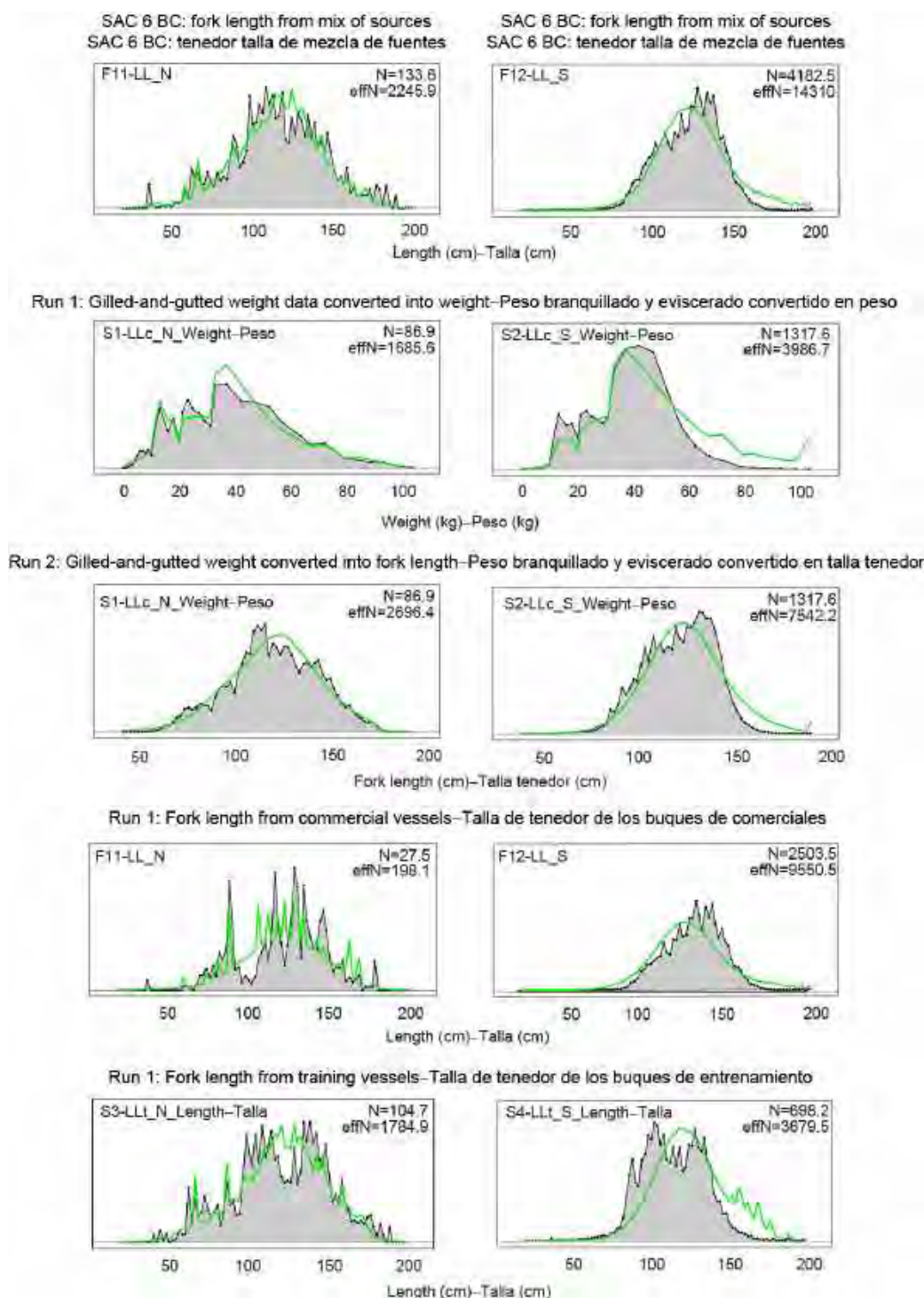
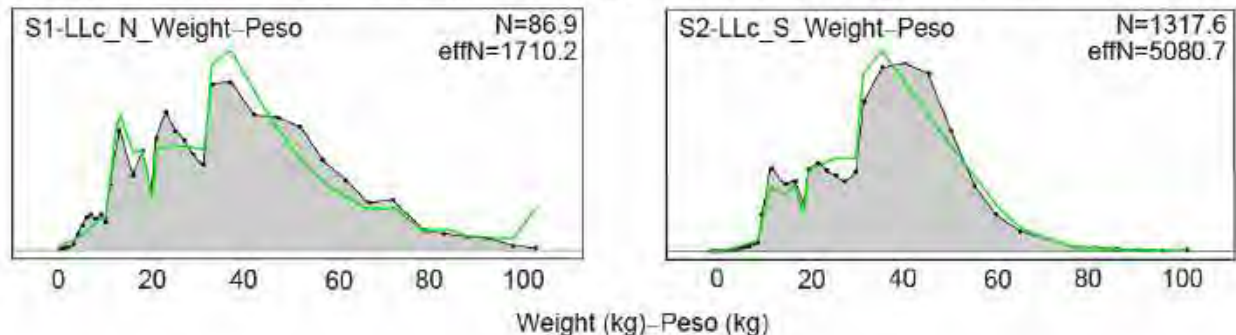


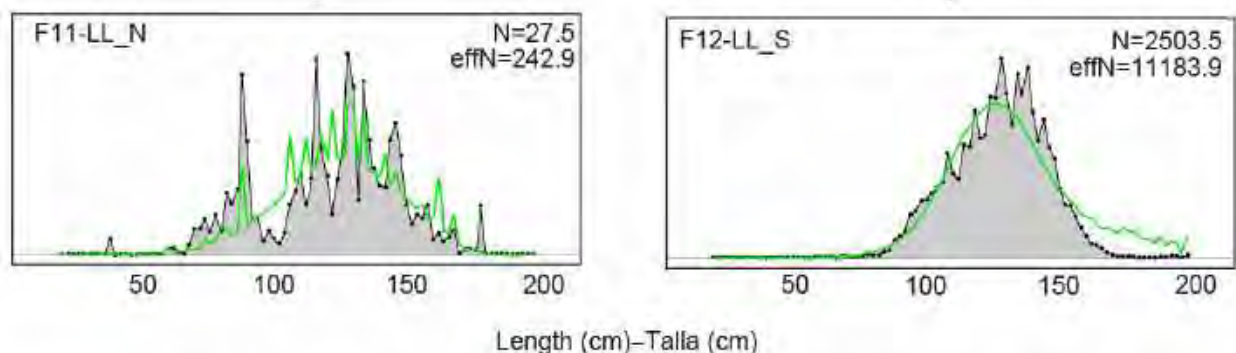
FIGURE 5a. Observed (grey area) and predicted (green lines) size frequencies of yellowfin, aggregated by fishery and data type, in the Northern and Southern longline fisheries, for the SAC 6 base case model and Runs 1 and 2 (Table 1). The four bottom plots for Run 2 (not shown) are similar to those for Run 1.

FIGURA 5a. Frecuencia de tamaño observada (área gris) y predicha (línea verde) de aleta amarilla, agrupado por pesquería y tipo de dato, en las pesquerías palangreras del norte y del sur, para el modelo del caso base de SAC 6 y las ejecuciones 1 y 2 (Tabla 1). Los gráficos de la ejecución 2 (no presentados) son similares a aquellos de la ejecución 1.

Run 3: Gilled-and-gutted weight data converted into weight–Peso branquillado y eviscerado convertido en peso



Run 3: Fork length from commercial vessels–Talla de tenedor de los buques de comerciales



Run 3: Fork length from training vessels–Talla de tenedor de los buques de entrenamiento

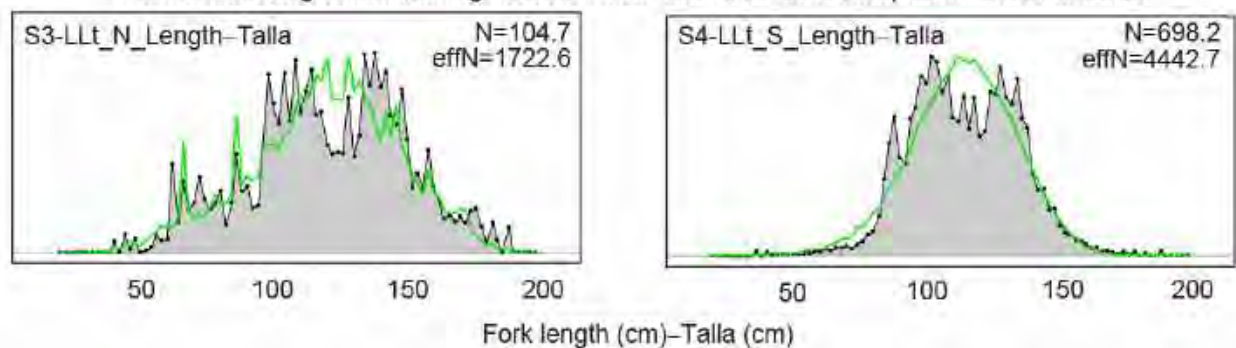


FIGURE 5b. Observed (grey area) and predicted (green lines) size frequencies of yellowfin, aggregated by fishery and data type, in the Northern and Southern longline fisheries used in Run 3 (Table 1) of the stock assessment model for yellowfin in the EPO.

FIGURA 5b. Frecuencias de tamaño observadas (área gris) y predichas (línea verde) de aleta amarilla, agrupadas por pesquería y tipo de dato, en las pesquerías palangreras del norte y del sur usadas en la ejecución 3 (Tabla 1) del modelo de evaluación de aleta amarilla en el OPO.

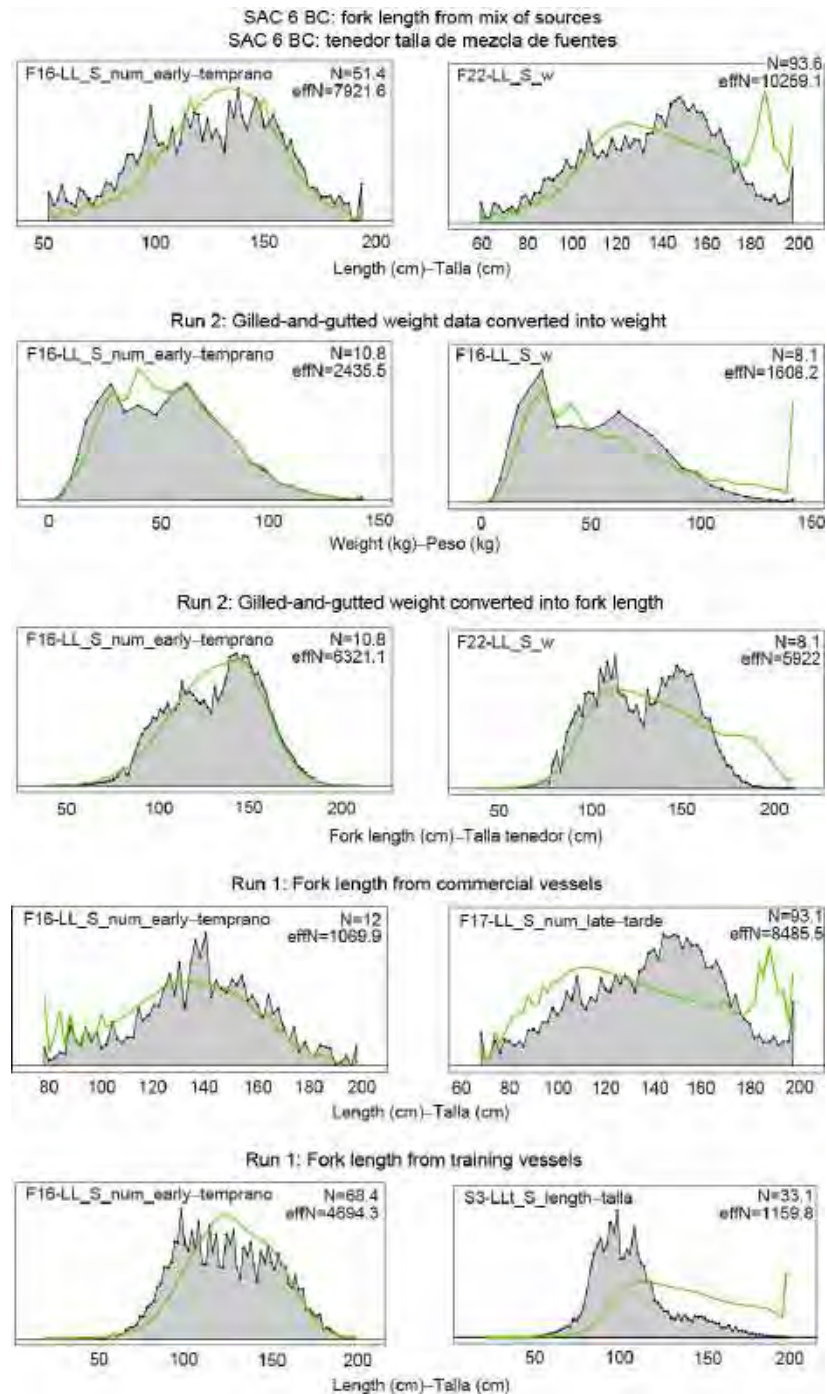


FIGURE 6a. Observed (grey area) and predicted (green lines) size frequencies of bigeye, aggregated by fishery and data type, for the Southern longline fishery (early and late period) used in the SAC 6 base case and Runs 1 and 2 (Table 1) of the stock assessment model for bigeye in the EPO. The four bottom plots for Run 2 (not shown) are similar to those for Run 1.

FIGURA 6a. Frecuencias de tamaño observadas (área gris) y predichas (línea verde) de patudo, agrupadas por pesquería y tipo de dato, de la pesquería palangrera del sur (periodos temprano y tardío) para el modelo del caso base de SAC 6 y las ejecuciones 1 y 2 (Tabla 1). Los gráficos de la ejecución 2 (no presentados) son similares a aquellos de la ejecución 1.

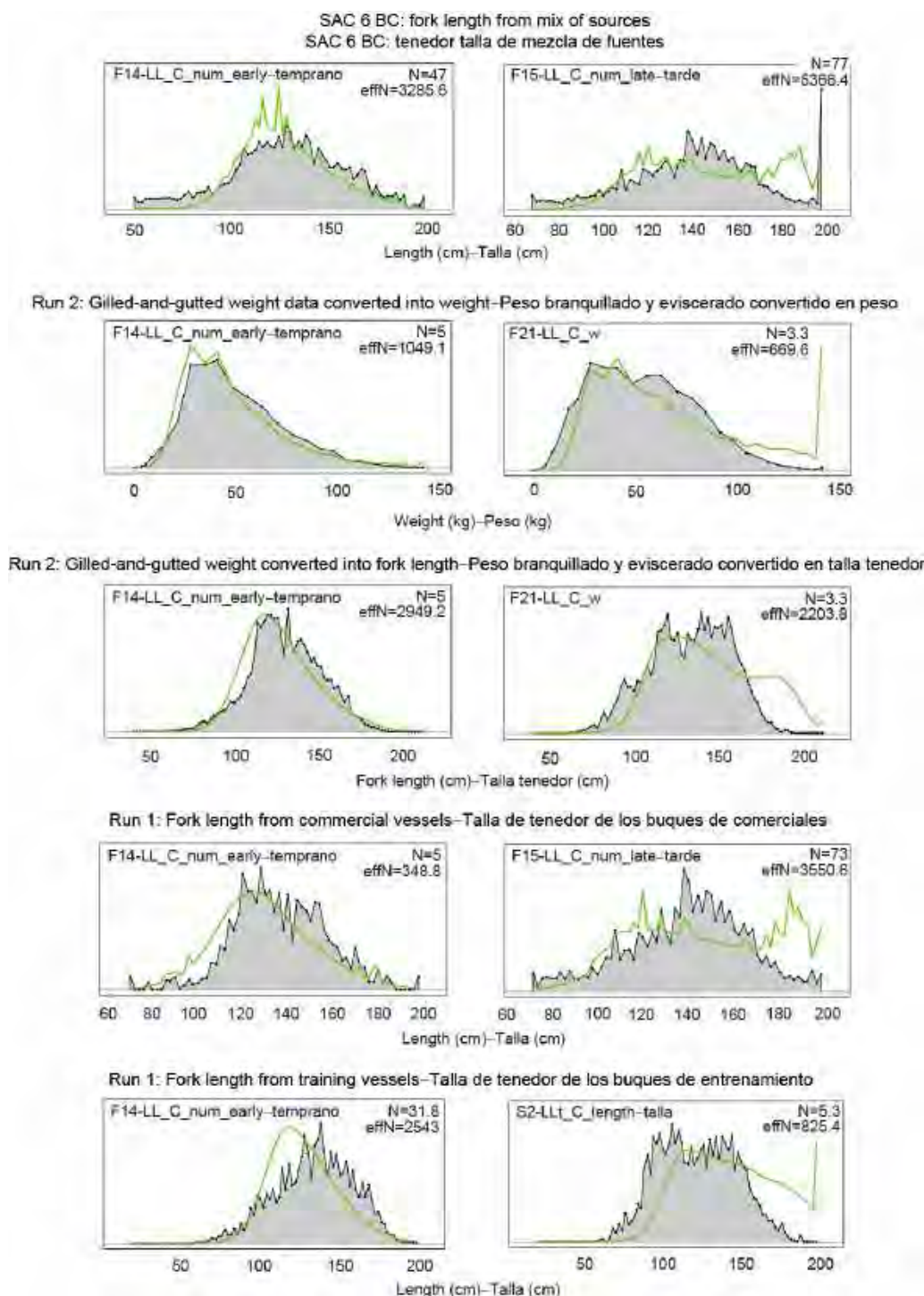
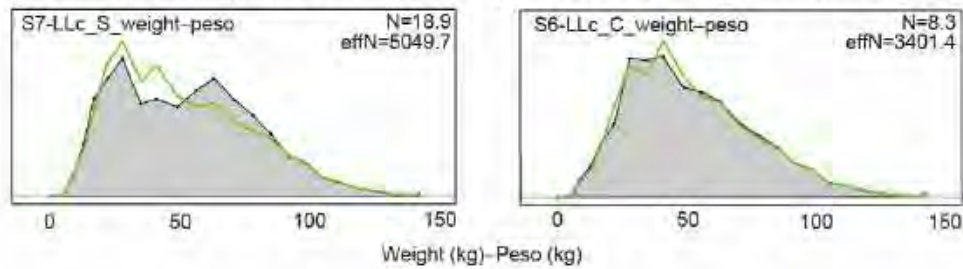


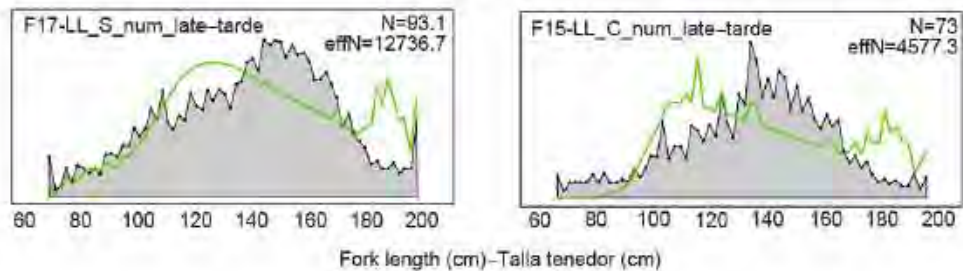
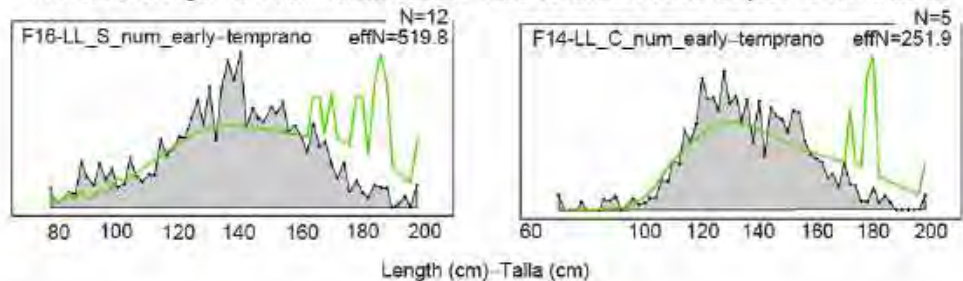
FIGURE 6b. Observed (grey area) and predicted (green lines) size frequencies of bigeye, aggregated by fishery and data type, for the Central longline fishery (early and late period) used in the SAC6 BC and Runs 1 and 2 (Table 1) of the stock assessment model for bigeye in the EPO. The four bottom plots for Run 2 (not shown) are similar to those for Run 1.

FIGURA 6b. Frecuencias de tamaño observadas (área gris) y predichas (línea verde) de patudo, agrupadas por pesquería y tipo de dato, de la la pesquería palangrera central (periodos temprano y tardío) usados en el caso base de SAC6 y las ejecuciones 1 y 2 (Tabla 1) del modelo de evaluación de patudo en el OPO. Los gráficos de la ejecución 2 (no presentados) son similares a aquellos de la ejecución 1.

Run 3: Gilled-and-gutted weight data converted into weight–Peso branquillado y eviscerado convertido en peso



Run 3: Fork length from commercial vessels–Talla de tenedor de los buques de comerciales



Run 3: Fork length from training vessels–Talla de tenedor de los buques de entrenamiento

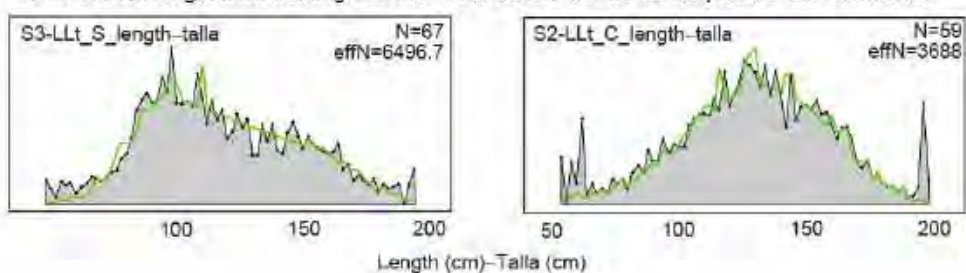


FIGURE 6c. Observed (grey area) and predicted (green lines) size frequencies of bigeye, aggregated by fishery and data type, for the Southern and Central longline fisheries for Run 3 of the bigeye stock assessment model in the EPO. The early and late periods are for the commercial vessels shown for comparison purposes to Run 1, as in Run 3 there are no time blocks of selectivity or catchability.

FIGURA 6c. Frecuencias de tamaño observadas (área gris) y predichas (línea verde) de patudo, agrupadas por pesquería y tipo de dato, de la ejecución 3 para las pesquerías palangreras del sur y central en el modelo de evaluación de patudo en el OPO. Se muestran periodos temprano y tardío para los buques comerciales para comparación con la ejecución 1, ya que la ejecución 3 no incluye bloques de tiempo para selectividad o capturabilidad.

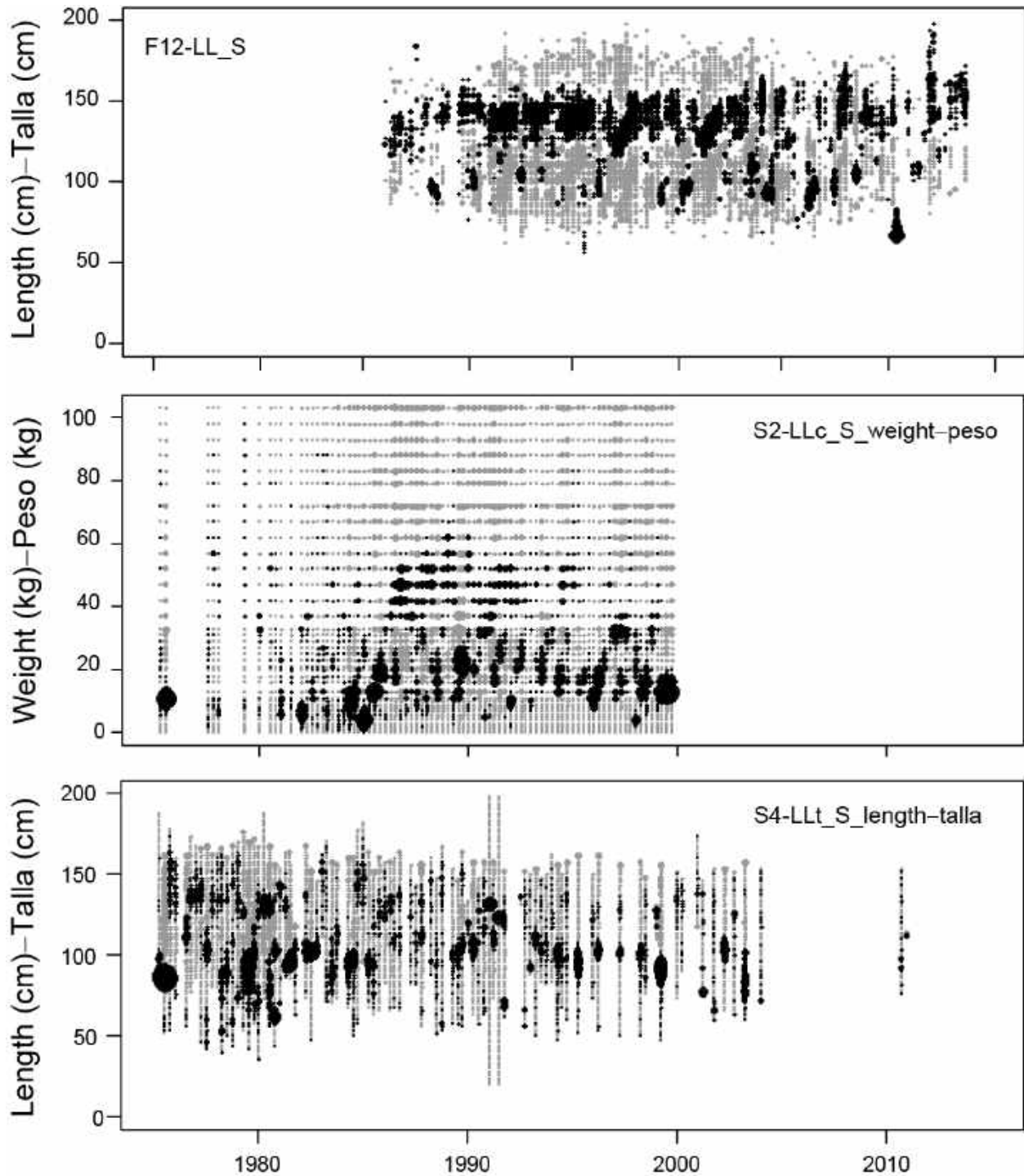


FIGURE 7a. Positive (black) and negative (gray) residuals for the size-frequency data of the Southern longline fishery for Run 1 of the model for yellowfin in the EPO. (LL and LLC: commercial longline vessel; LLt: longline training vessel).

FIGURA 7a. Residuales positivos (negro) y negativos (gris) de los datos de frecuencia de tamaño de la pesquería palangrera del sur para la ejecución 1 del modelo del aleta amarilla en el OPO. (LL y LLC: palangrero comercial; LLt: palangrero de aprendizaje).

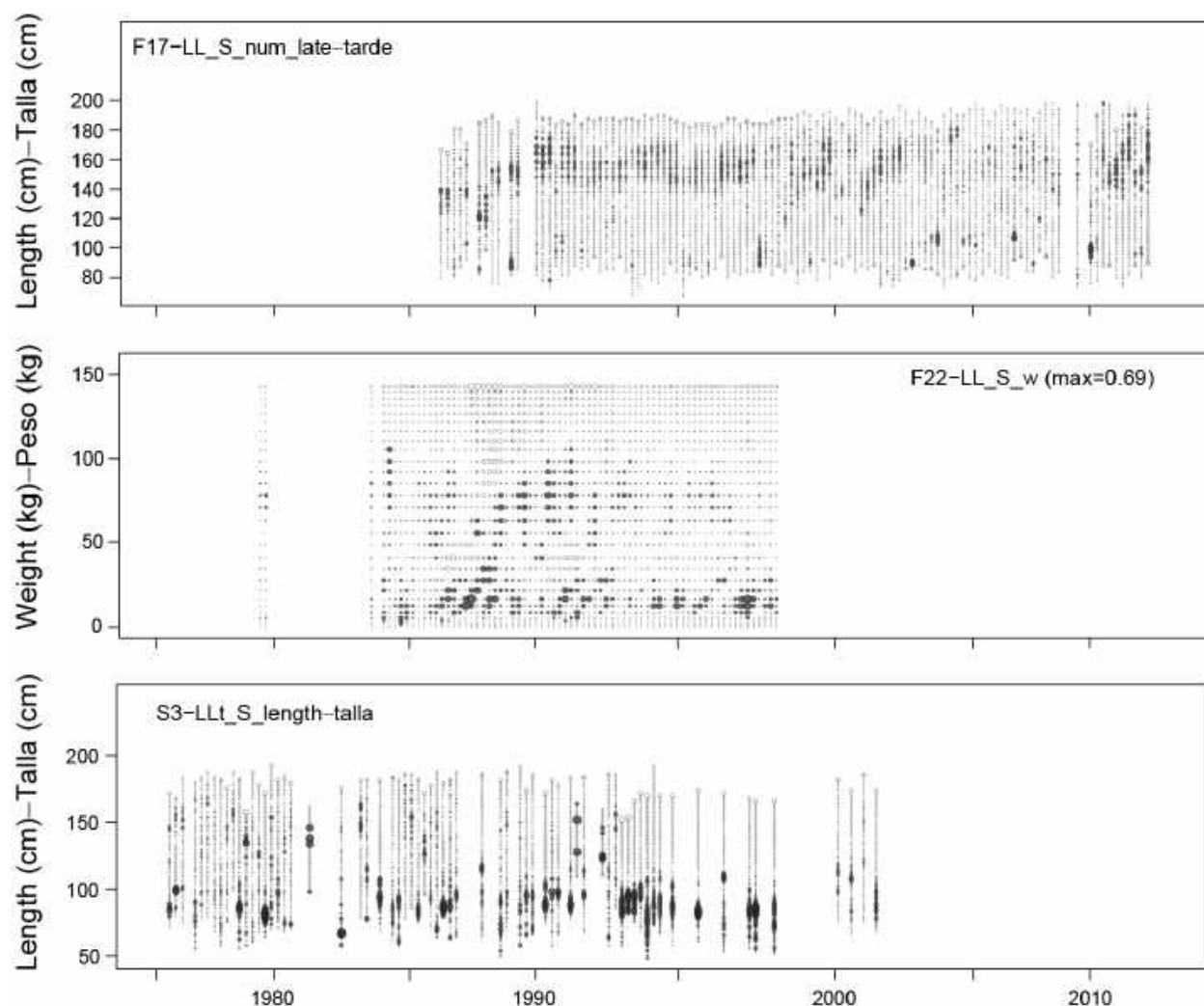


FIGURE 7b. Positive (dark gray) and negative (white) residuals for the size-frequency data of the Southern longline fishery EPO for Run 4 of the model for bigeye in the EPO. (LL: commercial longline vessel; LLt: longline training vessel; w: weight).

FIGURA 7b. Residuales positivos (gris oscuro) y negativos (blanco) de los datos de frecuencia de tamaño de la pesquería palangrera del sur para la ejecución 4 del modelo de patudo en el OPO. (LL: palangrero comercial; LLt: palangrero de aprendizaje; w: peso).

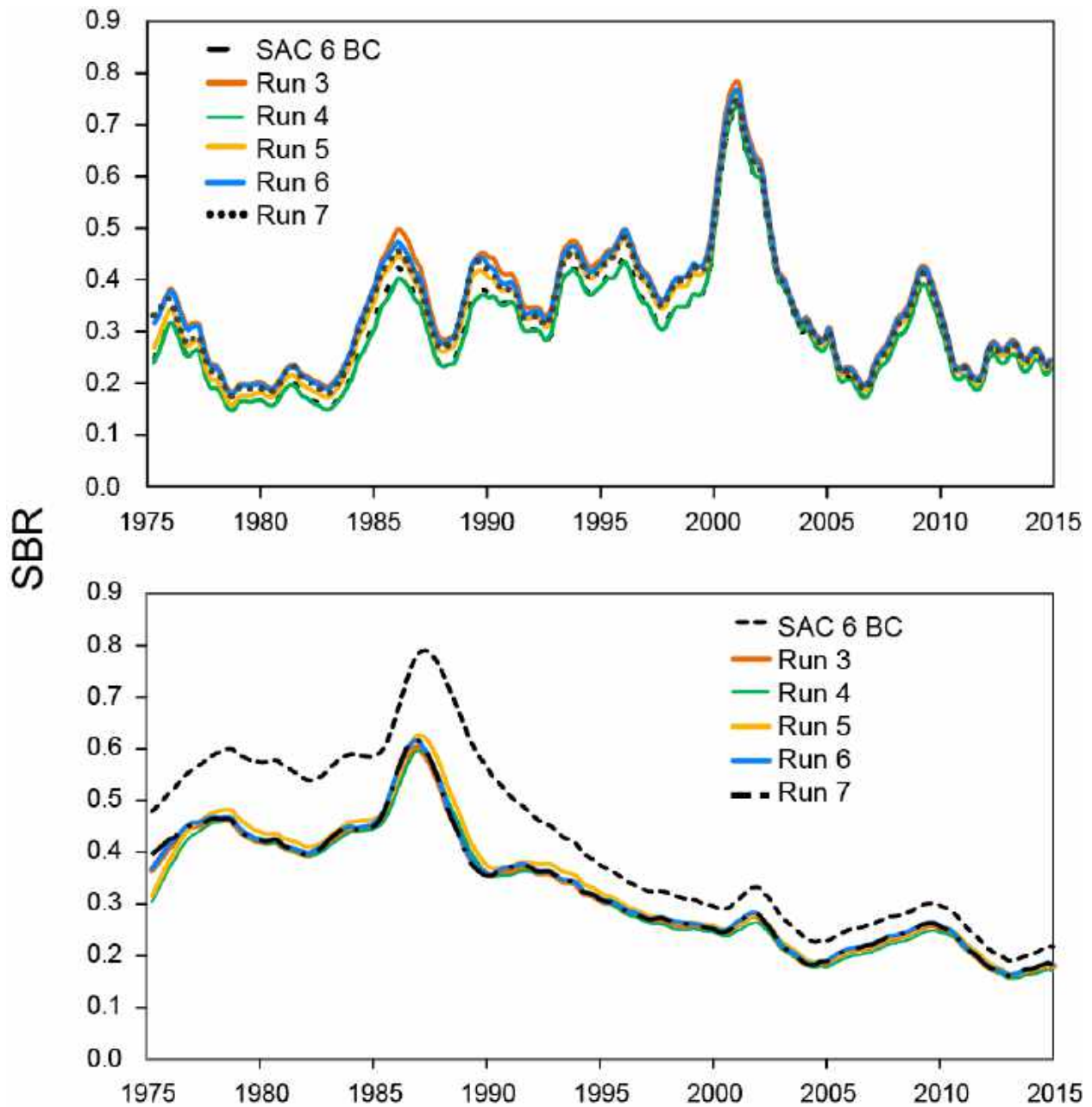


FIGURE 8. Spawning biomass ratios (SBR) from the base-case model for SAC 6 and from the runs designed to investigate the best way of incorporating the new longline size-frequency data into the assessment model (Table 1), by species (yellowfin (YFT), top panel; bigeye (BET), bottom panel).

FIGURA 8. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) del modelo de caso base de SAC 6 y de las ejecuciones diseñadas para investigar la mejor forma de incorporar los nuevos datos de frecuencia de talla palangrera en el modelo de evaluación (Tabla 1), por especie (aleta amarilla, panel superior; patudo, panel inferior).

CAMBIOS EN LOS DATOS DE PALANGRE DE FRECUENCIA DE TAMAÑO Y SUS EFECTOS SOBRE LOS MODELOS DE EVALUACIÓN DE POBLACIONES DE LOS ATUNES ALETA AMARILLA Y PATUDO

Carolina V. Minte-Vera, Alexandre Aires-da-Silva, Keisuke Satoh, y Mark N. Maunder

ÍNDICE

Resumen.....	24
1. Introducción.....	24
2. Métodos	26
3. Resultados y discusión.....	27
4. Conclusiones y recomendaciones	29
Reconocimientos.....	30
Referencias.....	30

RESUMEN

Se usan los modelos estadísticos integrados de evaluación de poblaciones con estructura por edad para evaluar las poblaciones de los atunes aleta amarilla y patudo en el Océano Pacífico oriental (OPO). De los muchos pedazos de información que requieren los modelos, los datos de frecuencia de talla de las flotas palangreras figuran entre los más esenciales. Para ambas especies, los índices de abundancia principales son los CPUE estandarizado de las flotas palangreras. Los datos de frecuencia de talla indican los tamaños seleccionados por las pesquerías palangreras. Ya que no existen datos de frecuencia de edad, las frecuencias de talla, a través una curva de crecimiento, informan al modelo acerca de las edades que conforman los índices de abundancia relativa. Además, en el caso del atún patudo, las pesquerías palangreras fueron las pesquerías principales hasta mediados de los años 1990, cuando comenzaron las pesquerías cerquera sobre dispositivos agregadores de peces (plantados cerrar plan paréntesis. En años recientes, aproximadamente un tercio de las capturas de atún patudo es tomado por palangreros. La CIAT ha usado tradicionalmente los datos de frecuencia de talla de la flota japonesa para representar las flotas palangreras en los modelos. Fue evidente un patrón en los datos de frecuencia de talla, principalmente para el atún patudo, que consistió en la captura de peces pequeños antes de 1990 y de peces grandes posteriormente. Este patrón resultó en residuales positivos para los peces pequeños antes de 1990 y positivos posteriormente. Japón y el personal de la CIAT colaboraron para investigar las posibles causas de este patrón. Da conclusión fue que parecía ser causado por una combinación de conversión de los datos de peso desagallado y eviscerado sin procesar a azul del de complementar los datos de frecuencia de talla de las flotas comerciales con observaciones tomadas de buques de entrenamiento¹. Subsecuentemente, Japón revirtió los datos no convertidos por tipo de buque (comercial y de entrenamiento) a la CIAT. Estos datos están ahora disponibles en que fueron medidos originalmente, es decir, como talla furcal o peso desagallado y eviscerado. En este documento exploramos la mejor forma de incorporar los nuevos datos de frecuencia de tamaño en los modelos de evaluación de poblaciones del aleta amarilla y patudo en el OPO. El análisis no incluye los datos más recientes o una reevaluación de la ponderación de los datos de composición. Por lo tanto, los resultados no deberían ser usados para asesoramiento de ordenación.

1. INTRODUCCIÓN

Las evaluaciones de las poblaciones de los atunes aleta amarilla (*Thunnus albacares*) y patudo (*T. obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO) son emprendidos usando modelos estadísticos integrados de evaluación de poblaciones con estructura por edad (*Stock Synthesis* Versión 3.23b (SS3); Methot y Wetzel 2013). Los modelos

¹ Buques pertenecientes a las prefecturas japonesas usados para enseñar la pesca y capacitar a las tripulaciones (Okamoto 2014).

combinan en un marco unificado una cantidad sustancial de información, incluyendo datos de capturas retenidas, descartes, índices de abundancia, y la composición por tamaño de las capturas de las varias pesquerías. Además, los modelos requieren supuestos acerca de procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamientos, mortalidad natural, mortalidad por pesca, y estructura de la población. Ambos modelos usan las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) de la pesquería palangrera como índice principal de abundancia. Uno de los pedazos de información clave usado en ambos modelos son los datos de frecuencia de tamaño de las flotas palangreras. Estos datos informan al modelo sobre los tamaños seleccionados por la flota palangrera, y por lo tanto no relacionados con los cuales no relacionados con los índices de CPUE. La frecuencia de tamaño también informa la variabilidad del reclutamiento. Además, las pesquerías palangreras han sido históricamente las pesquerías principales de patudo, y actualmente todavía responden de un tercio de las extracciones totales de la población.

La CIAT tradicionalmente ha usado los datos de frecuencia de tamaño de la flota japonesa para representar las flotas palangreras en los modelos. Normalmente, Japón proporciona los datos de tamaño como frecuencias de talla. Fue evidente un patrón en estos datos, principalmente para el patudo pero en cierto grado para el aleta amarilla, que consistió en peces más pequeños capturados antes de 1990 y peces más grandes posteriormente (Aires-da-Silva y Maunder 2011). Este patrón resultó en residuales positivos (frecuencias mayores de lo esperado por el modelo) para los peces más pequeños antes de 1990 y negativos posteriormente ([Figura 1](#), Aires-da-Silva *et al.* 2010). Ya que la premisa para el modelo de evaluación de poblaciones es que los datos son correctos, se cambió el modelo para acomodar este patrón. En el modelo de evaluación del patudo, donde el patrón era más evidente, se establecieron dos bloques de selectividad para las pesquerías palangreras, con la división alrededor de mayo de 1990. Como consecuencia, los índices de la CPUE estandarizada de las flotas palangreras fueron también divididas, formando una serie temprana y una tardía, con capturabilidades diferentes. Se supusieron selectividades asintóticas para dos pesquerías: palangrera tardía central (1993-2014) palangrera tardía del sur (1993-2014). Para el resto de las pesquerías palangreras se supuso una función de selectividad más flexible, que puede tomar formas que varían de domos a asintóticos. Sin embargo, persistieron las preocupaciones acerca del patrón residual en los datos de composición de palangre, y sin un entendimiento claro de la causa. Fue también evidente en el modelo un cambio del patrón de reclutamiento estimado alrededor de 1990, señalando algún tipo de error en la especificación del modelado de los datos de frecuencia de talla. Se redujo sustancialmente en la evaluación del patudo la ponderación de los datos de frecuencia de talla de todas las pesquerías, lo cual mitigó el patrón de cambio de reclutamiento y el patrón de residuales.

Japón y el personal de la CIAT colaboraron para investigar las posibles causas de este patrón. La conclusión del estudio fue que es poco probable que las diferencias en la composición por talla entre los períodos antes y después de 1990 sean reales, pero podrían ser un artefacto de la metodología predominante de muestreo y notificación de tallas ([Satoh *et al.* 2016](#)). En los años antes de 1990, los principales datos de talla sin procesar de patudo, y en menor grado de aleta amarilla, obtenidos de la flota comercial japonesa eran pesos de pescado desagallado y eviscerado, pero a partir de 1990 fue talla furcal. Los datos de peso desagallado y eviscerado fueron convertidos en talla furcal antes de ser entregados a la CIAT. Para la mayoría de los años, se obtuvieron también datos de talla de buques de entrenamiento, que podrían tener una selectividad diferente que los buques comerciales. En algunos años los únicos datos disponibles eran de buques de entrenamiento. Los datos entregados a la CIAT fueron una combinación de estos tres tipos de datos.

Consecuente a las conclusiones de [Satoh *et al.* \(2016\)](#), en febrero de 2016 Japón entregó los datos sin procesar a la CIAT. Todos los datos de frecuencia de tamaño de Japón de 1967 a 2014 en la base de datos de la CIAT fueron reemplazados por el nuevo conjunto de datos, que incluye información sobre el tipo de buque (comercial o entrenamiento) y tipo de medición (talla o peso). Se añadieron los datos de 2014, pero no se usaron para esta investigación, a fin de permitir comparaciones de los resultados con los modelos de caso base más recientes ([Aires-da-Silva y Maunder 2015](#); [Minte-Vera *et al.* 2015](#)), cuando no se disponía de información de talla de palangreros en 2014. En el presente documento, exploramos la mejor forma de incorporar los nuevos datos de frecuencia de talla en los modelos de evaluación de poblaciones del aleta amarilla y patudo en el OPO. El análisis no incluye los datos más recientes ni una reevaluación de la

ponderación de los datos de composición, lo cual constituye el próximo paso esencial. Por lo tanto, los resultados no deberían ser usados para asesoramiento de ordenación.

2. MÉTODOS

Para la presente investigación se usaron los modelos de caso base para el aleta amarilla y patudo de las evaluaciones de poblaciones de 2015 ([Aires-da-Silva y Maunder 2015](#); [Minte-Vera et al. 2015](#)). Se ejecutó el modelo varias veces con distintas combinaciones de datos de composición por talla y supuestos de selectividad ([Tabla 1](#)). Cuando se supuso que los datos tenían una selectividad diferente de los datos comerciales de frecuencia de talla, fueron incluidos en los modelos como “survey” (estudio), el término usado en SS3 para una pesquería que no tenga captura asociada, lo cual permite flexibilidad en el modelado de estos datos. En el caso del patudo, se exploró el supuesto de bloques de tiempo para selectividad y capturabilidad, al igual que en el caso base. Se ponderaron los nuevos datos multiplicando los tamaños de muestra por el mismo factor de ponderación usado en los modelos de evaluación de poblaciones para 2015.

No se cuenta actualmente con factores de conversión de peso desagallado y eviscerado específicos para el OPO. Usamos los factores de conversión desarrollados por Langley *et al.* (2006) para el Pacífico entero:

$$\text{Patudo: } w = 1.3264 * GGw^{0.969} \text{ (Ecuación 1)}$$

$$\text{Aleta amarilla: } w = 1.2988 * GGw^{0.968} \text{ (Ecuación 2)}$$

donde w es el peso entero, en kilogramos, y GGw es el peso del pescado desagallado y eviscerado en los buques congeladores de temperatura ultrabaja (ULT). Procesar el pescado antes de congelarlo a ULT incluyó cortar el opérculo y la cola, que se retenían cuando el pescado era meramente refrigerado (Langley *et al.* 2006). Por lo tanto, son necesarios factores de conversión diferentes para pescado refrigerado y pescado congelado a ULT. Los buques congeladores ULT fueron introducidos en la flota japonesa en 1966, y para 1980 todos los buques japoneses de aguas lejanas eran ULT (Langley *et al.* 2006). Ya que los datos no contienen información sobre el tipo de procesamiento realizado, y la mayoría de los datos son del periodo después de 1980, supusimos la conversión de ULT para el periodo entero². Se usaron tres conjuntos de datos para derivar estos factores de conversión, uno de ellos del OPO tropical, que incluyó aproximadamente el 10% de los datos. Los ajustes son dominados por datos del Pacífico occidental obtenidos por observadores australianos a bordo de buques japoneses pescando en la Zona Económica Exclusiva (ZEE).

A fin de evitar distribuciones en forma de sierra (picos grandes seguidos por hoyos a intervalos regulares de tamaño) en los datos convertidos, causadas por la aplicación de la conversión a datos de baja resolución (Langley *et al.* 2006), dividimos cada clase de peso desagallado y eviscerado de 1 kg en 10 intervalos a espacios iguales. Se aplicó entonces el factor de conversión a cada intervalo, y se añadió el 10% de la frecuencia de la clase de peso original a la clase de peso convertida.

En la Ejecución 1, el peso desagallado y eviscerado fue también transformado en talla, usando la tabla de conversión descrita por Satoh *et al.* (2016).

En los modelos SS3, se produce una matriz de transición de tallas para computar el peso entero esperado del modelo de talla por edad y la variabilidad de la talla por edad y la relación talla-peso. La relación talla-peso usada en el modelo de evaluación de poblaciones para el patudo (Aires-da-Silva y Maunder 2010) proviene de Nakamura y Uchiyama (1966):

$$w = 3.661 \times 10^{-5} l^{2.90182}$$

donde w = peso entero, en kilogramos, y l = talla furcal, en centímetros.

² Otros factores de conversión disponibles en la literatura se basan en investigaciones japonesas a principios de los años 1970 y anteriormente (Morita 1973; Kimimura y Honma 1959; Kume y Shiohama 1964). En ese periodo la mayoría de los buques refrigeraba el pescado, por lo que esos factores de conversión no son apropiados para usar aquí.

La relación talla-peso usada en el modelo de evaluación de poblaciones para el aleta amarilla (Aires-da-Silva y Maunder 2012) proviene de Wild (1986):

$$w = 1.387 \times 10^{-5} l^{3.086}$$

Se incluyen las frecuencias de peso en los modelos SS3 como “datos de tamaño generalizados”. Se usaron intervalos desiguales para satisfacer el supuesto de los modelos SS3 que ningún intervalo de datos de tamaño en las frecuencias de tamaño generalizadas consiste en más de un intervalo de tamaño de población. En los modelos de evaluación de poblaciones de tanto el aleta amarilla como el patudo, se definen los intervalos de tamaño de población como 2 cm de talla furcal. En el caso de los peces más grandes, los intervalos de peso necesitan ser mayores de 1 kg para incluir solamente un intervalo de talla de población en SS3. Se supuso que la clase de tamaño más grande fue una clase de tamaño acumuladora (que contiene todos los peces de ese tamaño o mayores).

Se agrupa la información tanto de talla como de peso en trimestres. No se corrigieron los tamaños por cualquier crecimiento que pueda ocurrir durante este intervalo de tiempo.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para la mayoría de los años del periodo de la evaluación (1975-2014), los datos de tamaño japoneses nuevamente entregados en la base de datos de la ciudad reemplazaron sencillamente datos existentes, pero añadiendo la información de tipo de buque y medición; la excepción fue el periodo de 2000 a 2006, cuando se incluyeron datos adicionales de tanto el aleta amarilla como el patudo (Figura 2). La mayoría de los datos del período y área (OPO) de la evaluación están ahora disponibles a resolución más fina (5° de latitud por 10° de longitud) que en el pasado (Figura 3). Las series más largas son aquellas de los buques de entrenamiento: incluyen muestras de ambas especies para el periodo entero, pero suelen dominar en los diez primeros años y son más numerosos para el patudo. Se dispone de datos de frecuencia de peso para 1975-1999, pero suelen dominar en los años 1980. Se comenzó a tomar datos de talla furcal en los buques comerciales en 1986, y estos datos dominan desde principios de los años 1990. Los pescadores vienen pidiendo medir el pescado a bordo desde mediados de los años 1970; inicialmente se solicitaron datos de peso, pero para mediados de los 1990 el requisito cambió a medir tallas (Okamoto 2014). En el caso de patudo, todas las medidas de talla disponibles para el OPO de los buques comerciales fueron tomadas a bordo de los buques, usando calibre, mientras que se obtuvieron los datos de peso a bordo o mediante muestreo en puerto (Okamoto 2014). No se cuenta con información en la base de datos de la CIAT que indique si los datos de peso provinieron de a bordo o de muestreo en puerto; sin embargo, Okamoto (2014) reportó que desde 1987, cuando se comenzó a registrar información sobre lugar de muestreo, los datos de talla de patudo obtenidos a bordo de buques comerciales predominan en el OPO, mientras que la mayoría de los datos de tamaño disponibles para el Océano Pacífico central y occidental proviene de muestreos en puerto. Además, se dispone de información sustancial de frecuencia de pesos del Océano Pacífico central y occidental, que alcanzan hasta los años 1960. Principalmente por estos dos motivos, se otorga preferencia al uso de datos de frecuencia de peso en las evaluaciones de las poblaciones de aleta amarilla y patudo de la Comisión de Pesca del Pacífico Central y Occidental (WCPFC) (Sam McKechnie com. pers.; Harley *et al.* 2014; McKechnie 2014).

Las Ejecuciones 1 (GGw convertido en peso entero) y 2 (GGw convertido en talla) fueron diseñadas para imitar los modelos de evaluación de poblaciones usados en 2015 (“caso base SAC6”), en los que se incluyó en el ajuste toda la información nueva disponible, suponiendo la misma selectividad independientemente del tipo de dato de tamaño. Para ambas especies, transformar el peso desagallado y eviscerado en talla o en peso entero no causó ninguna diferencia en las estimaciones de biomasa relativa o cantidades de ordenación (Figura 4, Tabla 2). En el caso del aleta amarilla, la trayectoria de la biomasa en las Ejecuciones 1 y 2 fue igual que en el caso base SAC6; en el caso del patudo, la biomasa relativa fue mayor y las cantidades de ordenación más optimistas que en el caso base SAC6 (Figura 4, Tabla 2). Se ha demostrado en el pasado que los datos de frecuencia de talla (principalmente de la pesquería palangrera del sur tardía) tienen un impacto grande sobre la estimación de la abundancia del patudo (Aires-da-Silva y Maunder 2014), y es necesario aplicar una ponderación adecuada a estos datos (Francis 2011). Aplicamos la ponderación usada en el caso base SAC6, pero esto podría no ser apropiado porque, al ajustar a todos los nuevos tipos de datos

como series separadas, la cantidad de datos ha aumentado relativa al caso base SAC6, en el que se combinaron los datos en una serie. Las diferencias entre las dos especies en cuanto al impacto de los nuevos datos sobre las estimaciones de las trayectorias de la biomasa relativa podrían deberse a dos motivos: (i) las pesquerías palangreras responden de aproximadamente un tercio de las extracciones totales de patudo, pero solamente el 1% del aleta amarilla; y (ii) se redujo mucho la ponderación de los datos de composición por talla del patudo debido a preocupaciones sobre la fiabilidad de los datos indicada por el patrón residual.

En el caso del aleta amarilla, los ajustes del modelo a los datos de composición por tamaño indican que no todos los tipos de datos son consistentes entre sí en la pesquería palangrera principal (del sur), pero sí lo son en la pesquería del norte. En las Ejecuciones 1 y 2 ([Figura 5](#)), las distribuciones de las frecuencias de talla de los buques de entrenamiento y comerciales en la pesquería del norte son similares; ambas incluyen peces grandes, y en general se ajusta bien a ellos. El modelo es también capaz de ajustarse bien a las frecuencias de peso desagallado y eviscerado convertido en peso entero o talla para la pesquería del norte. En el caso de la pesquería palangrera del sur, las frecuencias de talla de los buques de entrenamiento y comerciales son en promedio menores y ligeramente mayores, respectivamente, que lo que predice el modelo. Los datos de peso desagallado y eviscerado, convertido en peso entero (Ejecución 1) o talla furcal (Ejecución 2), contienen frecuencias más bajas de peces más grandes, y más altas de peces más pequeños, que lo esperado, lo cual indica que a bien los datos de peso desagallado y eviscerado o el factor de conversión usados no son consistentes con los datos de talla. La pesquería palangrera del sur es la pesquería principal en cuanto a extracciones de aleta amarilla; es además un factor clave de la evaluación, ya que se supone que la CPUE estandarizada de esta pesquería es el principal índice de abundancia. La selectividad de esta pesquería es asintótica, mientras que la de la pesquería del norte tiene forma de domo. Es posible que diferencias espaciales en la relación talla-peso, así como el diferente supuesto de selectividad, contribuyan a las diferencias en los ajustes. Cuando se suponen funciones de selectividad diferentes para cada tipo de dato y buque (Ejecución 3, [Figura 5b](#)), los ajustes mejoran para los datos de frecuencia de peso y los datos de frecuencia de talla de los buques de entrenamiento, tal como se espera, pero empeoran en el caso de los datos de frecuencia de talla de los buques comerciales.

Los resultados son similares para las Ejecuciones 1 y 2 del patudo: las frecuencias de talla de los buques de entrenamiento y comerciales son en general mayores y menores, respectivamente, que aquellas predichas por el modelo, y los datos de peso y talla no parecen ser consistentes entre sí. En la [Figura 6a](#) se ilustran los datos totales de frecuencia de tamaño observados y las predicciones del modelo correspondientes a la pesquería palangrera del sur; se obtuvieron resultados similares para la pesquería palangrera central ([Figura 6b](#)). Además, se observaron también cambios en las distribuciones de tamaño dentro de tipos de dato entre los periodos temprano (1975-1992) y tardío (1993-2014), pero no todos en la misma dirección (Figuras 6a y b). El peso desagallado y eviscerado convertido en talla furcal o peso muestra frecuencias mayores en el periodo temprano que en el tardío para los tamaños mayores, mientras que los datos de frecuencia de talla comerciales indican lo contrario: los tamaños mayores dominan en el periodo tardío. En el caso de los buques de entrenamiento, las frecuencias de talla muestran un patrón diferente entre los periodos temprano y tardío, con una dominancia marcada de peces pequeños en el periodo tardío. Cuando se suponen funciones de selectividad diferentes para cada tipo de datos (Ejecución 3), la mejora esperada del ajuste ocurrió en el caso de los datos de frecuencia de peso y de los datos de frecuencia de talla de los buques de entrenamiento ([Figura 6c](#)), pero hubo también una mejora considerable en el ajuste de los datos de frecuencia de talla de los buques comerciales, que son ahora menos afectados por los otros datos de frecuencia de tamaño.

En el caso tanto del patudo como del aleta amarilla, existen patrones residuales claros que dependen del tipo de datos ([Figuras 7a y b](#)). Los ajustes de la Ejecución 4, en la que se supuso que todos los datos de frecuencia de tamaño representan la flota palangrera comercial bien, mostraron una tendencia a largo plazo de residuales positivos de las frecuencias de talla de los buques comerciales en las clases de talla mayores. En el caso de las frecuencias de peso la tendencia es la contraria: los residuales positivos se encuentran en las clases de peso menores. El patrón residual de los datos de los buques de entrenamiento depende de la especie: en el caso del patudo, pero no del aleta amarilla, los residuales positivos suelen estar concentrados

en las clases de talla más pequeñas.

En el caso del aleta amarilla, las cantidades de ordenación eran más optimistas cuando se excluyeron los datos de frecuencia de peso o cuando se minimizó su efecto al suponer una función de selectividad diferente para ellos (Ejecuciones 3, 5-7, [Tabla 2](#)). Las trayectorias de la biomasa son muy similares para todas las ejecuciones ([Figura 8](#)). Se observó la diferencia máxima para el periodo histórico (desde 1975 hasta aproximadamente 2000) en las Ejecuciones 3 y 5-7, que o bien excluyeron los datos de frecuencia de peso o minimizaron sus efectos.

En el caso del patudo, se obtuvo la diferencia máxima en las cantidades de ordenación cuando se sustituyó el supuesto de dos periodos de tiempo para cada serie palangrera con el supuesto de una serie para el periodo de tiempo entero con la misma capturabilidad y selectividad (Ejecuciones 3-7, [Figura 8](#)). Este nuevo supuesto es justificado por el hecho que el patrón residual que motivó la inclusión de los bloques de tiempo fue probablemente un artefacto de la mezcla de tipos de datos incompatibles usados para componer las frecuencias de talla palangreras que se usaron en el modelo de evaluación de poblaciones.

4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La provisión de datos sin procesar de frecuencia de tamaño de las flotas palangreras japonesas, con información sobre el tipo de buque de origen, representa un gran avance en la mejora de las evaluaciones de las poblaciones de aleta amarilla y patudo en el OPO. Es muy probable que los patrones residuales llamativos del patudo en los modelos de evaluación anteriores, que consistieron en residuales positivos para las clases de talla pequeña en los años tempranos y para las clases mayores en los años posteriores, resulten de la mezcla de tipos de datos y la forma en que la proporción de cada tipo cambió a lo largo del tiempo.

Los datos de peso desagallado y eviscerado necesitan ser convertidos para poder ser usados en la evaluación de poblaciones, pero cualquier conversión introducirá probablemente mayores sesgos e incertidumbre. Para el OPO en particular, los datos de frecuencia de peso convertidos no parecen compatibles con los datos de frecuencia de talla de las mismas pesquerías y especies. El peso promedio de los datos de frecuencia de peso suele ser menor de lo que esperan los modelos que también incorporan datos de frecuencia de talla y suponen la misma selectividad para ambos tipos de datos. Recomendamos que los datos de frecuencia de peso sean excluidos de los modelos de caso base para tanto el patudo como el aleta amarilla. Se puede realizar un análisis de sensibilidad con estos datos incluidos. Preferiblemente, se debería desarrollar un factor de conversión específico para el OPO.

Los datos de frecuencia de talla de los buques de entrenamiento no representan bien la flota comercial, y no deberían ser usados para ese propósito. Sin embargo, podrían contener información potencialmente de interés. Ya que las frecuencias de talla de los buques de entrenamiento son en promedio menores que aquellas de los buques comerciales, podrían contener información que se puede usar para estimar la variación temporal en el reclutamiento, por ejemplo. Recomendamos que se incluyan los datos de frecuencia de talla de los buques de entrenamiento en los modelos de caso base; serán incluidos en el modelo como provenientes de un “survey” (en la terminología de SS3), a fin de tener flexibilidad en el modelado de su selectividad como función separada de las selectividades de otras pesquerías en el modelo. La función de selectividad para estos datos debería ser una que puede tomar formas de domo a asintótica. Al suponer que los datos provienen de un estudio, no tendrán capturas asociadas. La ponderación de los datos de frecuencia de talla de los buques de entrenamiento debería también ser evaluada para evitar desequilibrios de exceso de datos de frecuencia de talla relativos a datos de CPUE.

En el caso del patudo, recomendamos que se eliminen los bloques de tiempo para las flotas palangrera flotas y que se trate la serie de CPUE como una serie continua desde 1975 hasta la actualidad, ya que el patrón temporal de residuales que motivó la inclusión de los bloques es probablemente artificial. Ahora que la causa más probable del patrón residual en los datos de frecuencia de talla de palangre ha sido identificada, se debería reevaluar la ponderación de estos en la evaluación del patudo.

En conclusión, recomendamos que los datos de frecuencia de tamaño de las flotas palangreras sean

incluidos en los modelos de evaluación de poblaciones del patudo y aleta amarilla como sigue:

1. **Modelo de caso base:** tratar las frecuencias de talla de la flota comercial y de la flota de entrenamiento como un estudio (*survey*) con su propia función de selectividad; sin bloques de tiempo para selectividad o capturabilidad de la serie de CPUE palangrera estandarizada.
2. **Modelo de sensibilidad:** igual que para el modelo de caso base, más la inclusión del peso procesado convertido en peso entero usando la ecuación 1 o 2. Preferiblemente, se debería desarrollar un factor de conversión específico para el OPO.
3. **Ponderación de datos:** se debería reevaluar la ponderación de los datos de frecuencia de talla y de peso antes de adoptar un modelo para usar para asesoramiento de ordenación.

RECONOCIMIENTOS

Estamos agradecidos a Koji Uosaki, del Instituto Nacional de Investigación de Pesquerías de Ultramar, y Nick Vogel, del Programa de Recolección de Datos y Bases de Datos de la CIAT, por manejar las bases de datos; y a Sam McKechnie y John Hampton por sus aclaraciones con respecto al uso de datos japoneses de frecuencia de tamaño en la evaluación de las poblaciones de atún patudo en el Océano Pacífico central y occidental. Estamos especialmente agradecidos a Christine Patnode por su ayuda con las figuras.

REFERENCIAS

- Aires-da-Silva, A., and Maunder, M.N. 2010. [Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2008 and outlook for the future](#). Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 10:116:228.
- Aires-da-Silva, A., and M.N. Maunder, 2011. [Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2009 and outlook for the future](#). Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 11: 17-156.
- Aires-da-Silva, A., and M.N. Maunder. 2012. [Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2010 and outlook for the future](#). Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 12:3:110.
- Aires-da-Silva, A., and M.N. Maunder. 2014. [Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2012 and outlook for the future](#). Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 14:31-17
- Aires-da-Silva, A., and M.N. Maunder. 2015. [Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2014 and outlook for the future](#). Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 16:1-17
- Aires-da-Silva, A., M.N. Maunder, and C.E. Lennert-Cody. 2010. [An investigation of the longline length-frequency residual pattern in the stock assessment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean](#). IATTC. External Review of IATTC Bigeye Tuna Assessment. BET-01-05 (Draft).
- Francis, R.I.C.C. 2011. Data weighting in statistical stock assessment models. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 68:1124-1138.
- Harley, S., Davies, N., Hampton, J., and S. McKechnie. 2014. Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean. Western and Central Pacific Fisheries Commission. WCPFC-SC10-2014/SA-WP-01.
- Kimimura, T., and M. Honma. 1959. The relationships between length and weight of landings of yellowfin from the Pacific Ocean. Report of Nakai Regional Fisheries Research Laboratory 11: 88-107.
- Kume, S., and T. Shiohama. 1964. On the conversion between length and weight of bigeye tuna landings in the Pacific Ocean (preliminary report). Report of Nakai Regional Fisheries Research Laboratory 20: 59-67.
- Langley, A., H. Okamoto, P. Williams, N. Miyabe, and K. Bigelow. 2006. A summary of the data available for the estimation of conversion factors (processed to whole fish weights) for yellowfin and bigeye tuna. Western and Central Pacific Fisheries Commission. WCPFC-SC2-2006/ME IP-3.
- McKechnie, S. 2014. Analysis of longline size frequency data for bigeye and yellowfin tunas in the WCPO. Western and Central Pacific Fisheries Commission. WCPFC-SC10-2014/SA-IP-04.

- Methot, R.D., and C.R. Wetzel. 2013. Stock synthesis: a biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. *Fish. Res.* 142: 86-99.
- Minte-Vera, C.V., A. Aires-da-Silva, and M.N. Maunder. 2015. [Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean and outlook for the future](#). Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 16:18-31
- Morita, Y. 1973. Conversion factors for estimating live weight from gilled-and-gutted weight of bigeye tuna and yellowfin tuna. *Bull. Far Seas Fish. Res. Lab.* 9: 109-121.
- Nakamura, E.L., and J.H. Uchiyama. 1966. Length-weight relations of Pacific tunas. In Manar, T.A. (editor), *Proc., Governor's [Hawaii] Conf. Cent. Pacif. Fish. Resources*: 197-201.
- Okamoto, H. 2014. [Overview of size data for bigeye tuna caught by Japanese longline fisheries in the Pacific Ocean](#). Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Scientific Advisory Committee Fifth Meeting. SAC-05 INF-D
- Satoh, K., C.V. Minte-Vera, N.W. Vogel, A. Aires-da-Silva, C.E. Lennert-Cody, M.N. Maunder, H. Okamoto, K. Uosaki, T. Matsumoto, Y. Semba, and T. Ito. 2016. [An exploration into Japanese size data of tropical tuna species because of a prominent size-frequency residual pattern in the stock assessment model](#). Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 7th Scient. Adv. Com. Meeting. SAC-07-03d.
- Wild, A 1986. [Growth of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean based on otolith increments](#). Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 18: 423-482.

STATUS OF BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2015 AND OUTLOOK FOR THE FUTURE

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

CONTENTS

Executive summary.....	33
1. Introduction.....	34
2. Data	34
2.1. Changes in bigeye size-composition data from Japanese longline fisheries	35
3. Model structure configurations	35
4. Results.....	37
4.1. Base case model	37
4.1.1. Recruitment and biomass.....	37
4.1.2. Fishing mortality (F)	38
4.1.3. Model diagnostics.....	38
4.2. Sensitivity analyses	39
4.2.1. Steepness	39
4.2.2. Data weighting.....	40
4.2.3. Growth.....	40
4.2.4. Juvenile natural mortality	40
4.2.5. Adult natural mortality	40
4.3. Management quantities	41
4.3.1. Base case model	41
4.3.2. Sensitivity to alternative model configurations	41
5. Future directions.....	42
Acknowledgements.....	42
References.....	42
Appendices	55

EXECUTIVE SUMMARY

1. The assessment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2015 is similar to the previous assessment, except that separate series of length-frequency data for Japanese longline commercial and training vessels are now available, and both were used in the assessment.
2. The results of this assessment indicate a recovering trend for bigeye in the EPO during 2005-2009, subsequent to IATTC tuna conservation resolutions initiated in 2004. However, although the resolutions have continued since 2009, the rebuilding trend was not sustained during 2010-2012, and the spawning biomass ratio (SBR) gradually declined to a historically low level of 0.16 at the start of 2013. This decline may be related to a series of recent below-average recruitments which coincided with a series of strong La Niña events. More recently, the SBR is estimated to have increased slightly, from 0.16 in 2013 to 0.20 at the start of 2016; in the model, this increase is driven mainly by the recent increase in the catch per unit of effort (CPUE) of the longline fisheries that catch adult bigeye. There is uncertainty about recent and future levels of recruitment and biomass. At current levels of fishing mortality (F), and if recent levels of effort and catchability continue and recruitment remains average, the spawning biomass (S) is predicted to continue rebuilding and stabilize at about 0.22, above the level corresponding to the maximum sustainable yield (MSY) (0.21).
3. The recent fishing mortality rates are estimated to be below the level corresponding to MSY, whereas recent spawning biomasses are estimated to be slightly below that level. These interpretations are uncertain and highly sensitive to the assumptions made about the steepness parameter (h) of the stock-recruitment relationship, the weighting assigned to the size-composition data (in particular to the longline size-composition data), the growth curve, and the assumed rates of natural mortality (M) for bigeye.
4. The following topics should be a priority in future research into the bigeye stock assessment:
 - a. Investigation of the causes of model misspecification responsible for the two-regime recruitment pattern in the bigeye assessment (average length of the oldest fish in the model (L_2), natural mortality, others).
 - b. Formulation of a growth curve that is more representative of the data.
 - c. Weighting of the different data sets.
 - d. Fishery definitions.
 - e. Stock structure. The IATTC staff will continue collaborating with the Secretariat of the Pacific Community (SPC) on a Pacific-wide assessment of bigeye. This will incorporate new tagging data in a spatially-structured population dynamics model, which will help to evaluate potential biases resulting from the current approach of conducting separate assessments for the EPO and the Western and Central Pacific Ocean (WCPO).

1. INTRODUCTION

This report presents the most current stock assessment of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). An integrated statistical age-structured stock assessment model (Stock Synthesis 3.23b) was used in the assessment. During 2015, the IATTC staff worked in collaboration with Japanese scientists to improve the size-composition data for bigeye caught by the Japanese longline fisheries. As a result, the major improvement in this assessment consists of changes in these data and how they are used in the model.

Bigeye tuna are distributed across the Pacific Ocean, but the bulk of the catch is made to the east and to the west. The purse-seine catches of bigeye are substantially lower close to the western boundary of the EPO (150°W); the longline catches are more continuous, but relatively low between 160°W and 180°. Bigeye are not often caught by purse seiners in the EPO north of 10°N, but a substantial portion of the longline catches of bigeye in the EPO is taken north of that parallel. The assessment is conducted as if there were a single stock of bigeye in the EPO, with minimal net movement of fish between the EPO and the western and central Pacific Ocean (WCPO). The results are consistent with those of other Pacific-wide analyses of bigeye. However, a large amount of conventional and electronic tagging data has recently become available from the Pacific Tuna Tagging Programme, which has focused its tagging efforts between 180° and 140°W since 2008 (Schaefer *et al.* 2015). The tag recoveries clearly show that there is extensive longitudinal movement of bigeye across the IATTC's management boundary at 150°W, in particular from west to east. The staff of the Secretariat of the Pacific Community (SPC) constructed a Pacific-wide stock assessment model to test the sensitivity of management advice for the WCPO to the assumption that dynamics of bigeye in the EPO can effectively be ignored when conducting WCPO stock assessments (McKechnie *et al.* 2015). The results indicated that the dynamics of bigeye in the WCPO estimated by the Pacific-wide model are not substantially different from those estimated by the WCPO-only model, and that it is therefore reasonable to continue to make management recommendations to the Western and Central Pacific Fisheries Commission (WCPFC) on the basis of WCPO regional assessment models. A major modeling challenge that is recognized in the Pacific-wide bigeye research is possible misspecification in the model from assuming common growth across the Pacific when available studies indicate regional differences. With respect to the EPO, the IATTC staff will continue to collaborate with SPC on the Pacific-wide assessment for bigeye. This will incorporate the new tagging data in a spatially-structured population dynamics model, which will help in the ongoing evaluation of potential biases resulting from ignoring exchange of fish across the WCPO-EPO boundary in the current approach of conducting separate assessments for the EPO and WCPO.

2. DATA

The stock assessment requires a substantial amount of information. Data on retained catch, discards, catch per unit of effort (CPUE), and size compositions of the catches from several different fisheries have been analyzed. Several assumptions regarding processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality (M), and fishing mortality (F), have also been made. Catch and CPUE data for the surface fisheries have been updated, and include new data for 2015. New or updated longline catch data are available for China (2014), Japan (2013-2014), Korea (2006, 2014), Chinese Taipei (2012-2014), the United States (2013-2014), French Polynesia (2013-2014), Vanuatu (2007-2014) and other nations (2013-2015). Longline catch data for 2015 are available for China, Japan, Chinese Taipei, and Korea from the monthly report statistics. For longline fisheries with no new catch data for 2015, catches were assumed to be the same as in 2014. New or updated CPUE data are available for the Japanese longline fleet for the entire assessment period (1975-2015). Japan has re-submitted its catch and effort (including hooks-per-basket information) data, to contain only commercial data (previously there was a mix of commercial and training vessel data). New purse-seine length-frequency data are available for 2015. New Japanese longline length-frequency data are also available, as described below.

2.1. Changes in bigeye size-composition data from Japanese longline fisheries

Previous stock assessments of bigeye in the EPO have noted a prominent residual pattern in the model fit to the length composition of the longline fisheries. The pattern consisted of a major shift from positive residuals (observations larger than model predictions) for medium-size fish prior to the late 1980s, to a period of positive residuals for larger fish thereafter ([Aires-da-Silva et al. 2010](#)). Several hypotheses have been proposed to explain this residual pattern: one is that it is caused by a major change in the methodology for collecting and processing the size-composition data (e.g. different length conversion factors, or length-weight relationships).

During 2015, IATTC staff worked closely with Japanese fishery scientists to investigate the possible causes of the residual pattern (Satoh *et al.* 2015). The conclusion of this collaborative study was that the pattern appeared to be caused by a combination of converting raw weight measurements of gilled-and-gutted fish to fork length and combining the size-composition data for the commercial fleets and training vessels. As a result of this study, new or updated length-frequency data are available for the Japanese commercial longline fleet (1986-2014). The length-frequency data are now available for commercial vessels and training vessels separately, and by measurement type (weight or length) (Satoh *et al.* 2016) for the entire assessment period (1975-2014). Weight-frequency data for the commercial longline fleet are also available, but they are not used in the assessment due to uncertainty in the weight conversion factors. A detailed description of these newly-submitted data and recommendations for their best use in the bigeye and yellowfin assessments is provided by Mente-Vera *et al.* (2016).

3. MODEL STRUCTURE CONFIGURATIONS

With a few exceptions, described below, the base case model used in this bigeye assessment is the same as that used in the previous full assessment, conducted in 2014 ([IATTC Stock Assessment Report 15](#)). That base case included several improvements. First, a new Richards growth curve, estimated externally from an integrated analysis of otolith-based age data and tag-recapture observations, was introduced (Aires-da-Silva *et al.* 2015). This new growth curve reduced the uncertainty about the average size of the oldest fish (L_2 parameter); also, the parameters that determine the variance of the length-at-age were taken from the new externally-derived growth estimates.

Following a recommendation by the [external review of the bigeye assessment](#), two time blocks (early and late fisheries, split at 1990, associated with the size-composition residual pattern) with different catchability parameters had been assumed for all longline fisheries. As described above ([section 2.1](#)), the residual pattern in the longline size-composition data found in previous assessments is likely to be artificial. Therefore, the time blocks for the longline fisheries are no longer justified, and it is recommended that they be eliminated from the model (Mente-Vera *et al.* 2016). The Japanese longline CPUE should be treated as a continuous series of indices of abundance, with no splits in catchability. This would reduce the number of fisheries defined in the bigeye stock assessment from 23 to 19 ([Table 1](#)). The spatial extent of each fishery and the boundaries of the length-frequency sampling areas are shown in [Figure 1](#). They are defined on the basis of gear type (purse seine, pole-and-line, and longline), purse-seine set type (on floating objects, unassociated schools, and dolphins), time period, IATTC length-frequency sampling area or latitude, and unit of longline catch (in numbers or weight). The length-composition data for the Japanese training vessels and the weight-composition data for the Japanese commercial vessels (not used in the model fit but included for comparative purposes), are included in the model as “surveys¹”, not fisheries (Mente-Vera *et al.* 2016).

Also related to the assumption of early and late time-blocks of catchability, split at 1990, for the longline fisheries, in the previous full assessment the same time-blocks were assumed for the selectivity of these fisheries ([IATTC Stock Assessment Report 15](#)). That assessment assumed dome-shaped selectivities are for the early period of the Central and Southern longline fisheries (Fisheries 13 and 14) and logistic selectivity

¹ Stock Synthesis terminology; does not represent actual surveys, but allows flexibility in how data is modelled.

for their later period. Since these time blocks were eliminated in the current assessment, logistic selectivities are assumed for the whole history of both these fisheries, in which the largest sizes of bigeye are observed.

As in the previous assessment, the number of CPUE data series used as indices of abundance was reduced, in order to minimize conflicting trends among data sets. A reduced set of indices of abundance for the Central and Southern longline fisheries (Fisheries 13 and 14) was chosen to best represent the bigeye stock trends.

Diagnostic analyses with the [previous base case model configuration](#) indicated a dominant influence of the size-composition data (mainly from the longline fisheries) in determining the productivity (R_0 parameter) of the bigeye stock, and conflicts among datasets were also found. This could be at least partially caused by the prominent residual pattern in the longline size-composition data (see section 2.1). In order to minimize these issues, these size-composition data were down-weighted for all fisheries in the previous full assessment ([IATTC Stock Assessment Report 15](#)).

One of the expected outcomes of resolving the inconsistencies in the Japanese longline size-composition data (section 2.1.) was to allow these data to be up-weighted, to better inform the model about cohort strength and longline size selectivity. Unfortunately, doing so did not eliminate the dominant influence of the size-composition data in determining the productivity of the stock (R_0 , see section 4.1.3b), which is not desirable in statistical stock assessment models (Francis 2011). In addition to this shortcoming, up-weighting the composition data brought back the previous “two-regime” recruitment pattern which had been mostly resolved in the previous full assessment ([IATTC Stock Assessment Report 15](#)). This may be due to some existing model mis-specification (e.g. growth, natural mortality), and more research needs to be conducted to investigate this problem. However, as long as the model mis-specification is not resolved, in this assessment the weighting of the size-composition data assumed in the previous full assessment is used. Analyses of sensitivity to alternative weightings and biological processes which may be contributing to the model mis-specification were carried out ([see Appendices](#)).

The important aspects of the base case assessment (1) and the five sensitivity analyses (2-6) are as follows:

- 1. Base case assessment:** steepness (h) of the stock-recruitment relationship = 1 (no relationship between stock and recruitment); fixed mean length-at-age, and fixed parameters that define the variability of the length-at-age; fitted to CPUE time series for Fisheries 13 and 14 (Central and Southern longline; asymptotic size-based selectivities for Fisheries 13 and 14, which catch larger bigeye; and down-weighted the size-composition data for all fisheries (a multiplicative weighting factor – λ (lambda) - of 0.05 was applied to all size-composition data, as in the previous full assessment: [IATTC Stock Assessment Report 15](#)).
- 2. Sensitivity to the steepness of the stock-recruitment relationship.** The base case assessment assumes that recruitment is independent of stock size ($h = 1$); the sensitivity analysis included a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship with a steepness of $h = 0.75$.
- 3. Sensitivity to weighting assigned to the size-composition data.** As noted above, in the base case model, $\lambda = 0.05$ was applied to the size-composition data of all surface and longline fisheries. The following sensitivity analyses were done to explore the effect on the assessment results of assigning different weights to individual fisheries or groups of fisheries: 1) up-weighting the size-composition data of all fisheries to their original weighting ($\lambda = 1$); 2) up-weighting to $\lambda = 1$ the size-composition data for all fisheries except Fisheries 13 and 14 (Central and Southern longline), for which $\lambda = 0.2$ and 0.1, respectively, as indicated by a likelihood profile on R_0 (see section 4.1.3b).
- 4. Sensitivity to lower values of the average size of the oldest fish (L_2).** The base case assumes L_2 fixed at 196 cm, a value that is taken from the Richards growth curve estimated externally from an integrated analysis of otolith-based age -data and tag-recapture observations (Aires-da-Silva *et al.* 2015). This study was updated, using the Francis *et al* (2015) method, to include three additional tag-recovery

records for bigeye, all with times at liberty greater than 10 years ([Figure D.1](#)). A sensitivity analysis was run using the new estimate of L_2 from the updated integrated model (193 cm). A second sensitivity analysis considered an even lower L_2 of 183 cm. A closer inspection of the growth model fit ([Figure D.1](#)) revealed negative residuals for all of the oldest fish (>8 years old), which suggests that a more flexible model may be needed that can bend over faster towards a lower L_2 . Inspection of the empirical tag-recovery data indicated a lower L_2 (at about 183 cm) than was estimated from fitting the Richards growth model. Therefore, the second sensitivity assumed the L_2 of 183 cm. The L_2 sensitivity runs were done for two data-weighting configurations of the length-composition data ($\lambda = 0.05$ for all fisheries, as in the base case, and using the original sample sizes for all fisheries, $\lambda = 1$).

5. **Sensitivity to assuming higher values of juvenile natural mortality (M) for both females and males.** A sensitivity analysis for juvenile M investigated the effect of variations in the shape of the young segment of the M schedules assumed for males and females ([Figure E.1](#)). The sensitivity analyses were conducted by assuming one of two different levels of M for age-0 fish (0.25 and 0.50 quarter-1), and a linear decreasing trend of M between age-0 and one of three possible young ages (5, 10 and 13 quarters). The juvenile M sensitivity analyses were done for two data-weighting configurations of the length-composition data ($\lambda = 0.05$ for all fisheries, as in the base case, and using the original sample sizes for all fisheries, $\lambda = 1$).
6. **Sensitivity to assuming lower and higher values of adult natural mortality (M) for both females and males.** While defining the alternative adult M schedules for bigeye, and in order to maintain the age-specific absolute differences of M estimated from sex-ratio data, the M values for adult (12+ quarters old) females and males assumed in the base case were decreased or increased by the same multiplicative factor ([Figure F.1](#)). The adult M sensitivity analyses were done for two data-weighting configurations of the length-composition data ($\lambda = 0.05$ for all fisheries, as in the base case, and using the original sample sizes for all fisheries, $\lambda = 1$).

4. RESULTS

4.1. Base case model

4.1.1. Recruitment and biomass

A prominent feature in the time series of estimated bigeye recruitment is that the highest recruitment peaks of 1983 and 1998 coincide with the strongest El Niño events during the historic period of the assessment ([Figure 2](#)). There was a period of above-average annual recruitment during 1994-1998, followed by a period of below-average recruitment in 1999-2000. The recruitments were above average from 2001 to 2006, and were particularly strong in 2005. More recently, the recruitments were below average during 2007-2009, but above average during 2010-2015. The most recent (2015) annual recruitment is estimated to be above average. The El Niño event in 2015 was stronger than those of 1983 and 1998. Given that the highest historic peaks in recruitment coincided with those El Niño events, recruitment can be expected to be high in 2015. The model did not estimate this high recruitment in 2015, but there are few data for 2015 in the model to inform the estimate. The 2015 estimate is highly uncertain and should be regarded with caution, because recently-recruited bigeye are represented in only a few length-frequency data sets.

Over the range of spawning biomasses estimated by the base case assessment, the abundance of bigeye recruits appears to be unrelated to the spawning potential of adult females at the time of hatching.

Since the start of 2005, the spawning biomass ratio (SBR; the ratio of the spawning biomass at that time to that of the unfished stock) has gradually increased, to 0.26 at the start of 2009. This may be attributed to the combined effect of a series of above-average recruitments since 2001, the IATTC tuna conservation resolutions, and decreased longline fishing effort in the EPO during 2004-2008. However, although the resolutions have continued since 2009, the rebuilding trend was not sustained during 2010-2013, and the SBR gradually declined to a historically low level of 0.16 at the start of 2013 ([Figure 3](#)). This decline could be related to a period dominated by below-average recruitments that began in 2007 and coincides with a

series of particularly strong La Niña events. More recently, the SBR is estimated to have increased slightly, from 0.16 in 2013 to 0.20 at the start of 2016; in the model, this increase is driven mainly by the recent increase in the CPUE of the longline fisheries that catch adult bigeye.

4.1.2. Fishing mortality (F)

There have been important changes in the amount of fishing mortality caused by the fisheries that catch bigeye in the EPO. On average, since 1993 the fishing mortality of bigeye less than about 15 quarters old has increased substantially, but has fallen in recent years. For fish more than about 15 quarters old, F also increased initially, but then fluctuated around a constant level ([Figure 4](#)). The increase in the fishing mortality of the younger fish was caused by the expansion of the purse-seine fisheries that catch tuna in association with floating objects. It is clear that the longline fishery had the greatest impact on the stock prior to 1995, but with the decrease in longline effort and the expansion of the floating-object fishery, at present the impact of the purse-seine fishery on the bigeye stock is far greater than that of the longline fishery ([Figure 5](#)). The discarding of small bigeye has a small, but detectable, impact on the depletion of the stock.

4.1.3. Model diagnostics

4.1.3.a Model fit

In general, the base case model fits very well to the indices of abundance of the Central and Southern longline fisheries (13 and 14) ([Figure A.1a](#)). As might be expected because the composition data are down-weighted, the base case does not fit the composition data well. The Stock Synthesis assessment model produces an extensive series of model fit diagnostics. These are available for the base case model in [html and pdf formats](#).

4.1.3.b R_0 profile

Likelihood profiling of virgin recruitment, a method for diagnosing over-weighting of size-composition data, data conflicts, and model misspecification, was applied to the bigeye tuna assessment. Virgin recruitment (R_0 ; the equilibrium recruitment in the absence of fishing) is a common parameter in stock assessment that scales the population size. Information on population size comes from two main sources: 1) how catch changes indices of relative abundance; and 2) how the relative abundance changes in consecutive ages of age-composition data (or appropriately adjusted size-composition data). Francis (2011) argues that abundance information should primarily come from indices of abundance, and not from composition data. The diagnostic indicates over-weighting of composition data or model misspecification when the composition component of the likelihood profile for R_0 provides substantial information about R_0 and conflicts with information from the relative abundance index data. The model misspecification should be corrected (*e.g.* the selectivity curve for the fishery or survey related to those composition data should be modified) or the weighting of the composition data reduced, so that the composition data have little information on R_0 .

As a result of the changes in the size-composition data of the Japanese longline fisheries (see section 2.1), the weighting of the different datasets in the bigeye assessment model needed re-evaluation. For this purpose, an R_0 profile was constructed using the base case modified by keeping the original weighting ($\lambda = 1$) for the size-composition data of all fisheries. One important aspect is revealed by the R_0 likelihood profile diagnostic ([Figure C.1](#)). The R_0 maximum likelihood estimate at about 8.5 (in log space) is strongly driven by the dominant gradient provided by the size-composition data of Fisheries 13 and 14 (Central and Southern longline), for which logistic selectivity is assumed. The change in the negative log-likelihood for these fisheries is about 30 and 90 units higher, respectively, compared to that of other data components. This diagnostic is indicative of over-weighting of composition data and/or some form of model misspecification that will have to be addressed in the future in order to allocate the proper weighting of datasets in the bigeye model. As in the previous full assessment ([IATTC Stock Assessment Report 15](#)), a multiplicative weighting factor of 0.05 was applied equally to all size-composition data in the base case.

4.1.3.c Age-structured production diagnostic

The age-structured production model (ASPM) diagnostic was proposed by Maunder and Piner (2015) as a way to: (i) further evaluate model misspecification, (ii) ascertain the influence of composition data on the estimates of absolute abundance and trends in abundance, and (iii) check whether catch alone can explain the trends in the indices of abundance. The ASPM diagnostic is computed as follows: (i) run the base case model; (ii) fix selectivity parameters at the maximum likelihood estimates (MLE) from the base case model, (iii) turn off the estimation of all parameters except the scaling parameters, and set the recruitment deviates to zero; (iv) fit the model to the indices of abundance only; (v) compare the estimated trajectory to the one obtained in the base case. If the ASPM is able to fit the indices of abundance that have good contrast (*e.g.* those that have declining and/or increasing trends) well, Maunder and Piner (2015) suggest that this is evidence of the existence of a production function, and the indices will likely provide information about absolute abundance. They refer to this situation as “the catch explains the indices well”; in the opposite case, where there is no good fit to the indices, “the catch cannot explain the indices”. This can have several causes: (i) the stock is recruitment-driven; (ii) the stock has not yet declined to the point where catch is a major factor influencing abundance, (iii) the base-case model is incorrect, or (iv) the indices of relative abundance are not proportional to abundance. Checking whether the stock is recruitment-driven involves simply fitting the ASPM with the recruitment deviates fixed at the values estimated in the base case. If this still does not capture the population trajectory estimated in the integrated model, it can be concluded that the information about scale in the integrated model is coming from the composition data. Large confidence intervals on the abundance estimated by the ASPM also indicate that the index of abundance has little information on absolute abundance.

The ASPM diagnostic fit to the indices of abundance shows a general decline over time, with a sharper decline in the mid-1990s when the purse seine fishery on floating objects expanded ([Figure A.1b](#)). This is the general trend of the indices of abundance, but the model is unable to fit the fluctuations in abundance caused by recruitment. As a result, the estimated trajectory of the spawning biomass does not reflect major fluctuations, except that caused by the expansion of the floating-object fisheries in the mid-1990s ([Figure A.2](#)). The confidence intervals are much smaller than for the base case.

When the recruitment deviates are estimated in the ASPM, the model is able to fit fluctuations in abundance caused by recruitment ([Figure A.1c](#)). In fact, the model fit to the CPUE data is nearly identical to that from the base case ([Figure A.1a](#)). However, the confidence intervals are much larger, indicating that most of the uncertainty in the assessment comes from fluctuations in recruitment rather than parameter estimation. Model structure uncertainty that is not included in the parameter estimation uncertainty also adds substantially to the uncertainty in the stock assessment (see sensitivity analyses in the Appendices). The estimated SBR time series is very similar to base case estimates ([Figure A.2](#)). The same result is obtained for the ASPM with recruitment deviates fixed at the estimates from the base case. These results indicate that the abundance information, both absolute and relative, contained in the CPUE-based indices of relative abundance cannot be interpreted without accounting for the fluctuations in recruitment, and that the composition data are having little influence on the base case estimates of absolute abundance or trends in abundance.

4.2. Sensitivity analyses

The results of the four sensitivity analyses are presented in the appendices: sensitivity to (a) the stock–recruitment relationship ([Appendix B](#)); (b) assigning different weighting to the size-composition data ([Appendix C](#)); c) assuming lower values for the average size of the oldest fish, L_2 ([Appendix D](#)); d) assuming higher rates of juvenile natural mortality (M) ([Appendix E](#)); and, assuming lower and higher rates of adult natural mortality (M) ([Appendix F](#)). Here we describe differences in model fit and model estimation, and defer our discussion of differences in stock status until Section 4.3.

4.2.1. Steepness

The steepness (h) of the Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship was set at 0.75. The time

series of relative recruitment is similar to that of the base case ([Figure B.1](#)). With respect to the spawning biomass, the relative trends in the SBR are very similar between the base case and the model that assumes a stock-recruitment relationship ([Figure B.2](#)).

4.2.2. Data weighting

As noted earlier, one of the expected outcomes of resolving the inconsistencies in the Japanese longline size-composition data (section 2.1) was to allow these data to be up-weighted, to better inform the model about cohort strength and size selectivity. Unfortunately, doing so did not eliminate the previous dominant influence of the size-composition data in determining the productivity of the stock (R_0 , see section 4.1.3b), which is not desirable in statistical stock assessment models (Francis 2011). Up-weighting the composition data for all fisheries in the model ($\lambda = 1$) brought back the previous “two-regime” recruitment pattern, which had already been mostly resolved in the previous full assessment ([Figure C.2](#)). This result is likely related to the persisting dominant influence of the size-composition data of the logistic-selectivity longline fisheries (Fisheries 13 and 14). In fact, when the composition data of only these fisheries are down-weighted, while retaining the original sample sizes of the composition data from other fisheries ($\lambda = 0.2$ and 0.3 for Fisheries 13 and 14, and $\lambda = 1$ for all other fisheries), the “two-regime” recruitment pattern is greatly minimized ([Figure C.2](#)). Some existing form of model mis-specification (*e.g.* growth, natural mortality) may be behind the dominant influence of the longline size-composition data. This mis-specification needs to be resolved before re-weighting the size composition data.

4.2.3. Growth

Sensitivity analyses were conducted assuming two lower values (193 and 183 cm) for the average size of the oldest fish (L_2). When the size-composition data weighting applied in the base case ($\lambda = 0.05$ for all fisheries) was used in the sensitivity analyses, lower values of L_2 did not produce great differences in relative recruitment: even the lowest L_2 value of 183 cm did not resolve the two-regime recruitment pattern ([Figure D.3a](#)). In contrast, lower values of L_2 produced great differences in relative recruitment when the original sample sizes of the size composition data ($\lambda = 1$) were applied to all fisheries. Using L_2 of 196 cm, as in the base case, resulted in the two-regime recruitment pattern, indicating that there may still be some form of mis-specification in the model. In contrast, using a lower value of L_2 reduced this pattern ([Figure D.3b](#)). This suggests that growth may be the source (or one of various sources) of the model mis-specification that needs to be resolved in the bigeye assessment.

In terms of the spawning biomass, assuming a lower value of L_2 results in more optimistic SBR levels. This is to be expected, given that the lower L_2 implies that the model expects to find smaller proportions of the larger fish in the data, hence a less depleted stock. Using L_2 of 196 cm, as in the base case, but keeping the original sample sizes of the composition data ($\lambda = 0.05$), produced pessimistic estimates of the SBR. However, as noted above, the prominent two-regime recruitment pattern that this analysis produced indicates strong model mis-specification.

4.2.4. Juvenile natural mortality

When the size-composition weighting used in the base case is applied ($\lambda = 0.05$ for all fisheries), assuming higher rates of juvenile natural mortality (M) does not improve the two-regime recruitment pattern ([Figure E.2a](#)) much. In contrast, it is improved when the original sample sizes of the size composition data are kept ($\lambda = 1$) ([Figure E.2b](#)). However, these higher M levels need to be applied to a larger number of juvenile age-classes (scenario M5, for example) in order for the improvement to be noticeable. Such high levels of juvenile M may not be biologically reasonable.

4.2.5. Adult natural mortality

As described in [Aires-da-Silva, Maunder and Tomlinson \(2010\)](#), assuming higher rates of adult M contributes to minimizing the “two-regime” recruitment pattern ([Figure F.2](#)). However, these rates (scenario 5, for example) seem unreasonably high for bigeye, possibly because the average length of the

oldest fish is assumed to be high in the base case. These sensitivity analyses for lower L_2 should be further explored to investigate the remaining source of model mis-specification in the assessment.

As expected, assuming higher of values for adult M results in overly optimistic levels of spawning biomass. With higher M for adults, the model has to generate higher levels of recruitment in order to explain the observed catches.

4.3. Management quantities

4.3.1. Base case model

According to the base case results, at the beginning of 2016 the spawning biomass (S) of bigeye in the EPO was about 4% below S_{MSY} , and the recent catches are estimated to have been about 3% lower than the MSY. If fishing mortality (F) is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity are maintained, F_{MSY} is about 5% higher than the current level of effort ([Table 1](#)).

According to the base case results, the most recent estimate indicates that the bigeye stock in the EPO is slightly overfished ($S < S_{MSY}$) and that overfishing is not taking place ($F < F_{MSY}$) ([Figure 6](#)). Likewise, the current base case model indicates that the interim limit reference points of $0.38 S_{MSY}$ and $1.6 F_{MSY}$, which correspond to a 50% reduction in recruitment from its average unexploited level based on a conservative value for the steepness ($h = 0.75$) of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship, have not been exceeded ([Figure 6](#)). These interpretations, however, are subject to uncertainty, as indicated by the approximate confidence intervals around the most recent estimate in the phase plots ([Figure 6](#)), but they do not exceed the limit reference points. Note that the confidence intervals consider only parameter estimation uncertainty, and do not include uncertainty in fixed parameters or model structure (see the sensitivity analyses for this type of uncertainty).

The MSY of bigeye in the EPO could be maximized if the age-specific selectivity pattern were similar to that of the longline fisheries, because they catch larger individuals that are close to the critical weight. Before the expansion of the floating-object purse-seine fishery that began in 1993, the MSY was greater than the current MSY, and the fishing mortality was much less than F_{MSY} ([Figure 7](#)).

At current levels of fishing mortality, and if recent levels of effort and catchability continue and recruitment remains at about average levels, the spawning biomass is predicted to continue rebuilding, and stabilize at an SBR of 0.22 around 2023, above the level corresponding to MSY (0.21) ([Figure 3](#)). If a stock-recruitment relationship is assumed, it is estimated that catches will be lower in the future at current levels of fishing effort, particularly for the surface fisheries ([Figure 8](#)).

These simulations are based on the assumption that selectivity and catchability patterns will not change in the future. Changes in targeting practices or increased catchability of bigeye as abundance declines (*e.g.* density-dependent catchability) could result in differences from the outcomes predicted here.

4.3.2. Sensitivity to alternative model configurations

The interpretations of stock status are strongly dependent on the assumptions made about the steepness parameter (h) of the stock-recruitment relationship, the weighting assigned to the size-composition data, the growth curve, and the assumed levels of juvenile and adult natural mortality (M).

The sensitivity analysis that included a stock-recruitment relationship with $h = 0.75$ estimated the SBR required to support the MSY to be 0.30, compared to 0.21 for the base case assessment ([Table B.1](#)). The sensitivity analysis for $h = 0.75$ estimated an F multiplier of 0.91, considerably lower than that for the base case assessment (1.05). The base case model results indicate that the recent spawning biomass level is slightly below that corresponding to MSY ($S_{\text{recent}}/S_{MSY} = 0.96$); this MSY-related depletion value is estimated to be lower (0.81) for the sensitivity analysis with $h = 0.75$.

The management quantities estimated in the stock assessment are highly sensitive to the weighting of the size-composition data ([Table C.1](#)). Using the original sample sizes for all fisheries ($\lambda = 1$) in the model

produces overly pessimistic management quantities (F multiplier = 0.57; $S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} = 0.41$). This is due to the dominance of the size-composition data of Fisheries 13 and 14 (which assume logistic selectivities) in determining absolute scale (the R_0 parameter) in the model (see section 4.1.3b). This is indicative of over-weighting of composition data and/or some form of model misspecification that will have to be addressed in the future in order to assign the proper weighting of datasets in the bigeye model. Once this dominance is balanced out by down-weighting these data ($\lambda = 0.2$ and 0.3 for Fisheries 13 and 14, respectively), other data components (mainly the longline CPUE) are allowed to also inform the model on absolute scale (R_0). As a result, management quantities are less pessimistic.

Lowering the average size of the oldest fish produces a more optimistic stock status ([Table D.1](#)).

The effect on management quantities of assuming higher rates of juvenile natural mortality depends on the number of age classes to which those higher rates apply. The estimates of stock status become more optimistic if higher M values are applied to a larger number of juvenile age-classes. These increases are greater if the original length-composition sample sizes are maintained ($\lambda = 1$) ([Table E.1](#)).

When lower rates of adult natural mortality are assumed for bigeye of both sexes, the estimate of stock status is more pessimistic than the base case (lower F multiplier) ([Table F.1](#)). Assuming higher adult natural mortality rates produces the opposite effect (higher F multiplier) ([Table F.1](#)). However, the highest rates considered in this sensitivity analysis seem biologically unrealistic for bigeye. Likewise, the $S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}}$ ratio is highly sensitive to the assumed rates of adult natural mortality: specifically, it decreases and increases, respectively, with lower and higher assumed values of M .

5. FUTURE DIRECTIONS

The following topics should be a priority in future research into the bigeye stock assessment:

1. Investigation of the causes of model misspecification responsible for the two-regime recruitment pattern in the bigeye assessment (average length of the oldest bigeye in the model (L_2), natural mortality, others)
2. Formulation of a growth curve that is more representative of the data
3. Weighting of the different data sets
4. Fishery definitions
5. Stock structure (continuing collaboration with SPC staff on Pacific-wide bigeye stock assessments)

ACKNOWLEDGEMENTS

Many IATTC and member country staff provided data for the assessment. Richard Deriso, IATTC staff members, and member country scientists provided advice on the stock assessment, fisheries, and biology of bigeye tuna. Christine Patnode provided assistance with the figures.

REFERENCES- REFERENCIAS

- Aires-da Silva, A. M., Maunder, M. N., Schaefer, K. M., and Fuller, D. W. (2015). Improved growth estimates from integrated analysis of direct aging and tag-recapture data: An illustration with bigeye tuna (*Thunnus obesus*) of the eastern Pacific ocean with implications for management. *Fisheries Research*, 163:119-126.
- Francis, R.I.C. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68: 1124:1138.
- Francis, R.I.C., Aires-da-Silva, A. M., Maunder, M. N., Schaefer, K. M., and Fuller, D. W. 2015. Estimating fish growth for stock assessments using both age-length and tagging-increment data. *Fish. Res.* (2015): <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2015.06.011>
- Maunder, M.N., Piner, K.R. 2015. Contemporary fisheries stock assessment: many issues still remain.

- ICES Journal of Marine Science (2015), 72(1), 7–18. doi:10.1093/icesjms/fsu015
- McKenchnie, S., Hampton, J., Abascal, F., Davies, N. and Harley, S. J. (2015). Sensitivity of the WCPO bigeye tuna stock assessment results to the inclusion of EPO dynamics within a Pacific-wide model. [WCPFC-SC11-2015/SA-WP-04](#). Western and Central Pacific Commission. Scientific Committee Eleventh Regular Session. Pohnpei, Federated States of Micronesia, 5-13 August 2015.
- Minte-Vera, C.V., A. Aires-da-Silva, K. Satoh, and M.N. Maunder. 2016. Changes in longline size-frequency data and their effects on the stock assessment models for yellowfin and bigeye tunas. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. 7th Scient. Adv. Com. Meeting SAC-07-04a.
- Satoh, K., C.V. Minte-Vera, N.W. Vogel, A. Aires-da-Silva, C.E. Lennert-Cody, M.N. Maunder, H. Okamoto, K. Uosaki, T. Matsumoto, Y. Semba, T. Ito. 2016. An exploration into Japanese size data of tropical tuna species because of a prominent size-frequency residual pattern in the stock assessment model. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 7th Scient. Adv. Com. Meeting. SAC-07-03d
- Schaefer, K., Fuller, D., Hampton, J., Caillot, S., Leroy, B., and Itano, D. (2014). Movements, dispersion, and mixing of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) tagged and released in the equatorial Central Pacific Ocean, with conventional and archival tags. Fisheries Research, 161:336-355.

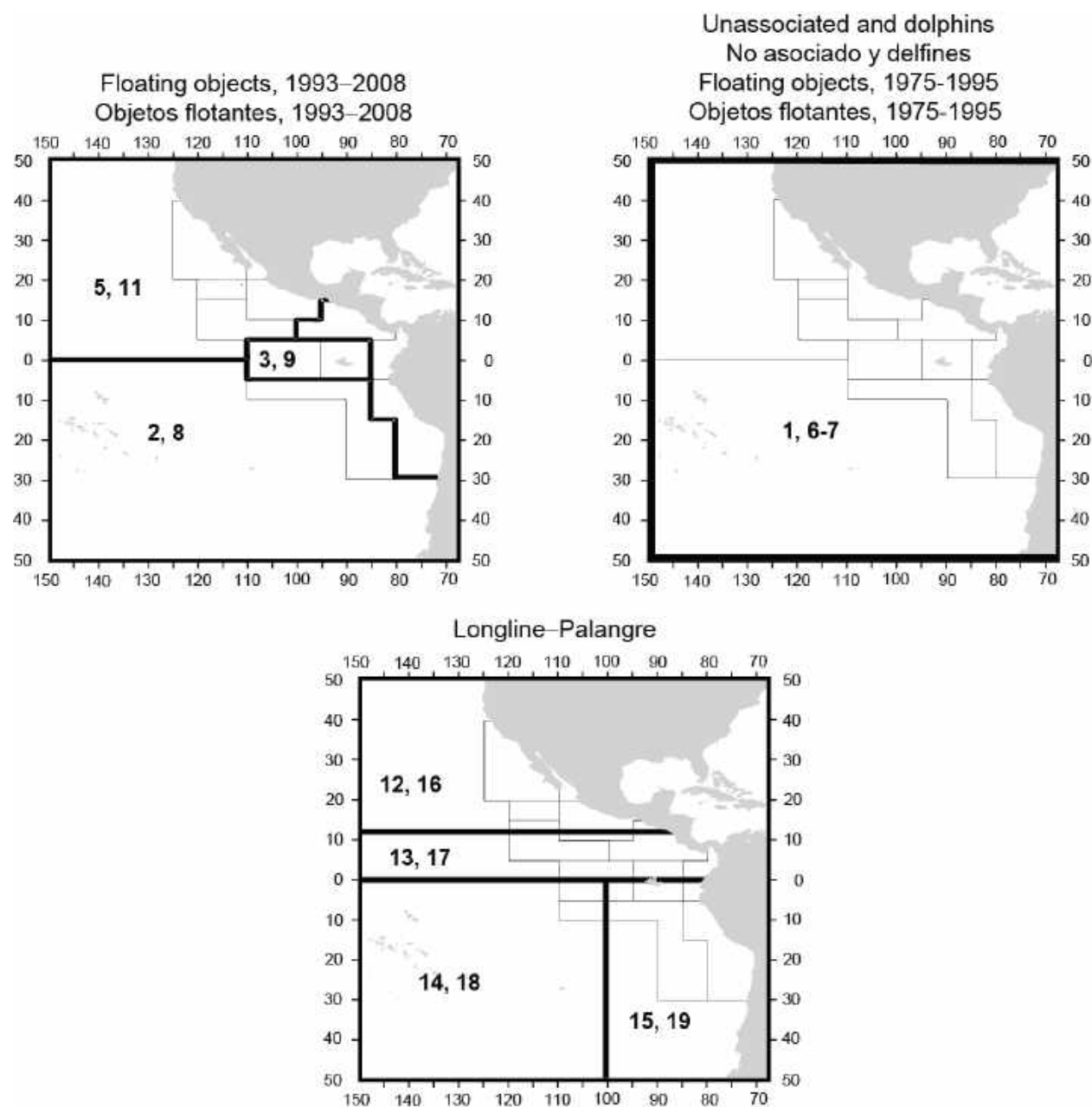


FIGURE 1. Spatial extents of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the numbers the fisheries to which the latter boundaries apply. The fisheries are described in Table 1.

FIGURA 1. Extensión espacial de las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO. Las líneas delgadas indican los límites de 13 zonas de muestreo de frecuencia de tallas, las líneas gruesas los límites de cada pesquería definida para la evaluación de la población, y los números las pesquerías correspondientes a estos últimos límites. En la Tabla 1 se describen las pesquerías.

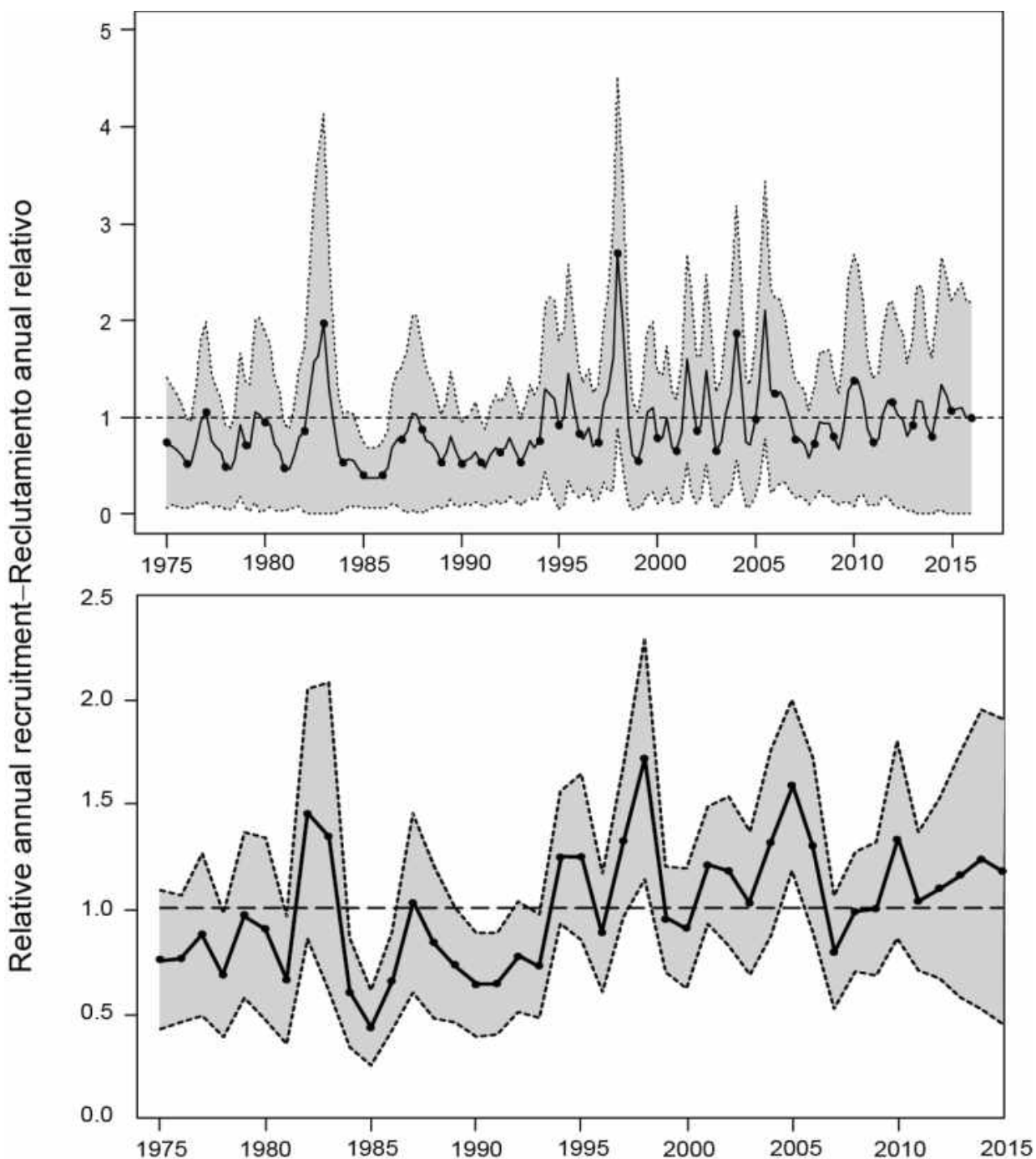


FIGURE 2. Estimated quarterly (top panel) and annual (bottom panel) recruitment of bigeye tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line). The solid line shows the maximum likelihood estimates (MLE) of recruitment, and the shaded area indicates the approximate 95% intervals around those estimates.

FIGURA 2. Reclutamiento estimado trimestral (recuadro superior) y anual (recuadro inferior) de atún patudo a las pesquerías del OPO. Se fija la escala de las estimaciones para que la estimación de reclutamiento virgen equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal). La línea sólida indica las estimaciones de verosimilitud máxima (EVM) del reclutamiento, y el área sombreada indica los intervalos de confianza de 95% aproximados de esas estimaciones.

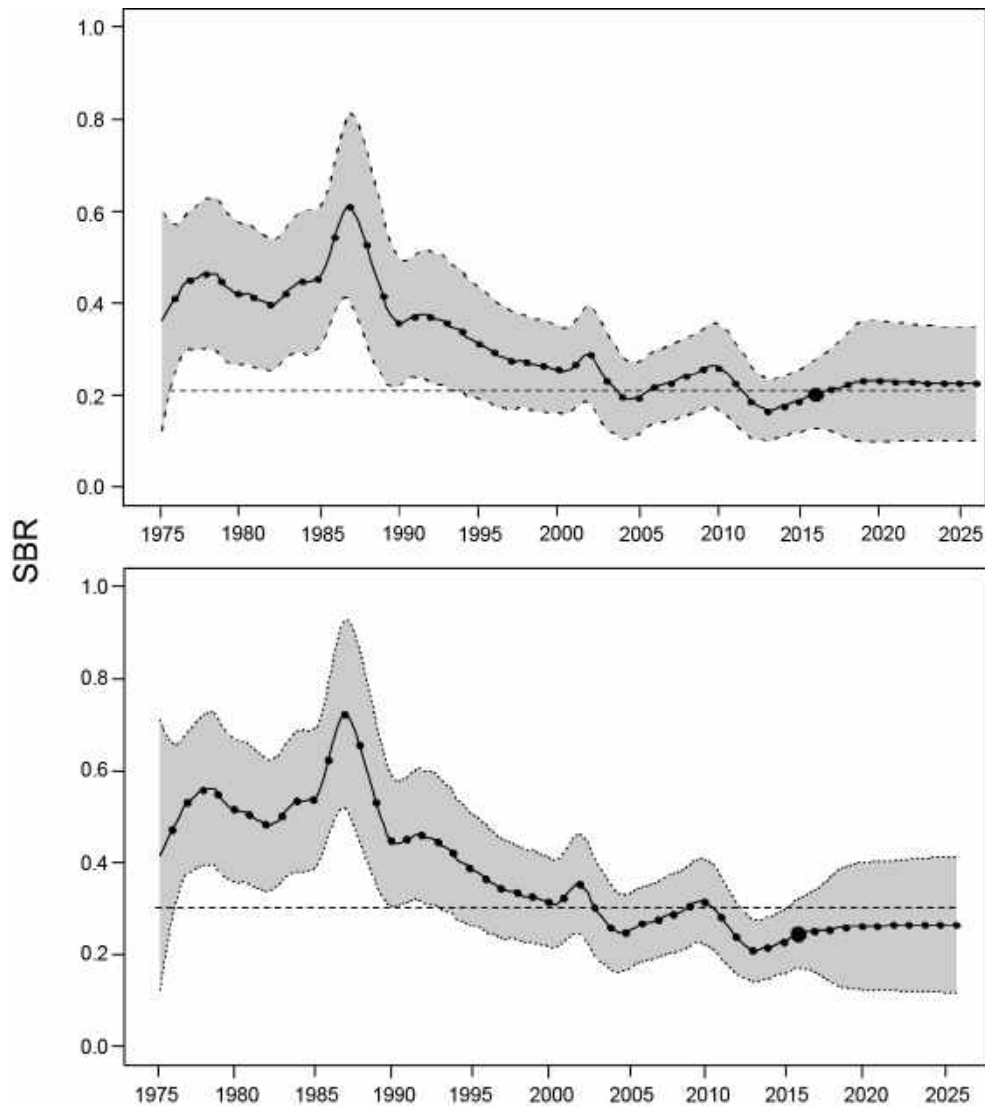


FIGURE 3. Estimated spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO, including projections for 2016-2026 based on average fishing mortality rates during 2013-2015, from the base case (top panel) and the sensitivity analysis that assumes a stock-recruitment relationship ($h = 0.75$, bottom panel). The dashed horizontal line (at 0.21 and 0.30, respectively) identifies the SBR at MSY. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2016 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2013-2015, and recruitment is average during the next 10 years. The shaded area indicates the approximate 95-percent confidence intervals around those estimates.

FIGURA 3. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) estimados de atún patudo en el OPO, incluyendo proyecciones para 2016-2026 basadas en las tasas medias de mortalidad por pesca durante 2013-2015, del caso base (recuadro superior) y el análisis de sensibilidad que supone una relación población-reclutamiento ($h = 0.75$, recuadro inferior). La línea de trazos horizontal (en 0.21 y 0.30, respectivamente) identifica SBR_{RMS} . La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las estimaciones a partir de 2016 (el punto grande) señalan el SBR que se predice ocurrirá si las tasas de mortalidad por pesca continúan en el promedio observado durante 2013-2015 y el reclutamiento es promedie durante los 10 años próximos. El área sombreada representa los intervalos de confianza de 95% alrededor de esas estimaciones.

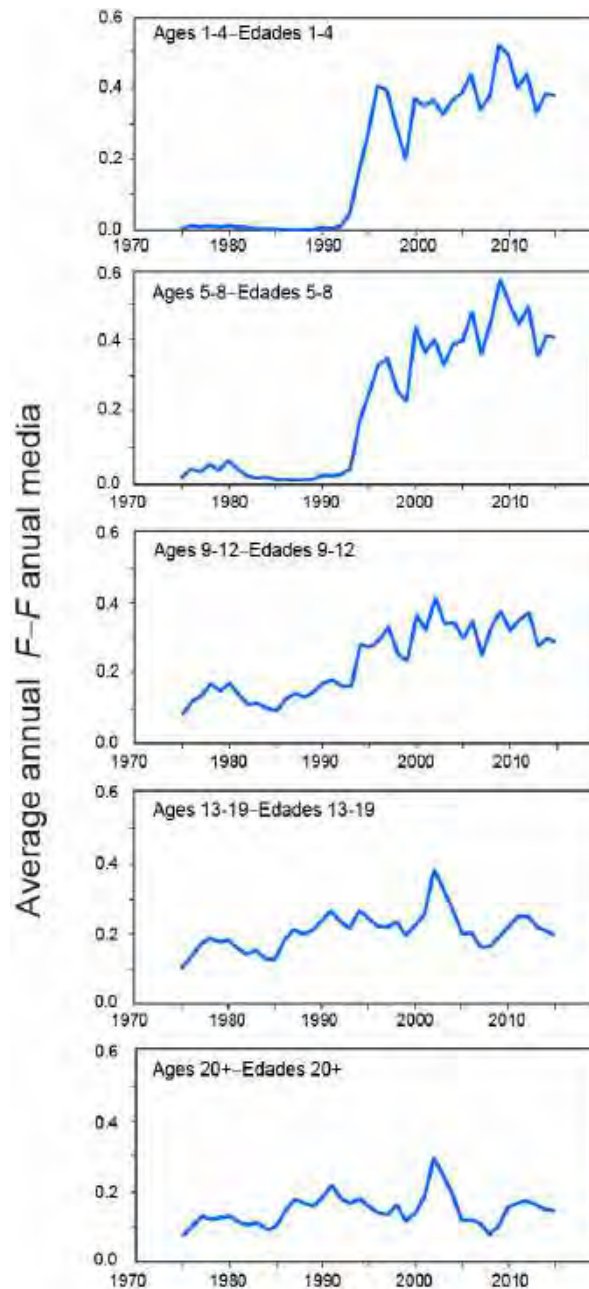


FIGURE 4. Average annual fishing mortality, by all gears, of bigeye tuna recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates the average fishing mortality rates that affected the fish within the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the top panel is an average of the fishing mortalities that affected fish that were 1-4 quarters old.

FIGURA 4. Mortalidad por pesca anual media, por todas las artes, de atún patudo reclutado a las pesquerías del OPO. Cada recuadro ilustra las tasas medias de mortalidad por pesca que afectaron a los peces de la edad indicada en el título de cada recuadro. Por ejemplo, la tendencia ilustrada en el recuadro superior es un promedio de las mortalidades por pesca que afectaron a los peces de entre 1 y 4 trimestres de edad.

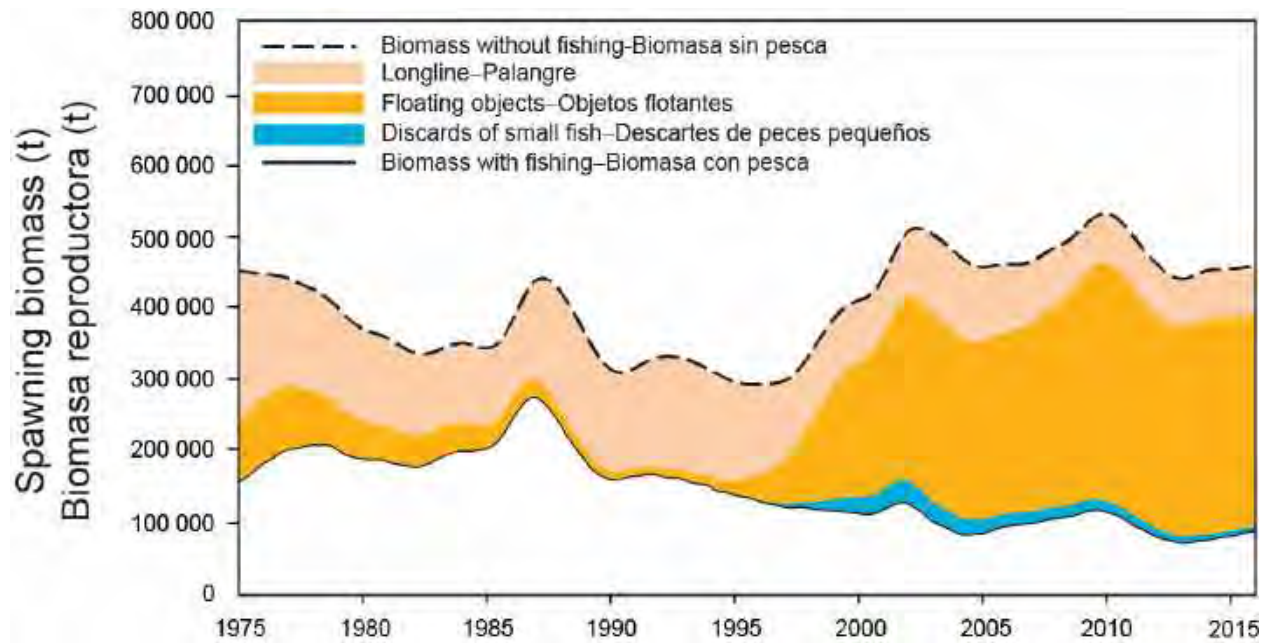


FIGURE 5. Trajectory of the spawning biomass of a simulated population of bigeye tuna that was never exploited (top dashed line) and that predicted by the stock assessment model (bottom solid line). The shaded areas between the two lines show the portions of the impact attributed to each fishing method. t = metric tons.

FIGURA 5. Trayectoria de la biomasa reproductora de una población simulada de atún patudo nunca explotada (línea de trazos superior) y la que predice el modelo de evaluación (línea sólida inferior). Las áreas sombreadas entre las dos líneas señalan la porción del efecto atribuida a cada método de pesca. t = toneladas.

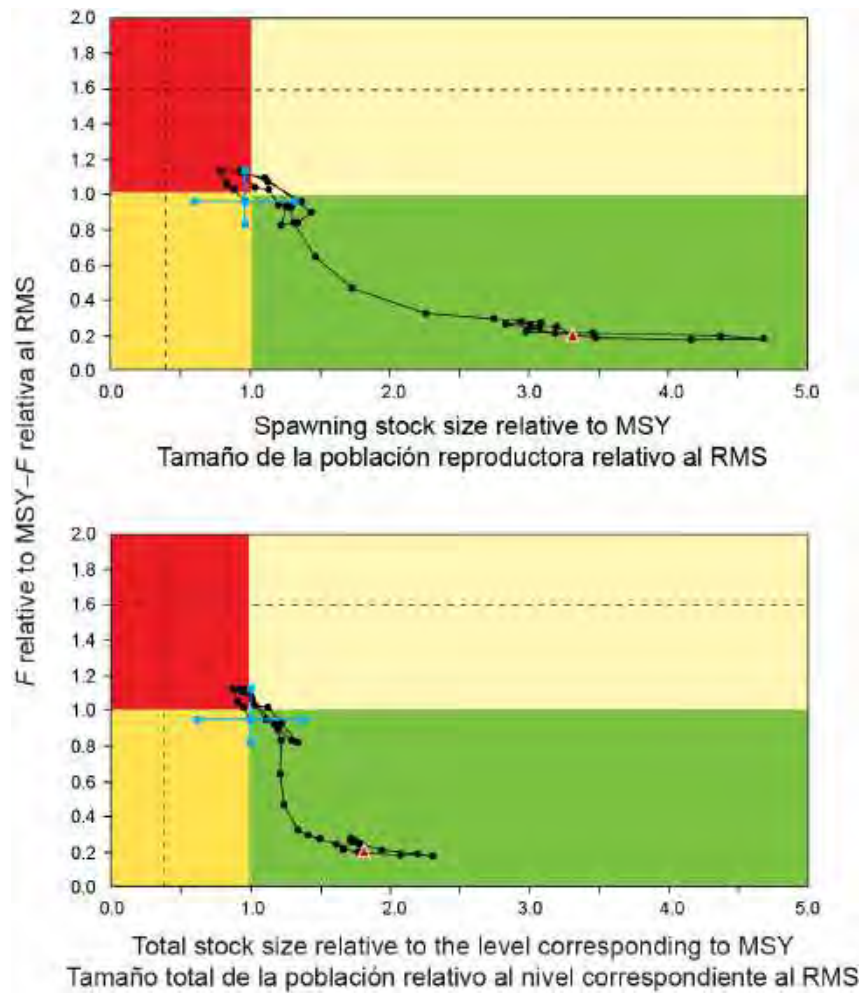


FIGURE 6. Kobe (phase) plot of the time series of estimates of spawning stock size (top panel: spawning biomass; bottom panel: total biomass aged 3+ quarters) and fishing mortality relative to their MSY reference points. The colored panels represent interim target reference points (S_{MSY} and F_{MSY} ; solid lines) and limit reference points (dashed lines) of $0.38 S_{MSY}$ and $1.6 F_{MSY}$, which correspond to a 50% reduction in recruitment from its average unexploited level based on a conservative steepness value ($h = 0.75$) for the Beverton-Holt stock-recruitment relationship. Each dot is based on the average fishing mortality rate over three years; the large dot indicates the most recent estimate. The squares around the most recent estimate represent its approximate 95% confidence interval. The triangle represents the first estimate (1975).

FIGURA 6. Gráfica de Kobe (fase) de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población reproductora (panel superior: biomasa reproductora; panel inferior: biomasa total de edad 3+ trimestres) y la mortalidad por pesca relativas a sus puntos de referencia de RMS. Los recuadros colorados representan los puntos de referencia objetivo provisionales (S_{RMS} y $1F_{RMS}$; líneas sólidas) y los puntos de referencia límite (líneas de trazos) de $0,38 S_{RMS}$ y $1,6 F_{RMS}$, que corresponden a una reducción de 50% del reclutamiento de su nivel medio no explotado basada en un valor cauteloso ($h = 0.75$) de la inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt. Cada punto se basa en la tasa de explotación media de un trienio; el punto grande indica la estimación más reciente. Los cuadros alrededor de la estimación más reciente representan su intervalo de confianza de 95% aproximado. El triángulo representa la primera estimación (1975).

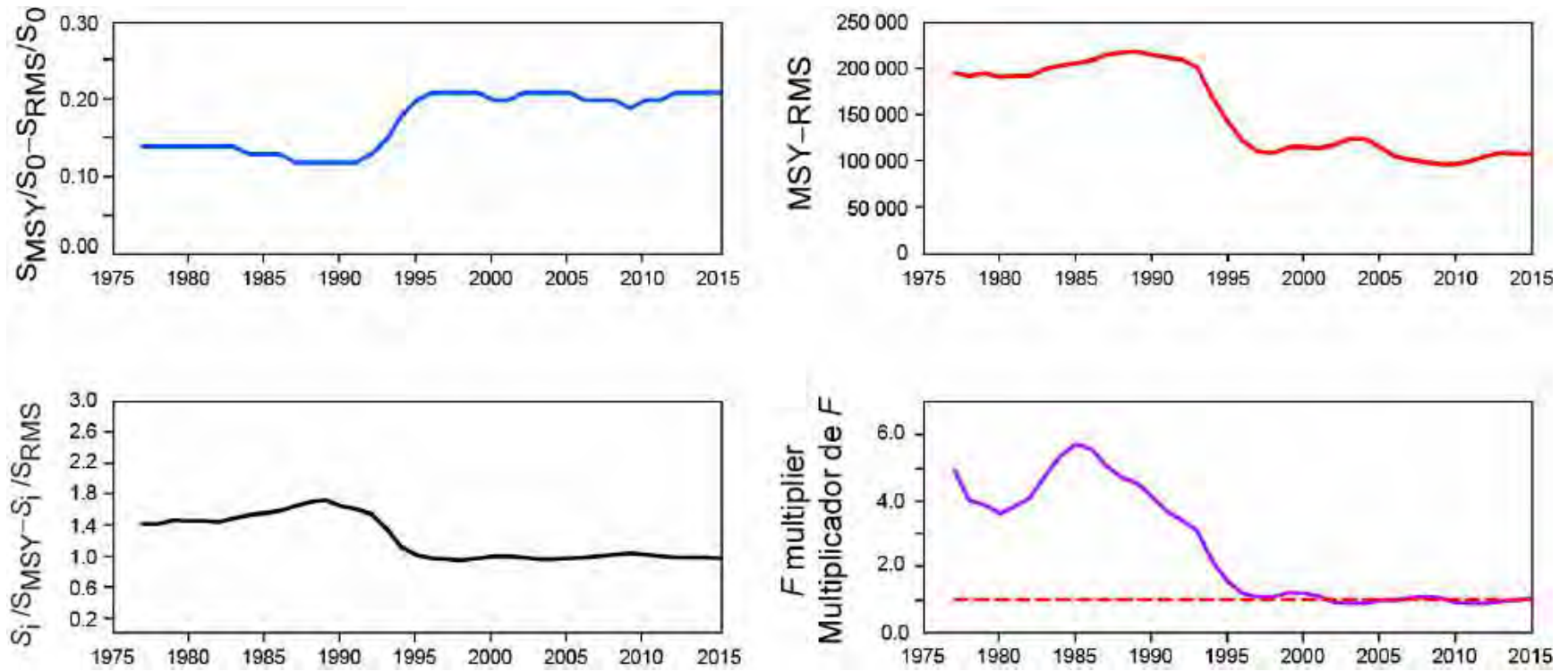


FIGURE 7. Estimates of MSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year. (S_i is the spawning biomass at the end of the last year in the assessment.)

FIGURA 7. Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMS calculadas usando la mortalidad por pesca media por edad de cada año. (S_i es la biomasa reproductora al fin del último año en la evaluación.)

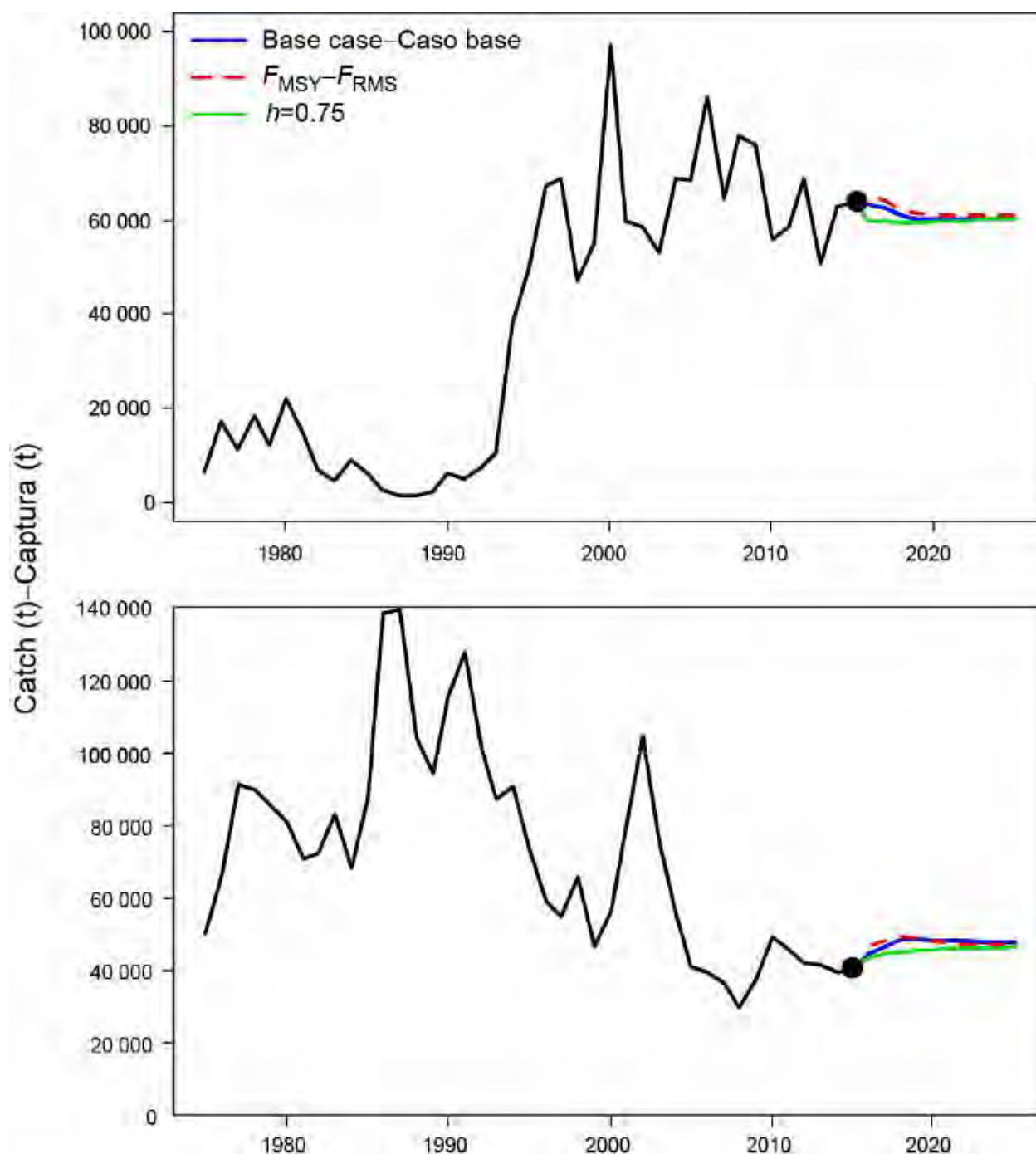


FIGURE 8. Historic and projected annual catches of bigeye tuna over a period of 10 years by surface (top panel) and longline (bottom panel), based on fishing mortality rates during 2013-2015. Projected catches are compared between the base case, the analysis assuming F_{MSY} , and the analysis in which a stock-recruitment relationship ($h = 0.75$) was used. t = metric tons.

FIGURA 8. Capturas anuales históricas y proyectadas de atún patudo durante un decenio por las pesquerías de superficie (recuadro superior) y de palangre (recuadro inferior), basadas en las tasas de mortalidad por pesca durante 2013-2015. Se comparan las capturas proyectadas entre el caso base, el análisis que supone F_{RMS} , y el análisis en el que se usa una relación población-reclutamiento ($h = 0.75$). t = toneladas.

TABLE 1. Fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. PS = purse-seine; LP = pole and line; LL = longline; LL-T: longline training vessels; LL-C: commercial longline vessels; OBJ = sets on floating objects; NOA = sets on unassociated fish; DEL = sets on dolphins. The sampling areas are shown in Figure 1.

TABLA 1. Pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO. PS = red de cerco; LP = caña; LL = palangre; LL-T: buques palangreros de aprendizaje; LL-C: buques palangreros comerciales; OBJ = lances sobre objetos flotantes; NOA = lances sobre atunes no asociados; DEL = lances sobre delfines. En la Figura 1 se ilustran las zonas de muestreo.

Fishery	Gear	Set type	Years	Sampling areas	Catch data
Pesquería	Arte	Tipo lance	Años	Zonas de muestreo	Datos de captura
FISHERIES – PESQUERÍAS					
1	PS	OBJ	1975-1992	1-13	Retained catch only–Captura retenida solamente
2	PS	OBJ	1993-present	11-12	Retained catch + discards from inefficiencies in fishing process–
3	PS	OBJ	1993-present	7, 9	Captura retenida + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
4	PS	OBJ	1993-present	5-6, 13	
5	PS	OBJ	1993-present	1-4, 8, 10	
6	PS LP	NOA DEL	1975-1989	1-13	Retained catch only–Captura retenida solamente
7	PS LP	NOA DEL	1990-present	1-13	Retained catch + discards from inefficiencies in fishing process– Captura retenida + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
8	PS	OBJ	1993-present	11-12	Discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 2 – Descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 2
9	PS	OBJ	1993-present	7, 9	Discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 3 – Descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 3
10	PS	OBJ	1993-present	5-6, 13	Discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 4 – Descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 4
11	PS	OBJ	1993-present	1-4, 8, 10	Discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 5 – Descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 5
12	LL	-	1975-present	N of–de 10°N	Retained catch only (in numbers)–Captura retenida solamente (en número)
13	LL	-	1975-present	N of–de 0° & S of–de 10°N	Retained catch only (in numbers)–Captura retenida solamente (en número)
14	LL	-	1975-present	S of–de 0° & W of–de 100°W	Retained catch only (in numbers)–Captura retenida solamente (en número)
15	LL	-	1975-present	S of–de 0° & E of–de 100°W	Retained catch only (in numbers)–Captura retenida solamente (en número)
16	LL	-	1990-present	N of–de 10°N	Retained catch only (in weight)–Captura retenida solamente (en peso)
17	LL	-	1990-present	N of–de 0° & S of–de 10°N	Retained catch only (in weight)–Captura retenida solamente (en peso)
18	LL	-	1990-present	S of–de 0° & W of–de 100°W	Retained catch only (in weight)–Captura retenida solamente (en peso)
19	LL	-	1990-present	S of–de 0° & E of–de 100°W	Retained catch only (in weight)–Captura retenida solamente (en peso)

TABLE 1. (cont.)
TABLA 1. (continuación)

Survey	Gear	Set type	Years	Sampling areas	Catch data
Estudio	Arte	Tipo lance	Años	Zonas de muestreo	Datos de captura
SURVEYS – ESTUDIOS					
1	LL-T	-	1975-present	N of–de 10°N	No catches, length-composition data- Sin capturas, datos de composición por talla
2	LL-T	-	1975-present	N of–de 0° & S of–de 10°N	No catches, length-composition data- Sin capturas, datos de composición por talla
3	LL-T	-	1975-present	S of–de 0° & W of–de 100°W	No catches, length-composition data- Sin capturas, datos de composición por talla
4	LL-T	-	1975-present	S of–de 0° & E of–de 100°W	No catches, length-composition data- Sin capturas, datos de composición por talla
5	LL-C	-	1975-1994	N of–de 10°N	No catches, weight-composition data (not used to fit the model) Sin capturas, datos de composición por peso (no usados para ajustar el modelo)
6	LL-C	-	1975-1994	N of–de 0° & S of–de 10°N	No catches, weight-composition data (not used to fit the model) Sin capturas, datos de composición por peso (no usados para ajustar el modelo)
7	LL-C	-	1975-1994	S of–de 0° & W of–de 100°W	No catches, weight-composition data (not used to fit the model) Sin capturas, datos de composición por peso (no usados para ajustar el modelo)
8	LL-C	-	1975-1994	S of–de 0° & E of–de 100°W	No catches, weight-composition data (not used to fit the model) Sin capturas, datos de composición por peso (no usados para ajustar el modelo)

TABLE 2. Estimates of the MSY and its associated quantities for bigeye tuna for the base case assessment and the sensitivity analyses. All analyses are based on average fishing mortality during 2013-2015. B_{recent} and B_{MSY} are defined as the biomass of fish 3+ quarters old (in metric tons) at the beginning of 2016 and at MSY, respectively. S_{recent} and S_{MSY} are in metric tons. C_{recent} is the estimated total catch in 2015. The F multiplier indicates how many times effort would have to be effectively increased to achieve the MSY in relation to the average fishing mortality during 2013-2015.

TABLA 2. Estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas para el atún patudo para la evaluación del caso base y los análisis de sensibilidad. Todos los análisis se basan en la mortalidad por pesca promedio de 2013-2015. Se definen B_{recent} y B_{RMS} como la biomasa de peces de 3+ trimestres de edad (en toneladas) al principio de 2016 y en RMS, respectivamente. Se expresan S_{recent} y S_{MSY} en toneladas métricas. C_{recent} es la captura total estimada en 2015. El multiplicador de F indica cuántas veces se tendría que incrementar el esfuerzo para lograr el RMS en relación con la mortalidad por pesca media durante 2013-2015.

	Base case- Caso base	$h = 0.75$
MSY-RMS	107,864	107,595
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	389,211	726,606
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	95,101	200,215
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.26	0.34
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.21	0.30
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.97	0.97
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	1.00	0.83
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	0.96	0.81
F multiplier- Multiplicador de F	1.05	0.91

APPENDICES - ANEXOS

APPENDIX A: MODEL DIAGNOSTICS ANEXO A: DIAGNÓSTICOS DEL MODELO

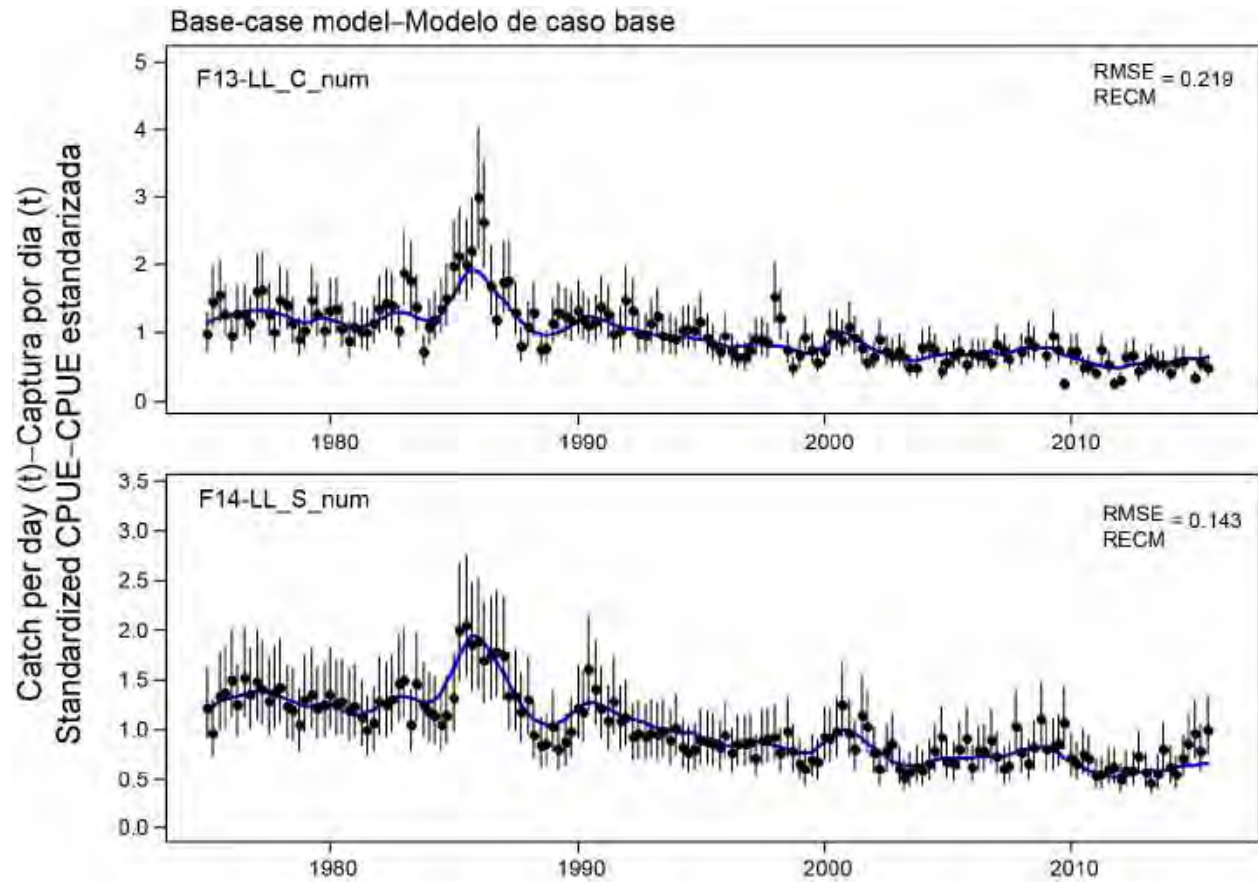


FIGURE A.1a. Base case model fit (blue line) to the CPUE of the Central (F13-LL_C) and Southern (F14-LL_S) longline fisheries (Table 1). The vertical lines represent the fixed confidence intervals (± 2 standard deviations) around the CPUE values. RMSE is the root mean square error of the model fit to the CPUE.

FIGURA A.1a. Ajuste del modelo de caso base (línea azul) a la CPUE de las pesquerías palangreras central (F13-LL_C) y del sur (F14-LL_S) (Tabla 1). Las líneas verticales representan los intervalos de confianza fijos (± 2 desviaciones estándar) alrededor de los valores de CPUE. RECM es la raíz del error cuadrado medio del ajuste del modelo a la CPUE.

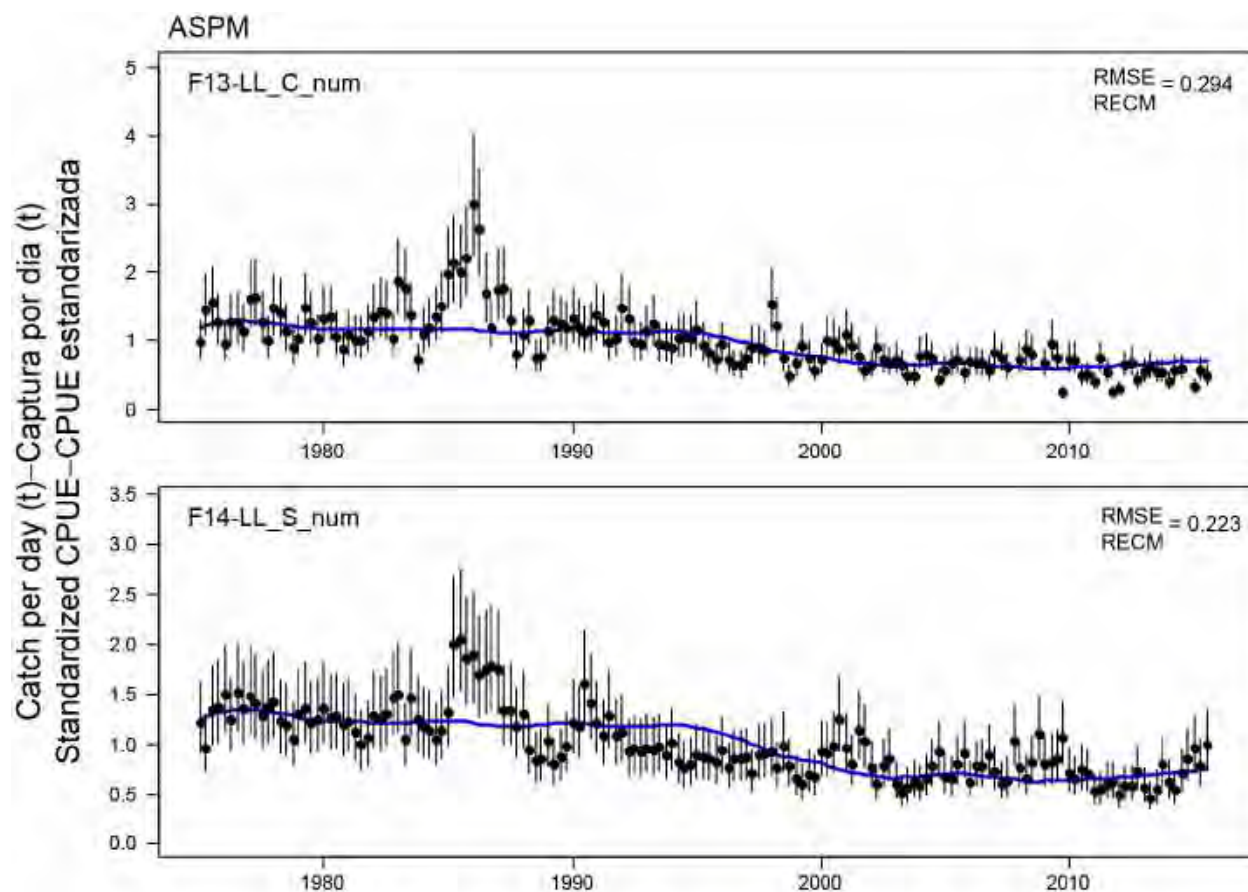


FIGURE A.1b. Age-structured production model (ASPM) diagnostic, with no recruitment deviates estimated. Model fit (blue line) to the CPUE of the Central (F13-LL_C) and Southern (F14-LL_S) longline fisheries (Table 1). The vertical lines represent the fixed confidence intervals (± 2 standard deviations) around the CPUE values. RMSE is the root mean square error of the model fit to the CPUE.

FIGURA A.1b. Diagnóstico de modelo de producción por edad (ASPM), sin desviaciones del reclutamiento estimadas. Ajuste del modelo (línea azul) a la CPUE de las pesquerías palangreras central (F13-LL_C) y del sur (F14-LL_S) (Tabla 1). Las líneas verticales representan los intervalos de confianza fijos (± 2 desviaciones estándar) alrededor de los valores de CPUE. RECM es la raíz del error cuadrado medio del ajuste del modelo a la CPUE.

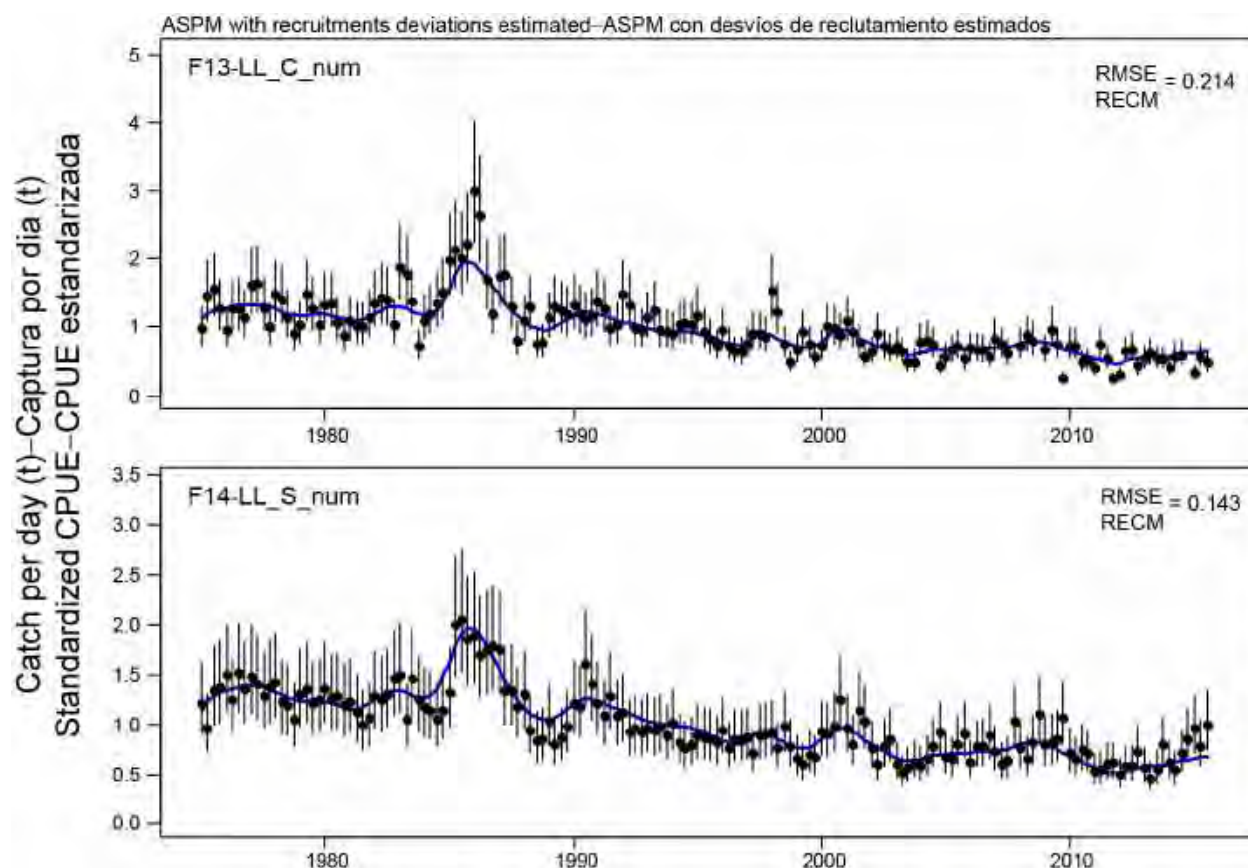


FIGURE A.1c. Age-structured production model (ASPM) diagnostic, with recruitment deviates estimated. Model fit (blue line) to the CPUE of the Central (F13-LL_C) and Southern (F14-LL_S) longline fisheries (Table 1). The vertical lines represent the fixed confidence intervals (± 2 standard deviations) around the CPUE values. RMSE is the root mean square error of the model fit to the CPUE.

FIGURA A.1c. Diagnóstico de modelo de producción por edad (ASPM), con desviaciones del reclutamiento estimadas. Ajuste del modelo (línea azul) a la CPUE de las pesquerías palangreras central (F13-LL_C) y del sur (F14-LL_S) (Tabla 1). Las líneas verticales representan los intervalos de confianza fijos (± 2 desviaciones estándar) alrededor de los valores de CPUE. RECM es la raíz del error cuadrado medio del ajuste del modelo a la CPUE. RECM es la raíz del error cuadrado medio del ajuste del modelo a la CPUE.

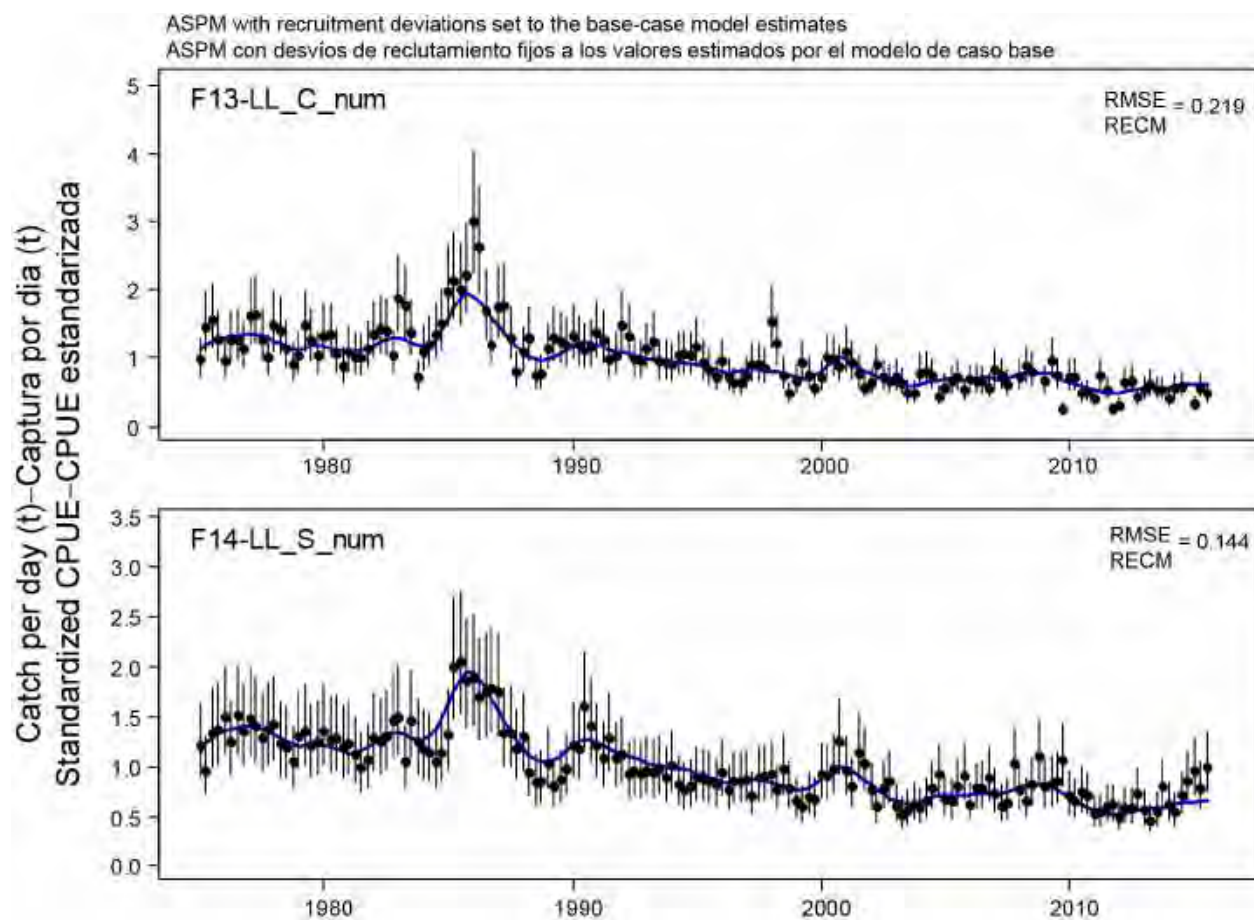


FIGURE A.1d. Age-structured production model (ASPM) diagnostic, with recruitment deviates fixed at the estimates of the base case model. Model fit (blue line) to the CPUE of the Central (F13-LL_C) and Southern (F14-LL_S) longline fisheries (Table 1). The vertical lines represent the fixed confidence intervals (± 2 standard deviations) around the CPUE values. RMSE is the root mean square error of the model fit to the CPUE.

FIGURA A.1d. Diagnóstico de modelo de producción por edad (ASPM), con desviaciones del reclutamiento fijadas en las estimaciones del modelo de caso base. Ajuste del modelo (línea azul) a la CPUE de las pesquerías palangreras central (F13-LL_C) y del sur (F14-LL_S) (Tabla 1). Las líneas verticales representan los intervalos de confianza fijos (± 2 desviaciones estándar) alrededor de los valores de CPUE. RECM es la raíz del error cuadrado medio del ajuste del modelo a la CPUE.

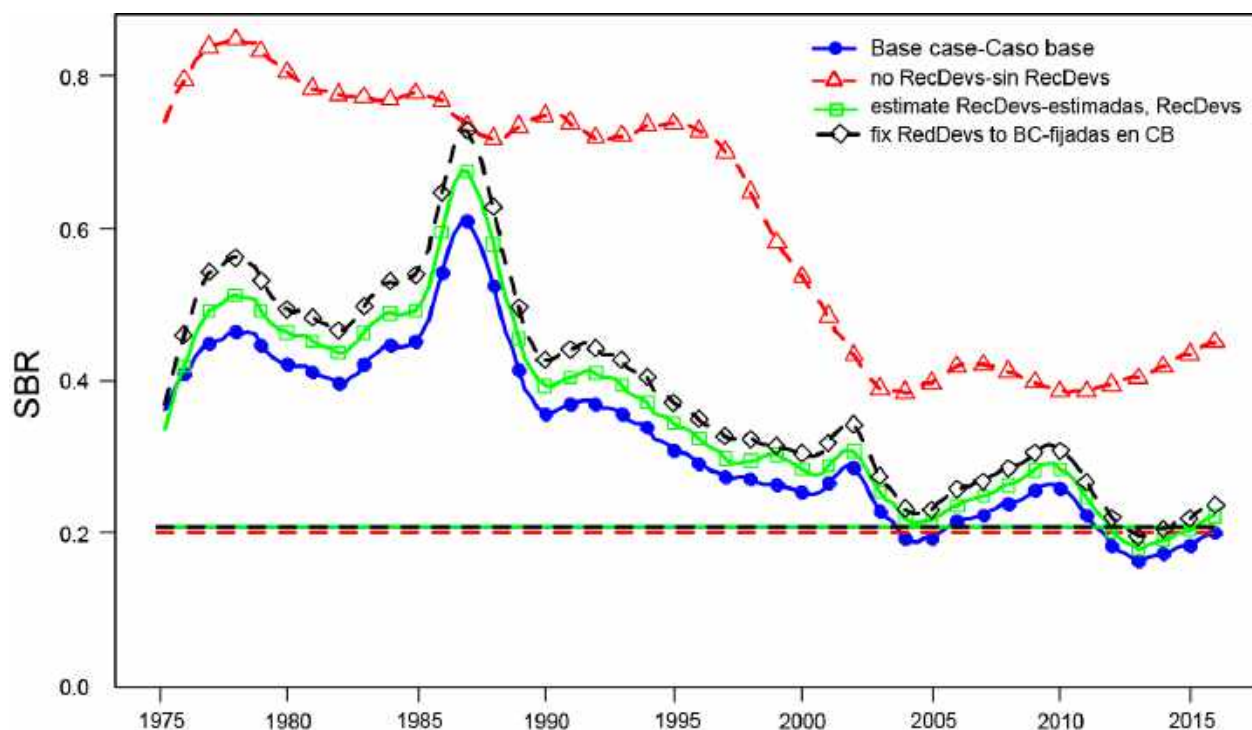


FIGURE A.2. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the age-structured production model (ASPM) diagnostic. SBR trends are shown for the base case, ASPM with no recruitment deviations estimated, ASPM with recruitment deviations estimated, and ASPM with recruitment deviations fixed at the estimates from the base case model. The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY for each scenario.

FIGURA A.2. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de patudo del diagnóstico del modelo de producción por edad (ASPM). Se ilustran las tendencias del SBR correspondientes al caso base, ASPM sin desviaciones del reclutamiento estimadas, ASPM con desviaciones del reclutamiento estimadas, y ASPM con las desviaciones del reclutamiento fijadas en las estimaciones del modelo de caso base. Las líneas horizontales representan los SBR asociados al RMS en cada escenario.

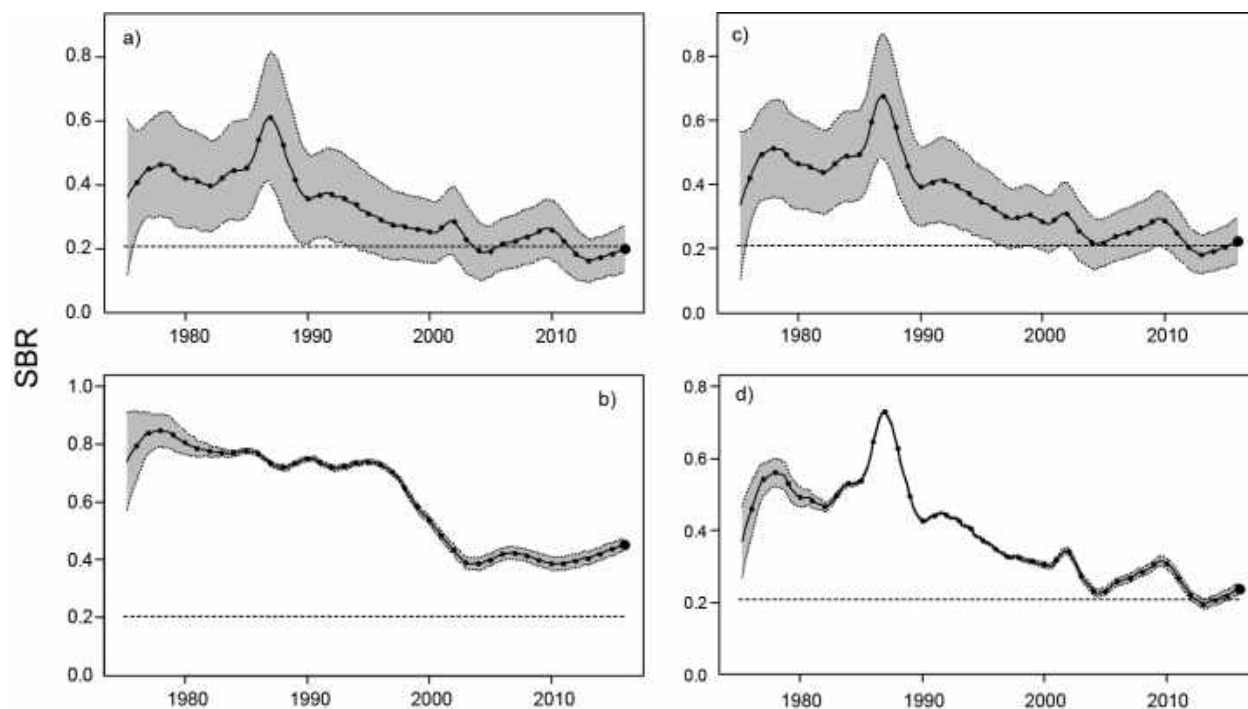


FIGURE A.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the age-structured production model (ASPM) diagnostic. SBR trends are shown for: a) base case, b) ASPM with no recruitment deviations estimated, c) ASPM with recruitment deviations estimated, and d) ASPM with recruitment deviations fixed at the estimates from the base case model. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates. The shaded area indicates the approximate 95-percent confidence intervals around those estimates. The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY for each scenario.

FIGURA A.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del diagnóstico del modelo de producción por edad (ASPM). Se señalan las tendencias del SBR correspondientes al a) caso base, b) ASPM sin desvíos del reclutamiento estimados, c) ASPM con desvíos del reclutamiento estimados, y d) ASPM con los desvíos del reclutamiento fijos en las estimaciones del modelo de caso base. El área sombreada indica los intervalos de confianza de 95% aproximados alrededor de esas estimaciones. Las líneas horizontales representan los SBR asociados al RMS para cada escenario.

APPENDIX B: SENSITIVITY ANALYSIS FOR STEEPNESS
ANEXO B: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA INCLINACIÓN

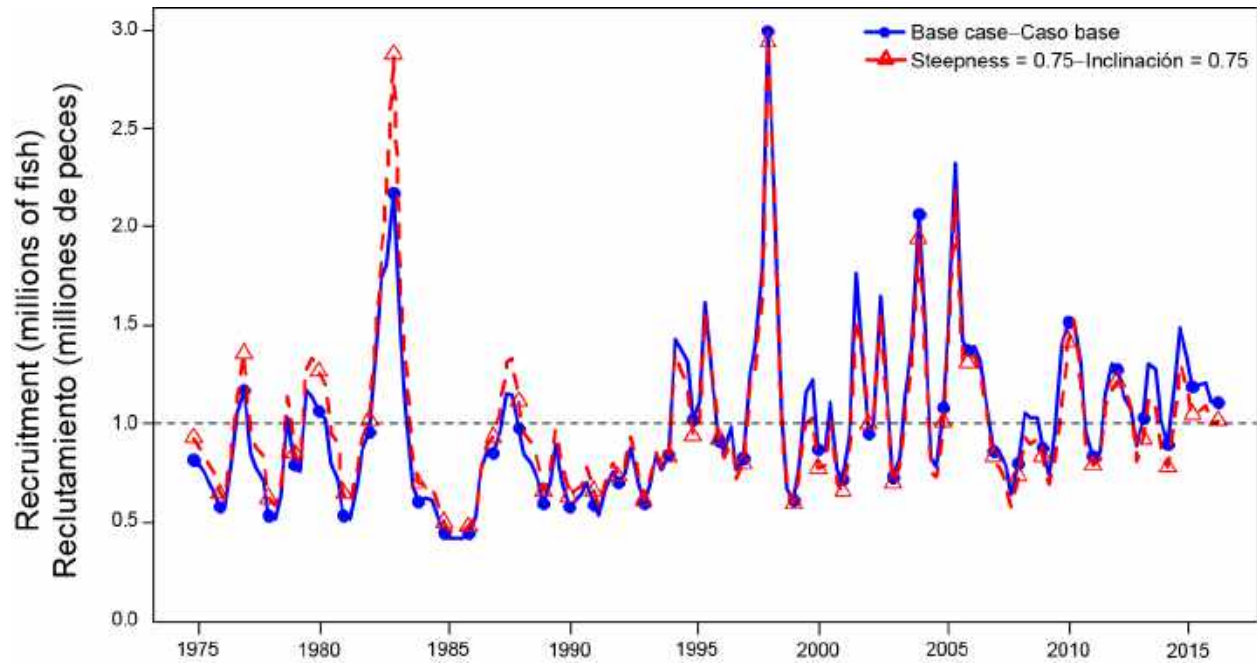


FIGURE B.1. Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line).

FIGURA B.1. Comparación de las estimaciones de reclutamiento relativo de atún patudo del análisis con (inclinación = 0.75) y sin (caso base) una relación población-reclutamiento. Se fija la escala de las estimaciones para que la estimación de reclutamiento medio equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal).

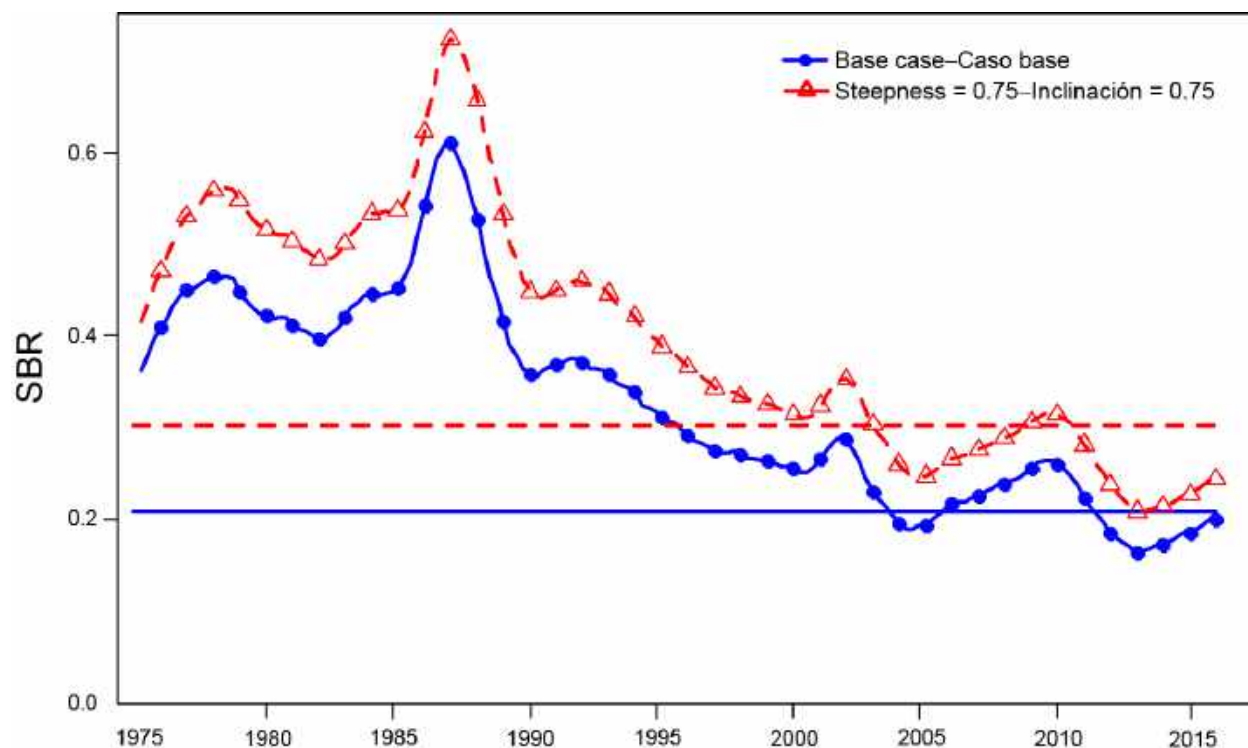


FIGURE B.2. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY in each scenario.

FIGURA B.2. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis con (inclinación = 0.75) y sin (caso base) una relación población-reclutamiento. Las líneas horizontales representan los SBR asociados al RMS en cada escenario.

TABLE B.1. Estimates of the MSY and its associated quantities for bigeye tuna for different assumptions on steepness (h). All analyses are based on average fishing mortality during 2013-2015. B_{recent} and B_{MSY} are defined as the biomass of fish 3+ quarters old (in metric tons) at the beginning of 2016 and at MSY, respectively. S_{recent} and S_{MSY} are in metric tons. C_{recent} is the estimated total catch in 2015. The F multiplier indicates how many times effort would have to be effectively increased to achieve the MSY in relation to the average fishing mortality during 2013-2015.

TABLA B.1. Estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas para el atún patudo correspondientes a distintos supuestos de la inclinación (h). Todos los análisis se basan en la mortalidad por pesca promedio de 2013-2015. Se definen B_{recent} y B_{RMS} como la biomasa de peces de 3+ trimestres de edad (en toneladas) al principio de 2016 y en RMS, respectivamente. Se expresan S_{recent} y S_{MSY} en toneladas. C_{recent} es la captura total estimada en 2015. El multiplicador de F indica cuántas veces se tendría que incrementar el esfuerzo para lograr el RMS en relación con la mortalidad por pesca media durante 2013-2015.

	Base case- Caso base	$h = 0.75$
MSY-RMS	107,864	107,595
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	389,211	726,606
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	95,101	200,215
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.26	0.34
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.21	0.30
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.97	0.97
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	1.00	0.83
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	0.96	0.81
F multiplier-Multiplicador de F	1.05	0.91

APPENDIX C: SENSITIVITY ANALYSIS TO THE WEIGHTING ASSIGNED TO THE SIZE-COMPOSITION DATA
ANEXO C: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA PONDERACIÓN ASIGNADA A LOS DATOS DE COMPOSICIÓN POR TALLA

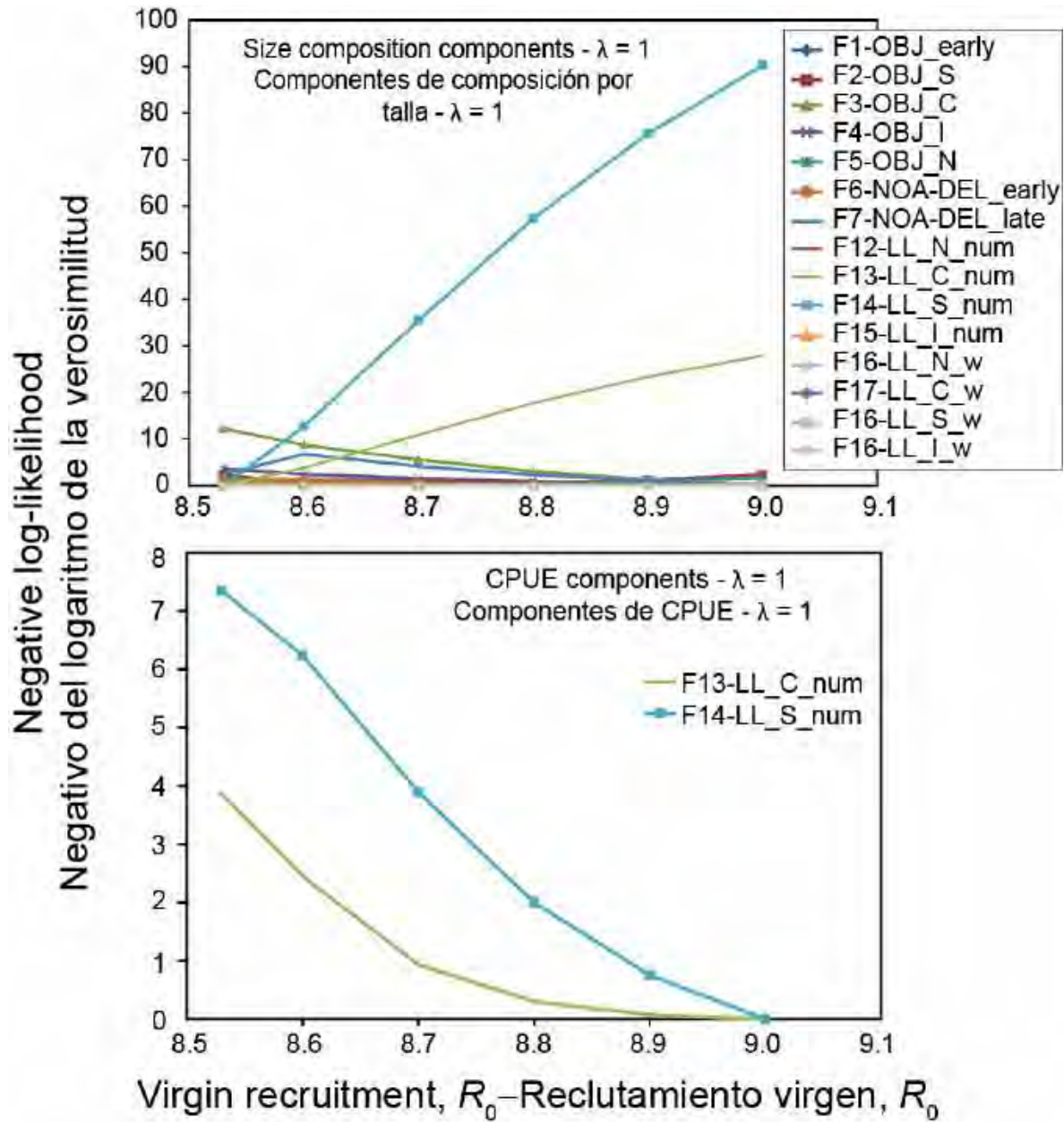


FIGURE C.1. Likelihood profile for the virgin recruitment (R_0) parameter estimated for a model assuming the base case model configuration, except that the original ($\lambda = 1$), rather than down-weighted ($\lambda = 0.05$), input sample sizes of the size composition data are used. Each line represents the profile for each data component included in the model fit.

FIGURA C.1. Perfil de verosimilitud del parámetro de reclutamiento virgen (R_0) estimado para un modelo que supone la configuración de caso base, excepto que se usa el tamaño de las muestras originales ($\lambda = 1$) de los datos de composición por talla, no con ponderación reducida ($\lambda = 0.05$). Cada línea representa el perfil de cada componente de datos incluido en el ajuste del modelo.

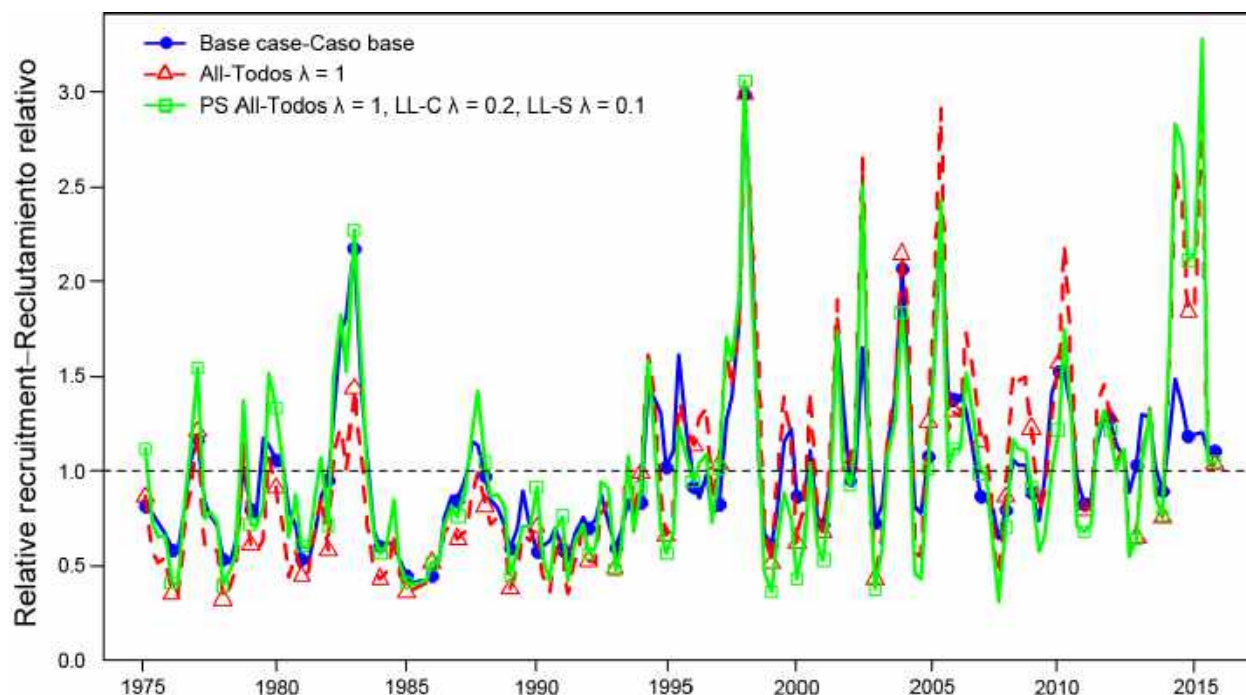


FIGURE C.2. Comparison of estimates of relative recruitment of bigeye tuna from the base case analysis (blue dots; $\lambda = 0.05$ for all fisheries) and two sensitivity analyses: 1) using the original input sample sizes of the size composition data of all fisheries ($\lambda = 1$, red triangles); 2) same as 1, except the logistic longline fisheries, whose size composition data are down-weighted (Fisheries 13-14; $\lambda = 0.2$ and 0.1 , respectively, green squares). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line).

FIGURA C.2. Comparación de estimaciones del reclutamiento relativo de atún patudo del análisis de caso base (puntos azules; $\lambda = 0.05$ para todas las pesquerías) y dos análisis de sensibilidad: 1) usar el tamaño de muestra original de los datos de composición por talla de todas las pesquerías ($\lambda = 1$, triángulos rojos); 2) igual que 1, excepto las pesquerías palangreras logísticas con datos de composición por talla de ponderación reducida (Pesquerías 13-14; $\lambda = 0.2$ y 0.1 , respectivamente, cuadrados verdes). Se fija la escala de las estimaciones para que la estimación de reclutamiento medio equivalga a $1,0$ (línea de trazos horizontal).

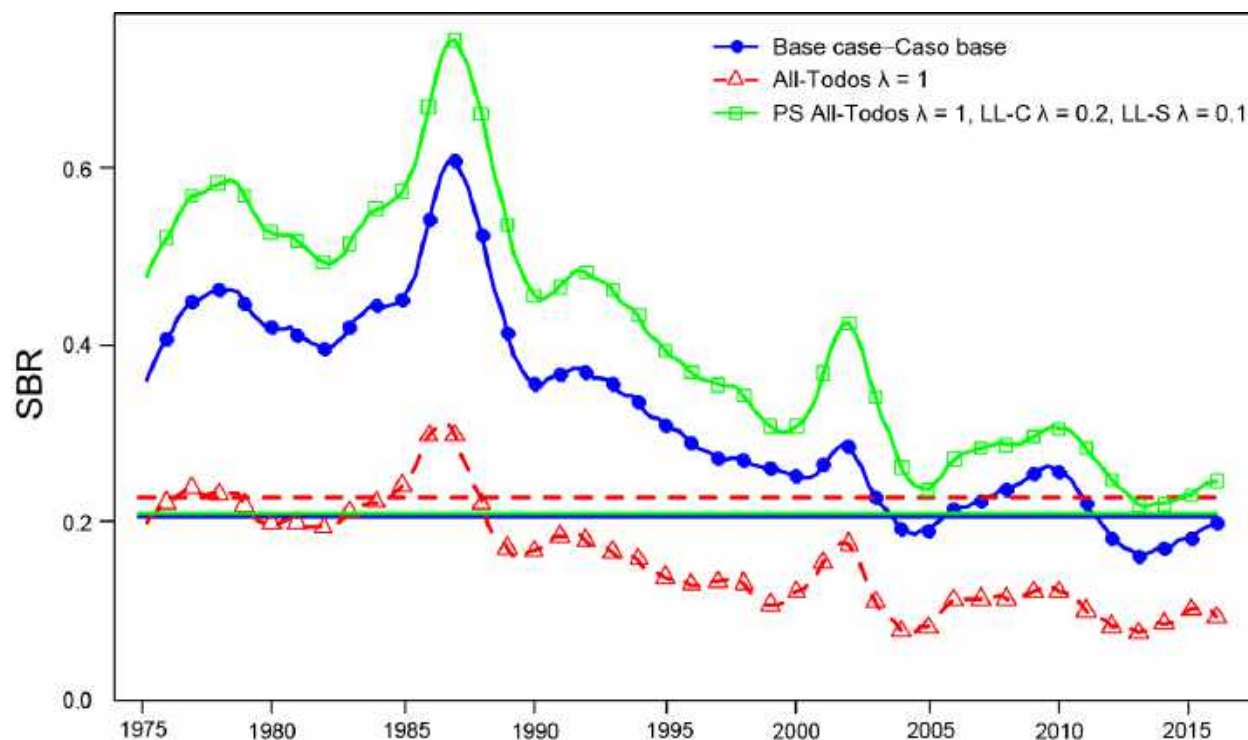


FIGURE C.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis (blue dots; $\lambda = 0.05$ for all fisheries) and two sensitivity analyses: 1) using the original input sample sizes of the size composition data of all fisheries ($\lambda = 1$, red triangles); 2) same as 1, except the logistic longline fisheries, whose size composition data are down-weighted (Fisheries 13-14; $\lambda = 0.2$ and 0.1 , respectively, green squares).

FIGURA C.3. Comparación de estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis de caso base (puntos azules; $\lambda = 0.05$ para todas las pesquerías) y dos análisis de sensibilidad: 1) con el tamaño de muestra original de los datos de composición por talla de todas las pesquerías ($\lambda = 1$, triángulos rojos); 2) igual que 1, excepto las pesquerías palangreras logísticas con datos de composición por talla de ponderación reducida (Pesquerías 13-14; $\lambda = 0.2$ y 0.1 , respectivamente, cuadrados verdes).

TABLE C.1. Estimates of management-related quantities for bigeye tuna for the base case and for sensitivity analyses assigning different weighting factors (λ) to the size-composition data for various fisheries.

TABLA C.1. Estimaciones de cantidades relacionadas con la ordenación del atún patudo del caso base y de los análisis de sensibilidad que asignan distintos factores de ponderación (λ) a los datos de composición por talla de varias pesquerías.

	Base case- Caso base	$\lambda = 1$	F13: $\lambda = 0.2$ F14: $\lambda = 0.1$ Others/Otros: $\lambda = 1$
MSY-RMS	107,864	95,544	114,954
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	389,211	340,276	456,082
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	95,101	82,911	115,464
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.26	0.29	0.26
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.21	0.23	0.21
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.97	1.09	0.91
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	1.00	0.59	1.35
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	0.96	0.41	1.16
F multiplier-Multiplicador de F	1.05	0.57	1.30

APPENDIX D: SENSITIVITY ANALYSIS TO LOWER VALUES OF AVERAGE SIZE OF THE OLDEST FISH PARAMETER, L_2
ANEXO D: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A VALORES MENORES DEL PARÁMETRO DE TAMAÑO MEDIO DE LOS PECES MÁS VIEJOS, L_2

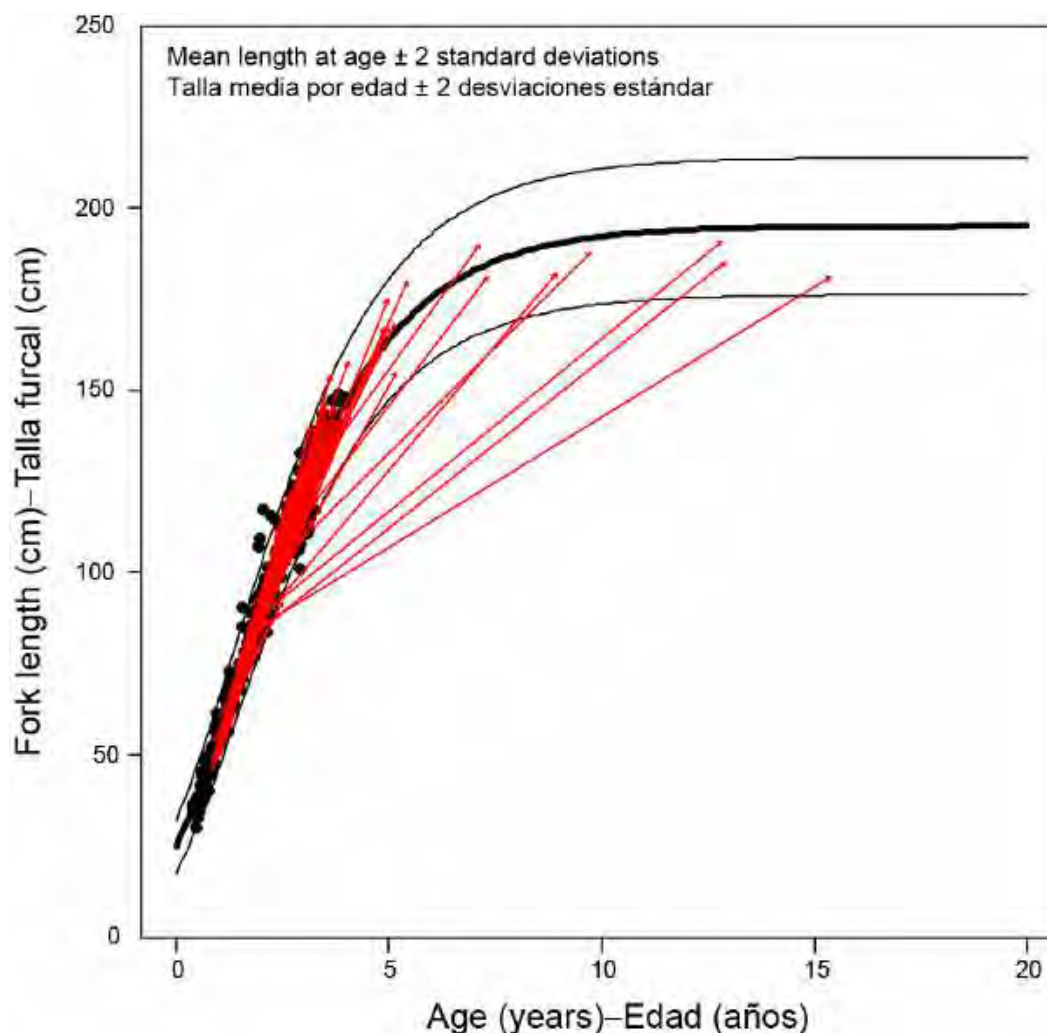


FIGURE D.1. Integrated growth model fitted to the two data components available for bigeye: black dots are age-at-length observations from otolith readings; red vectors link lengths at tag-release and tag-recapture. The growth curve is an update of Aires-da-Silva *et al.* (2015) to include three new observations, all with lengths at liberty above 10 years.

FIGURA D.1. Modelo integrado de crecimiento ajustado a los dos componentes de datos disponibles para el patudo: los puntos negros son observaciones de edad por talla de lecturas de otolitos; los vectores rojos conectan tallas de liberación y recaptura de marcas. La curva de crecimiento es una actualización de Aires-da-Silva *et al.* (2015) para incluir tres observaciones nuevas, todas con tiempos en libertad de más de 10 años

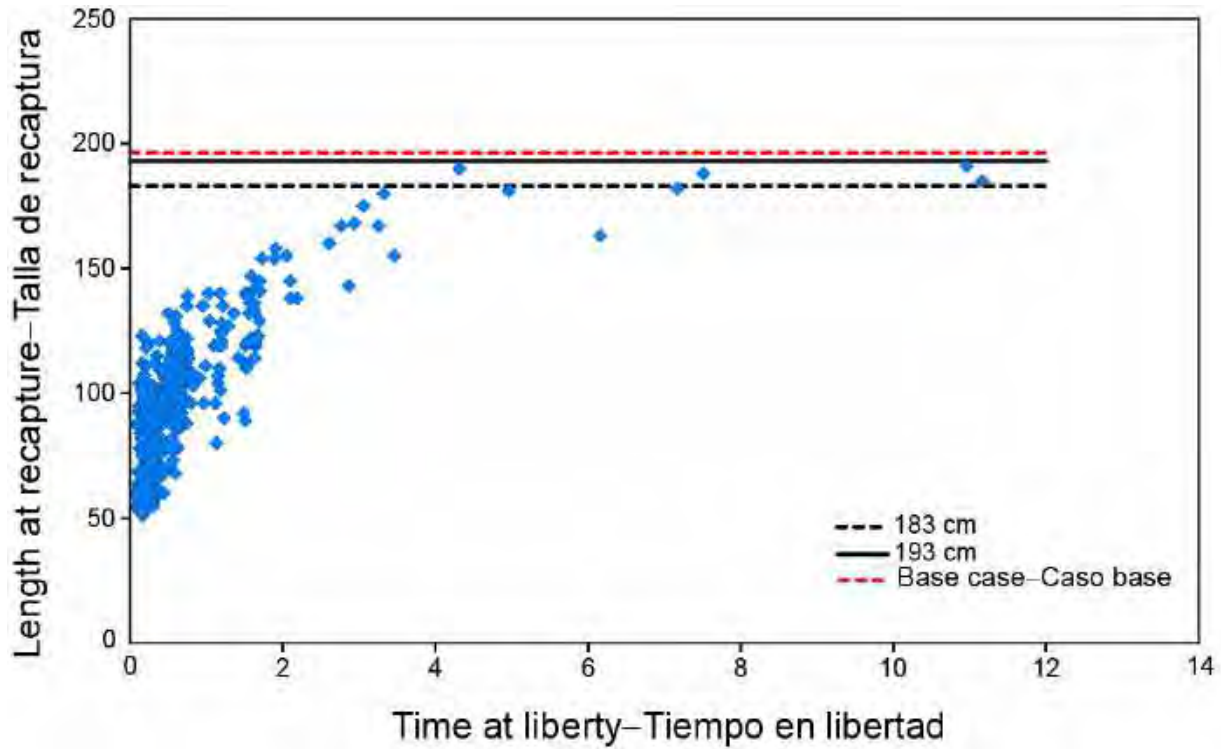


FIGURE D.2. Length at recapture of tagged bigeye against time at liberty. The horizontal dashed red line represents the L_2 value fixed in the base case (196 cm, Aires-da-Silva *et al.* 2010). The solid and dashed black lines represent the lower L_2 values assumed in two sensitivity analyses (196 and 183 cm).

FIGURA D.2. Talla de recaptura de patudos marcados como función de tiempo en libertad. La línea de trazos roja horizontal representa el valor de L_2 fijado en el caso base (196 cm, Aires-da-Silva *et al.* 2010). Las líneas negras sólida y de trazos representan los valores de L_2 más bajos supuestos en dos análisis de sensibilidad (196 y 183 cm).

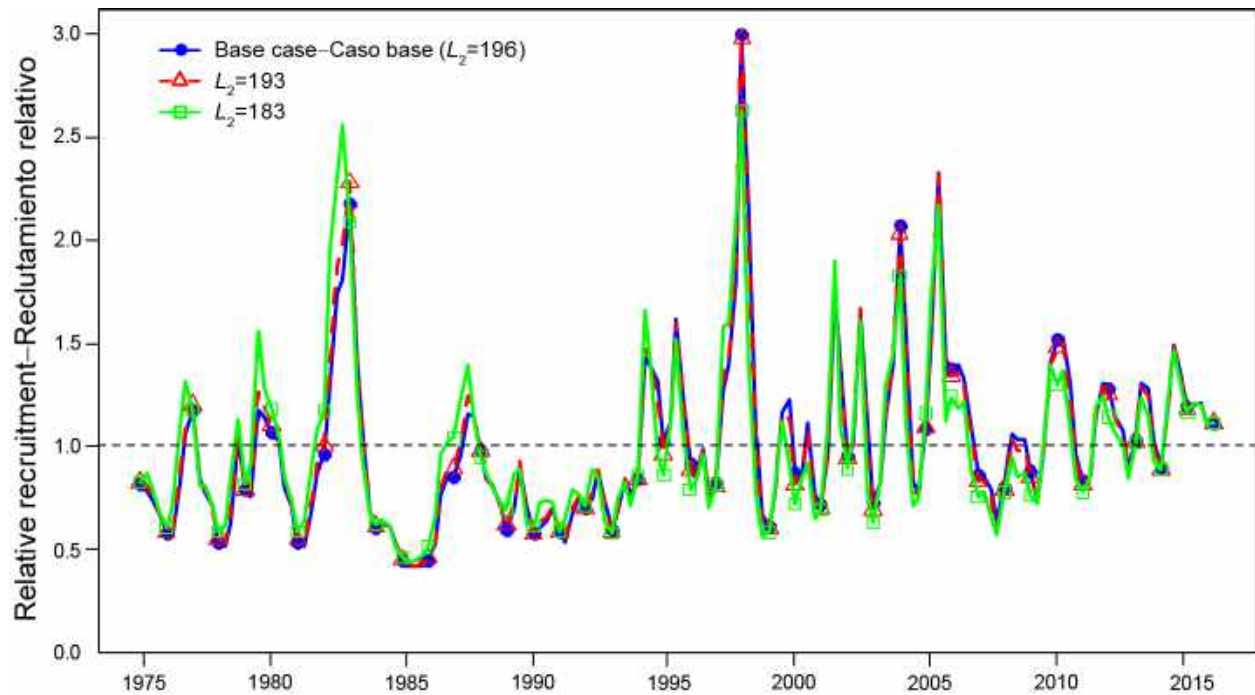


FIGURE D.3a. Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from the base case analysis using a Richards growth curve with the average size of the oldest fish (L_2) fixed at 196 cm (Aires-da-Silva *et al.* 2015), and two alternative models with L_2 fixed at lower values (193 and 183 cm). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line).

FIGURA D.3a. Comparación de estimaciones del reclutamiento relativo de atún patudo del caso base, que usa a una curva de crecimiento de Richards con el tamaño medio de los peces más viejos fijado en 196 cm (Aires-da-Silva *et al.* 2015), y de dos modelos alternativos con L_2 fijado en valores más bajos (193 y 183 cm). Se fija la escala de las estimaciones para que la estimación de reclutamiento medio equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal).

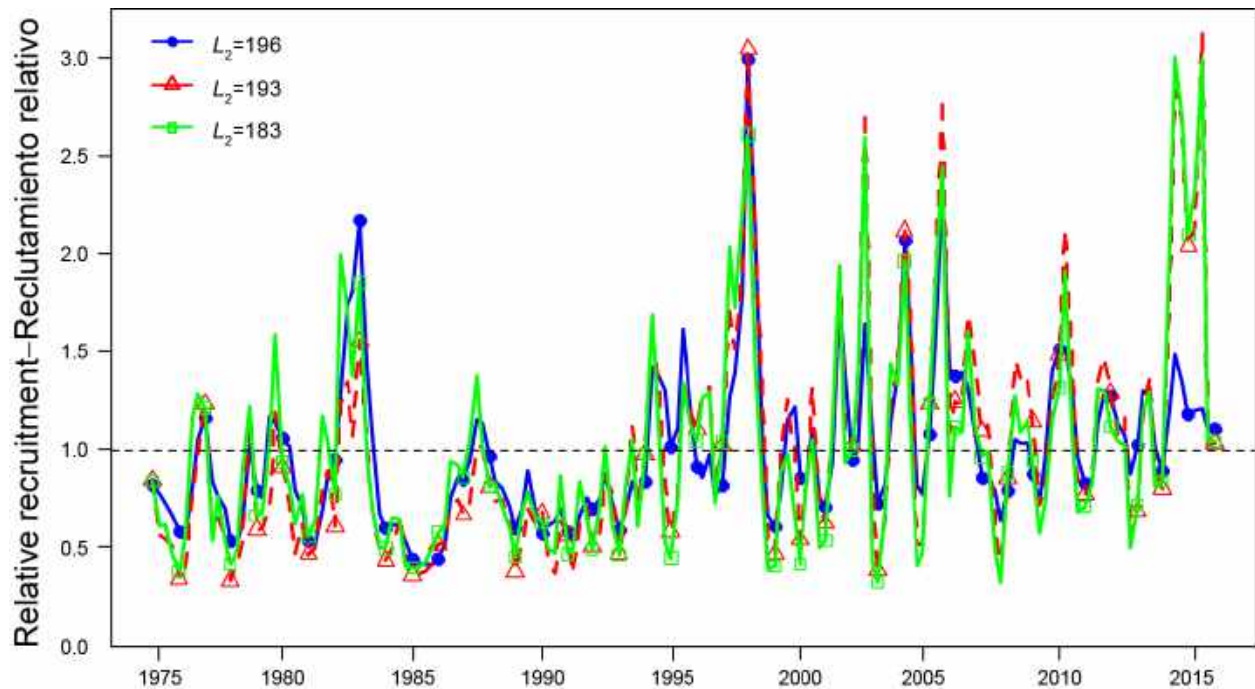


FIGURE D.3b. Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from a model which, as in the base case, uses a Richards growth curve with the average size of the oldest fish (L_2) fixed at 196 cm (Aires-da-Silva *et al.* 2015), and two alternative models with L_2 fixed at lower values (193 and 183 cm). Unlike the base case, in which the size-composition data of all fisheries are down-weighted ($\lambda = 0.05$), in these sensitivity analyses they are all up-weighted to their original sample sizes ($\lambda = 1$). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line).

FIGURA D.3b. Comparación de estimaciones del reclutamiento relativo de atún patudo del caso base, que usa a una curva de crecimiento de Richards con el tamaño medio de los peces más viejos fijado en 196 cm (Aires-da-Silva *et al.* 2015), y de dos modelos alternativos, con L_2 fijado en valores más bajos (193 y 183 cm). A diferencia del caso base, en el que se reduce la ponderación de los datos de composición por talla de todas las pesquerías ($\lambda = 0.05$), en estos análisis de sensibilidad se incrementa su ponderación a sus tamaños de muestra originales ($\lambda = 1$). Se fija la escala de las estimaciones para que la estimación de reclutamiento medio equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal).

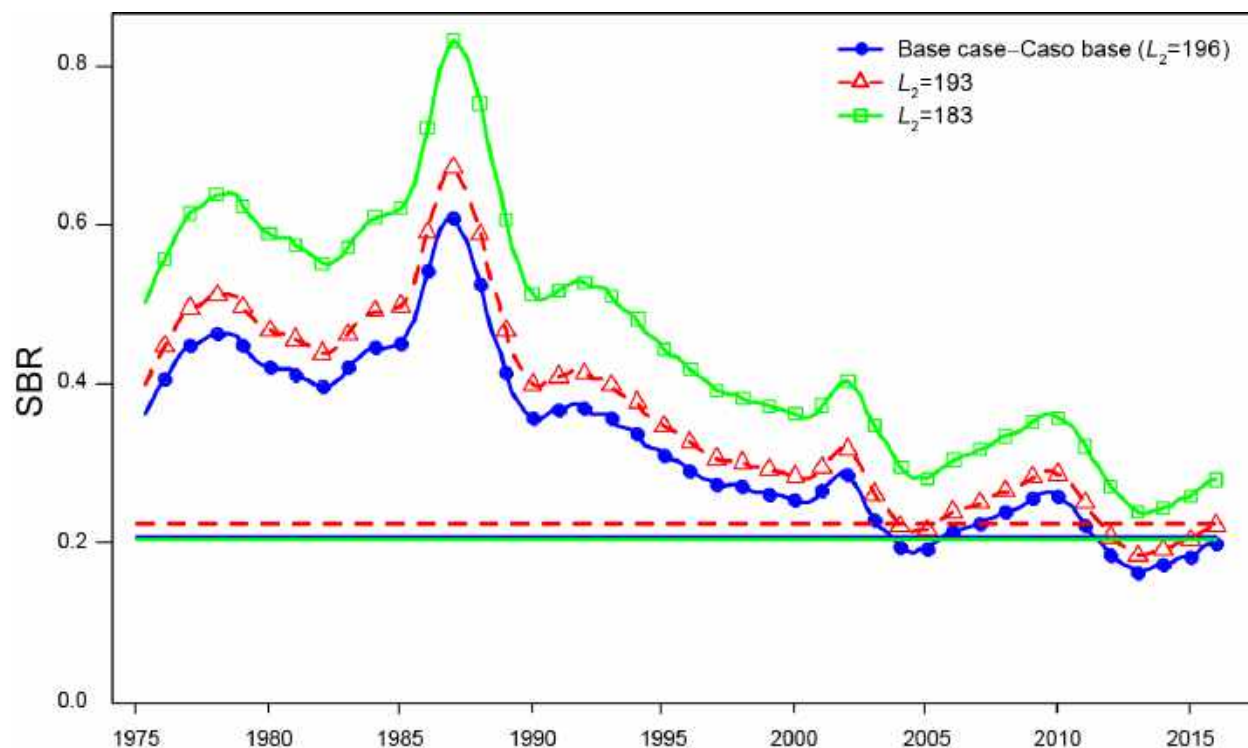


FIGURE D.4a. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from a model which, as in the base case, uses a Richards growth curve with the average size of the oldest fish (L_2) fixed at 196 cm (Aires-da-Silva *et al.* 2015), and two alternative models with L_2 fixed at lower values (193 and 183 cm). The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY in each scenario.

FIGURA D.4a. Comparación de estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del caso base, que usa a una curva de crecimiento de Richards con el tamaño medio de los peces más viejos fijado en 196 cm (Aires-da-Silva *et al.* 2015), y de dos modelos alternativos, con L_2 fijado en valores más bajos (193 y 183 cm). Las líneas horizontales representan los SBR asociados al RMS en cada escenario.

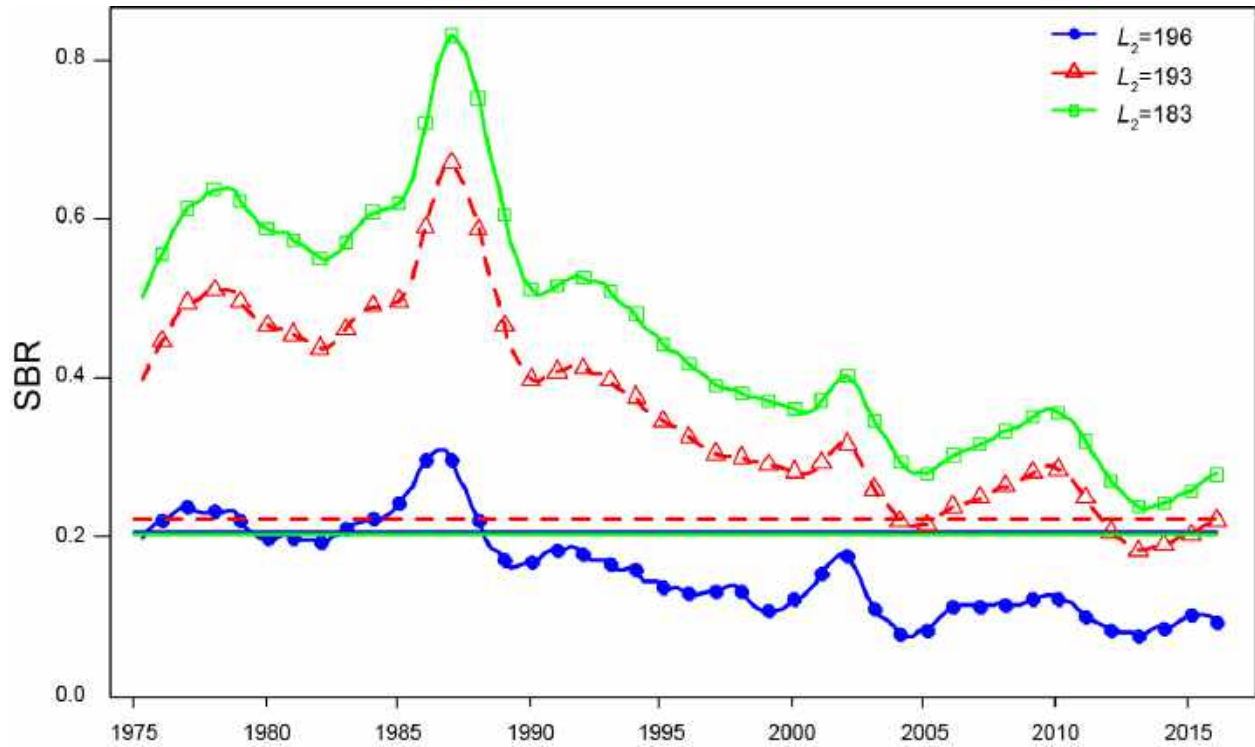


FIGURE D.4b. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from a model which, as in the base case, uses a Richards growth curve with the average size of the oldest fish (L_2) fixed at 196 cm (Aires-da-Silva *et al.* 2015), and two alternative models with L_2 fixed at lower values (193 and 183 cm). Unlike in the base case, in which the size-composition data of all fisheries are down-weighted ($\lambda = 0.05$), in these sensitivity analyses they are all up-weighted to their original sample sizes ($\lambda = 1$). The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY in each scenario.

FIGURA D.4b. Comparación de estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo de un modelo que, al igual que el caso base, usa una curva de crecimiento de Richards con el tamaño medio de los peces más viejos fijado en 196 cm (Aires-da-Silva *et al.* 2015), y dos modelos alternativos, con L_2 fijado en valores más bajos (193 y 183 cm). A diferencia del caso base, en el que se reduce la ponderación de los datos de composición por talla de todas las pesquerías ($\lambda = 0.05$), en estos análisis de sensibilidad se incrementa su ponderación a sus tamaños de muestra originales ($\lambda = 1$). Las líneas horizontales representan los SBR asociados al RMS en cada escenario.

TABLE D.1. Estimates of management-related quantities for bigeye tuna for the base case and the sensitivity analysis to the average size of the oldest fish (L_2). Unlike in the base case and the first two analyses of sensitivity to lower values of L_2 (193 and 183 cm), in which the size-composition data of all fisheries are down-weighted ($\lambda = 0.05$), in the last three sensitivity analyses they are all up-weighted to their original sample sizes ($\lambda = 1$).

TABLA D.1. Estimaciones de las cantidades relacionadas con la ordenación para el atún patudo del caso base y del análisis de sensibilidad al tamaño medio de los peces más viejos (L_2). A diferencia del caso base y los dos primeros análisis de sensibilidad a valores menores de L_2 (193 y 183 cm), en los que se reduce la ponderación de los datos de composición por talla de todas las pesquería ($\lambda = 0.05$), en los tres últimos análisis de sensibilidad se incrementa su ponderación al tamaño original de muestra ($\lambda = 1$).

	Base case- Caso base	$\lambda = 0.05$	$\lambda = 0.05$	$\lambda = 1$	$\lambda = 1$	$\lambda = 1$
L_2	196	193	183	196	193	183
MSY-RMS	107,864	110,115	120,434	95,544	100,872	107,620
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	389,211	399,907	432,280	340,276	352,365	382,856
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	95,101	94,726	90,508	82,911	81,834	79,086
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.26	0.26	0.25	0.29	0.29	0.27
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.21	0.21	0.19	0.23	0.22	0.2
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.97	0.95	0.87	1.09	1.03	0.97
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	1.00	1.11	1.39	0.59	0.77	1.29
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	0.96	1.08	1.45	0.41	0.53	1.06
F multiplier-Multiplicador de F	1.05	1.16	1.53	0.57	0.69	1.16

APPENDIX E: SENSITIVITY ANALYSIS TO HIGHER RATES OF JUVENILE NATURAL MORTALITY
ANEXO E: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A TASAS MAYORES DE MORTALIDAD NATURAL DE JUVENILES

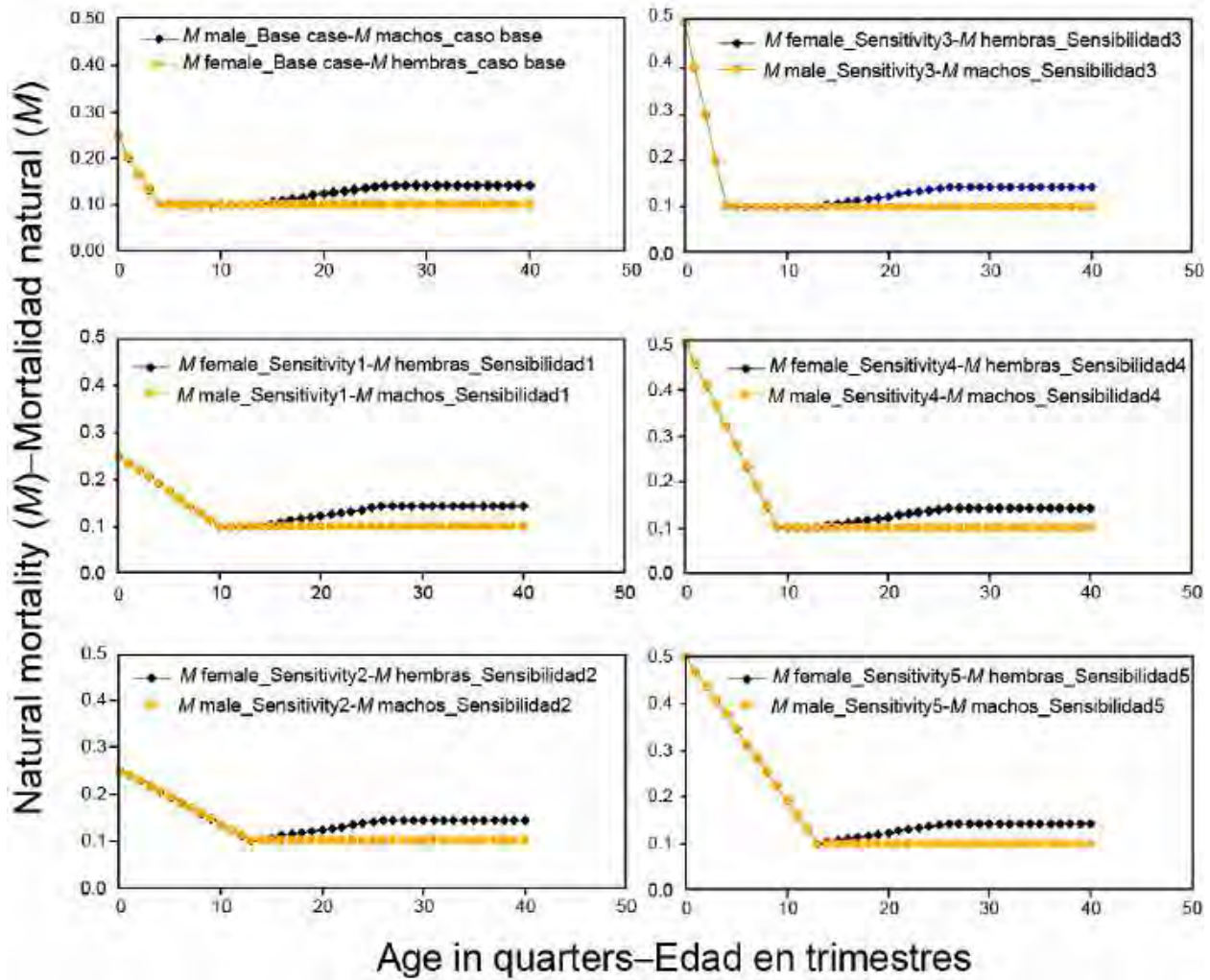


FIGURE E.1. Natural mortality (M) curves for female and male bigeye tuna investigated in the analyses of sensitivity to higher rates of juvenile natural mortality.

FIGURA E.1. Curvas de mortalidad natural (M) de atunes patudo macho y hembra investigadas en los análisis de sensibilidad a tasas mayores de mortalidad natural juvenil.

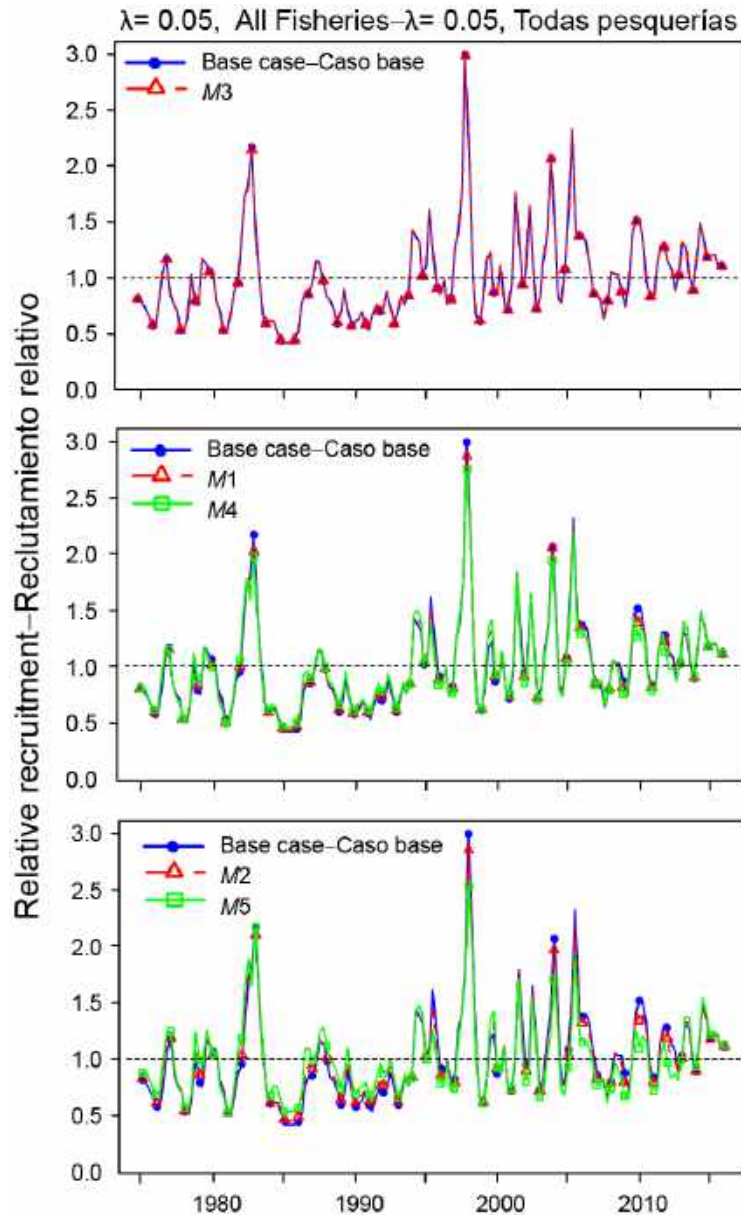


FIGURE E.2a. Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from the base case analysis and from sensitivity analyses assuming rates of juvenile natural mortality (M) (see Figure E.1 to compare M schedules). The sensitivity analyses assumed the same weighting of the size-composition data as in the base case ($\lambda = 0.05$). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line).

FIGURA E.2a. Comparación de las estimaciones de reclutamiento relativo de atún patudo del análisis de caso base y de los análisis de sensibilidad que suponen tasas de mortalidad natural (M) juvenil (ver Figura E.1 para comparar vectores de M). Los análisis de sensibilidad suponen la misma ponderación de los datos de composición por talla que en el caso base ($\lambda = 0.05$). Se fija la escala de las estimaciones para que la estimación de reclutamiento medio equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal).

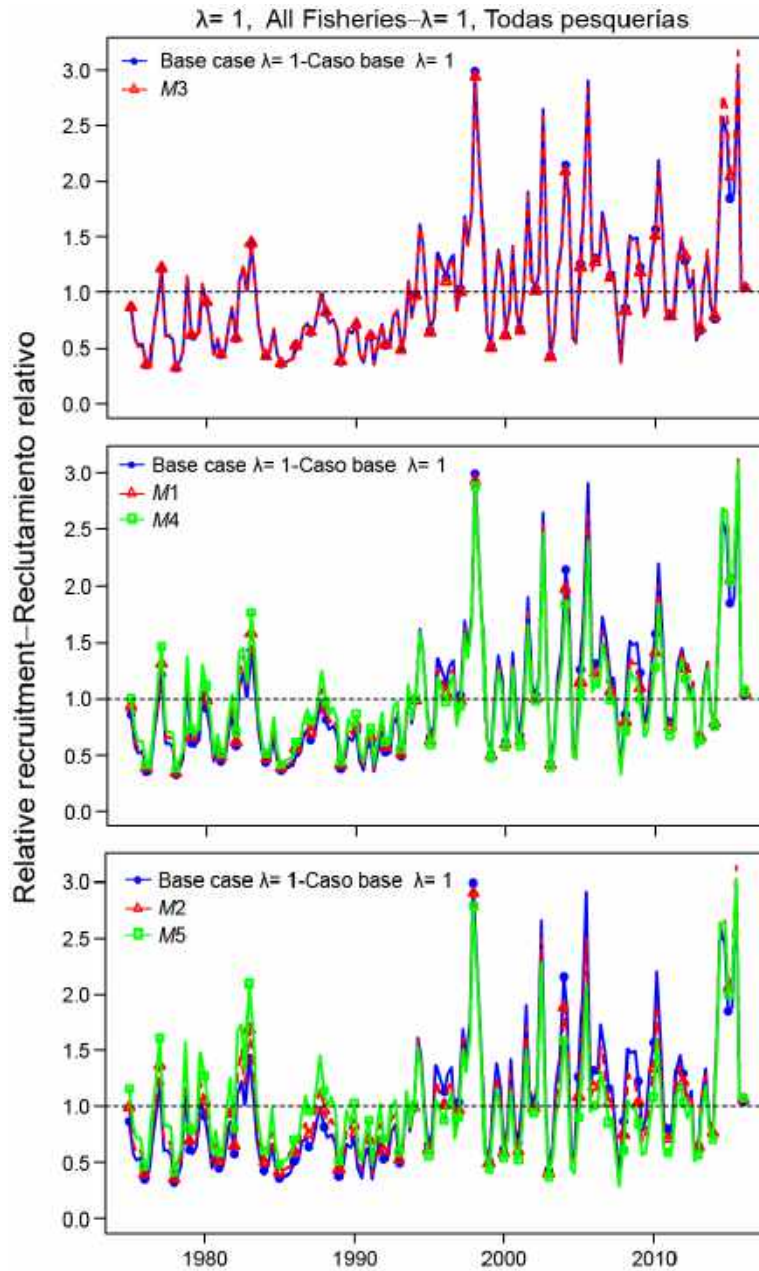


FIGURE E.2b. Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from a base case configuration model (except $\lambda = 1$ for all size-composition data) and from sensitivity analyses with various rates of juvenile natural mortality (M) (see Figure E.1 to compare M schedules). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line).

FIGURA E.2b. Comparación de las estimaciones de reclutamiento relativo de atún patudo de un modelo con configuración de caso base (excepto que $\lambda = 1$ para todos los datos de composición por talla) y de análisis de sensibilidad con varias tasas de mortalidad natural (M) juvenil (ver Figura E.1 para comparar vectores de M). Se fija la escala de las estimaciones para que la estimación de reclutamiento medio equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal).

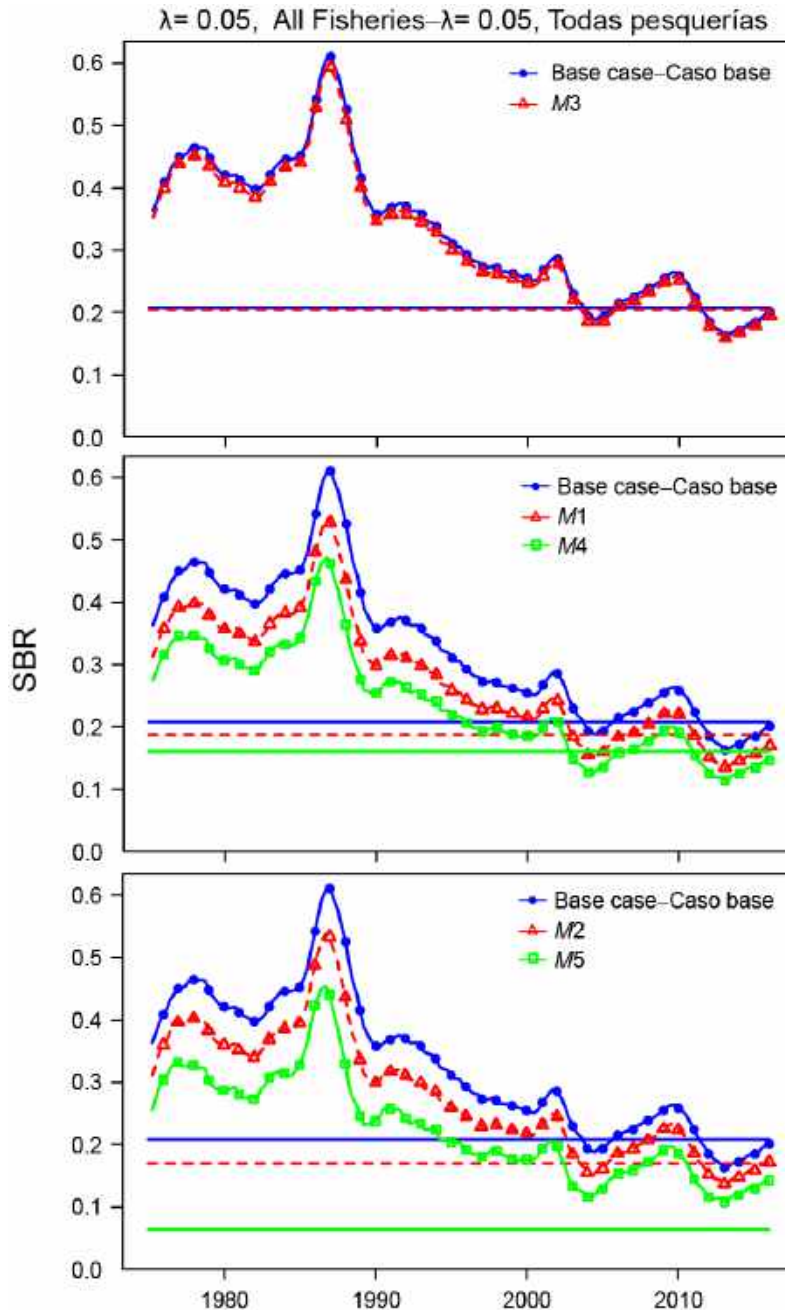


FIGURE E.3a. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) for bigeye tuna from the base case analysis and from sensitivity analyses with various rates of juvenile natural mortality (M) (see Figure E.1 to compare M schedules). The sensitivity analyses assumed the same weighting of the size composition data as in the base case ($\lambda = 0.05$). The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY in each scenario.

FIGURA E.3a. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) del análisis de caso base y de análisis de sensibilidad con varias tasas de mortalidad natural (M) juvenil (ver Figura E.1 para comparar vectores de M). Los análisis de sensibilidad suponen la misma ponderación de los datos de composición por talla que en el caso base ($\lambda = 0.05$). Las líneas horizontales representan los SBR asociados al RMS en cada escenario.

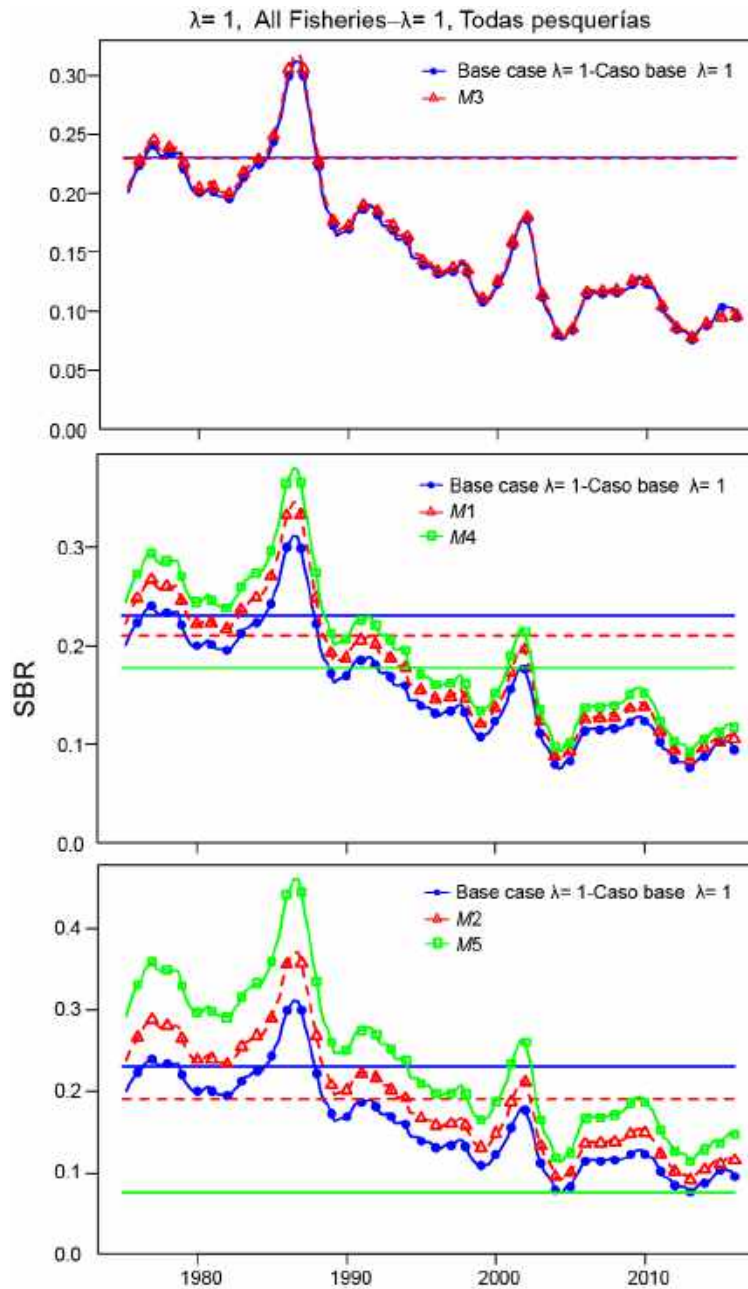


FIGURE E.3b. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) for bigeye tuna from a base case configuration model (except $\lambda = 1$ for all size composition data) and from sensitivity analyses with various rates of juvenile natural mortality (M) (see Figure E.1 to compare M schedules).. The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY in each scenario.

FIGURA E.3b. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de un modelo con configuración de caso base (excepto que $\lambda = 1$ para todos los datos de composición por talla) y de análisis de sensibilidad con varias tasas de mortalidad natural (M) juvenil (ver Figura E.1 para comparar vectores de M). Las líneas horizontales representan los SBR asociados al RMS en cada escenario.

TABLE E.1. Estimates of management-related quantities for bigeye tuna for the base case and the sensitivity analysis to higher values of juvenile natural mortality (M_0). The sensitivity analyses were conducted assuming one of two values of M_0 (0.25 and 0.50 quarter⁻¹), and a linear decreasing trend of M between age-0 and one of three possible young ages (5, 10 and 13 quarters) (see Figure E.1 to compare M schedules). The sensitivity analyses were done for both data-weighting configurations of the size-composition data ($\lambda = 0.05$ for all fisheries, as in the base case, and with the original sample sizes for all fisheries, $\lambda = 1$).

TABLA E.1. Estimaciones de cantidades relacionadas con la ordenación del patudo correspondientes al caso base y al análisis de sensibilidad a valores mayores de mortalidad natural M_0 juvenil. Se realizaron los análisis de sensibilidad con uno de dos valores de M_0 (0.25 y 0.50 trimestre⁻¹), y una tendencia lineal decreciente de M entre edad 0 y una de tres edades jóvenes posibles (5, 10 y 13 trimestres) (ver Figura E.1 para comparar vectores de M). Se realizaron los análisis de sensibilidad para ambas configuraciones de ponderación de los datos de composición por talla ($\lambda = 0.05$ para todas las pesquerías, al igual que en el caso base, y con el tamaño de muestra original para todas las pesquerías, $\lambda = 1$).

$\lambda = 0.05$, all fisheries— todas pesquerías	$M_0 = 0.25$	$M_0 = 0.5$	$M_0 = 0.25$	$M_0 = 0.5$	$M_0 = 0.25$	$M_0 = 0.5$
Age (quarters) Edad (trimestres)	5	5	10	10	13	13
MSY-RMS	107,864	107,692	108,830	111,450	112,312	126,262
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	389,211	374,742	326,723	281,092	305,120	211,981
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	95,101	90,427	71,794	52,902	60,632	16,596
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.26	0.26	0.26	0.26	0.25	0.22
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.21	0.21	0.19	0.16	0.17	0.064
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.97	0.97	0.96	0.94	0.93	0.83
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	1.00	0.99	0.97	1.00	1.06	1.55
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	0.96	0.95	0.9	0.91	1.01	2.22
F multiplier- Multiplicador de F	1.05	1.04	1.01	1.03	1.11	1.77
$\lambda = 1$, all fisheries— todas pesquerías	$M_0 = 0.25$	$M_0 = 0.5$	$M_0 = 0.25$	$M_0 = 0.5$	$M_0 = 0.25$	$M_0 = 0.5$
Age (quarters) Edad (trimestres)	5	5	10	10	13	13
MSY-RMS	95,544	102,822	105,136	109,484	107,477	126,703
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	340,276	345,811	319,633	286,226	301,285	225,595
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	82,911	82,195	70,235	54,692	60,012	19,854
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.29	0.3	0.29	0.28	0.28	0.23
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.23	0.23	0.21	0.18	0.19	0.076
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	1.09	1.01	0.99	0.95	0.97	0.82
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	0.59	0.66	0.81	1.03	0.94	1.88
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	0.41	0.42	0.51	0.66	0.6	1.93
F multiplier- Multiplicador de F	0.57	0.59	0.68	0.84	0.78	1.7

**APPENDIX F: SENSITIVITY ANALYSIS TO LOWER AND HIGHER RATES OF ADULT
NATURAL MORTALITY**
**ANEXO F: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A TASAS MAYORES Y MENORES DE MORTALIDAD
NATURAL DE ADULTOS**

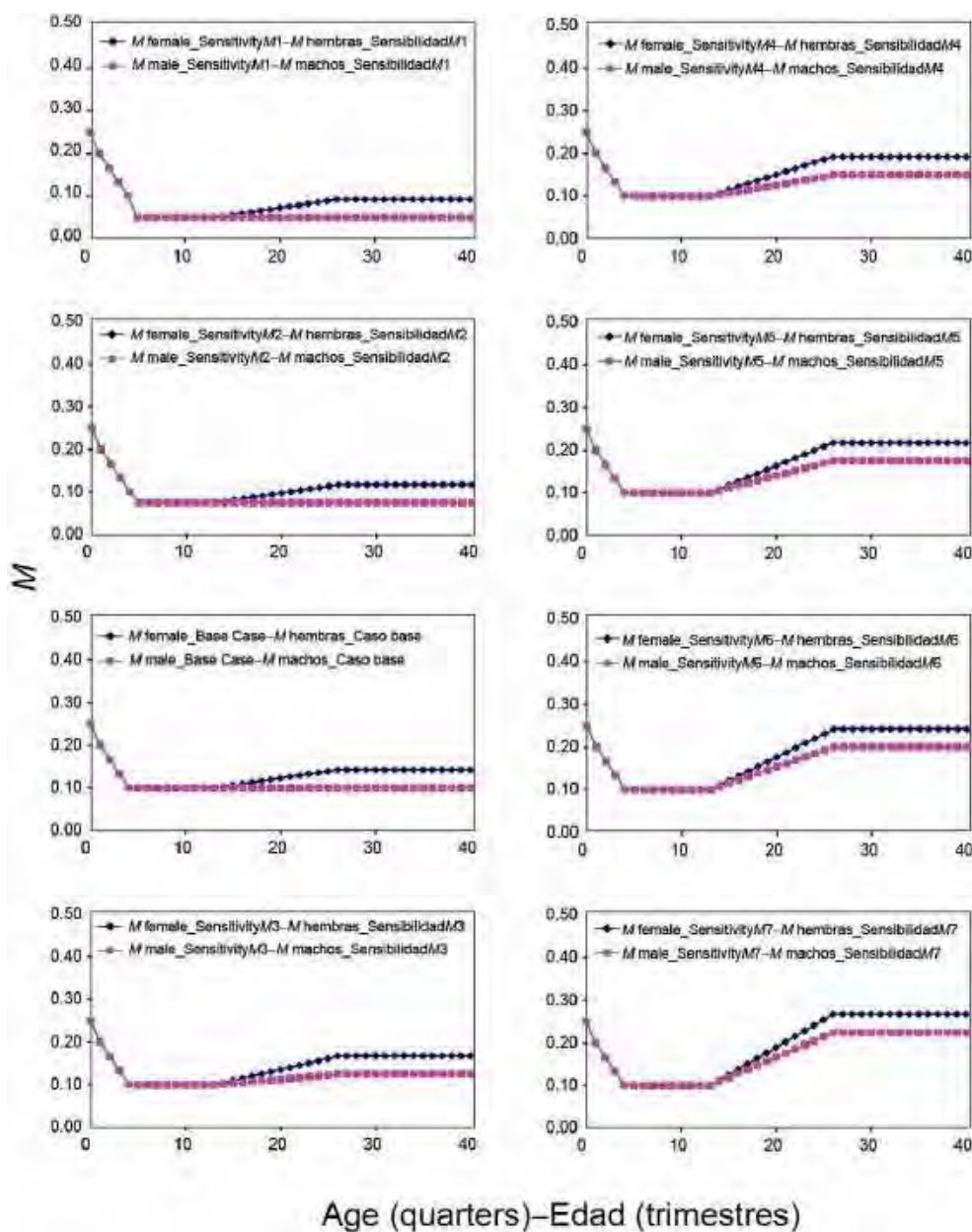


FIGURE F.1. Natural mortality (M) schedules for female and male bigeye investigated in the sensitivity analysis to lower and higher M values for adults.

FIGURA F.1. Vectores de mortalidad natural (M) de patudos hembra y macho investigados en el análisis de sensibilidad a valores mayores y menores de M para los adultos.

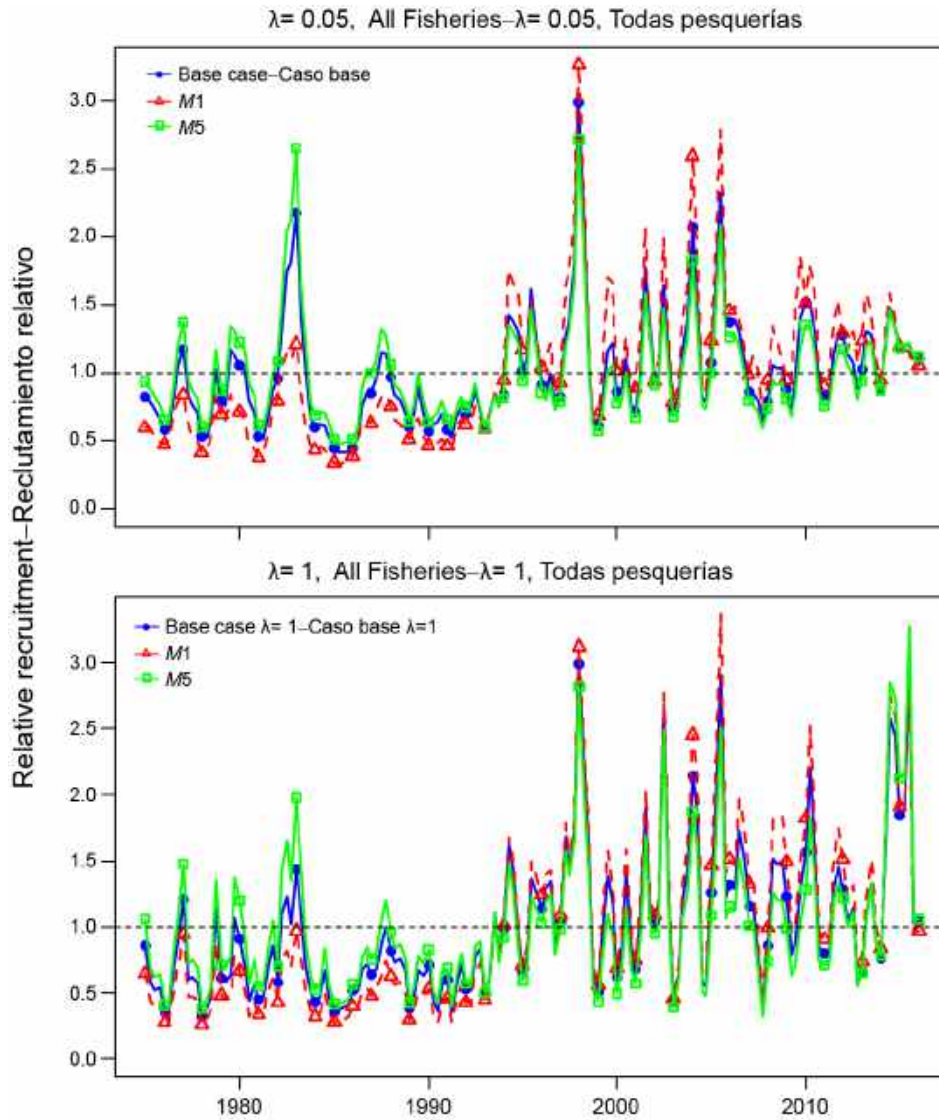


FIGURE F.2. Comparison of estimates of relative recruitment of bigeye tuna from the base case analysis and from two sensitivity analyses assuming lower (*M1*) and higher (*M5*) rates of adult natural mortality (*M*) (see Figure F.1 to compare *M* schedules). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line). The sensitivity analyses were conducted for two weighting scenarios for the size-composition data: a) same weighting as in the base case ($\lambda = 0.05$ for all fisheries) (upper panel); b) original sample sizes for all fisheries ($\lambda = 1$) (lower panel).

FIGURA F.2. Comparación de estimaciones del reclutamiento relativo de atún patudo del análisis de caso base y de dos análisis de sensibilidad que suponen tasas de mortalidad natural (*M*) adulta más bajas (*M1*) y más altas (*M5*) (ver Figura F.1 para comparar vectores de *M*). Se fija la escala de las estimaciones para que la estimación de reclutamiento medio equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal). Se realizaron análisis de sensibilidad con dos escenarios de ponderación para los datos de composición por tamaño: a) misma ponderación que en el caso base ($\lambda = 0.05$ para todas las pesquerías) (recuadro superior); b) tamaño de muestra original para todas las pesquerías ($\lambda = 1$) (recuadro inferior).

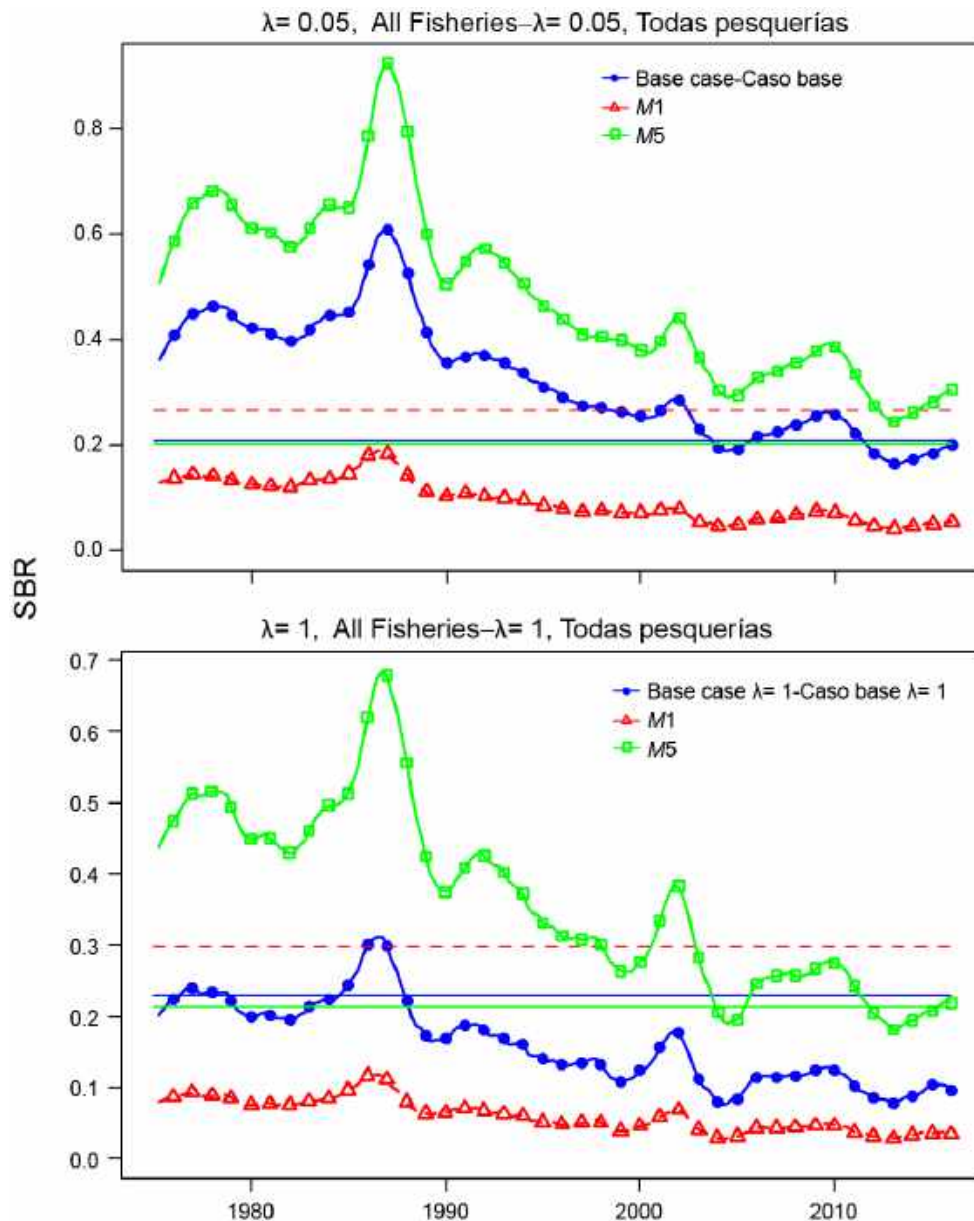


FIGURE F.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis and from two sensitivity analyses assuming lower ($M1$) and higher ($M5$) rates of adult natural mortality (M) (see Figure F.1 to compare M schedules). The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY in each scenario. The sensitivity analyses were conducted for two weighting scenarios for the size-composition data: a) same weighting as in the base case ($\lambda = 0.05$ for all fisheries) (upper panel); b) original sample sizes for all fisheries ($\lambda = 1$) (lower panel).

FIGURA F.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) del análisis de caso base y de análisis de sensibilidad que suponen tasas de mortalidad natural (M) adulta más bajas ($M1$) y más altas ($M5$) (ver Figura F.1 para comparar vectores de M). Las líneas horizontales representan los SBR asociados al RMS en cada escenario. Se realizaron los análisis de sensibilidad con dos escenarios de ponderación para los datos de composición por tamaño: a) misma ponderación que en el caso base ($\lambda = 0.05$ para todas las pesquerías) (recuadro superior); b) tamaño de muestra original para todas las pesquerías ($\lambda = 1$) (recuadro inferior).

TABLE F.1. Estimates of management-related quantities for bigeye tuna for the base case and adult natural mortality (M) sensitivity analysis (see Figure F.1 to compare M schedules).

TABLA F.1. Estimaciones de las cantidades relacionadas con la ordenación para el atún patudo del caso base y del análisis de sensibilidad a la mortalidad natural (M) de adultos (ver Figura F.1 para comparar vectores de M).

$\lambda = 0.05$, all fisheries— todas pesquerías	Mad- sens1	Mad- sens2	Base case Caso base	Mad- sens3	Mad- sens4	Mad- sens5	Mad- sens6	Mad- sens7
MSY-RMS	123,379	105,537	107,864	114,673	121,037	126,395	130,515	134,010
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	565,617	425,993	389,211	406,529	416,454	421,992	424,606	426,046
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	169,233	115,829	95,101	97,768	97,168	96,336	94,607	92,750
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.28	0.27	0.26	0.26	0.26	0.26	0.26	0.27
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.27	0.23	0.21	0.21	0.2	0.2	0.2	0.2
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.84	0.99	0.97	0.91	0.86	0.82	0.8	0.78
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	0.31	0.58	1.00	1.21	1.35	1.44	1.5	1.55
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	0.2	0.47	0.96	1.22	1.39	1.5	1.58	1.63
F multiplier- Multiplicador de F	0.4	0.64	1.05	1.29	1.48	1.62	1.72	1.81
$\lambda = 1$, all fisheries— todas pesquerías	Mad- sens1	Mad- sens2	$\lambda = 1$	Mad- sens3	Mad- sens4	Mad- sens5	Mad- sens6	Mad- sens7
MSY-RMS	133,834	111,103	95,544	100,851	102,766	108,296	115,942	122,755
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	663,082	454,769	340,276	338,034	337,600	350,831	371,995	388,208
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	205,439	126,585	82,911	78,926	76,612	78,414	81,777	83,760
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.3	0.3	0.29	0.29	0.29	0.28	0.28	0.28
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.3	0.26	0.23	0.22	0.22	0.21	0.21	0.21
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.78	0.94	1.09	1.03	1.01	0.96	0.9	0.85
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	0.21	0.39	0.59	0.83	1.03	1.24	1.43	1.56
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	0.11	0.22	0.41	0.59	0.8	1.02	1.22	1.36
F multiplier- Multiplicador de F	0.27	0.4	0.57	0.73	0.91	1.12	1.34	1.52

CONDICIÓN DEL ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2015 Y PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO

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

ÍNDICE

Resumen ejecutivo	86
1. Introducción	87
2. Datos	87
2.1. Cambios en los datos de composición por tallas de patudo de las pesquerías palangreras japonesas	88
3. Configuraciones de la estructura del modelo	88
4. Resultados	91
4.1. Modelo de caso base	91
4.1.1. Reclutamiento y biomasa.....	91
4.1.2. Mortalidad por pesca (F)	91
4.1.3. Diagnósticos del modelo	91
4.1.3.a Ajuste del modelo.....	91
4.1.3.b Perfil R_0	92
4.1.3.c Diagnóstico de producción con estructura por edad.....	92
4.2. Análisis de sensibilidad.....	93
4.2.1. Inclinación	93
4.2.2. Ponderación de los datos	93
4.2.3. Crecimiento	94
4.2.4. Mortalidad natural juvenil	94
4.2.5. Mortalidad natural adulta.....	94
4.3. Cantidades de ordenación.....	95
4.3.1. Modelo de caso base.....	95
4.3.2. Sensibilidad a configuraciones alternativas del modelo	95
5. Direcciones futuras.....	96
RECONOCIMIENTOS	96
REFERENCIAS.....	42
ANEXOS	55

RESUMEN EJECUTIVO

1. La evaluación del atún patudo en el Océano Pacífico oriental (OPO) en 2015 es similar a la evaluación previa, excepto que ahora se dispone de series separadas de datos de frecuencia de talla para buques palangreros japoneses comerciales y de entrenamiento, y se usaron ambos en la evaluación.
2. Los resultados de esta evaluación indican una tendencia de recuperación para el patudo en el OPO durante 2005-2009, subsiguiente a resoluciones de conservación de atún de la CIAT iniciadas en 2004. Sin embargo, aunque las resoluciones han continuado desde 2009, esta tendencia no fue sostenida durante 2010-2012, y el cociente de biomasa reproductora (SBR) disminuyó gradualmente a un nivel históricamente bajo de 0.16 al principio de 2013. Esta disminución podría estar relacionada con una serie de reclutamientos recientes inferiores al promedio que coincidieron con una serie de eventos fuertes de La Niña. Más recientemente, se estima que el SBR ha aumentado ligeramente, de 0.16 en 2013 a 0.20 al principio de 2016; en el modelo, este aumento es impulsado principalmente por el aumento reciente en la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de las pesquerías palangreras que capturan patudo adulto. Existe incertidumbre acerca de los niveles de reclutamiento y biomasa recientes y futuras. Con los niveles actuales de mortalidad por pesca (F), y si continúan los niveles recientes de esfuerzo y capturabilidad y el reclutamiento sigue medio, se predice que la biomasa reproductora (S) continuará recuperándose y se estabilizará alrededor de 0.22, por encima del nivel correspondiente al rendimiento máximo sostenible (RMS) (0.21).
3. Se estima que las tasas recientes de mortalidad por pesca están por debajo del nivel correspondiente al RMS, mientras que se estima que las biomásas reproductoras recientes están ligeramente por debajo del ese nivel. Estas interpretaciones son inciertas y altamente sensibles a los supuestos acerca del parámetro de inclinación (h) de la relación población-reclutamiento, la ponderación asignada a los datos de composición por tallas (en particular a los datos de composición por tallas de palangre), la curva de crecimiento, y las tasas supuestas de mortalidad natural (M) para el patudo.
4. Los temas siguientes deberían ser prioritarios en investigaciones futuras de la evaluación de la población de patudo:
 - a. Investigación de las causas de especificación errónea del modelo responsable del patrón de dos regímenes de reclutamiento en la evaluación del patudo (talla promedio de los peces más viejos en el modelo (L_2), mortalidad natural, otros).
 - b. Formulación de una curva de crecimiento que es más representativa de los datos.
 - c. Ponderación de los distintos conjuntos de datos.
 - d. Definiciones de las pesquerías.
 - e. Estructura de la población. El personal de la CIAT continuará colaborando con la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC) en una evaluación del patudo a escala del Pacífico entero. Incorporará los datos de marcado en un modelo de dinámica de población con estructura espacial, ayudará a evaluar sesgos potenciales que resulten del método actual de realizar evaluaciones separadas para el OPO y el Océano Pacífico central y occidental.

1. INTRODUCCIÓN

Este informe presenta la evaluación más actual de la población de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Se usó un modelo estadístico integrado de evaluación de poblaciones con estructura por edad (*Stock Synthesis* 3.23b). Durante 2015, El personal de la CIAT trabajó en colaboración con científicos japoneses para mejorar los datos de composición por tallas del patudo capturado por las pesquerías palangreras japonesas. Como resultado, la mejora más importante en la presente evaluación consiste en cambios en estos datos y la forma de usarlos en el modelo.

El atún patudo se encuentra distribuido por todo el Océano Pacífico, pero la mayor parte de la captura proviene del este y del oeste. Las capturas cerqueras de patudo son sustancialmente más bajas cerca del límite occidental del OPO (150°O); las capturas palangreras son más continuas, pero relativamente bajas entre 160°O y 180°. El patudo no es capturado a menudo por buques cerqueros en el OPO al norte de 10°N, pero una porción sustancial de las capturas palangreras de patudo en el OPO es tomada al norte de dicho paralelo. Se realiza la evaluación como si existiese una sola población de patudo en el OPO, con desplazamientos netos mínimos de peces entre el OPO y el Océano Pacífico central y occidental (OPCO). Los resultados son consistentes con aquellos de otros análisis del patudo a escala del Pacífico entero. No obstante, recientemente se obtuvo una gran cantidad de datos de marcado convencional y electrónico del *Pacific Tuna Tagging Programme*, que ha enfocado sus esfuerzos de marcado entre 180° y 140°O desde 2008 (Schaefer *et al.* 2015). Las marcas recuperadas muestran claramente que ocurren extensos desplazamientos longitudinales de patudo a través del límite de la CIAT en 150°O, en particular de oeste a este. El personal de la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC) construyó un modelo de evaluación para el Pacífico entero para probar la sensibilidad del asesoramiento de ordenación para el OPCO al supuesto que se puede en efecto hacer caso omiso a la dinámica del patudo en el OPO al realizar las evaluaciones de poblaciones para el OPCO (McKechnie *et al.* 2015). Los resultados indican que la dinámica del patudo en el OPO estimada por el modelo del Pacífico entero no son sustancialmente diferentes de aquellos estimados por el modelo del OPCO solamente, y que es por lo tanto razonable seguir haciendo recomendaciones de ordenación a la Comisión de Pesca del Pacífico Central y Occidental (WCPFC) sobre la base de los modelos de evaluación regional para el OPCO. Un reto importante para el modelado reconocido en la investigación de patudo del Pacífico entero es la posible especificación errónea en el modelo que resulta de suponer crecimiento común en todo el Pacífico cuando estudios indican diferencias regionales. Con respecto al OPO, el personal de la CIAT seguirá colaborando con la SPC en la evaluación del patudo del Pacífico entero. Se incorporarán los nuevos datos de marcado en un modelo de dinámica poblacional con estructura espacial, lo cual ayudará en la evaluación actual de sesgos potenciales que resulten de no incluir intercambio de peces a través del límite OPO-OPCO en el método actual de realizar evaluaciones separadas para el OPO Y el OPCO.

2. DATOS

La evaluación de poblaciones requieren una cantidad sustancial de información. Se han analizado datos de capturas retenidas, descartes, captura por unidad de esfuerzo (CPUE), y composición por tallas de las capturas de varias pesquerías diferentes. Se hicieron también varios supuestos acerca de procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamientos, mortalidad natural (M), y mortalidad por pesca (F). Se actualizaron los datos de captura y CPUE de las pesquerías de superficie, y se incluyen datos nuevos para 2015. Se dispone de datos de captura palangrera nuevos o actualizados para China (2014), Japón (2013-2014), Corea (2006, 2014), Taipei Chino (2012-2014), Estados Unidos (2013-2014), Polinesia Francesa (2013-2014), Vanuatu (2007-2014), y otras naciones (2013-2015). Se dispone de datos de captura palangrera para 2015 de China, Japón, Taipei Chino, a partir de las estadísticas de los informes mensuales. En el caso de las pesquerías palangreras sin datos nuevos de captura para 2015, se supuso que las capturas eran iguales que en 2014. Se dispone de datos de CPUE nuevos o actualizados de la flota palangrera japonesa para el período entero de la evaluación (1975-2015). Japón ha entregado de nuevo sus datos de captura y esfuerzo (incluyendo información de anzuelos por canasta), para contener solamente datos de buques comerciales (previamente eran una mezcla de datos de buques comerciales y de entrenamiento). Se dispone de datos nuevos para 2015 de

frecuencia de talla de la pesquería cerquera. Se dispone también de datos nuevos de frecuencia de talla de la pesquería palangrera japonesa, descritos a continuación.

2.1. Cambios en los datos de composición por tallas de patudo de las pesquerías palangreras japonesas

Evaluaciones previas de la población de patudo en el OPO señalaron un patrón prominente de residuales en el ajuste del modelo a la composición por talla de las pesquerías palangreras. El patrón consistió en un cambio importante de residuales positivos (observaciones más grandes que las predicciones del modelo) para peces de tamaño mediano antes de fines de los años 1980, a un periodo de residuales positivos para peces grandes posteriormente ([Aires-da-Silva et al. 2010](#)). Se han propuesto varias hipótesis para explicar este patrón de residuales: una es que es causado por un cambio importante en la metodología de recolección y procesamiento de los datos de composición por tamaño (por ejemplo, diferentes factores de conversión de tallas, o relaciones talla-peso).

Durante 2015, el personal de la CIAT trabajó estrechamente con científicos pesqueros japoneses para investigar las posibles causas del patrón de residuales (Sato *et al.* 2015). La conclusión de este estudio colaborativo fue que el patrón parecía ser causado por una combinación de la conversión de medidas crudas de peso de peces desagallados y eviscerados a talla furcal y la combinación de datos de composición por tamaño de las flotas comerciales y los buques entrenamiento. Como resultado de este estudio, se dispone de datos de frecuencia de talla nuevos o actualizados para la flota palangrera comercial japonesa (1986-2014). Los datos de frecuencia de talla están ahora disponibles para los buques comerciales y buques de entrenamiento por separado, y por tipo de medición (peso o talla) (Sato *et al.* 2016) para el período entero de la evaluación (1975-2014). Se dispone también de datos de frecuencia de peso de la flota palangrera comercial, pero no se usan en la presente evaluación debido a incertidumbre en los factores de conversión de peso. Minte-Vera *et al.* (2016) presentan una descripción detallada de estos datos recién recibidos y recomendaciones sobre la mejor forma de usarlos en las evaluaciones del patudo y aleta amarilla (*Thunnus albacares*).

3. CONFIGURACIONES DE LA ESTRUCTURA DEL MODELO

Con pocas excepciones, descritas a continuación, el modelo de caso base usado en la presente evaluación del patudo es el mismo que se usó en la evaluación completa previa, realizada en 2014 ([Informe de Evaluación de Stocks de la CIAT 15](#)). Ese caso base incluyó varias mejoras. En primer lugar, se introdujo una nueva curva de crecimiento de Richards, estimada externamente a partir de un análisis integrado de datos de edad basados en otolitos y observaciones de marcado y recaptura (Aires-da-Silva *et al.* 2015). Esta nueva curva de crecimiento redujo la incertidumbre acerca del tamaño medio de los peces más viejos (parámetro L_2); además, los parámetros que determinan la varianza de la talla por edad fueron tomados de las nuevas estimaciones de crecimiento derivadas externamente.

Conforme a una recomendación de la [revisión externa de la evaluación del patudo](#), se había supuesto para todas las pesquerías palangreras dos bloques de tiempo (pesquerías tempranas y tardías, divididas en 1990, asociadas al patrón de residuales de la composición por tamaño) con distintos parámetros de capturabilidad. Tal como se comentó en la [sección 2.1](#), es probable que el patrón de residuales en los datos palangreros de composición por tamaño en las evaluaciones previas sea artificial. Por lo tanto, los bloques de tiempo para las pesquerías palangreras ya no son justificadas, y se recomienda que sean eliminadas del modelo (Minte-Vera *et al.* 2016). La CPUE palangrera japonesa debería ser tratada con con una serie continua de índices de abundancia, sin divisiones en la capturabilidad. Esto reduciría el número de pesquerías definidas en la evaluación del patudo de 23 a 19 ([Tabla 1](#)). En la [Figura 1](#) se ilustra la extensión espacial de cada pesquería y los límites de las áreas de muestreo de frecuencia de talla. Se definen sobre la base de tipo de arte (red de cerco, caña y anzuelo, palangre), tipo de lance cerquero (sobre objetos flotantes, atunes no asociados, y delfines), períodos de tiempo, área de muestreo de frecuencia de talla de la CIAT o latitud, y unidad de captura palangrera (en número o peso). Los datos de composición por talla de los buques de entrenamiento japoneses y los datos de composición por peso de

los buques comerciales japoneses (no usados en el ajuste del modelo pero incluidos para fines comparativos), son incluidos en el modelo como « estudios¹ », no pesquerías (Minte-Vera *et al.* 2016).

Asimismo en relación con el supuesto de bloques de tiempo temprano y tardío de la capturabilidad, divididos en 1990, para las pesquerías palangreras, en la evaluación completa previa se supusieron los mismos bloques de tiempo para la selectividad de estas pesquerías ([Informe de Evaluación de Stocks de la CIAT 15](#)). Esa evaluación supuso una selectividad en forma de domo para el período temprano de las pesquerías palangreras central y del sur (Pesquerías 13 y 14) y selectividad logística para su período tardío. Ya que estos bloques de tiempo fueron eliminados en la evaluación actual, se supuso selectividad logística para la historia entera de ambas pesquerías, en las que se observan los patudos de tamaño más grande.

Al igual que en la evaluación previa, el número de series de datos de CPUE usados como índices de abundancia fue reducido, a fin de minimizar tendencias conflictivas entre conjuntos de datos. Se seleccionó un conjunto reducido de índices de abundancia de las pesquerías palangreras central y del sur (Pesquerías 13 y 14) como la mejor representación de las tendencias de la población de patudo.

Análisis diagnósticos con la [configuración previa del modelo del caso base](#) indicaron una influencia dominante de los datos de composición por tamaño (principalmente de las pesquerías palangreras) en la determinación de la productividad (parámetro R_0) de la población de patudo, y se descubrieron también conflictos entre conjuntos de datos. Esto podría ser causado al menos parcialmente por el patrón prominente de residuales en los datos de composición por tamaño de la pesquería palangrera (ver sección 2.1). A fin de minimizar estos problemas, se redujo la ponderación de estos datos de composición por tamaño para todas las pesquerías en la evaluación completa previa ([Informe de Evaluación de Stocks de la CIAT 15](#)).

Uno de los resultados esperados de resolver las inconsistencias en los datos palangreros japoneses de composición por tamaño (sección 2.1) fue permitir aumentar la ponderación de estos datos, a fin de informar mejor al modelo de la abundancia de las cohortes y la selectividad por tamaño de los palangres. Desafortunadamente, esto no eliminó la influencia dominante de los datos de composición por tamaño en la determinación de la productividad de la población (R_0 , ver sección 4.1.3b), lo cual no es deseable en los modelos estadísticos de evaluación de poblaciones (Francis 2011). Además de este defecto, aumentar la ponderación de los datos de composición hizo reaparecer el patrón de reclutamiento previo de « dos regímenes » que había sido mayormente resuelto en la evaluación completa previa ([Informe de Evaluación de Stocks de la CIAT 15](#)). Esto podría ser debido a alguna especificación errónea existente en el modelo (por ejemplo, crecimiento, mortalidad natural), y es necesario más trabajo para investigar este problema. Sin embargo, mientras que no se resuelva la especificación errónea del modelo, en la presente evaluación se usa la ponderación de los datos de composición por tamaño supuesta en la evaluación completa previa. Se realizaron análisis de la sensibilidad a ponderaciones y procesos biológicos alternativos que podrían estar contribuyendo en la especificación errónea del modelo (ver anexos).

Los aspectos importantes de la evaluación de caso base (1) y los cinco análisis de sensibilidad (2-6) son los siguientes:

- 1. Evaluación de caso base :** inclinación (h) de la relación población-reclutamiento = 1 (ninguna relación entre población y reclutamiento); talla media por edad fija, y parámetros fijos que definen la variabilidad de la talla por edad; ajustado a la serie de tiempo de CPUE de las Pesquerías 13 y 14 (palangre central y del sur; selectividades asintóticas basadas en tamaño para las Pesquerías 13 y 14, que capturan patudo más grande; ponderación reducida de los datos de composición por tamaño para todas las pesquerías (se aplicó un factor multiplicativo de ponderación - λ (lambda) - de 0.05 a todos los datos de composición por tamaño, al igual que en la evaluación completa previa: [Informe de Evaluación de Stocks de la CIAT 15](#)).

¹ Terminología de *Stock Synthesis*; no representa verdaderos estudios, sino que permite flexibilidad en la forma de modelar los datos

2. **Sensibilidad a la inclinación de la relación población-reclutamiento.** La evaluación de caso base supone que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población (inclinación (h) = 1); el análisis de sensibilidad incluyó una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) con una inclinación de $h = 0.75$.
3. **Sensibilidad a la ponderación asignada a los datos de composición por tamaño.** Tal como se comentó en lo anterior, en el modelo de caso base se aplicó $\lambda = 0.05$ a los datos de composición por tallas de todas las pesquerías de superficie y palangreras. Se realizaron los análisis de sensibilidad siguientes para explorar el efecto sobre los resultados de la evaluación de asignar distintas ponderaciones a pesquerías o grupos de pesquerías individuales: 1) aumentar la ponderación de los datos de composición por tamaño de todas las pesquerías a su ponderación original ($\lambda = 1$); 2) aumentar a $\lambda = 1$ la ponderación de los datos de composición por tamaño de todas las pesquerías excepto Pesquerías 13 y 14 (palangre central y del sur), para las cuales $\lambda = 0.2$ y 0.1 , respectivamente, conforme con lo indicado por un perfil de verosimilitud en R_0 (ver sección 4.1.3b).
4. **Sensibilidad a valores más bajos del tamaño medio de los peces más viejos (L_2).** En caso base supone L_2 fijo en 196 cm, valor tomado de la curva de crecimiento del Richards estimada externamente a partir de un análisis integrado de datos de edad basados en otolitos y observaciones de marcado y recaptura (Aires-da-Silva *et al.* 2015). Se actualizó este estudio, usando el método de Francis *et al.* (2015), para incluir tres registros adicionales de recuperación de marcas en patudos, todos con tiempos en libertad de más de 10 años (Figura D.1). Se realizó un análisis de sensibilidad usando la nueva estimación de L_2 del modelo integrado actualizado (193 cm). Un segundo análisis de sensibilidad consideró un L_2 todavía más bajo de 183 cm. Una inspección más estrecha del ajuste del modelo de crecimiento (Figura D.1) descubrió residuales negativos para todos los peces más viejos (>8 años de edad), lo cual sugiere que puede ser necesario un modelo más flexible que pueda curvarse más rápidamente hacia un L_2 más bajo. Una inspección de los datos empíricos de recuperación de marcas señaló un L_2 más bajo (en aproximadamente 183 cm) que lo estimado a partir del ajuste de la curva de crecimiento de Richards. Por lo tanto, el segundo análisis de sensibilidad supuso $L_2 = 183$ cm. Se realizaron los análisis de sensibilidad a L_2 con dos configuraciones de ponderación de los datos de composición por talla ($\lambda = 0.05$ para todas las pesquerías, al igual que en el caso base, y usando el tamaño original de muestra para todas las pesquerías, $\lambda = 1$).
5. **Sensibilidad al supuesto de valores más altos de mortalidad natural (M) juvenil para hembras y machos machos.** Un análisis de sensibilidad a M juvenil investigó el efecto de variaciones en la forma los vectores de M supuestos para machos y hembras juveniles (Figura E.1). Se realizaron los análisis de sensibilidad suponiendo uno de dos niveles distintos de M para peces de edad 0 (0.25 y 0.50 trimestre⁻¹), y una tendencia lineal decreciente de M entre edad 0 y una de tres posibles edades jóvenes (5, 10, y 13 trimestres). Se realizaron los análisis de sensibilidad al M juvenil con dos configuraciones de ponderación de los datos de composición por talla ($\lambda = 0.05$ para todas las pesquerías, al igual que en el caso base, y usando el tamaño original de muestra para todas las pesquerías, $\lambda = 1$).
6. **Sensibilidad al supuesto de valores más bajos y más altos de mortalidad natural (M) para hembras y machos adultos.** Al definir los vectores alternativos de M de los adultos, y a fin de mantener las diferencias absolutas por edad de M estimadas a partir de los datos de proporciones de sexos, los valores de M para machos y hembras adultos (12+ trimestres de edad) supuestos en el caso base fueron reducidos o incrementados por el mismo factor multiplicativo (Figure F.1). Se realizaron los análisis de sensibilidad al M de los adultos con dos configuraciones de ponderación de los datos de composición por talla ($\lambda = 0.05$ para todas las pesquerías, al igual que en el caso base, y usando el tamaño original de muestra para todas las pesquerías, $\lambda = 1$).

4. RESULTADOS

4.1. Modelo de caso base

4.1.1. Reclutamiento y biomasa

Una característica prominente en las series de tiempo de reclutamiento estimado de patudo es que los picos más altos del reclutamiento en 1983 y 1998 coinciden con los eventos de El Niño más fuertes del período histórico de la evaluación ([Figura 2](#)). Hubo un periodo de reclutamiento anual superior al promedio durante 1994-1998, seguido por un periodo de reclutamiento inferior al promedio en 1999-2000. Los reclutamientos fueron superiores al promedio desde 2001 hasta 2006, y fueron particularmente fuertes en 2005. Más recientemente, los reclutamientos fueron inferiores al promedio durante 2007-2009, pero superiores al mismo durante 2010-2015. Se estima que el reclutamiento anual más reciente (2015) es superior al promedio. El evento de El Niño en 2015 fue más fuerte que aquellos de 1983 y 1998. En vista de que los picos históricos más altos del reclutamiento coincidieron con esos eventos de El Niño, es de esperar que el reclutamiento sea alto en 2015. El modelo no estimó este reclutamiento alto en 2015, pero el modelo contiene pocos datos de 2015 para informar la estimación. La estimación de 2015 es altamente incierta y debe ser considerada con cautela, ya que de los patudos recientemente reclutados están representados en solamente unos pocos conjuntos de datos de frecuencia de talla.

En la gama de biomasa reproductoras estimadas por la evaluación de caso base, la abundancia de los reclutas de patudo no parece estar relacionada con el potencial reproductor de las hembras adultas en el momento de eclosión.

Desde el principio de 2005, el cociente de biomasa reproductora (SBR; el cociente de la biomasa reproductora en ese momento a aquella de la población no explotada) han aumentado paulatinamente, a 0.26 al principio de 2009. Esto puede ser atribuido al efecto combinado de una serie de reclutamientos superiores al promedio desde 2001, las resoluciones de conservación de atún de la CIAT, y un esfuerzo palangrero reducido en el OPO durante 2004-2008. Sin embargo, aunque las resoluciones han continuado desde 2009, la tendencia de recuperación no fue sostenida durante 2010-2013, y el SBR disminuyó paulatinamente a un nivel históricamente bajo de 0.16 al principio de 2013 ([Figura 3](#)). Esta disminución podría estar relacionada con un período dominado por reclutamientos inferiores al promedio que comenzó en 2007 y coincide con una serie de eventos de La Niña particularmente fuertes. Más recientemente, se estima que el SBR ha aumentado ligeramente, de 0.16 en 2013 a 0.20 al principio de 2016; en el modelo, este aumento es impulsado principalmente por el aumento reciente de las CPUE de las pesquerías palangreras que capturan patudo adulto.

4.1.2. Mortalidad por pesca (F)

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca causada por las pesquerías que capturan patudo en el OPO. En promedio, desde 1993 la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 15 trimestres de edad ha aumentado sustancialmente, pero en los últimos años ha disminuido. En el caso de peces de más de unos 15 trimestres de edad, F también aumentó inicialmente, pero luego fluctuó alrededor de un nivel constante ([Figura 4](#)). El aumento de la mortalidad por pesca de los peces más jóvenes fue causado por la expansión de las pesquerías cerqueras que capturan atunes asociados a objetos flotantes. Queda claro que la pesquería palangrera tuvo el mayor impacto sobre la población antes de 1995, pero con la disminución del esfuerzo palangrero y la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes, actualmente el impacto de la pesquería cerquera sobre la población de patudo es mucho mayor que aquel de la pesquería palangrera. Los descartes de patudo pequeño ejercen un impacto pequeño, pero detectable, sobre la disminución de la población.

4.1.3. Diagnósticos del modelo

4.1.3.a Ajuste del modelo

En general, el modelo de caso base se ajusta muy bien a los índices de abundancia de las pesquerías

palangreras central y del sur (13 y 14) ([Figura A.1a](#)). Como es de esperar porque se redujo la ponderación de los datos de composición de tallas, el caso base no se ajusta bien a los datos de composición. El modelo de evaluación *Stock Synthesis* produce una serie extensa de diagnósticos del ajuste del modelo. Están disponibles para el modelo de caso base en formatos [html y pdf](#).

4.1.3.b Perfil R_0

Se aplicaron a la evaluación del patudo perfiles de verosimilitud del reclutamiento virgen, un método para diagnosticar ponderaciones excesivas de datos de composición por tamaño, conflictos de datos, y especificación errónea del modelo. El reclutamiento virgen (R_0 ; el reclutamiento de equilibrio en ausencia de pesca) es un parámetro común en las evaluaciones de poblaciones que fija la escala del tamaño de la población. La información sobre el tamaño de una población proviene de dos fuentes principales: 1) cómo la captura cambia los índices de abundancia relativa; y 2) cómo cambia la abundancia relativa en edades consecutivas de datos de composición por edad (o datos de composición por tallas adecuadamente ajustados). Francis (2011) argumenta que la información de abundancia debería provenir principalmente de índices de abundancia, y no de datos de composición. El diagnóstico indica una sobreponderación de los datos de composición o especificación errónea del modelo cuando el componente de composición del perfil de verosimilitud para R_0 proporciona información sustancial sobre R_0 y entra en conflicto con información de los datos del índice de abundancia relativa. Se debería corregir la especificación errónea del modelo (por ejemplo, se debería modificar la curva de selectividad para la pesquería o estudio relacionado con esos datos de composición) o reducir la ponderación de los datos de composición, para que los datos de composición tengan poca información sobre R_0 .

Como resultado de los cambios en los datos de composición por tamaño de las pesquerías palangreras japonesas (ver sección 2.1), la ponderación de los distintos conjuntos de datos en el modelo de evaluación de patudo necesitó ser reevaluada. Con este propósito, se construyó un perfil de R_0 usando del caso base modificado al mantener la ponderación original ($\lambda = 1$) de los datos de composición por tamaño de todas las pesquerías. Un aspecto importante es presentado por el diagnóstico del perfil de verosimilitud de R_0 . ([Figura C.1](#)). La estimación de máxima verosimilitud de R_0 en aproximadamente 8.5 (en espacio logarítmico) es fuertemente impulsada por la pendiente dominante proveniente de los datos de composición por tamaño de las Pesquerías 13 y 14 (palangreras central y del sur), para las cuales se supone una selectividad logística. El cambio en la log-verosimilitud negativa en estas pesquerías es aproximadamente 30 y 90 unidades, respectivamente, más que aquel de los otros componentes de datos. Este diagnóstico es indicativo de una sobreponderación de los datos de composición y/o alguna forma de especificación errónea del modelo que tendrá que ser atendida en el futuro para poder asignar la ponderación adecuada. Al igual que en la evaluación completa previa ([Informe de Evaluación de Stocks de la CIAT 15](#)), se aplicó a todos los datos de composición por tamaño en el caso base un factor de ponderación multiplicativo.

4.1.3.c Diagnóstico de producción con estructura por edad

El diagnóstico de modelo de producción con estructura por edad (*age-structured production model*, ASPM) fue propuesto por Maunder y Piner (2015) como forma de: (i) evaluar más a fondo las especificaciones erróneas del modelo, (ii) averiguar la influencia de los datos de composición sobre las estimaciones de abundancia absoluta y las tendencias de la abundancia, y (iii) verificar si la captura puede por sí misma explicar las tendencias de los índices de abundancia. El diagnóstico ASPM es calculado de la siguiente forma: (i) ejecutar el modelo de caso base; (ii) fijar los parámetros de selectividad en las las estimaciones máximo-verosímiles (EMV) del modelo de caso base, (iii) desactivar la estimación de todos los parámetros excepto los de escala, y fijar los desvíos del reclutamiento en cero; (iv) ajustar el modelo a los índices de abundancia solamente; (v) comparar la trayectoria estimada con aquella obtenida en el caso base. Si el ASPM puede ajustar bien los índices de abundancia que tienen buen contraste (o sea, aquellos que tienen tendencias decrecientes y/o crecientes), Maunder y Piner (2015) sugieren que esto es prueba de que existe una función de producción, y los índices probablemente proporcionarán información sobre la

abundancia absoluta. Se refieren a esta situación como « la captura explica los índices bien »; en el caso contrario, donde no hay un buen ajuste a los índices, « la captura no puede explicar los índices ». Esto puede tener varias causas: (i) la población es impulsada por el reclutamiento; (ii) la población todavía no ha disminuido al punto en que la captura es un factor principal que afecta la abundancia, (iii) el modelo de caso base es incorrecto, o (iv) los índices de abundancia relativa no son proporcionales a la abundancia. Averiguar si la población es impulsada por el reclutamiento implica simplemente ajustar el ASPM con los desvíos del reclutamiento fijos en los valores estimados en el caso base. Si esto todavía no captura la trayectoria de la población estimada en el modelo integrado, se puede concluir que la información sobre escala en el modelo integrado proviene de los datos de composición. Amplios intervalos de confianza alrededor de la abundancia estimada por el ASPM indican asimismo que el índice de abundancia contiene poca información sobre la abundancia absoluta.

El ajuste del diagnóstico ASPM a los índices de abundancia muestra una disminución general a lo largo del tiempo, con una disminución más abrupta a mediados de los años 1990, cuando se expandió la pesquería sobre objetos flotantes ([Figura A.1b](#)). Esta es la tendencia general de los índices de abundancia, pero el modelo no puede ajustar las fluctuaciones de la abundancia causadas por el reclutamiento. Como consecuencia, la trayectoria estimada de la biomasa reproductora no refleja fluctuaciones importantes, excepto aquella causada por la expansión de la las pesquerías sobre objetos flotantes a mediados de los años 1990 ([Figura A.2](#)). Los intervalos de confianza son mucho más pequeños que en el caso base.

Cuando se estiman los desvíos de reclutamiento en el ASPM, el modelo puede ajustar las fluctuaciones de la abundancia causadas por el reclutamiento ([Figura A.1c](#)). De hecho, el ajuste del modelo a los datos de CPUE es casi idéntico a aquel del caso base ([Figura A.1a](#)). No obstante, los intervalos de confianza son mucho más grandes, lo cual indica que la mayoría de la incertidumbre en la evaluación proviene de fluctuaciones en el reclutamiento más que de la estimación de los parámetros. La incertidumbre en la estructura del modelo que no está incluida en la incertidumbre de estimación de parámetros también añade sustancialmente a la incertidumbre en las evaluaciones de las poblaciones (ver análisis de sensibilidad en los Anexos). La serie de tiempo estimada del SBR es muy similar a las estimaciones del caso base ([Figura A.2](#)). Se obtiene el mismo resultado con el ASPM con los desvíos del reclutamiento fijos en las estimaciones del caso base. Estos resultados indican que la información de abundancia, tanto relativa como absoluta, que contienen los índices de abundancia relativa basados en CPUE no pueden ser interpretados sin explicar las fluctuaciones en el reclutamiento, y que los datos de composición tienen poca influencia sobre las estimaciones de caso base de la abundancia absoluta o las tendencias de la abundancia.

4.2. Análisis de sensibilidad

En los anexos se presentan los resultados de los cuatro análisis de sensibilidad: sensibilidad a (a) la relación población-reclutamiento ([Anexo B](#)); (b) asignar una ponderación diferente a los datos de composición por tallas ([Anexo C](#)); c) suponer valores más bajos para el tamaño medio de los peces más viejos, L_2 ([Anexo D](#)); d) suponer tasas más altas de mortalidad natural (M) juvenil ([Anexo E](#)); y e) suponer tasas más bajas y más altas de mortalidad natural (M) adulta ([Anexo F](#)). Aquí describimos las diferencias en el ajuste del modelo y la estimación del modelo, y prorrogamos nuestra discusión de las diferencias en la condición de la población hasta la [Sección 4.3](#).

4.2.1. Inclinación

Se fijó la inclinación (h) de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) en 0.75. La serie de tiempo de reclutamiento relativo es similar a aquella del caso base ([Figura B.1](#)). Con respecto a la biomasa reproductora, las tendencias relativas del SBR son muy similares entre el caso base y el modelo que supone una relación población-reclutamiento ([Figura B.2](#)).

4.2.2. Ponderación de los datos

Tal como se comentó anteriormente, uno de los resultados esperados de resolver las inconsistencias en los

datos japoneses de palangre de composición por talla (sección 2.1) fue permitir incrementar la ponderación de estos datos, para informar mejor al modelo de la abundancia de las cohortes y la selectividad por tamaño. Desafortunadamente, hacer esto no eliminó la influencia dominante previa de los datos de composición por tallas en la determinación de la productividad de la población (R_0 , ver [sección 4.1.3b](#)), lo cual no es deseable en los modelos estadísticos de evaluación de poblaciones (Francis 2011). Aumentar la ponderación de los datos de composición de todas las pesquerías en el modelo ($\lambda = 1$) hizo reaparecer el patrón de reclutamiento previo de « dos regímenes » que había sido mayormente resuelto en la evaluación completa previa ([Figura C.2](#)). Este resultado está probablemente relacionado con la influencia dominante persistente de los datos de composición por tallas en las pesquerías palangreras con selectividad logística (Pesquerías 13 y 14). De hecho, cuando se reduce a la ponderación de los datos de composición de estas pesquerías solamente, manteniendo el tamaño original de muestra de los datos de composición de las otras pesquerías ($\lambda = 0.2$ y 0.3 para las Pesquerías 13 y 14, y $\lambda = 1$ para todas las otras pesquerías), el patrón de « dos regímenes » queda fuertemente minimizado ([Figura C.2](#)). Alguna forma existente de especificación errónea del modelo (crecimiento o mortalidad natural, por ejemplo) podría ser responsable de la influencia dominante de los datos de composición por talla de palangre. Esta especificación errónea necesita ser resuelta antes de reponderar los datos de composición por tamaño.

4.2.3. Crecimiento

Se realizaron análisis de sensibilidad que suponían dos valores más bajos (193 y 183 cm) para el tamaño medio de los peces más viejos (L_2). Cuando se usó la ponderación de los datos de composición por tamaño aplicados en el caso base ($\lambda = 0.05$ para todas las pesquerías) en los análisis de sensibilidad, los valores más bajos de L_2 no produjeron grandes diferencias en el reclutamiento relativo: hasta el valor más bajo de L_2 de 183 cm no resolvió el patrón de reclutamiento de dos regímenes ([Figura D.3a](#)). Por contraste, los valores más bajos de L_2 produjeron grandes diferencias en el reclutamiento relativo cuando se aplicó a todas las pesquerías el tamaño original de las muestras de los datos de composición por tamaño ($\lambda = 1$). Con $L_2 = 196$ cm, al igual que en el caso base, el resultado fue el patrón de reclutamiento de dos regímenes, lo cual indica que podría todavía haber alguna forma de especificación errónea en el modelo. Por contraste, usar un valor más bajo de L_2 redujo este patrón ([Figura D.3b](#)). Esto sugiere que el crecimiento podría ser la fuente (o una de varias fuentes) de la especificación errónea del modelo que necesita ser resuelta en la evaluación del patudo.

En términos de la biomasa reproductora, suponer un valor más bajo de L_2 resulta en niveles de SBR más optimistas. Esto es de esperar, ya que un L_2 más bajo implica que el modelo espera encontrar proporciones menores de los peces grandes en los datos, y por ende una población menos reducida. Con $L_2 = 196$ cm, al igual que en el caso base, pero manteniendo los tamaños originales de muestra los datos de composición ($\lambda = 0.05$), produjo estimaciones pesimistas del SBR. No obstante, tal como se comentó, el patrón prominente de reclutamiento de dos regímenes producido por este análisis indica una fuerte especificación errónea del modelo.

4.2.4. Mortalidad natural juvenil

Cuando se aplica la ponderación de la composición por tamaño usada en el caso base ($\lambda = 0.05$ para todas las pesquerías), suponer tasas de mortalidad natural (M) juvenil más altas no mejora mucho el patrón de reclutamiento de los regímenes ([Figura E.2a](#)). Por contraste, sí es mejorado cuando se mantienen los tamaños de muestra originales de los datos de composición por tamaño ($\lambda = 1$) ([Figura E.2b](#)). Sin embargo, estos niveles más altos de M necesitan ser aplicados a un mayor número de grupos de edad juveniles (escenario M5, por ejemplo) para que la mejora sea evidente. Niveles de M juvenil tan altos podrían no ser biológicamente razonables.

4.2.5. Mortalidad natural adulta

Tal como comentan [Aires-da-Silva, Maunder and Tomlinson \(2010\)](#), suponer tasas más altas de M adulta contribuye a minimizar el patrón de reclutamiento de dos regímenes ([Figura F.2](#)). Sin embargo, estas tasas (escenario 5, por ejemplo) parecen inverosímilmente altas para el patudo, debido posiblemente a que se supone

en el caso base que la talla media de los peces más viejos es alta. Estos análisis de sensibilidad a un L_2 más bajos deberían ser explorados más a fondo para investigar la fuente restante de especificación errónea del modelo en la evaluación.

Tal como se esperaba, suponer valores más altos de M adulta resulta en niveles de biomasa reproductora demasiado optimistas. Con una M más alta para los adultos, el modelo tiene que generar niveles de reclutamiento más altos para poder explicar las capturas observadas.

4.3. Cantidades de ordenación

4.3.1. Modelo de caso base

Según los resultados del caso base, en principio de 2016 la biomasa reproductora (S) de patudo en el OPO estaba un 4% por debajo de S_{RMS} , y se estima que las capturas recientes han sido un 3% inferiores al RMS. Si la mortalidad por pesca (F) es proporcional al esfuerzo de pesca, y persisten los patrones actuales de selectividad por edad, F_{RMS} es un 5% mayor que el nivel actual de esfuerzo ([Tabla 1](#)).

Asimismo según los resultados del caso base, la estimación más reciente indica que la población de patudo en el OPO se encuentra ligeramente sobrepescada ($S < S_{RMS}$), pero que no está ocurriendo sobrepesca ($F < F_{RMS}$) ([Figura 6](#)). Similarmente, el modelo de caso base actual señala que no han sido rebasados los puntos de referencia límite provisionales de $0.38 S_{RMS}$ y $1.6 F_{RMS}$, que corresponden una reducción de 50% del reclutamiento de su nivel medio sin explotación con base en un valor precautorio de la inclinación ($h = 0.75$) de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt ([Figura 6](#)). Sin embargo, estas interpretaciones están sujetas a incertidumbre, tal como indican los intervalos de confianza aproximados alrededor de la estimación más reciente en las gráficas de fase ([Figura 6](#)), pero no rebasan los puntos de referencia límite. Cabe notar que los intervalos de confianza consideran solamente la incertidumbre en la estimación de los parámetros, y no incluyen incertidumbre en los parámetros fijos o la estructura del modelo (ver los análisis de sensibilidad para este tipo de incertidumbre).

Se podría maximizar el RMS de patudo en el OPO si el patrón de selectividad por edad fuese similar a aquel de las pesquerías palangreras, porque capturan individuos más grandes que están cerca del peso crítico. Antes de la expansión de la pesquería de cerco sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMS era mayor que el RMS actual, y la mortalidad por pesca estaba muy por debajo de F_{RMS} ([Figura 7](#)).

Con los niveles actuales de mortalidad por pesca, y si continúan los niveles recientes del esfuerzo y capturabilidad y el reclutamiento permanece en niveles cercanos al promedio, se predice que la biomasa reproductora seguirá recuperándose, y se estabilizará en un SBR de 0.22 en aproximadamente 2023, por encima del nivel correspondiente al RMS (0.21) ([Figura 3](#)). Si se supone una relación población-reclutamiento, se estima que las capturas serán más bajas en el futuro con los niveles actuales de esfuerzo de pesca, particularmente para las pesquerías de superficie ([Figura 8](#)).

Estas simulaciones se basan en el supuesto que los patrones de selectividad y capturabilidad no cambiarán en el futuro. Cambios en los objetivos de la pesca o una mayor capturabilidad de patudo a medida que disminuye la abundancia (por ejemplo, capturabilidad dependiente de la densidad) podrían resultar en diferencias de los resultados aquí predichos.

4.3.2. Sensibilidad a configuraciones alternativas del modelo

Las interpretaciones de la condición de la población dependen fuertemente de los supuestos hechos con respecto al parámetro de inclinación (h) de la relación población-reclutamiento, la ponderación asignada a los datos de composición por tamaño, la curva de crecimiento, y los niveles supuestos de mortalidad natural (M) juvenil y adulta.

El análisis de sensibilidad que incluya una relación población-reclutamiento con $h = 0.75$ estimó el SBR necesario para producir el RMS en 0.30, comparado con 0.21 en la evaluación de caso base ([Tabla B.1](#)). El análisis de sensibilidad para $h = 0.75$ estimó un multiplicador de F de 0.91, considerablemente más bajo que aquel de la evaluación de caso base (1.05). Los resultados del modelo de caso base señalan que

el nivel reciente de la biomasa reproductora está ligeramente por debajo de aquel correspondiente al RMS ($S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}} = 0.96$); se estima que este valor de disminución relacionado con el RMS es más bajo (0.81) para el análisis de sensibilidad con $h = 0.75$.

Las cantidades de ordenación estimadas en la evaluación de la población son altamente sensibles a la ponderación de los datos de composición por tamaño ([Tabla C.1](#)). El uso de los tamaños de muestra originales para todas las pesquerías ($\lambda = 1$) en el modelo produce cantidades de ordenación demasiado pesimistas (multiplicador de $F = 0.57$; $S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}} = 0.41$). Esto se debe a la predominancia de los datos de composición por tamaño de las Pesquerías 13 y 14 (que suponen selectividad logística) en la determinación de escala absoluta (el parámetro R_0) en el modelo (ver sección 4.1.3b). Esto es indicativo de una ponderación excesiva de los datos de composición y o alguna forma de especificación errónea del modelo que tendrá que ser tratada en el futuro para poder asignar la ponderación incorrecta los conjuntos de datos en el modelo del patudo. Una vez compensada esta predominancia por la reducción de la ponderación de estos datos ($\lambda = 0.2$ y 0.3 para las Pesquerías 13 y 14, respectivamente), se permite a otros componentes de datos (principalmente la CPUE palangrera) informar al modelo sobre la escala absoluta (R_0). Como consecuencia, las cantidades de ordenación son menos pesimistas.

Reducir el tamaño medio de los peces más viejos produce una condición más optimista de la población ([Tabla D.1](#)).

El efecto sobre las cantidades de ordenación de suponer tasas más altas de mortalidad natural juvenil depende del número de clases de edad a las cuales se aplican esas tasas más altas. Las estimaciones de la condición de la población se vuelven más optimistas si se aplican valores de M más altos a un mayor número de clases de edad juveniles. Estos aumentos son mayores si se mantienen los tamaños de muestra originales de la composición por talla ([Tabla E.1](#)).

Si se suponen tasas de mortalidad natural adulta más bajas para patudo en ambos sexos, la estimación de la condición de la población es más pesimista que la del caso base (multiplicador de F más bajo) (Tabla F.1). Suponer tasas de mortalidad natural adulta más altas produce el efecto contrario (multiplicador de F más alto) ([Tabla F.1](#)). No obstante, las tasas más altas consideradas en este análisis de sensibilidad parecen biológicamente inverosímiles para el patudo. Similarmente, la razón $S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$ es altamente sensible a las tasas supuestas de mortalidad natural adulta: específicamente, disminuye y aumenta, respectivamente, con valores supuestos de M más bajos y más altos.

5. DIRECCIONES FUTURAS

Los temas siguientes deberían ser prioritarios en investigaciones futuras de la evaluación de la población de patudo:

- Investigación de las causas de especificación errónea del modelo responsable del patrón de dos regímenes de reclutamiento en la evaluación del patudo (talla promedio de los peces más viejos en el modelo (L_2), mortalidad natural, otros).
- Formulación de una curva de crecimiento que es más representativa de los datos.
- Ponderación de los distintos conjuntos de datos.
- Definiciones de las pesquerías.
- Estructura de la población (continuar la colaboración con el personal de la SPC en la evaluación del patudo a escala del Pacífico entero).

RECONOCIMIENTOS

Muchos miembros del personal de la CIAT y de los países miembros proporcionaron datos para la evaluación. Richard Deriso, miembros del personal de la CIAT, y científicos de países miembros proporcionaron asesoramiento sobre la evaluación de la población las pesquerías y la biología del atún patudo. Christine Patnode ayudó con las figuras.

STATUS OF YELLOWFIN TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2015 AND OUTLOOK FOR THE FUTURE

Carolina V. Minte-Vera, Alexandre Aires-Da-Silva, and Mark N. Maunder

CONTENTS

Executive summary.....	98
1. Introduction	98
2. Data	99
3. Model structure configurations	99
4. Results.....	101
4.1. Base case model	101
4.1.1. Recruitment and biomass.....	101
4.1.2. Fishing mortality	101
4.1.3. Diagnostics	102
4.2. Sensitivity analyses	104
4.3. Management quantities	105
4.3.1. Base case model	105
4.3.2. Sensitivity to alternative model configurations	105
5. Future directions.....	106
5.1. Research priorities.....	106
5.2. Collection of new and updated information	106
5.3. Refinements to the assessment model and methods.....	106
6. Acknowledgements	106
References.....	106
Appendices.....	120

EXECUTIVE SUMMARY

1. The assessment of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2015 is similar to the previous assessment, except that separate series of length-frequency data for Japanese longline commercial and training vessels are now available, and both were used in the assessment.
2. There is uncertainty about recent and future levels of recruitment and biomass. There have been two, and possibly three, different productivity regimes since 1975, and the levels of maximum sustainable yield (MSY) and the biomasses corresponding to the MSY may differ among the regimes. The population may have switched in the last ten years from a high to an intermediate productivity regime. The spawning biomass ratio (SBR) has been below average since 2006, with the exception of 2008-2010, which resulted from a high recruitment in 2006.
3. The recent fishing mortality rates (F) are slightly below the MSY level ($F_{\text{mult}} = 1.02$), and the recent levels of spawning biomass (S) are estimated to be below that level ($S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} = 0.95$). As noted in IATTC [Stock Assessment Report 16](#) and previous assessments, these interpretations are uncertain, and highly sensitive to the assumptions made about the steepness parameter (h) of the stock-recruitment relationship, the average size of the older fish (L_2), and the assumed levels of natural mortality (M). The results are more pessimistic if a stock-recruitment relationship is assumed, if a higher value is assumed for L_2 , and if lower rates of M are assumed for adult yellowfin. A likelihood profile on the virgin recruitment (R_0) parameter showed that data components diverge on their information about abundance levels. Sensitivity analyses indicated that the results are more pessimistic if the weighting assigned to length-frequency data is changed, using recommended data weighting methods, and more optimistic if the model is fitted closely to the index of relative abundance based on the catch per unit of effort (CPUE) of the northern dolphin-associated purse-seine fishery rather than of the southern longline fishery.
4. The highest fishing mortality (F) has been on fish aged 11-20 quarters (2.75-5 years). The average annual F has been increasing for all age classes since 2009, but in 2015 it showed a slight decline for the 11-20 quarter age group.
5. Increasing the average weight of the yellowfin caught could increase the MSY.
6. The following topics should be a priority in future research for improving the yellowfin stock assessment:
 - a. Implementation of a large-scale tagging program to address hypotheses about stock structure and regional differences in life-history parameters and depletion.
 - b. Improved estimates of growth, particularly for older fish.
 - c. Weighting of the different data sets that are fitted to the assessment model.
 - d. Refinement of fisheries definitions within the assessment model.
 - e. Implementation of time-variant selectivity, mainly for the purse-seine fisheries on floating objects.
 - f. Exploration of alternative assumptions about stock structure within the assessment model.
 - g. Analysis of changes in spatial distribution of effort for the Southern longline fishery, and whether they invalidate the use of the CPUE of this fishery as the main abundance index in the assessment model.

1. INTRODUCTION

Yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) are distributed across the Pacific Ocean, but the bulk of the catch is made in the eastern and western regions. Purse-seine catches of yellowfin are relatively low in the vicinity of the western boundary of the eastern Pacific Ocean (EPO) at 150°W. The majority of the catch in the EPO is taken in purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins and in unassociated schools. Tagging studies of yellowfin throughout the Pacific indicate that the fish tend to stay within 1800 km of their release positions. This regional fidelity, along with the geographic

variation in phenotypic and genotypic characteristics of yellowfin shown in some studies, suggests that there might be multiple stocks of yellowfin in the EPO and throughout the Pacific Ocean. This is consistent with the fact that longline catch-per-unit-of-effort (CPUE) trends differ among areas in the EPO. However, movement rates between these stocks, as well as across the 150°W meridian, cannot be estimated with currently-available tagging data.

2. DATA

The stock assessment requires substantial amounts of information, including data on retained catches, discards, indices of abundance, and the size compositions of the catches of the various fisheries. Assumptions have been made about processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality (M), fishing mortality (F), and stock structure. The assessment for 2016 is similar to that of 2015, and includes new and updated data. The major change was in the length-frequency data for the Japanese longline fleet, which are now available for commercial vessels and training vessels separately and by measurement type (weight or length) for 1975-2014 (Sato *et al.* 2016). Weight-frequency data for the commercial longline fleet are also available, but they are not used in the assessment due to uncertainty in the conversion factors. A detailed description of these newly-submitted data and recommendations for their best use in the bigeye and yellowfin assessments is provided by Mente-Vera *et al.* (2016).

The catch data for the surface fisheries have been updated and new data added for 2015. New or updated longline catch data are available for China (2014), Japan (2013-2014), Korea (2006, 2014), Chinese Taipei (2012-2014), the United States (2013-2014), French Polynesia (2013-2014), Vanuatu (2007-2014), and other nations (2013-2015). For longline fisheries with no catch data for 2013-2015, catches were assumed to be the same as in the most recent year with available data. Surface fishery CPUE data were updated, and new CPUE data added for 2015. New or updated CPUE data are available for the Japanese longline fleet for the whole period of the assessment model (1975-2015). Japan has submitted detailed catch and effort data (including hooks-per-basket information) for the commercial vessels only, excluding training vessel data. New surface-fishery size-composition data for 2015 were added, and data for previous years were updated. New or updated length-frequency data are available for the Japanese commercial longline fleet (1986-2014). Weight frequency data are also available for the Japanese commercial longline fleet, but they are not used in the assessment due to uncertainty in the length-weight relationship. Longline size-frequency data for Japanese training vessels (1975-2014) are available separately for the first time.

3. MODEL STRUCTURE CONFIGURATIONS

An integrated statistical age-structured stock assessment model (Stock Synthesis Version 3.23b; SS) was used in the assessment, which is based on the assumption that there is a single stock of yellowfin in the EPO. This model is similar to that used in the previous assessment in 2015 ([Stock Assessment Report 16](#)), except that it now includes longline “surveys”¹. The length-composition data for the Japanese training vessels and the weight-composition data for the Japanese commercial vessels (not used in the model fit but included for comparative purposes), are included in the model as “surveys”, not fisheries (Mente-Vera *et al.* 2016). There are now 16 fisheries and two surveys defined in the model ([Table 1](#), [Figure 1](#)). A full description of the model can be found in Aires-da-Silva and Maunder (2012a).

There is uncertainty in the results of the current stock assessment, because the observed data do not perfectly represent the population of yellowfin in the EPO. Also, the stock assessment model does not perfectly represent the dynamics of the yellowfin population, nor of the fisheries that operate in the EPO. Uncertainty is expressed as approximate confidence intervals and coefficients of variation (CVs). The confidence intervals and CVs have been estimated under the assumption that the stock assessment model perfectly represents the dynamics of the system. Since this assumption is unlikely to be satisfied, these values may underestimate the amount of uncertainty in the results of the

¹ Stock Synthesis terminology; does not represent actual surveys, but allows flexibility in how the data is modelled

assessment. Additional sources of structural uncertainty are investigated in analyses of sensitivity to the stock-recruitment function and growth.

A suite of approaches was used as diagnostics to determine whether the model fits the data well and is correctly specified: (a) comparison of observed data to the model predictions; (b) likelihood profile on the global scaling parameter; and (c) age-structured production model. The comparison of predicted and observed data is done through residual analyses and computation of root-mean square error (RMSE) for the CPUE indices. The likelihood profile on the global scaling parameter (virgin recruitment, the R_0 parameter; Lee *et al.* 2014, Wang *et al.* 2014) indicates the influence of each data component on the estimate of the productivity of the yellowfin stock. Apparently contradictory information among different data components (*i.e.* they favor different values for R_0) points to potential model misspecification. The age-structured production model (ASPM) diagnostic was proposed by Maunder and Piner (2015) as a way to: (i) further evaluate model misspecification, (ii) ascertain the influence of composition data on the estimates of absolute abundance and trends in abundance, and (iii) check whether catch alone can explain the trends in the indices of abundance. The ASPM diagnostic is computed as follows: (i) run the base case model; (ii) fix selectivity parameters at the maximum likelihood estimate (MLE) from the base case model, (iii) turn off the estimation of all parameters except the scaling parameters, and set the recruitment deviates to zero; (iv) fit the model to the indices of abundance only; (v) compare the estimated trajectory to the one obtained in the base case. If the ASPM is able to fit the indices of abundance that have good contrast (*i.e.* those that have declining and/or increasing trends) well, Maunder and Piner (2015) suggest that this is evidence of the existence of a production function, and the indices will likely provide information about absolute abundance. They refer to this situation as “the catch explains the indices well”; in the opposite case, where there is no good fit to the indices, “the catch cannot explain the indices”. This can have several causes: (i) the stock is recruitment-driven; (ii) the stock has not yet declined to the point where catch is a major factor influencing abundance, (iii) the base-case model is incorrect, or (iv) the indices of relative abundance are not proportional to abundance. Checking whether the stock is recruitment-driven involves fitting the ASPM with the recruitment deviates fixed at the values estimated in the base case. If this is still not able to capture the population trajectory estimated in the integrated model, it can be concluded that the information about scale in the integrated model is coming from the composition data. Large confidence intervals on the abundance estimated by the ASPM also indicate that the index of abundance has little information on absolute abundance.

Following the diagnostics, three sensitivity analyses were conducted to assess whether the results change if (a) a different CPUE is assumed to be the main index of abundance; and (b) the weighting given to the length-composition data is modified.

The important aspects of the base case assessment (1) and the four sensitivity analyses (2-5) can be summarized as follows:

1. **Base case assessment:** Steepness (h) of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship = 1 (no relationship between stock and recruitment); growth parameters are fixed to the estimates obtained in an earlier assessment (Maunder and Aires-da-Silva 2009); fitted to CPUE time series for purse-seine Fisheries 5-8 and longline Fishery 12; mirrors selectivity curves of Fisheries 9 and 12, which are assumed to be asymptotic; selectivity curves of all other fisheries assumed to be dome-shaped.
2. **Sensitivity to the steepness of the stock-recruitment relationship:** The base case assessment included an assumption that recruitment was independent of stock size ($h = 1$); for the sensitivity analysis, a Beverton-Holt stock-recruitment relationship with a steepness of $h = 0.75$ was used.
3. **Sensitivity to the average size of the older fish (L_2 parameter of the Richards growth function).** In the base case model, L_2 is fixed at 182.3 cm, an estimate obtained in an earlier assessment (Maunder and Aires-da-Silva 2009). Two alternative fixed values of L_2 were considered for the sensitivity analysis, one lower and one higher, at 170 cm and 190 cm.
4. **Sensitivity to fitting to the CPUE of the northern dolphin-associated fishery (F7 DEL-N)** as the

main index of abundance, rather than the CPUE of the southern longline fishery (F12 LL-S). For this purpose, the CV of F7 was fixed at 0.2, and the CVs of other fisheries were estimated.

5. **Sensitivity of the model to the weighting given to the length-composition data.** The weight given to these data in the model is a function of its variance. Since the length-composition data are assumed to follow a multinomial distribution in Stock Synthesis, their weights are a function of the sample sizes. In the base-case model, the input sample sizes assumed for the purse-seine fisheries are the number of wells sampled; and for the longline fisheries the number of fish sampled multiplied by a scaling factor, so that the average input sample size is similar to the average sample size of the purse-seine fishery with the largest number of wells sampled (F7 DEL-N). The sample sizes for the length-composition data were computed after the initial run of the base case assessment was completed. The new sample sizes are equal to the input sample sizes and a multiplicative weighting factor (λ) for the length-frequency data of each fishery and survey. Two methods were used to compute λ : the “Francis” method (equation TA1.8 in Francis (2011)), and the “harmonic mean” method, which is the ratio of the harmonic mean of the effective sample size to the arithmetical mean of the input sample sizes (equation T3.8 in Francis (2011)).

4. RESULTS

4.1. Base case model

4.1.1. Recruitment and biomass

In general, the recruitment of yellowfin to the fisheries in the EPO is variable, with a seasonal component. This analysis and previous analyses indicate that the yellowfin population has experienced two, or possibly three, different recruitment productivity regimes (1975-1982, 1983-2002, and 2003-2014) (Figure 2). From 2003 to 2014 the annual recruitments for all years except 2006 were estimated to be below average, and only about 25% higher than those for 1975-1982. The most recent annual recruitment (2015) is estimated to be above average. The estimated recruitments in the last quarter of 2014 and the first quarter of 2015 are among the largest since 2003, but those estimates are highly uncertain. The productivity regimes correspond to regimes in biomass, with higher-productivity regimes producing greater biomasses. The existence of a stock-recruitment relationship is also supported by the data from these regimes, but the evidence is weak, and this is probably an artifact of the apparent regime shifts.

The spawning biomass ratio (SBR; the ratio of the current spawning biomass index (S) to the virgin spawning biomass index, S_0) of yellowfin in the EPO was less than the value corresponding to MSY during 1977-1983, coinciding with the low productivity regime, but greater than that value during most of the 1984-2005 period (Figure 5.2). The spawning biomass index was above S_{MSY} during 2008-2010, following the above-average recruitment of 2006, but was below S_{MSY} for the other years since 2005. The 1984 increase in the SBR is attributed to the regime change, and the recent decrease may be a reversion to an intermediate productivity regime. The different productivity regimes may support different MSY levels and associated SBRs. The SBR at the start of 2016 was estimated to be slightly below the MSY level (0.27), as were the estimates for 2015. In fact, since 2011 the SBR has been estimated to be slightly below or at the MSY level, following the series of low recruitments since 2007, which coincided with a series of strong La Niña events.

With the current (2013-2015) fishing mortality and average recruitment, the SBR is predicted to stabilize slightly above the MSY in the future (Figure 3). However, the confidence intervals are wide, and there is a moderate probability that the SBR will be substantially above or below this level. If fishing effort continues at recent levels, and assuming average recruitment and no stock-recruitment relationship, the catches of the surface fisheries (Figure 5.8) are predicted to increase and level off, while the catches of the longline fisheries are predicted to stay about the same in the next year, then increase and level off.

4.1.2. Fishing mortality

The average weight of yellowfin taken by the fishery has been fairly consistent over time, but varies

substantially among the different fisheries. In general, the floating-object, northern unassociated, and pole-and-line fisheries capture younger, smaller yellowfin than do the southern unassociated, dolphin-associated, and longline fisheries. The longline fisheries and the dolphin-associated fishery in the southern region capture older, larger yellowfin than the northern and coastal dolphin-associated fisheries.

Substantial levels of fishing mortality have been estimated for the yellowfin fishery in the EPO ([Figure 4](#)). Fishing mortality has been increasing since 2009, and is highest for middle-aged yellowfin (11-20 quarters/2.75-5 years old). For this age class, the most recent estimate of fishing mortality showed a decline from the previous year. Historically, the dolphin-associated and unassociated purse-seine fisheries have the greatest impact on the spawning biomass of yellowfin, followed by the floating-object fisheries. In more recent years, the impact of the floating-object fisheries has been greater than that of the unassociated fisheries. The impacts of the longline and purse-seine discard fisheries are much less, and have decreased in recent years ([Figure 5](#)).

4.1.3. Diagnostics

4.1.3.a Model fits

Stock Synthesis generates an extensive series of model fit diagnostics, available for the base case model in [html and PDF formats](#). The model fits the CPUE observations for the southern longline fishery ($R_{MSE} = 0.38$ for F12 LL-S), and the dolphin-associated purse-seine fisheries ($R_{MSE} = 0.41$ for F7 DEL-N and F8 DEL-I) moderately well. However, the peak in 2001 is predicted too early in the former and too late in the latter. Also, the model fits less well to the early part of the CPUE series for the southern longline fishery. The fits to the CPUE data series for the unassociated purse-seine fisheries are less satisfactory overall ($R_{MSE} = 0.58$ for F5 NOA-N and $R_{MSE} = 0.62$ for F6 NOA-S). In recent years, the CPUEs of the southern longline fishery predicted by the model are overestimated, but underestimated for the purse-seine fisheries.

4.1.3.b Likelihood profile on R_0

A likelihood profile on the virgin recruitment (R_0) parameter showed that data components diverge on their information about abundance levels within each data type (Figure A.1). The CPUEs for the Southern longline fishery (F12 LL-S) have smaller negative log-likelihoods (NLL) for larger values of R_0 , while the opposite is the case in the purse-seine fisheries. For length-composition data the situation is reversed: the length-compositions for the Southern longline fishery (F12 LL-S) have smaller NLL for smaller values of R_0 , while all other length-compositions have smaller NLL for large values of R_0 . The most influential data in the fit of the base-case model (*i.e.* those with the steepest NLL gradient) are the length-compositions of the southern longline fishery (F12 LL-S). This fishery is assumed to have an asymptotic selectivity, which implies that the oldest (and largest) fish will be observed in this fishery and, given that growth and natural mortality are fixed, the fishing mortality rates will be estimated in such a way that the predicted size to which the fish survive matches the largest sizes observed.

Following the modelling philosophy that the data entering the model are true, the apparently conflicting information of the different data components implies that the model is misspecified or the precision of the data is overstated, leading to the impression of data conflict (Maunder and Piner 2015). In the case of yellowfin, it might be a combination of the two. The model may be misspecified in several ways, but the most important with respect to stock structure, is process error in selectivity and growth:

- 1. Stock structure:** It is very likely that the assumption of one panmictic stock is incorrect. The yellowfin tagging data suggest that there is neither complete mixing of the stock within the EPO nor real isolation of any groups. Recent tagging studies have shown that yellowfin tagged and released in the equatorial EPO at about 95°W stay between 5°S and 10°N and go as far west as 120°W ([IATTC Quarterly Report, Oct-Dec 2006](#)). Yellowfin tuna tagged with archival tags off Baja California, Mexico, remained within 1,358 km of their release locations (Schaefer *et al.* 2011, 126 tags recovered). Fish released in the Revillagigedo Archipelago Biosphere Reserve, Mexico, with archival

tags showed restricted movements around the islands (Schaefer *et al.* 2014). The restricted movements and regional fidelity of tagged fish to the area of release found in the EPO (Schaefer *et al.* 2011, 2014) is similar to what has been found in the Western and Central Pacific Ocean (Sibert and Hampton 2003). It is likely that the stock is composed of heterogeneous units that are subject to local oceanographic conditions. The northern and southern areas of distribution of yellowfin in the EPO have a marked seasonality in sea-surface temperature (SST). Yellowfin were found to be in reproduction anytime when the SST is above 24°C (Schaefer 1998). Those optimal SST conditions for the reproduction of yellowfin occur during June-September in the north (boreal summer) and January-March in the south (austral summer) (Hinton 2015). This seasonality may translate into marked spawning seasons at the extremes of the distribution. In the central area, where optimal conditions for spawning are more or less constant throughout the year (Hinton 2015), it is expected that yellowfin would reproduce year-round. Thus, the most likely is a stock composed of heterogeneous units that mix at rates that cannot be ascertained with the currently available tagging information.

2. **Process error in selectivity:** All selectivities in the model are assumed to be invariant over time. This is a strong assumption, especially for the floating object-fisheries. Aires-da-Silva and Maunder (2012b) modelled time-varying selectivity in the floating-object purse-seine fisheries for yellowfin and found that assuming time-varying selectivity in the last five years of the model (20 quarters) and fixed selectivity for the rest of the years produced results similar to those of a fully time-varying model, with the advantage of a reduced number of parameters to be estimated. Their approach seemed to improve the estimate of recent recruitments and fishing mortalities, and minimize the retrospective patterns on biomass estimates.
3. **Growth:** The growth of tunas seems not to be adequately described by the Richards function. The growth in length of tropical tunas, mainly bigeye and yellowfin, seems to be linear up to a certain age, then decelerates abruptly, and possibly stops altogether (see, for example, Aires-da-Silva *et al.* 2016, [appendix D](#)).

The weighting factors for the length-composition data computed after the base case model was run, using either the Francis method or the harmonic mean method, indicated that the precision assumed for the length-frequency data in the base case model may be overstated for several fisheries and surveys. For all fisheries and surveys, except for longliners (both commercial and training vessels) operating in the North, the Francis weights are less than 1, and indicate a sample size that is 20 to 50% of what was initially assumed. For the Northern longline fishery and survey, the Francis weight indicates that the sample size needs to be increased by 10 and 50%, respectively. The harmonic mean method produces different results: it indicates downweighting for the length-compositions of the floating-object and unassociated purse-seine fisheries, and upweighting for length-composition of the purse-seine fishery on dolphins and the longline fisheries, as well as for the longline survey and the pole-and-line fishery. Both methods indicate that the precision of the length-composition data for the purse-seine fisheries on floating objects is overstated. The variability in the data from the purse-seine fisheries on floating objects is not all from sampling error, but most likely from year-to-year changes in availability. Therefore, including process error in the selectivity function for these fisheries may help to reduce the model misspecification and absorb some of the inherent variability of these data, without the need to rescale the multinomial sample sizes.

4.1.3.c Age-structured production model

The age-structured production model (ASPM) function diagnostic shows a flat biomass series ([Figures A.2-A.4](#)). This indicates that the changes in the abundance indices cannot be explained by the catches alone. Therefore, there is no deterministic production function that can be estimated. The stock size seems to be driven by recruitment, as the trend in the indices is matched very well when the recruitment estimates from the base-case model are added to the ASPM, and reasonably well when recruitment deviations are estimated within the ASPM ([Figures A.3](#) and [A.4](#)). It is likely that catch is influencing the

abundance, as can be seen in the fishery impact plot ([Figure 5](#)), but a deterministic model cannot fit the large increases in abundance caused by periods of higher recruitment. In addition, there is little contrast in abundance caused by fishing because the assessment started when the stock was in an exploited state in 1975, and management has been fairly consistent over the whole time period, as shown by the relatively constant fishing mortality rates ([Figure 4](#)) in all years except around 2005 (which may be an artifact caused by model misspecification.) As the abundance trends estimated by the ASPM are very different from those estimated in the assessment model, we can conclude that the absolute scale in the base case model is being driven by the length-composition data. When the recruitment deviations are set at the values estimated from the base case, the estimates are similar to those of the base case, at least in the same order of magnitude. Therefore, given estimates of recruitment deviations, the ASPM is able to determine the absolute scale of the model.

These results indicate that the abundance information, both absolute and relative, contained in the CPUE-based indices of relative abundance cannot be interpreted without accounting for the fluctuations in recruitment. Absolute abundance information is only contained in the indices of relative abundance if the relative values of quarterly recruitment are known. It is also apparent that the composition data have a large influence on the base-case estimates of absolute abundance, and some influence on the trends in abundance, but it is not clear whether this is due to the information about recruitment or to the type of information about fishing mortality found in a catch-curve analysis.

4.2. Sensitivity analyses

Previous research indicated that the status of the stock is also sensitive to the assumptions about natural mortality (Maunder and Aires-da-Silva 2012), and more optimistic results are obtained when higher values are assumed for this parameter.

If a stock-recruitment relationship with steepness equal to 0.75 is assumed the recruitment estimates are the same as in the base-case model ([Figure B.1](#)). The outlook, however, is more pessimistic: current effort is estimated to be above the MSY level ([Table 2](#)), and the spawning biomass is predicted to remain below the MSY level ([Figure 3](#), bottom, [Figure B.2](#)). If fishing effort continues at recent levels, both the spawning biomass ([Figure 3](#)) and the catches are predicted to stabilize at slightly lower values than those predicted for the base case if a stock-recruitment relationship with steepness of 0.75 exists ([Figure 9](#)).

Fixing the mean size of the oldest age class (L_2) at a lower value than that assumed in the base case (e.g. 170 cm, [Figure C.1](#)) produces recruitment estimates that are more variable ([Figure C.2](#)) and more optimistic results ([Table 2](#)), with the spawning biomass 30% above the level corresponding to MSY ([Figure C.3](#)) and current effort substantially below that level. The MSY that can be obtained is greater than for the base case. In contrast, fixing L_2 at a higher value than that assumed in the base case (e.g. 190 cm) produces more pessimistic results, with the spawning biomass below the MSY level and current effort above that level, but the MSY that can be obtained changes only slightly.

The sensitivity analyses showed that data weighting has a strong impact on the results. Fitting more closely to the CPUE data of the northern dolphin-associated fishery ($CV = 0.2$ for F7 DEL-N), rather than using the CPUE of the southern longline fishery (F12 LL-S) as the main index of abundance, produces a more optimistic perception of the status of the stock and estimates that the current catches are right at the MSY level ([Table 2](#)). In this scenario, the recruitment estimates are similar to those from the base case, with the exception of the last year ([Figure D.1](#)), and the recent fishing effort is estimated to be well below that corresponding to MSY; however, the recent spawning biomass is estimated to be at about the value corresponding to MSY, as in the base-case model ([Figure D.2](#)). Changing the weighting of the length-composition data using the Francis method improves the fit of the F12 LL-S index ($R_{MSE} = 0.33$) compared to the base case ($R_{MSE} = 0.38$), unlike the harmonic mean method ($R_{MSE} = 0.40$). Using either method, the fits to the other CPUEs stays the same or degrades (see [Figure E.3](#) for the Francis method). For both scenarios, the biomass is estimated to be below, and the fishing effort above, the values corresponding to MSY ([Table 2](#), [Figure E.2](#)). The estimates of MSY are higher when using the Francis

method, and about the same when using the harmonic mean method.

4.3. Management quantities

4.3.1. Base case model

Based on the current distribution of effort among the different fisheries, effort is estimated to be slightly below the level that would support the MSY (Figure 6), and recent catches are below that level (Table 2). Both the stock size and the fishing mortality are far from the interim limit reference points of $0.28 * S_{MSY}$ and $2.42 * F_{MSY}$, which correspond to a 50% reduction in recruitment from its average unexploited level based on a conservative steepness value ($h = 0.75$) for the Beverton-Holt stock-recruitment relationship (Maunder and Deriso 2014).

The curve relating the average sustainable yield to the long-term fishing mortality is flat around the MSY level (Figure 7 top). Therefore, moderate changes in the long-term effort will change the long-term catches only marginally, while changing the biomass considerably. Maintaining the fishing mortality below the MSY level would result in only a marginal decrease in the long-term average yield, with the benefit of a relatively large increase in the spawning biomass. The MSY calculations indicate that, theoretically at least, catches could be increased if the fishing effort were directed toward longlining and purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins. This would also increase the SBRs.

The MSY has been stable during the assessment period (1975-2015) (Figure 8), which suggests that the overall pattern of selectivity has not varied a great deal over time. However, the overall level of fishing effort has varied with respect to the MSY level. If fishing effort continues at recent levels, the catches of both surface and longline fisheries are predicted to stabilize at about the MSY level (Figure 9).

4.3.2. Sensitivity to alternative model configurations

The estimates of stock status are strongly dependent on the assumptions made about the steepness parameter (h) of the stock-recruitment relationship, the weighting assigned to the size-composition data, the growth curve, and the assumed levels of juvenile and adult natural mortality (M)

The sensitivity analysis that included a stock-recruitment relationship with $h = 0.75$ estimated the SBR required to support the MSY to be 0.35, compared to 0.27 for the base-case assessment (Table 2). The sensitivity analysis for $h = 0.75$ estimated an F multiplier of 0.65, considerably lower than that for the base case assessment (1.02). The base-case model results indicate that the recent spawning biomass level is slightly below that corresponding to MSY ($S_{recent}/S_{MSY} = 0.95$); this MSY-related depletion value is estimated to be much lower (0.56) for the sensitivity analysis with $h = 0.75$. In addition, if management is based on the base-case assessment, which assumes that there is no stock-recruitment relationship, when in fact there is such a relationship, there would be a greater loss in yield than if management is based on assuming a stock-recruitment relationship when in fact there is none (Figure 7, bottom panel).

Fixing the mean size of the oldest age class (L_2) at a lower value (170 cm, Figure C.1) than that assumed in the base case (182 cm) produces more optimistic results (Table 2), with an F multiplier of 1.48. In contrast, fixing L_2 at a higher value (190 cm) than that assumed in the base case produces more pessimistic results, with an F multiplier of 0.88.

The management quantities estimated in the stock assessment are highly sensitive to data weighting. If the relative weight among the CPUEs is changed so that the F7 DEL-N CPUE is treated as the main index of abundance, the model produces an overly optimistic F multiplier (1.21), but with S_{recent}/S_{MSY} at about 1 (Table 2). If the weight of the length-composition data is changed, using either the Francis or the harmonic mean method, the model produces more pessimistic management quantities (F multiplier = 0.88; $S_{recent}/S_{MSY} < 1$). This is due to the dominance of the size-composition data of F12 LL-S fishery (which is assumed to have a logistic selectivity) in determining absolute scale (the R_0 parameter) in the model (see section 4.1.5). This is indicative of overweighting of composition data and/or some form of model misspecification that will have to be addressed in the future in order to assign the proper weighting to datasets.

5. FUTURE DIRECTIONS

5.1. Research priorities

The following topics should be a priority in future research for improving the yellowfin stock assessment:

- a. Implementation of a large-scale tagging program to address hypotheses about stock structure and regional differences in life-history parameters and depletion.
- b. Improved estimates of growth, particularly for older fish.
- c. Fine-tuning of the weights of the different data sets that are fitted to the assessment model.
- d. Refinement of fisheries definitions within the assessment model.
- e. Implementation of time-variant selectivity, mainly for the purse-seine fisheries on floating objects.
- f. Exploration of alternative assumptions about stock structure within the assessment model.
- g. Analysis of changes in spatial distribution of effort for the Southern longline fishery, and whether they invalidate the use of the CPUE of this fishery as the main abundance index in the assessment model.

5.2. Collection of new and updated information

The IATTC staff intends to continue its collection of catch, effort, and size-composition data for the fisheries that catch yellowfin in the EPO. New and updated data will be incorporated into the next stock assessment. Collection of biological data for age-and-growth and reproduction studies is under way. It is expected that this information could be used in future stock assessments.

5.3. Refinements to the assessment model and methods

The IATTC staff will continue developing the Stock Synthesis assessment model for yellowfin in the EPO. Much of the progress will depend on how the software is modified in the future. The following improvements will be explored in future assessments:

1. Determine appropriate weighting for the different data sets;
2. Refine the fisheries definitions.
3. Explore alternative assumptions on stock structure (spatial analysis);
4. Implement time-variant selectivity for the purse-seine fisheries on floating objects.

6. ACKNOWLEDGEMENTS

Many IATTC and member country staff provided data for the assessment. Richard Deriso, IATTC staff members, and member country scientists provided advice on the stock assessment, fisheries, and biology of yellowfin tuna. Christine Patnode and Hue Hua Lee provided assistance on the figures.

REFERENCES- REFERENCIAS

- Aires-da-Silva, A., and M.N. Maunder. 2012a. [Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2010 and outlook for the future](#). Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 12:3:110.
- Aires-da-Silva, A., and M.N. Maunder. 2012b. An exploration of alternative methods to deal with time-varying selectivity in the stock assessment of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. External Review of IATTC Yellowfin Tuna Assessment. Document YFT-01-06.
- Aires-da-Silva, A., C.V. Minte-Vera, and M.N. Maunder. 2016. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2015 and outlook for the future. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 7th Scient. Adv. Com. Meeting. SAC-07-05a.
- Francis, R.I.C.C. 2011. Data weighting in statistical stock assessment models. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 68:1124-1138.

- Hinton, M. 2015. Oceanographic conditions in the EPO and their effect on tuna fisheries. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. 6th Scient. Adv. Com. Meeting. SAC-06 INF-C.
- Lee, H.H., K.R. Piner, R.D. Methot, and M.N. Maunder. . 2014. Use of likelihood profiling over a global scaling parameter to structure the population dynamics model: an example using blue marlin in the Pacific Ocean. Fish. Res. 158: 138-146.
- Maunder, M.N., and R.B. Deriso. 2014. Proposal for biomass and fishing mortality limit reference points based on reduction in recruitment. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. 5th Scient. Adv. Com. Meeting. SAC-05-14.
- Maunder, M.N., and A. Aires-da-Silva. 2009. [Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2007 and outlook for the future](#). Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep.9: 3-94.
- Maunder, M.N., and A. Aires-da-Silva. 2012. A review and evaluation of natural mortality for the assessment and management of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Document YFT-01-07.
- Maunder, M.N., and K.R. Piner. 2015. Contemporary fisheries stock assessment: many issues still remain. ICES Journal of Marine Science, 72: 7–18. doi:10.1093/icesjms/fsu015
- Minte-Vera, C.V., A. Aires-da-Silva, K. Satoh, and M.N. Maunder. 2016. Changes in lonmgline size-frequency data and their effects on the stock assessment models for yellowfin and bigeye tunas. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. 7th Scient. Adv. Com. Meeting SAC-07-04a.
- Minte-Vera, C.V., A. Aires-da-Silva, and M.N. Maunder. 2015. [Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean and outlook for the future](#). Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 16:18-31
- Satoh, K., C.V. Minte-Vera, N.W. Vogel, A. Aires-da-Silva, C.E. Lennert-Cody, M.N. Maunder, H. Okamoto, K. Uosaki, T. Matsumoto, Y. Semba, T. Ito. 2016. An exploration into Japanese size data of tropical tuna species because of a prominent size-frequency residual pattern in the stock assessment model. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 7th Scient. Adv. Com. Meeting. SAC-07-03d
- Schaefer, K.M. 1998. Reproductive biology of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 21: 203-272.
- Schaefer, K.M., D.W. Fuller, and B.A. Block. 2011. Movements, behavior, and habitat utilization of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the Pacific Ocean off Baja California, Mexico, determined from archival tag data analyses, including Kalman filtering. Fish. Res. 112, 22-37.
- Schaefer, K.M., D.W. Fuller, and G. Aldana. 2014. Movements, behavior, and habitat utilization of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in waters surrounding the Revillagigedo Islands Archipelago Biosphere Reserve, Mexico. Fish. Ocean. 23: 65-82.
- Sibert, J., and J. Hampton. 2003. Mobility of tropical tunas and the implications for fisheries management. Mar. Pol. 27: 87-95.
- Wang, S. P., M.N. Maunder, K.R. Piner, A. Aires-da-Silva, and H.H. Lee. 2014. Evaluation of virgin recruitment profiling as a diagnostic for selectivity curve structure in integrated stock assessment models. Fish. Res., 158: 158-164.

TABLE 1. Fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. PS = purse seine; LP = pole and line; LL = longline; LL-T: longline training vessels; LL-C: commercial longline vessels; OBJ = sets on floating objects; NOA = sets on unassociated fish; DEL = sets on dolphin-associated schools. The sampling areas are shown in Figure 1, and the discards are described in Section 2.2.1 of Aires-da-Silva and Maunder (2012).

TABLA 1. Pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún aleta amarilla en el OPO. PS = red de cerco; LP = caña; LL = palangre; OBJ = lances sobre objetos flotantes; NOA = lances sobre atunes no asociados; DEL = lances sobre atunes asociados con delfines. En la Figura 1 se ilustran las zonas de muestreo, y en la Sección 2.2.1 de Aires-da-Silva y Maunder (2012) se describen los descartes.

Fishery	Gear type	Set type	Years	Sampling areas	Catch data
Pesquería	Tipo de arte	Tipo de lance	Años	Zonas de muestreo	Datos de captura
1	PS	OBJ	1975-present	11-12	retained catch + discards from inefficiencies in fishing process—captura retenida + descartes por ineficacias en el proceso de pesca
2	PS	OBJ	1975-present	7, 9	
3	PS	OBJ	1975-present	5-6, 13	
4	PS	OBJ	1975-present	1-4, 8, 10	
5	PS	NOA	1975-present	1-4, 8, 10	retained catch + discards—captura retenida + descartes
6	PS	NOA	1975-present	5-7, 9, 11-13	
7	PS	DEL	1975-present	2-3, 10	
8	PS	DEL	1975-present	1, 4-6, 8, 13	
9	PS	DEL	1975-present	7, 9, 11-12	retained catch only (in numbers)—captura retenida solamente (en número)
10	LP		1975-present	1-13	
11	LL		1975-present	N of-de 15°N	
12	LL		1975-present	S of-de 15°N	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 1—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 1
13	PS	OBJ	1993-present	11-12	
14	PS	OBJ	1993-present	7, 9	
15	PS	OBJ	1993-present	5-6, 13	
16	PS	OBJ	1993-present	1-4, 8, 10	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 4—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 4

TABLE 1. (cont.)

TABLA 1. (continuación)

Survey	Gear type	Set type	Years	Sampling areas	Catch data
Estudio	Tipo de arte	Tipo de lance	Años	Zonas de muestreo	Datos de captura
S1	LL-C	-	1975-1994	N of-de 15°N	No catches, only weight-composition data (not used to fit the model) – Sin capturas, datos de composición por tallas solamente (no usados para ajustar el modelo)
S2	LL-C	-	1975-1994	S of-de 15°N	No catches, only weight-composition data (not used) – Sin capturas, datos de composición por tallas solamente (no usados para ajustar el modelo)
17 S3	LL-T	-	1975-present	N of-de 15°N	No catches, only length-composition data – Sin capturas, datos de composición por tallas solamente
18 S4	LL-T	-	1975-present	S of-de 15°N	No catches, only length-composition data – sin capturas, datos de composición por tallas solamente

TABLE 2. MSY and related quantities for the base case and the sensitivity analyses, based on average fishing mortality (F) for 2013-2015. B_{recent} and B_{MSY} are defined as the biomass, in metric tons, of fish 3+ quarters old at the start of the first quarter of 2016 and at MSY, respectively, and S_{recent} and S_{MSY} are defined as indices of spawning biomass (therefore, they are not in metric tons). C_{recent} is the estimated total catch for 2015.

TABLA 2. RMS y cantidades relacionadas para el caso base y los análisis de sensibilidad, basados en la mortalidad por pesca (F) media de 2013-2015. Se definen B_{recent} y B_{RMS} como la biomasa, en toneladas, de peces de 3+ trimestres de edad al principio del primer trimestre de 2016 y en RMS, respectivamente, y S_{recent} y S_{RMS} como índices de biomasa reproductora (por lo tanto, no se expresan en toneladas). C_{recent} es la captura total estimada de 2015.

YFT	Base case Caso base	$h = 0.75$	$L_2 = 170$	$L_2 = 190$	DEL-N	Francis	Harmonic Mean
MSY-RMS	272,841	287,476	288,672	272,782	258,468	291,982	272,782
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	372,010	547,238	395,744	374,461	359,854	396,185	374,461
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	3,528	5,897	4,152	3,627	3,429	3,809	3,627
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.32	0.37	0.32	0.33	0.31	0.33	0.33
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.27	0.35	0.26	0.28	0.26	0.28	0.28
$C_{\text{recent}}/\text{MSY}-$ $C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.94	0.89	0.89	0.94	1.00	0.88	0.94
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} -$ $B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	0.96	0.64	1.18	0.82	0.88	0.98	0.82
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} -$ $S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	0.95	0.56	1.3	0.74	1.02	0.88	0.74
F multiplier- Multiplicador de F	1.02	0.65	1.48	0.88	1.21	0.88	0.88

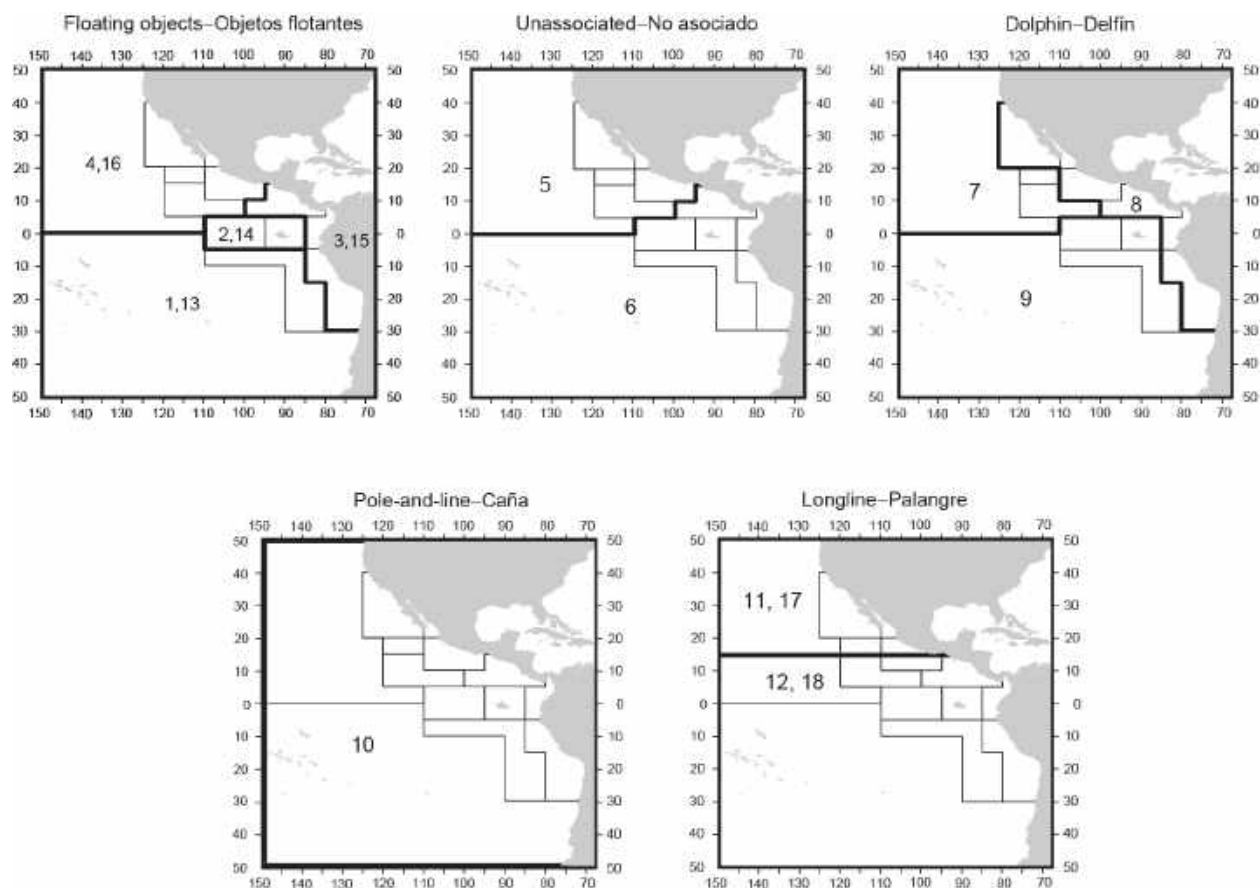


FIGURE 1. Spatial extents of the fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the numbers the fisheries to which the latter boundaries apply. The fisheries are described in Table 1.

FIGURA 1. Extensión espacial de las pesquerías definidas por el personal de la CIAT para la evaluación del atún aleta amarilla en el OPO. Las líneas delgadas indican los límites de 13 zonas de muestreo de frecuencia de tallas, las líneas gruesas los límites de cada pesquería definida para la evaluación de la población, y los números las pesquerías correspondientes a estos últimos límites. En la Tabla 1 se describen las pesquerías.

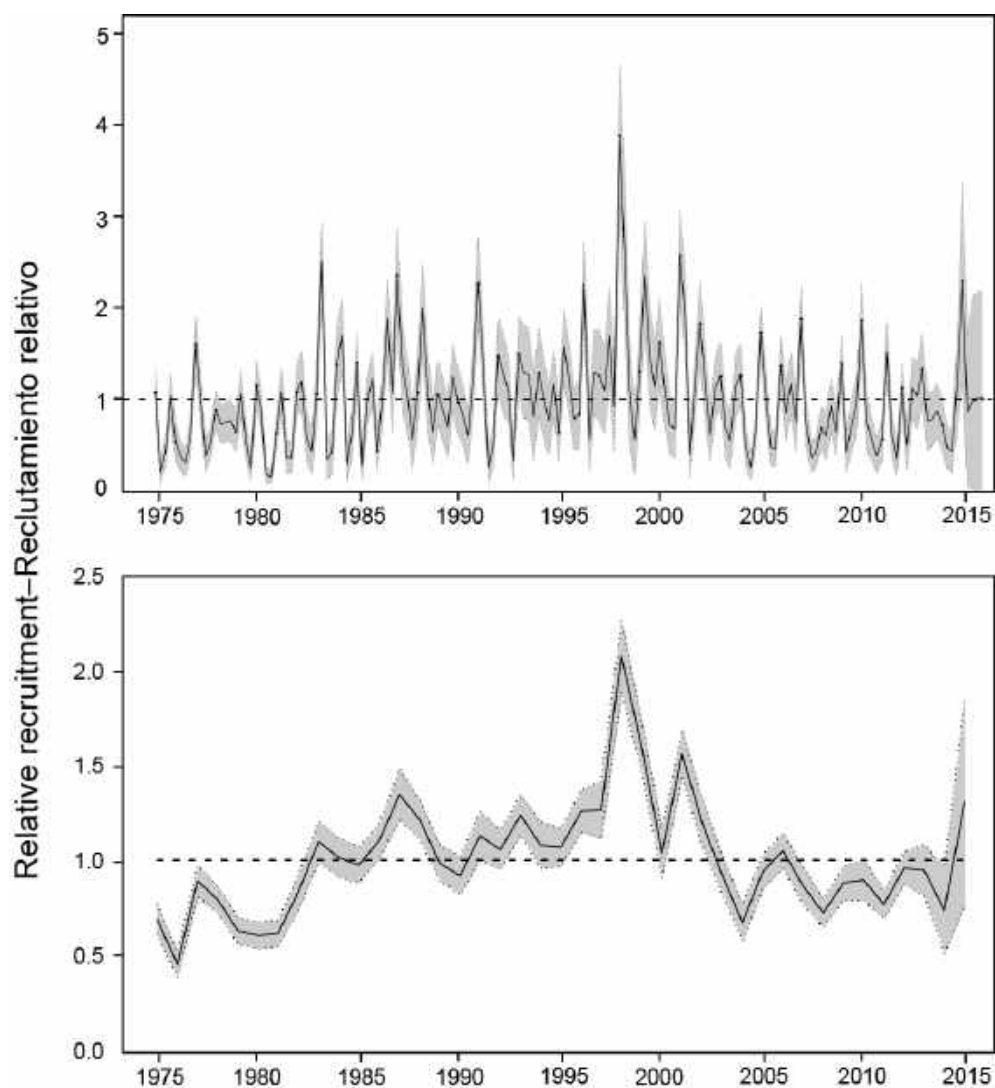


FIGURE 2. Estimated quarterly (top panel) and annual (bottom panel) recruitment of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line). The bold line illustrates the maximum likelihood estimates (MLE) of recruitment, and the shaded area indicates the approximate 95% confidence intervals around those estimates.

FIGURA 2. Reclutamiento trimestral (recuadro superior) y anual (recuadro inferior) estimado de atún aleta amarilla a las pesquerías del OPO. Se fija la escala de las estimaciones para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal). La línea gruesa ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima (EVM) del reclutamiento, y el área sombreada los intervalos de confianza de 95% aproximados de esas estimaciones.

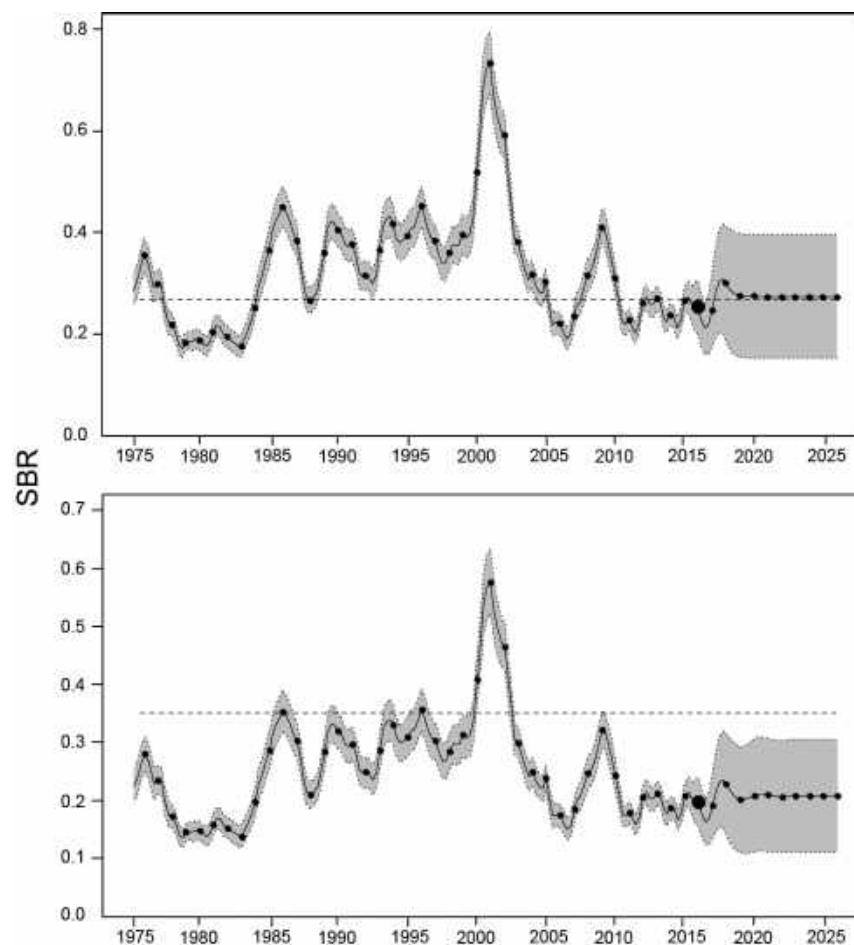


FIGURE 3. Spawning biomass ratios (SBRs) for yellowfin tuna in the EPO, including projections for 2016-2026 based on average fishing mortality rates during 2013-2015, from the base case (top) and the sensitivity analysis that assumes a stock-recruitment relationship ($h = 0.75$, bottom). The dashed horizontal line (at 0.27 and 0.35, respectively) identifies the SBR at MSY. The solid curve illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2016 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2013-2015, and average recruitment occur during the next 10 years. The shaded area indicates the approximate 95% confidence intervals around those estimates.

FIGURA 3. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla en el OPO, con proyecciones para 2016-2026 basadas en las tasas de mortalidad por pesca medias durante 2013-2015, del caso base (recuadro superior) y el análisis de sensibilidad que supone una relación población-reclutamiento ($h = 0.75$, recuadro inferior). La línea de trazos horizontal (en 0.27 y 0.35, respectivamente) identifica el SBR correspondiente al RMS. La curva sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las estimaciones a partir de 2016 (punto grande) indican el SBR que se predice ocurrirá con tasas de mortalidad por pesca en el promedio de aquellas observadas durante 2013-2015, y con reclutamiento medio durante los 10 años próximos. El área sombreada indica los intervalos de confianza de 95% aproximados alrededor de esas estimaciones.

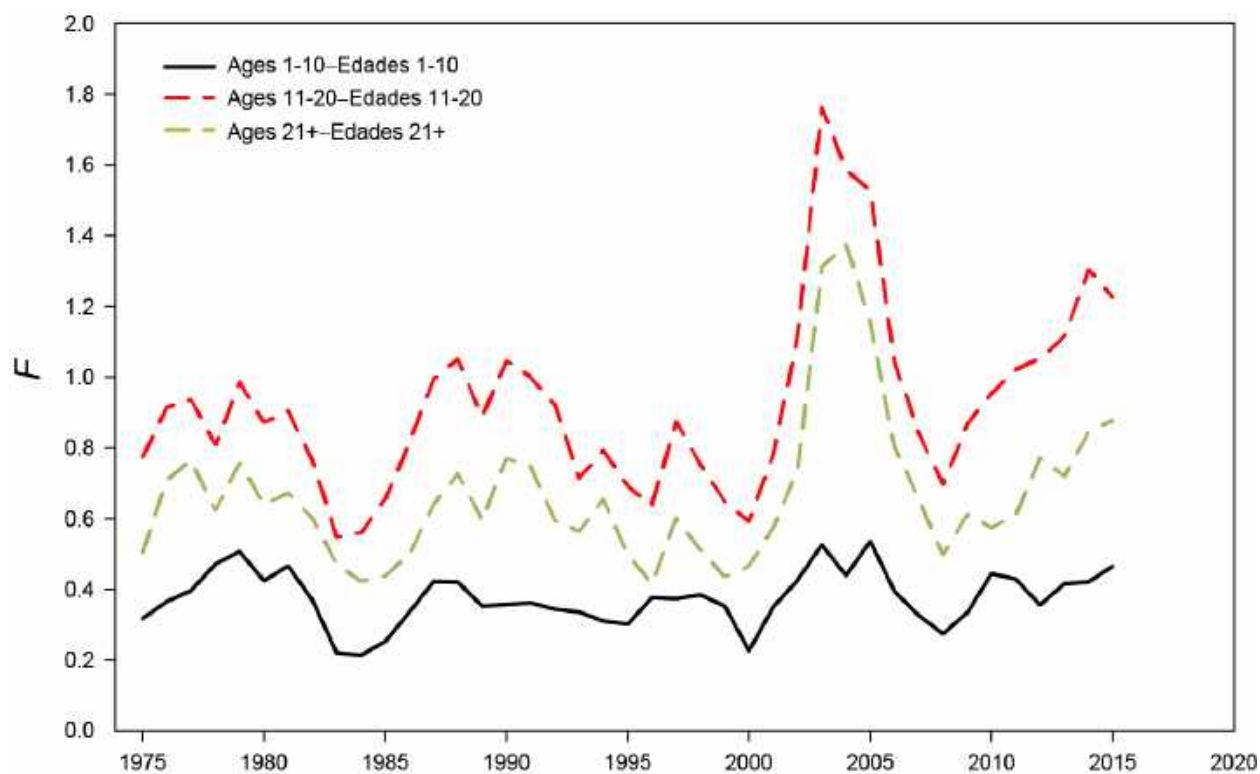


FIGURE 4. Average annual fishing mortality (F) by age groups, by all gears, of yellowfin tuna recruited to the fisheries of the EPO. The age groups are defined by age in quarters.

FIGURA 4. Mortalidad por pesca (F) anual media, por grupo de edad, por todas las artes, de atún aleta amarilla reclutado a las pesquerías del OPO. Se definen los grupos de edad por edad en trimestres.

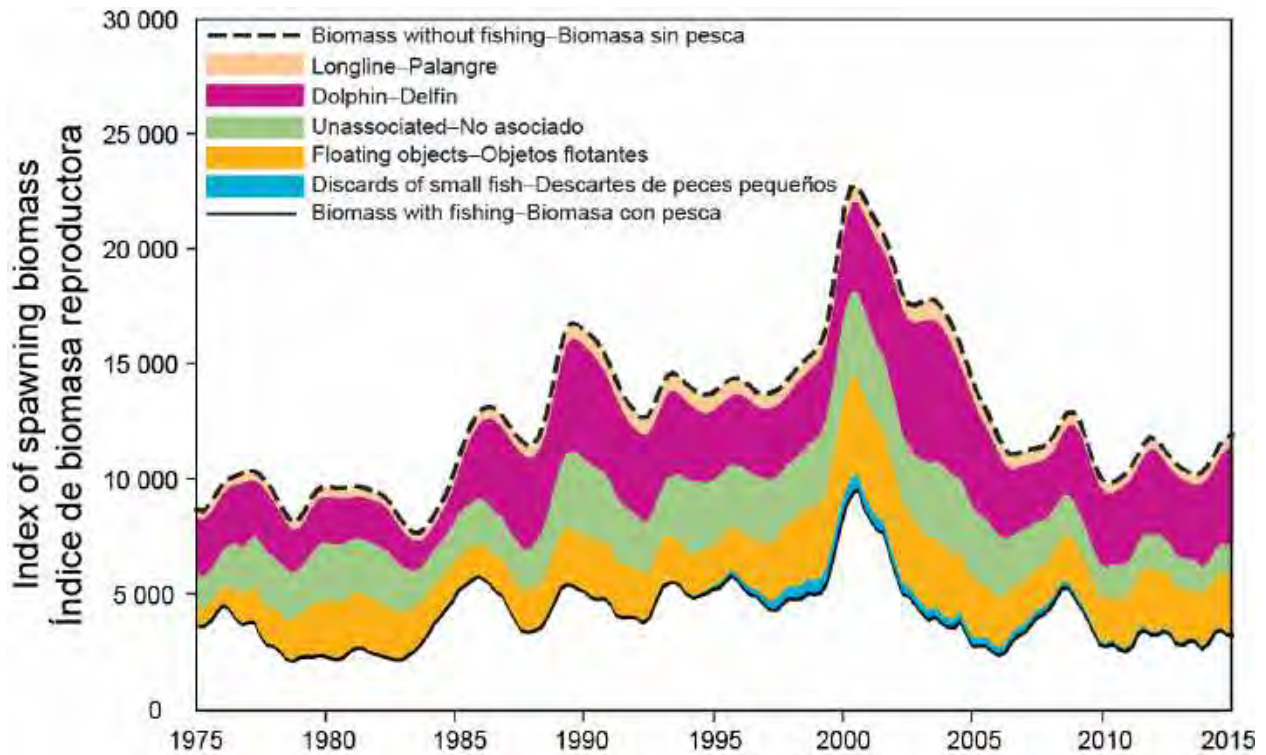


FIGURE 5. Trajectory of the spawning biomass of a simulated population of yellowfin tuna that was never exploited (top dashed line) and that predicted by the stock assessment model (bottom solid line). The shaded areas between the two lines show the portions of the impact attributed to each fishing method. t = metric tons.

FIGURA 5. Trayectoria de la biomasa reproductora de una población simulada de atún aleta amarilla nunca explotada (línea de trazos superior) y la que predice el modelo de evaluación (línea sólida inferior). Las áreas sombreadas entre las dos líneas señalan la porción del efecto atribuida a cada método de pesca. t = toneladas.

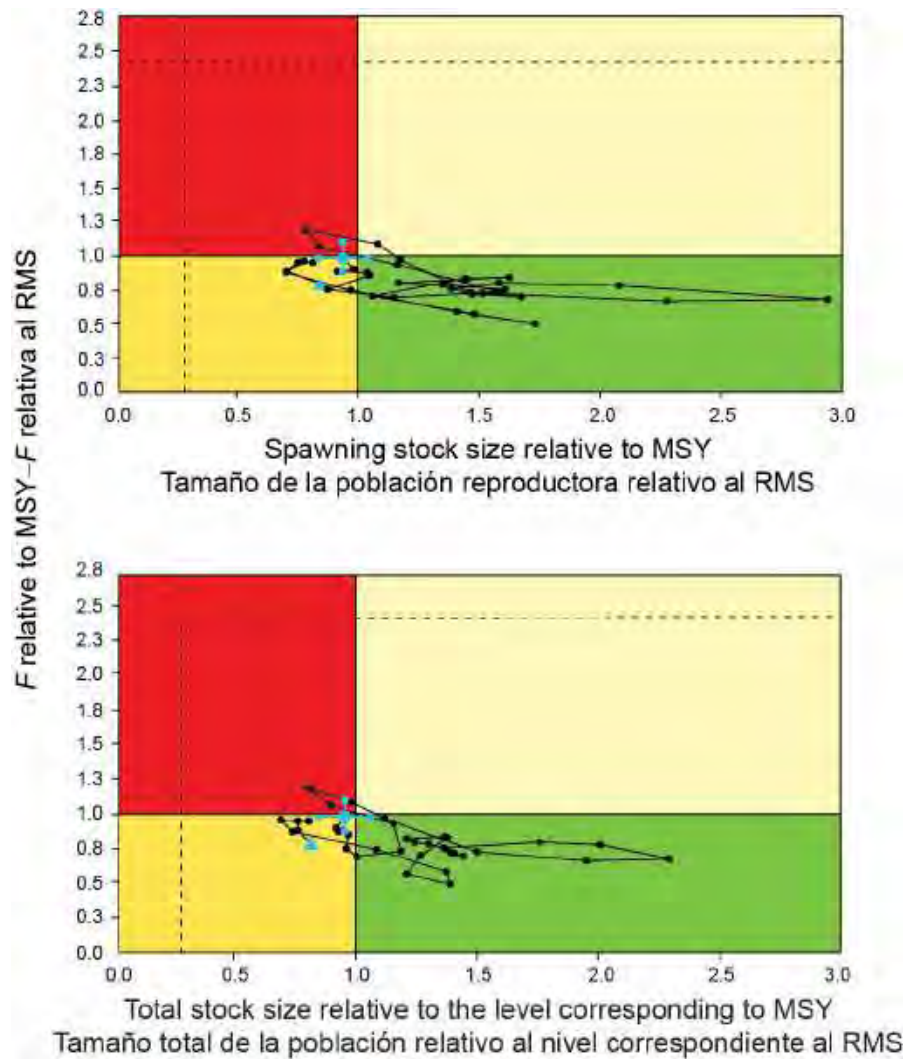


FIGURE 6. Kobe (phase) plot of the time series of estimates of stock size (top panel: spawning biomass; bottom panel: total biomass of fish aged 3+ quarters) and fishing mortality relative to their MSY reference points. The panels represent interim target reference points (S_{MSY} and F_{MSY}). The dashed lines represent the interim limit reference points of $0.28 * S_{MSY}$ and $2.42 * F_{MSY}$, which correspond to a 50% reduction in recruitment from its average unexploited level based on a conservative steepness value ($h = 0.75$) for the Beverton-Holt stock-recruitment relationship. Each dot is based on the average exploitation rate over three years; the large blue dot indicates the most recent estimate. The squares around the most recent estimate represent its approximate 95% confidence interval. The triangle represents the first estimate (1975).

FIGURA 6. Gráfica de Kobe (fase) de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población (panel superior: biomasa reproductora; panel inferior: biomasa total de peces de 3+ trimestres de edad) y la mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS. Las líneas de trazos representan los puntos de referencia límite provisionales de $0.28 * S_{RMS}$ y $2.42 * F_{RMS}$, que corresponden a una reducción de 50% del reclutamiento de su nivel medio no explotado basada en un valor cauteloso de la inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt ($h = 0.75$). Cada punto se basa en la tasa de explotación media por trienio; el punto azul grande indica la estimación más reciente. Los cuadrados alrededor de la estimación más reciente representan su intervalo de confianza de 95% aproximado. El triángulo representa la primera estimación (1975).

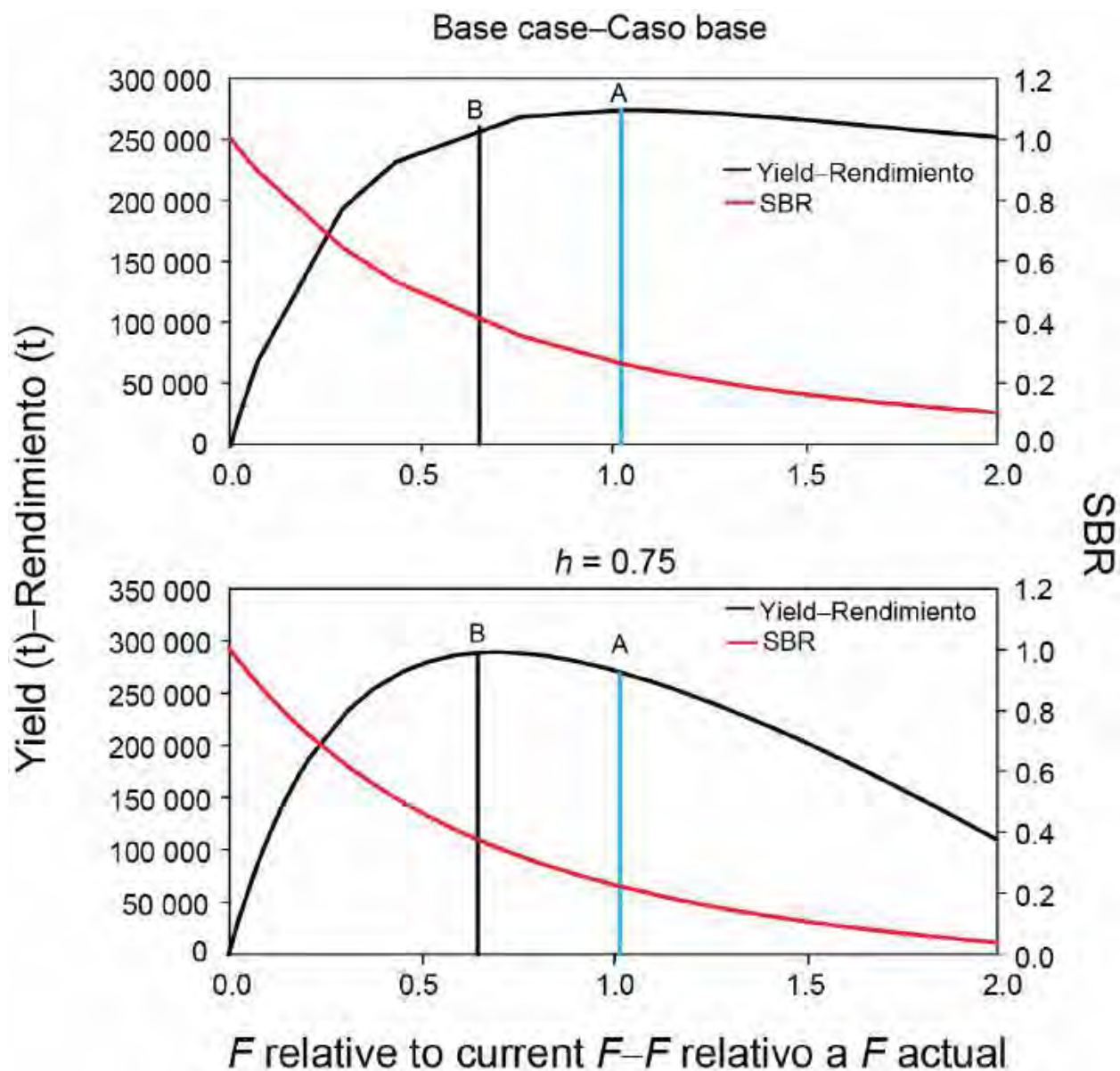


FIGURE 7. Yield and spawning biomass ratio (SBR) as a function of fishing mortality relative to the current fishing mortality. The vertical lines A and B represent the fishing mortality corresponding to MSY for the base case and the sensitivity analysis that assumes a stock-recruitment relationship ($h = 0.75$), respectively.

FIGURA 7. Rendimiento y cociente de biomasa reproductora (SBR) como función de la mortalidad por pesca relativa a la mortalidad por pesca actual. Las líneas verticales A y B representan la mortalidad por pesca correspondiente al RMS del caso base y del análisis de sensibilidad que supone una relación población-reclutamiento ($h = 0.75$), respectivamente.

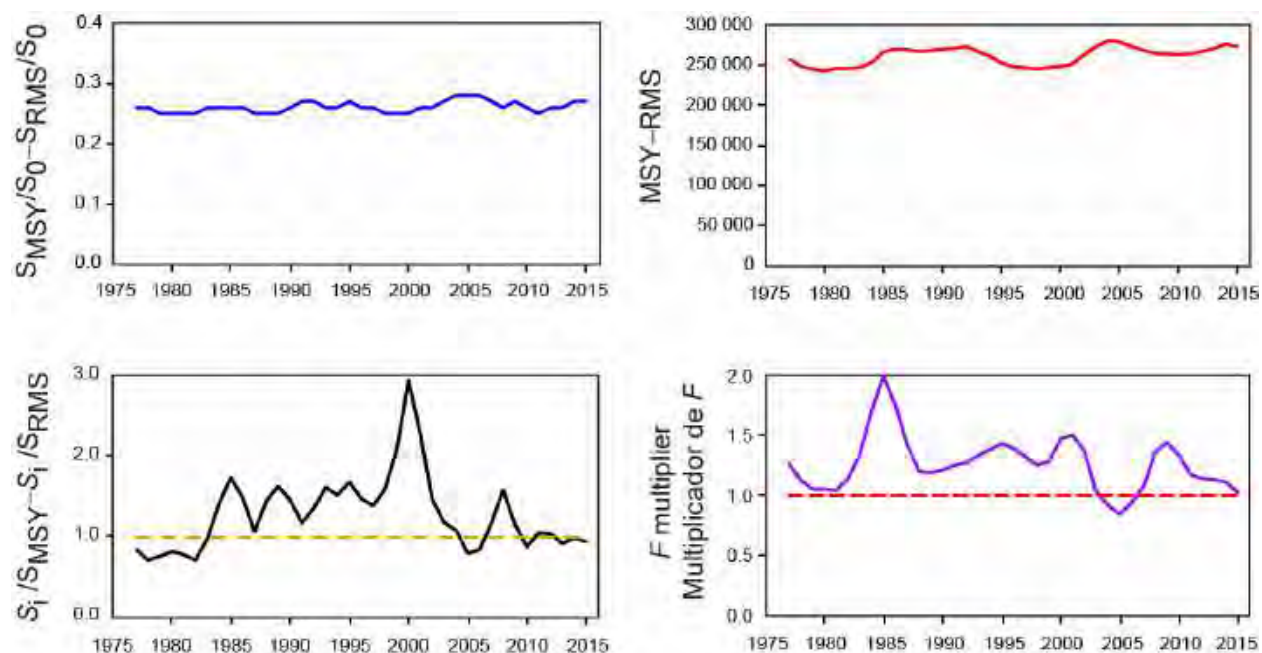


FIGURE 8. Estimates of MSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year (S_i is the index of spawning biomass).

FIGURA 8. Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMS calculadas a partir de la mortalidad por pesca media por edad para cada año. (S_i es el índice de biomasa reproductora).

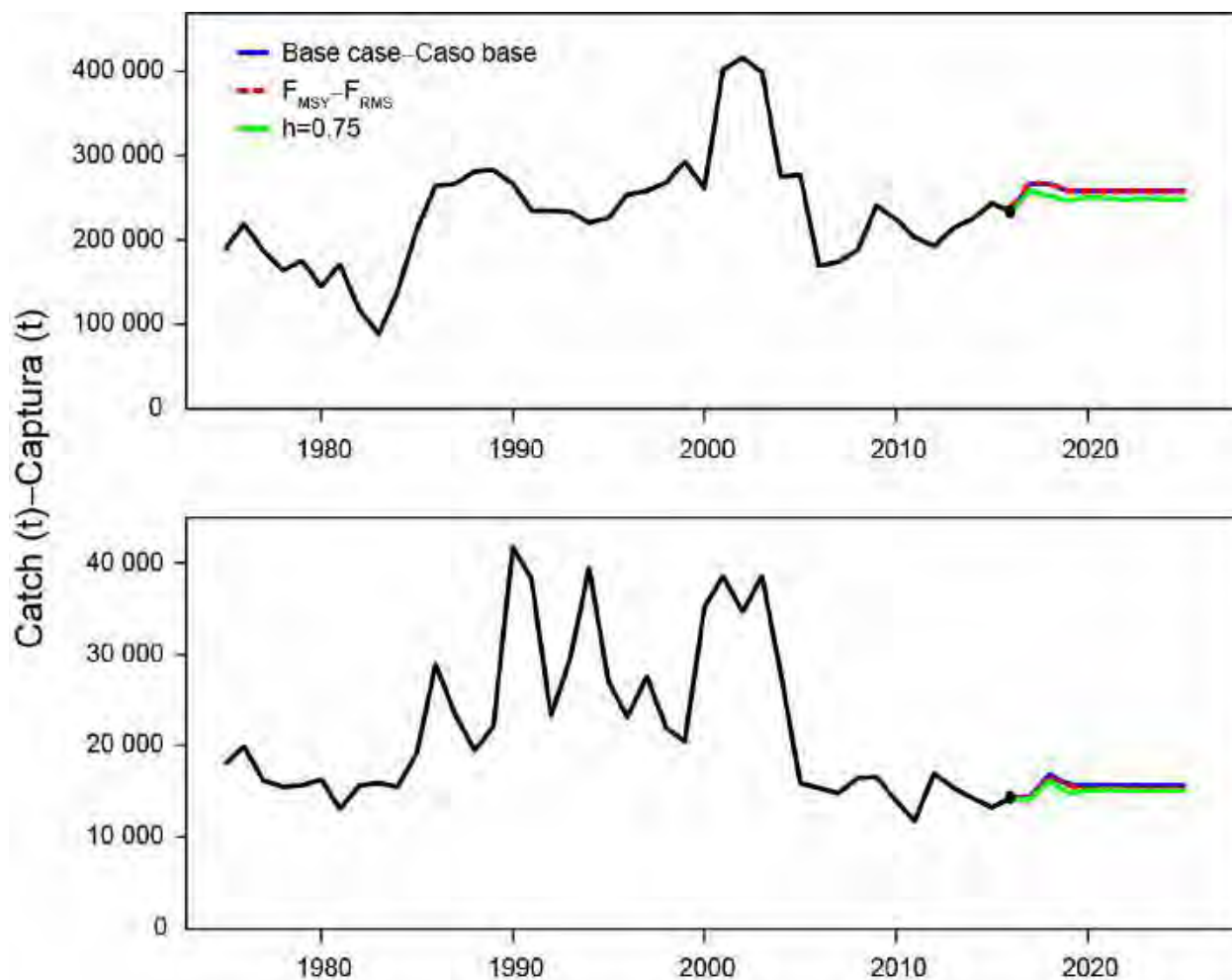


FIGURE 9. Historic and projected annual catches of yellowfin tuna by surface (top panel) and longline (bottom panel) fisheries from the base case while fishing with the current effort, the base case while fishing at the fishing mortality corresponding to MSY (F_{MSY}), and the analysis of sensitivity to steepness ($h = 0.75$) of the stock-recruitment relationship while fishing with the current effort. The large dot indicates the most recent catch (2015).

FIGURA 9. Capturas históricas y proyectadas de atún aleta amarilla por las pesquerías de superficie (recuadro superior) y palangre (recuadro inferior) del caso base con la pesca en el nivel actual de esfuerzo, del caso base con la pesca en la mortalidad por pesca correspondiente al RMS (F_{RMS}), y el análisis de sensibilidad a la inclinación ($h = 0.75$) de la relación población-reclutamiento al pescar con el esfuerzo actual. El punto grande indica la captura más reciente (2015).

APPENDIX A: MODEL DIAGNOSTICS
ANEXO A: DIAGNÓSTICOS DEL MODELO

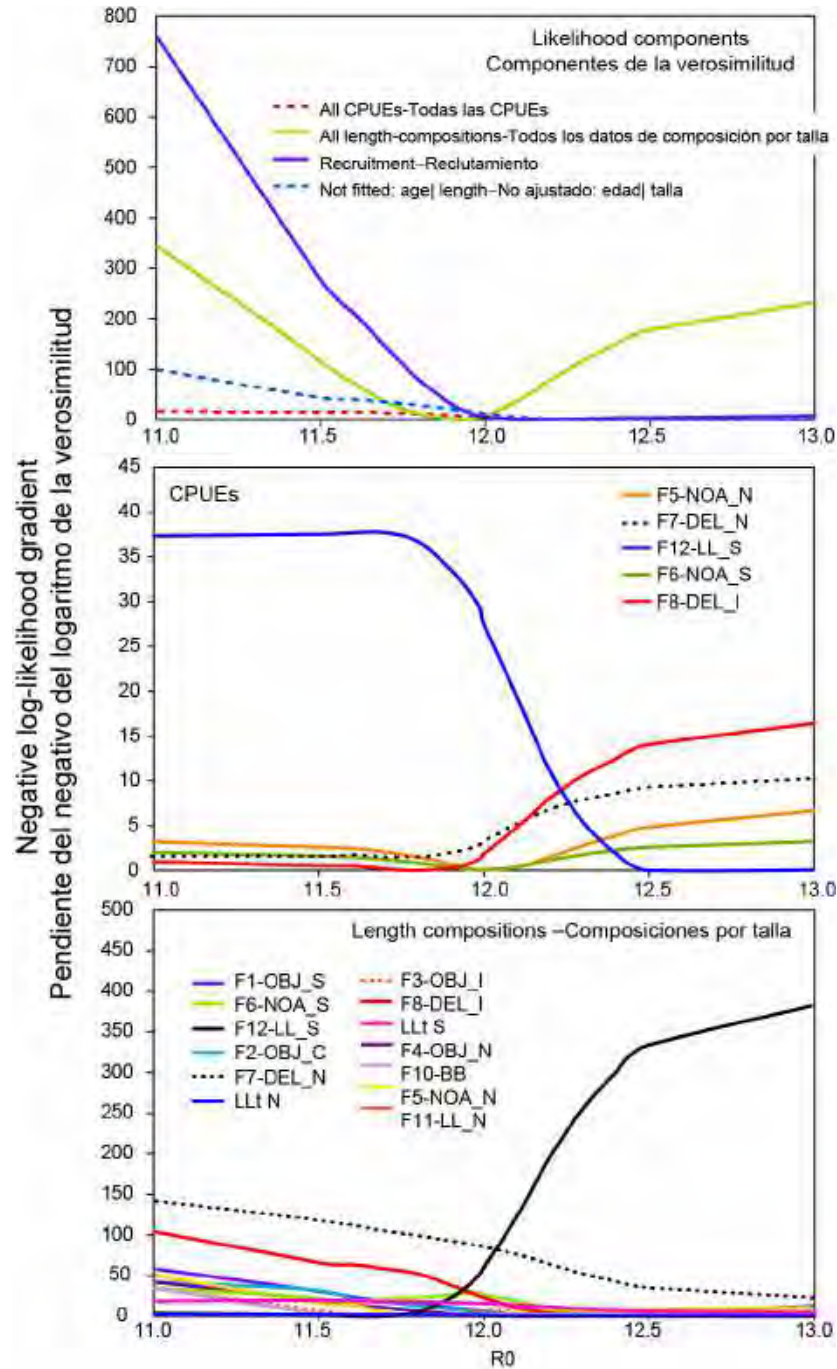


FIGURE A.1. Likelihood profile on the global scaling parameter R_0 (virgin recruitment)
FIGURA A.1. Perfil de verosimilitud para el parámetro global de escala R_0 (reclutamiento virgen)

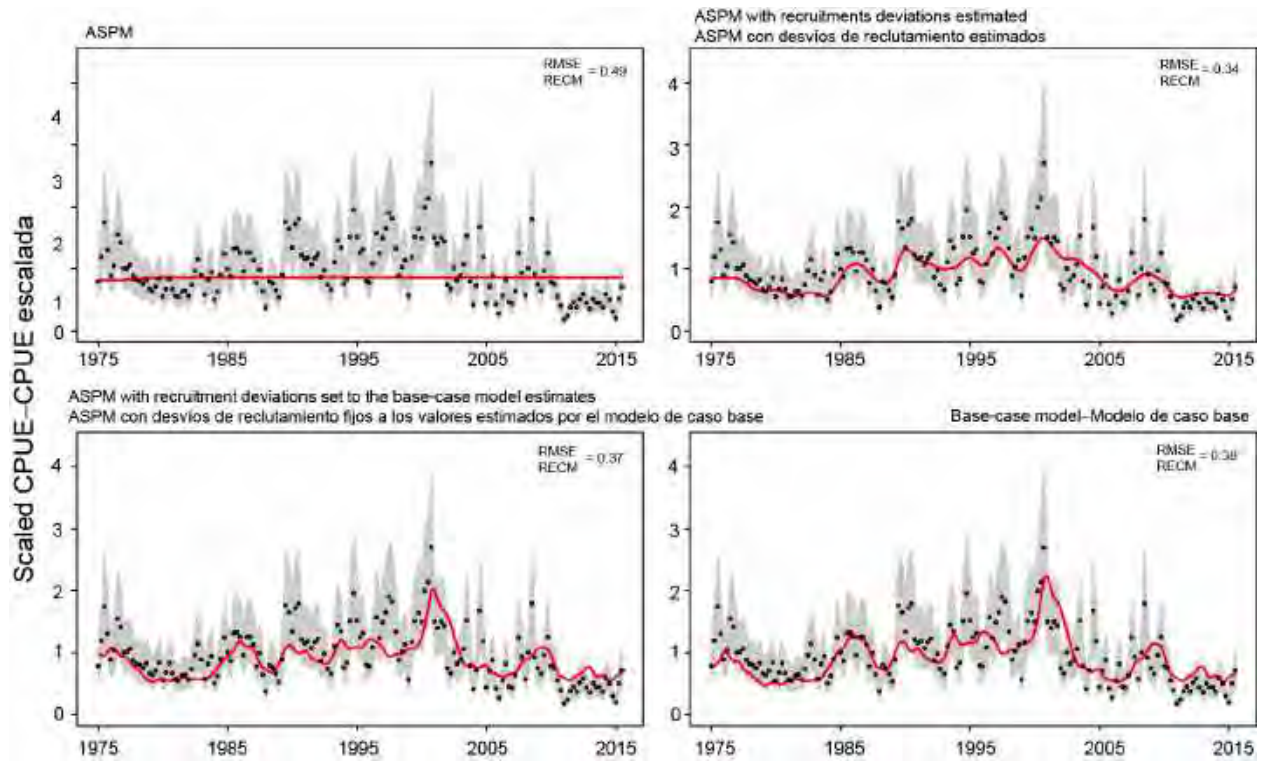


FIGURE A.2. Age-structured production model (ASPM) diagnostic: model fit (red line) to the CPUE of the Southern longline fishery (F12-LL_S). The shaded area represented the fixed confidence interval (± 2 standard deviations) around the CPUE values.

FIGURA A.2. Diagnóstico de modelo de producción por edad (ASPM): ajuste del modelo (línea roja) a la CPUE de la pesquería palangrera del sur (F12-LL_S). El área sombreada representa el intervalo de confianza fijo (± 2 desviaciones estándar) alrededor de los valores de CPUE.

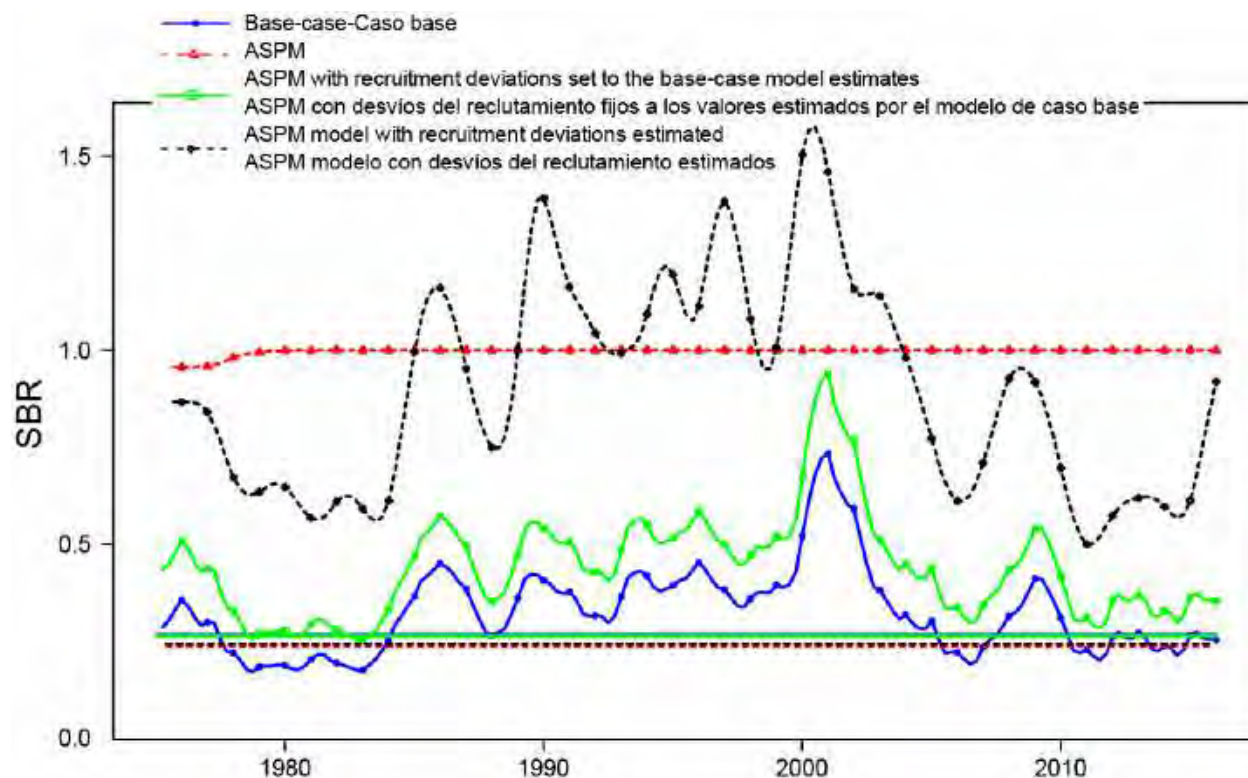


FIGURE A.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the age-structured production model (ASPM) diagnostic. SBR trends are shown for the a) base case, b) ASPM with no recruitment deviations estimated, c) ASPM with recruitment deviations estimated, and d) ASPM with recruitment deviations fixed at the estimates from the base-case model. The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY for each scenario.

FIGURA A.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla del diagnóstico del modelo de producción por edad (ASPM). Se señalan las tendencias del SBR correspondientes al caso base, ASPM sin desvíos del reclutamiento estimados, ASPM con desvíos del reclutamiento estimados, y ASPM con los desvíos del reclutamiento fijos en las estimaciones del modelo de caso base. Las líneas horizontales representan los SBR asociados al RMS para cada escenario.

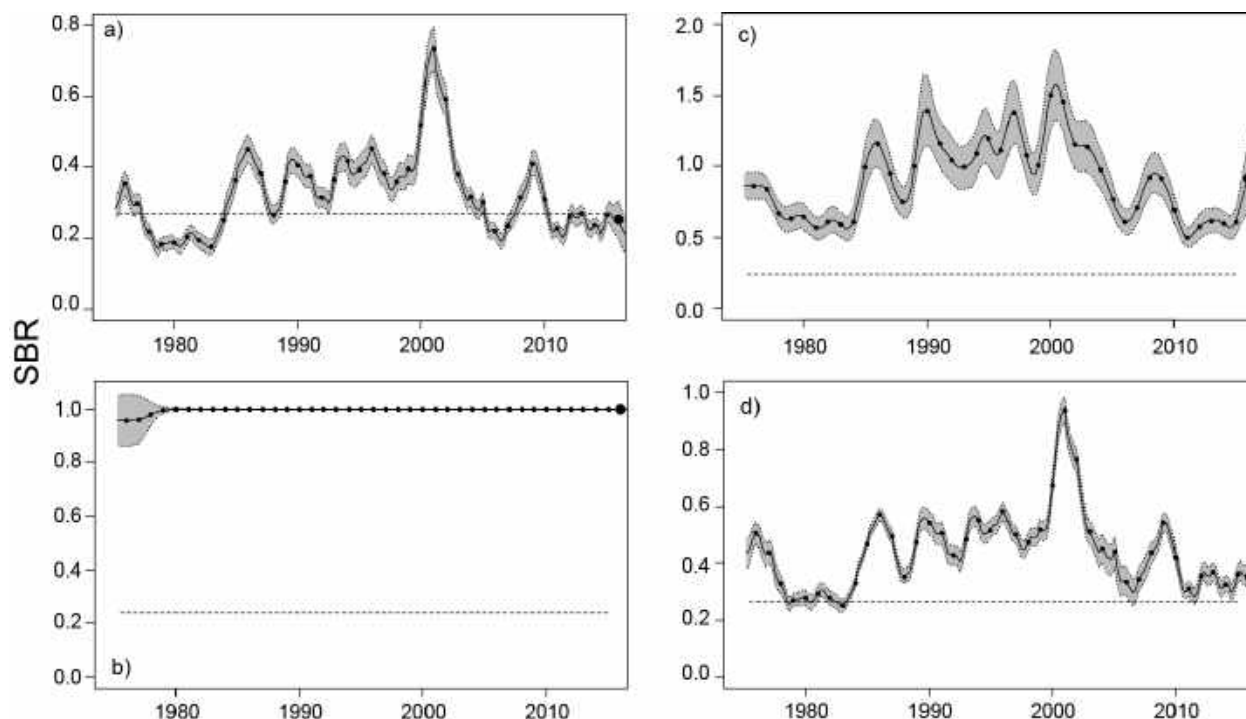


FIGURE A.4. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the age-structured production model (ASPM) diagnostic. SBR trends are shown for: a) base case, b) ASPM with no recruitment deviations estimated, c) ASPM with recruitment deviations estimated, and d) ASPM with recruitment deviations fixed at the estimates from the base case model. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates. The shaded area indicates the approximate 95-percent confidence intervals around those estimates. The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY for each scenario.

FIGURA A.4. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla del diagnóstico del modelo de producción por edad (ASPM). Se señalan las tendencias del SBR correspondientes al a) caso base, b) ASPM sin desvíos del reclutamiento estimados, c) ASPM con desvíos del reclutamiento estimados, y d) ASPM con los desvíos del reclutamiento fijos en las estimaciones del modelo de caso base. El área sombreada indica los intervalos de confianza de 95% aproximados alrededor de esas estimaciones. Las líneas horizontales representan los SBR asociados al RMS para cada escenario.

APPENDIX B: SENSITIVITY ANALYSIS FOR THE STOCK-RECRUITMENT RELATIONSHIP
ANEXO B: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA RELACIÓN POBLACIÓN-RECLUTAMIENTO

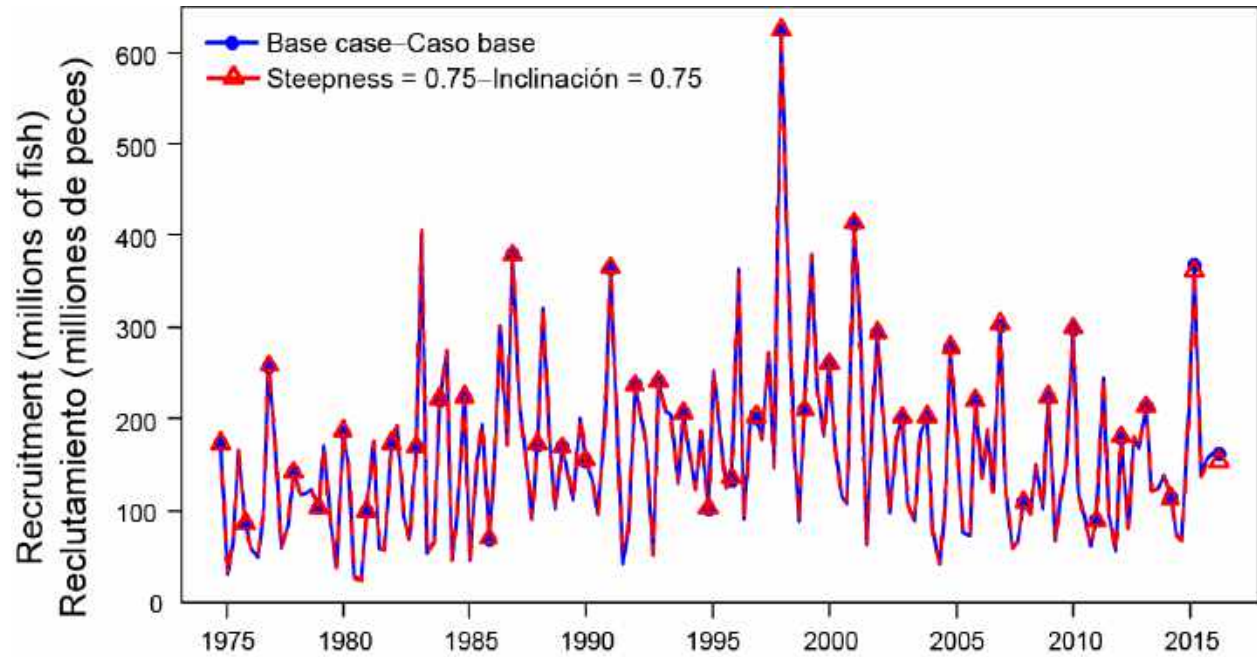


FIGURE B.1. Comparison of estimates of recruitment of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA B.1. Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún aleta amarilla del análisis sin (caso base) y con (inclinación = 0,75) relación población-reclutamiento.

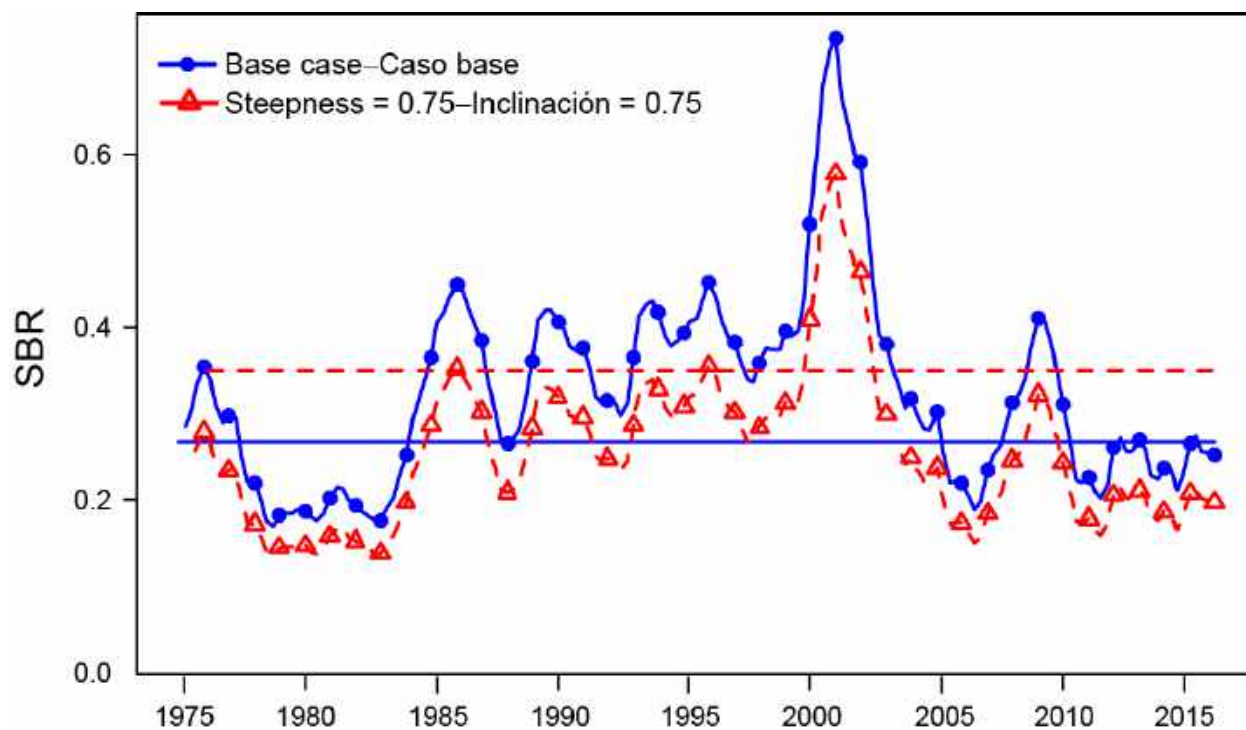


FIGURE B.2. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBR associated with MSY for each scenario.

FIGURA B.2. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla del análisis sin (caso base) y con relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75). Las líneas horizontales representan los SBR asociados al RMS en cada escenario.

**APPENDIX C: SENSITIVITY ANALYSIS TO THE AVERAGE SIZE OF THE OLDEST FISH
PARAMETER, L_2**
**ANEXO C: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD AL PARÁMETRO DE LA TALLA MEDIA DE LOS
PECES MÁS VIEJOS, L_2**

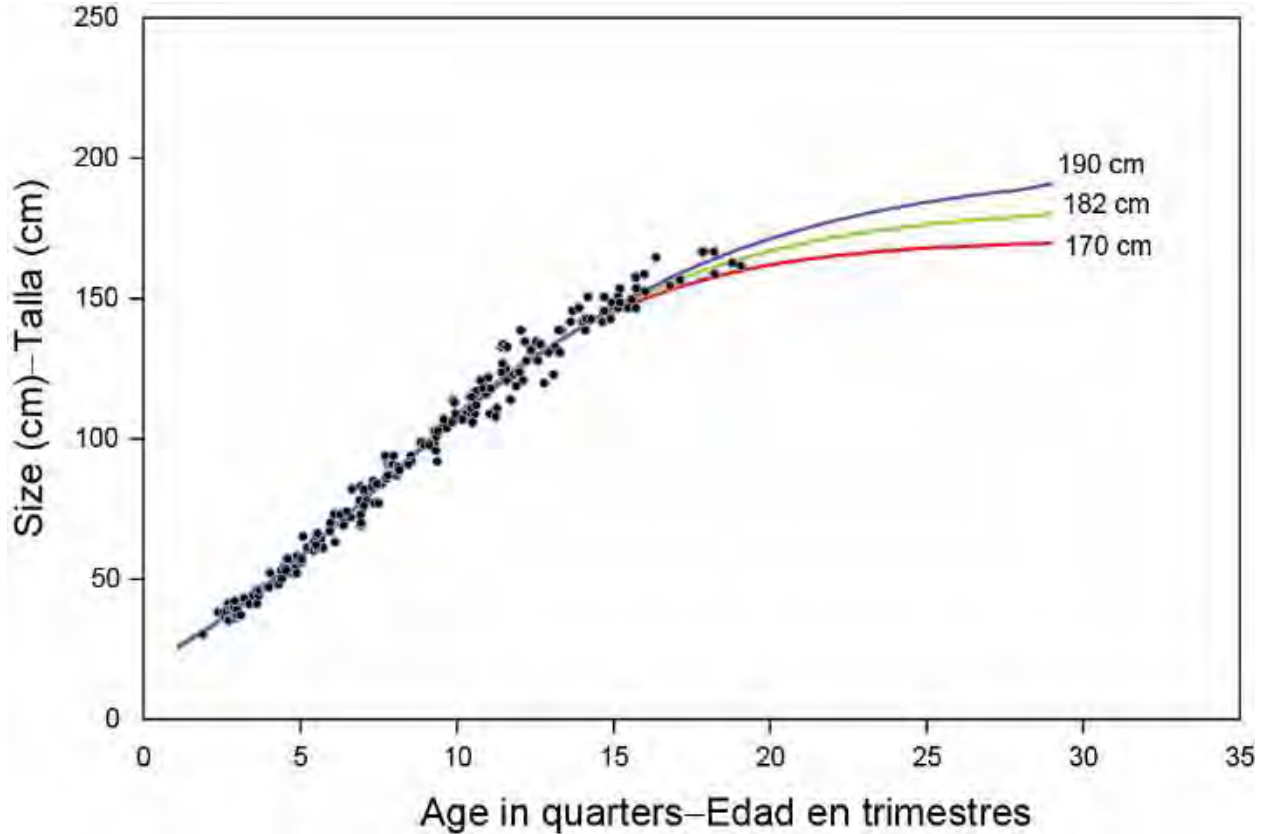


FIGURE C.1. Comparison of the Richards growth curves (sensitivity) for yellowfin tuna, assuming different fixed values for the average size of the oldest fish (L_2) parameter.

FIGURA C.1. Comparación de las curvas de crecimiento de Richards (sensibilidad) del atún alleta amarilla, con diferentes supuestos de valor fijo del parámetro de talla media de los peces más viejos (L_2).

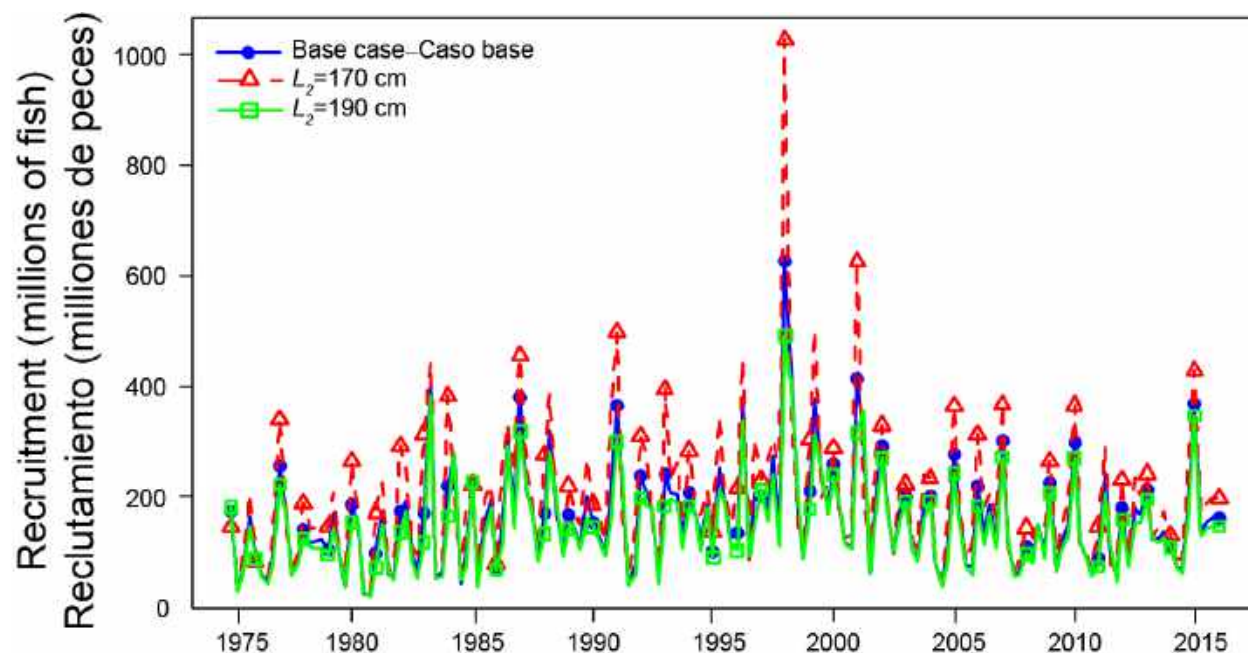


FIGURE C.2a. Comparison of estimates of absolute recruitment (in millions of fish) for yellowfin tuna from the base case analysis using a Richards growth curve with the average size of the oldest fish (L_2) fixed at 182 cm, and two alternative models with L_2 fixed at a lower (170 cm) and a higher value (190 cm).

FIGURA C.2a. Comparación de las estimaciones de reclutamiento absoluto (en millones de peces) de atún alleta amarilla del análisis del caso base que usa una curva de crecimiento de Richards con la talla promedio de los peces más viejos (L_2) fijada en 182 cm, y dos modelos alternativos con L_2 fijado en valores menor (170 cm) y mayor (190 cm).

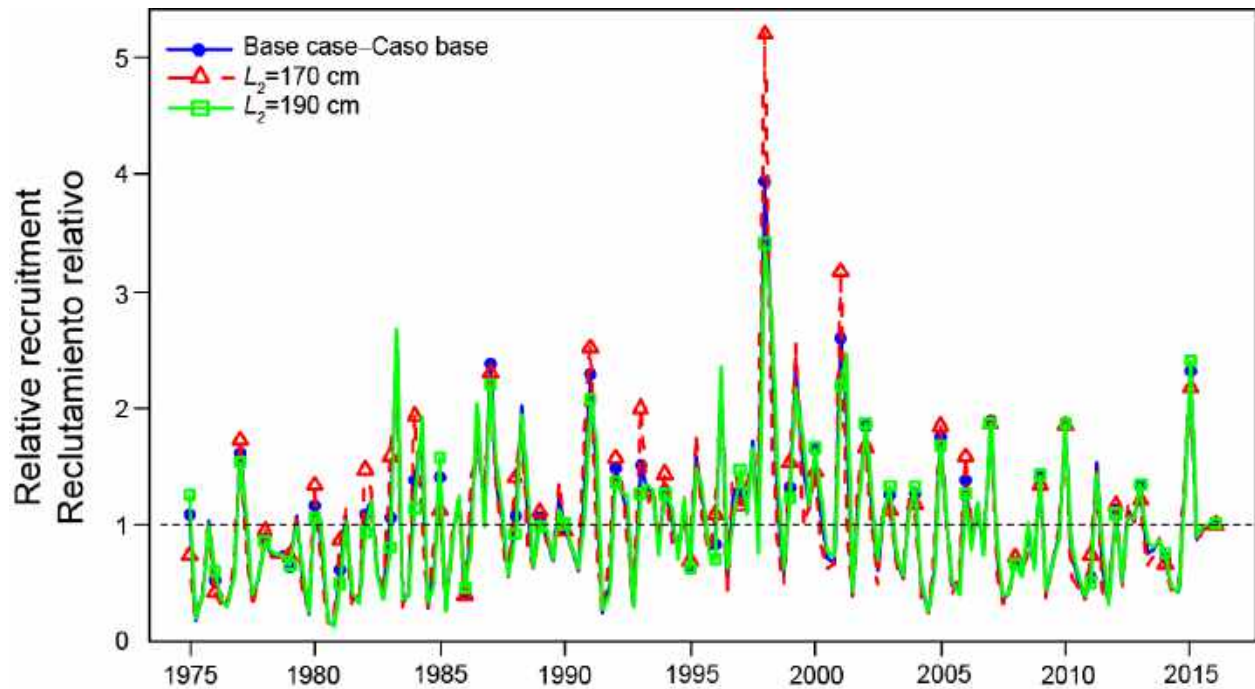


FIGURE C.2b. Comparison of estimates of relative recruitment for yellowfin tuna from the base case analysis using a Richards growth curve with the average size of the oldest fish (L_2) fixed at 182 cm, and two alternative models with L_2 fixed at a lower (170 cm) and a higher value (190 cm). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line).

FIGURA C.2b. Comparación de las estimaciones de reclutamiento relativo de atún alleta amarilla del análisis del caso base que usa una curva de crecimiento de Richards con el tamaño promedio de los peces más viejos (L_2) fijado en 182 cm, y dos modelos alternativos con L_2 fijado en valores menor (170 cm) y mayor (190 cm). Se fija la escala de las estimaciones para que la estimación de reclutamiento medio equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal).

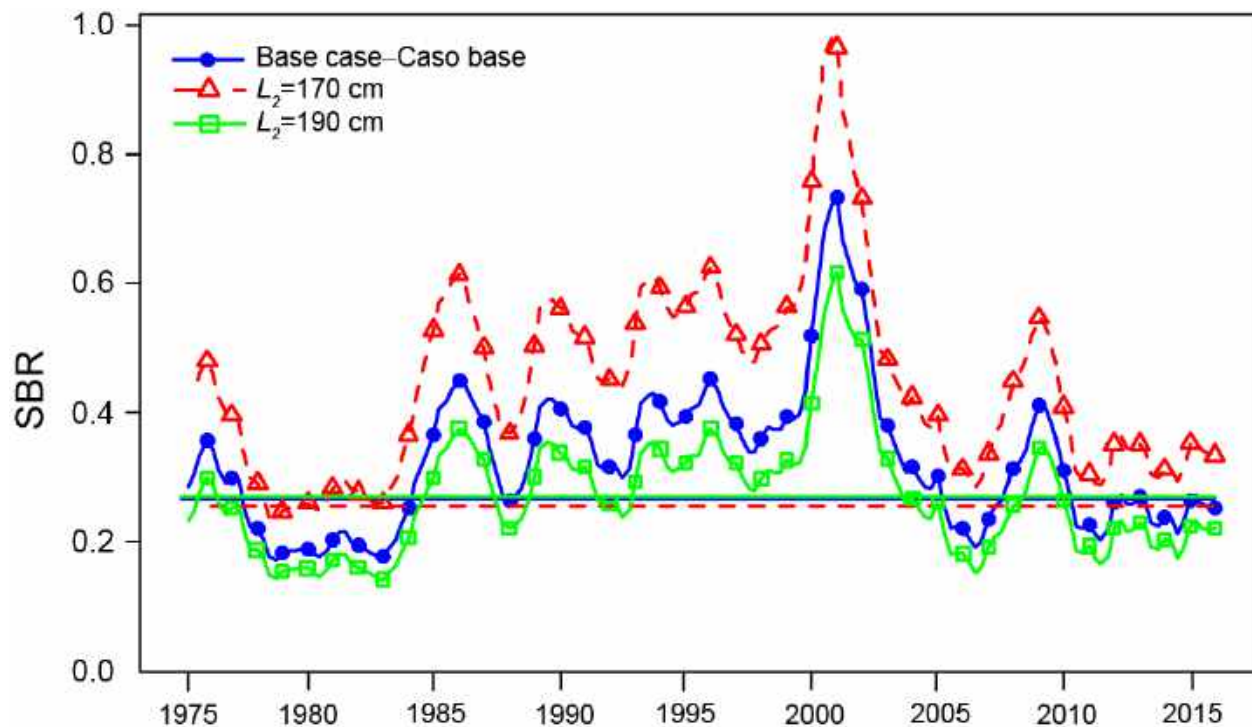


FIGURE C.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the base case analysis using a Richards growth curve with the average size of oldest fish (L_2) fixed at 182 cm, and two alternative models with L_2 fixed at a lower (170 cm) and a higher (190 cm) value. The horizontal lines represent the SBR associated with MSY for each scenario.

FIGURA C.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla del análisis del caso base que usa una curva de crecimiento de Richards con el tamaño promedio de los peces más viejos (L_2) fijado en 182 cm, y dos modelos alternativos con L_2 fijado en valores menor (170 cm) y mayor (190 cm). Las líneas horizontales representan los SBR asociados al RMS correspondiente a cada escenario.

APPENDIX D: SENSITIVITY ANALYSIS TO FITTING THE CPUE OF THE NORTHERN DOLPHIN-ASSOCIATED FISHERY AS THE MAIN INDEX OF ABUNDANCE
ANEXO D: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD AL AJUSTE DE LA CPUE DE LA PESQUERÍA ASOCIADA A DELFINES DEL NORTE COMO ÍNDICE PRINCIPAL DE ABUNDANCIA

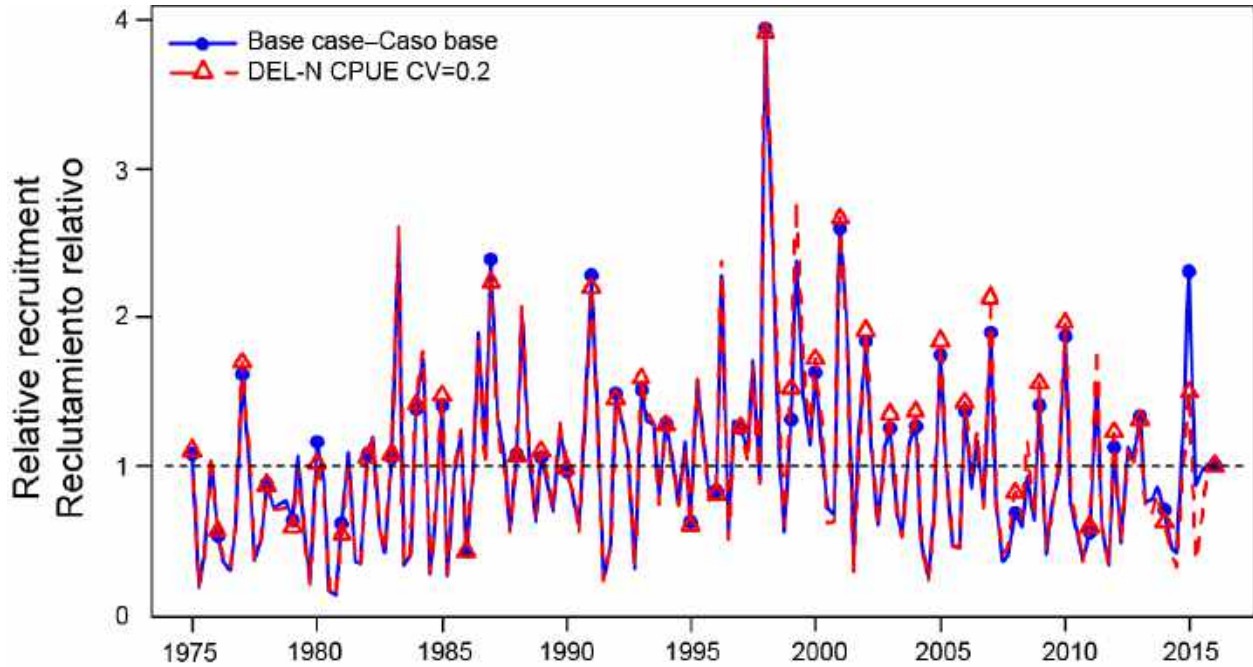


FIGURE D.1. Comparison of estimates of recruitment of yellowfin tuna from the model fitting more closely to the CPUE of the southern longline fishery (base case) and the model fitting more closely to the CPUE of the northern dolphin fishery (DEL-N).

FIGURA D.1. Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún aleta amarilla del modelo que se ajusta más estrechamente a la CPUE de la pesquería de palangre del sur (caso base) y el modelo que se ajusta más estrechamente a la CPUE de la pesquería sobre delfines del norte (DEL-N).

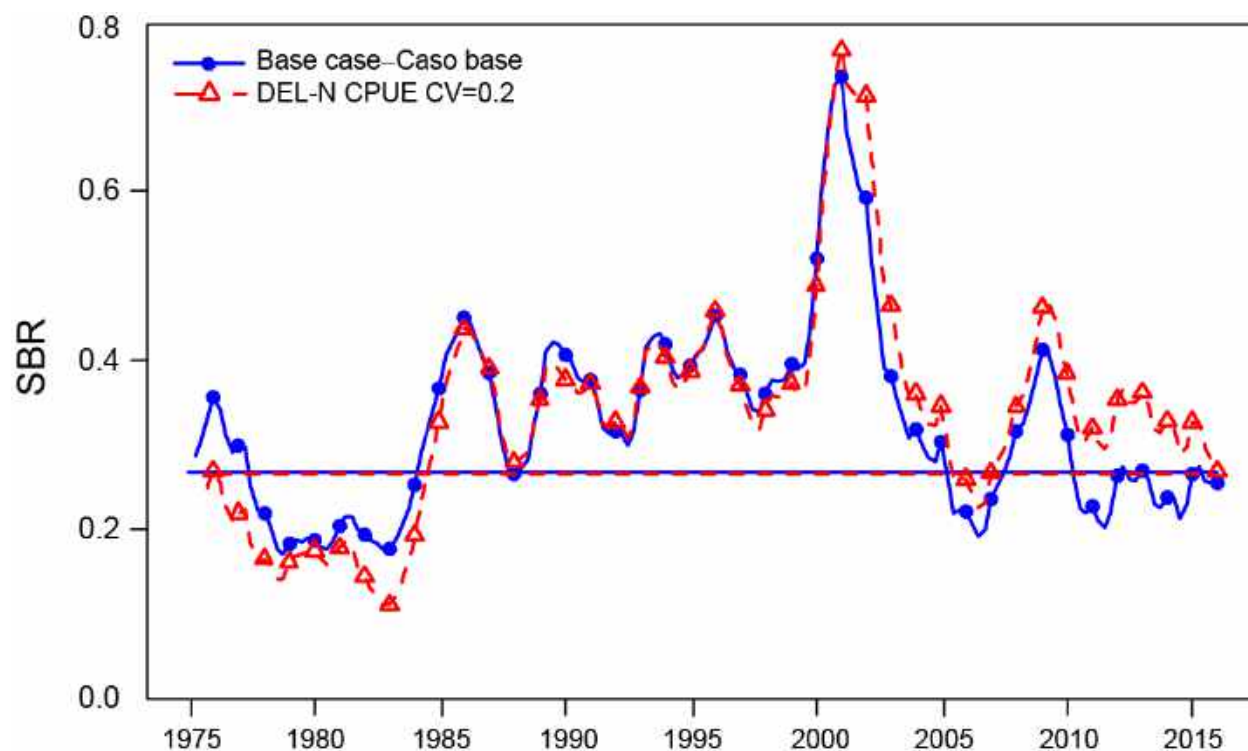


FIGURE D.2. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the model fitting more closely to the CPUE of the southern longline fishery (base case) and the model fitting more closely to the CPUE of the northern dolphin fishery (DEL-N). The horizontal lines represent the SBR associated with MSY for each scenario.

FIGURA D.2. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla del modelo que se ajusta más estrechamente a la CPUE de la pesquería de palangre del sur (caso base) y el modelo que se ajusta más estrechamente a la CPUE de la pesquería sobre delfines del norte (DEL-N). Las líneas horizontales representan los SBR asociados al RMS correspondiente a cada escenario.

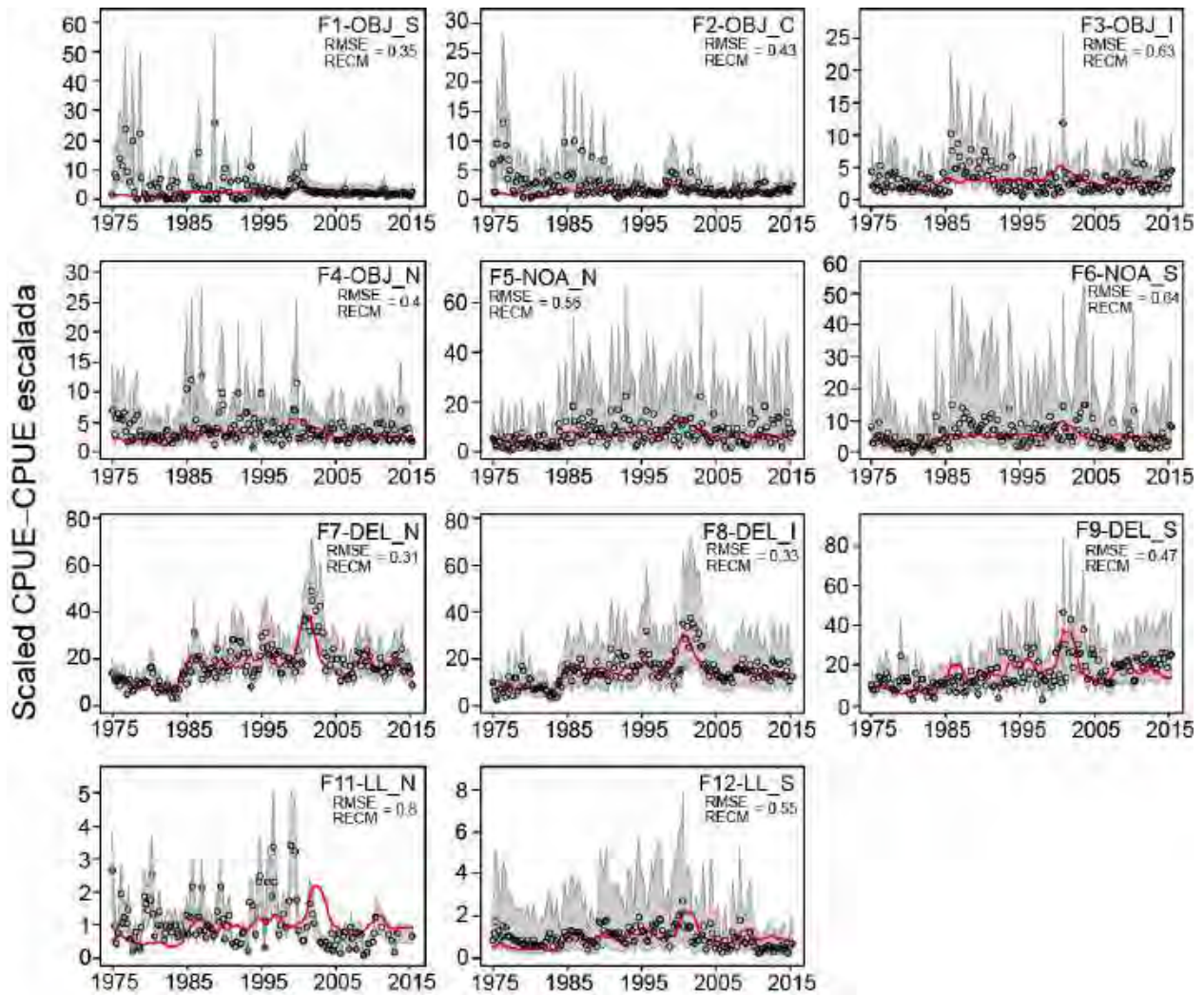


FIGURE D.3. Model fits (for F5, F6, F7, F8, and F12) and predictions (for the rest, as they are not used in the model fit) to the CPUE from the model fitting more closely to the CPUE of the northern dolphin fishery (DEL-N, F7). The shaded area represents the 95% confidence intervals for the observed data (dots) based on the assumed variability for the data or the internally-estimated standard deviations for the lognormal-based likelihood function (for F5, F6, F8, and F12).

FIGURA D.3. Ajustes del modelo (para F5, F6, F7, F8, y F12) y predicciones (para los demás, ya que no se usan en el ajuste del modelo) a la CPUE del modelo que se ajusta más estrechamente a la CPUE de la pesquería sobre delfines del norte (DEL-N, F7). El área sombreada representa los intervalos de confianza de 95% correspondientes a los datos observados (puntos) basados en variabilidad supuesta de los datos o las desviaciones estándar estimadas internamente para la función de verosimilitud log-normal (para F5, F6, F8, y F12).

APPENDIX E: SENSITIVITY ANALYSIS TO DATA WEIGHTING
ANEXO E: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA PONDERACIÓN DE LOS DATOS

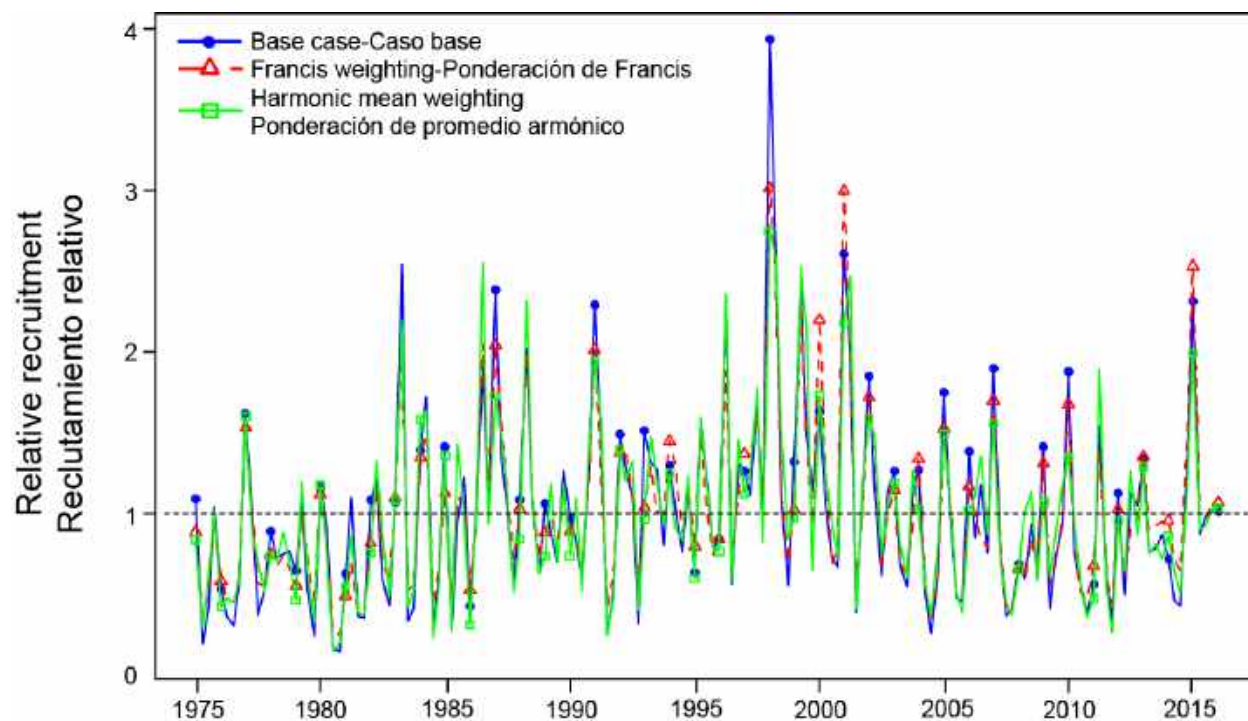


FIGURE E.1. Comparison of estimates of recruitment of yellowfin tuna, from the models with different weightings for the length-frequency data.

FIGURA E.1. Comparación de las estimaciones del reclutamiento de atún aleta amarilla, de los modelos con distintas ponderaciones de los datos de frecuencia de talla.

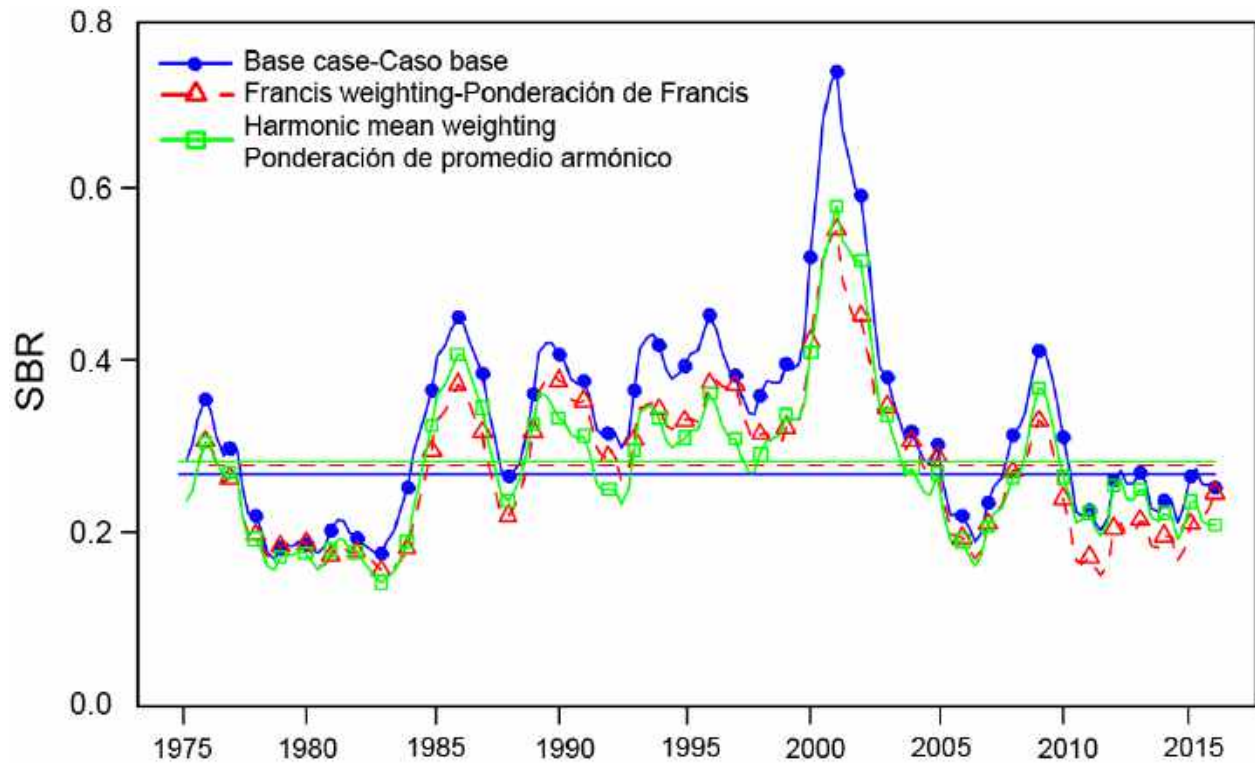


FIGURE E.2. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the models with different weightings for the length-frequency data. The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY for each scenario.

FIGURA E.2. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla, de los modelos con ponderación diferente de los datos de frecuencia de talla. Las líneas horizontales representan los SBR asociado al RMS correspondiente a cada escenario.

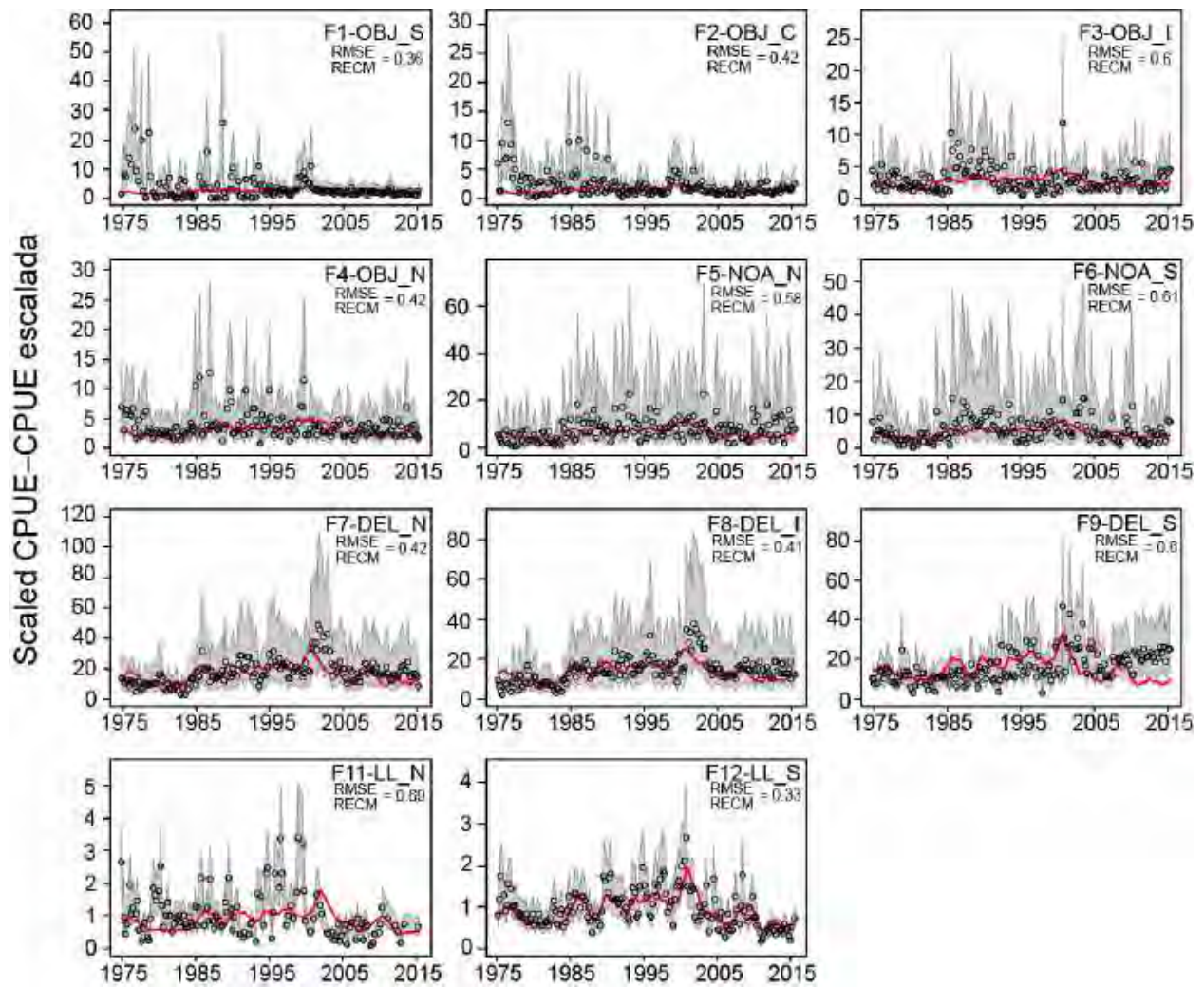


FIGURE E.3. Model fits (for F5, F6, F7, F8, and F12) and predictions (for the rest, because they are not used in the model fit) to the CPUE from the model that uses the Francis methods for weighting the length-frequency data. The shaded area represents the 95% confidence intervals for the observed data (dots) based on the assumed variability for the data or the internally-estimated standard deviations for the lognormal-based likelihood function (for F5, F6, F7, and F8).

FIGURA E.3. Ajustes del modelo (para F5, F6, F7, F8, y F12) y predicciones (para los demás, ya que no se usan en el ajuste del modelo) a la CPUE del modelo que usa los métodos de Francis para ponderar los datos de frecuencia de talla. El área sombreada representa los intervalos de confianza de 95% correspondientes a los datos observados (puntos) basados en variabilidad supuesta de los datos o las desviaciones estándar estimadas internamente para la función de verosimilitud log-normal (para F5, F6, F7, y F8).

CONDICIÓN DEL ATÚN ALETA AMARILLA EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2015 Y PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO

Carolina V. Minte-Vera, Alexandre Aires-Da-Silva, y Mark N. Maunder

ÍNDICE

Resumen Ejecutivo	136
1. Introducción	137
2. Datos	137
3. Configuraciones de la estructura del modelo	138
4. Resultados	140
4.1. Modelo de caso base	140
4.2. Análisis de sensibilidad.....	143
4.3. Cantidades de ordenación.....	144
5. Direcciones futuras.....	145
5.1. Investigaciones prioritarias	145
5.2. Recolección de información nueva y actualizada	146
5.3. Afinación del modelo y los métodos de evaluación.....	146
6. Reconocimientos	146
Referencias.....	106
Anexos	120

RESUMEN EJECUTIVO

1. La evaluación del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental en 2015 es similar a la evaluación previa, excepto que se dispone ahora de series separadas de datos de frecuencia de talla de buques palangreros japoneses comerciales y de entrenamiento, y se usaron ambos en la evaluación.
2. Existe incertidumbre acerca de los niveles recientes y futuros del reclutamiento y la biomasa. Han ocurrido dos, y posiblemente tres, distintos regímenes de productividad desde 1975, y los niveles de rendimiento máximo sostenible (RMS) y las biomásas correspondientes al RMS podrían ser diferentes entre los regímenes. La población podría haber cambiado en la última década de un régimen de productividad alto a uno intermedio. El cociente de biomasa reproductora (SBR) ha estado por debajo del promedio desde 2006, con la excepción de 2008-2010, que resultó de un reclutamiento elevado en 2006.
3. Las tasas recientes de mortalidad por pesca (F) son ligeramente inferiores al nivel de RMS ($F_{\text{mult}} = 1.02$), y se estima que los niveles recientes de biomasa reproductora (S) están por debajo de ese nivel ($S_{\text{reciente}}/S_{\text{RMS}} = 0.95$). Tal como se comenta en el [Informe de Evaluación de Stocks 16](#) de la CIAT y evaluaciones previas estas interpretaciones son inciertas, y altamente sensibles a los supuestos hechos acerca del parámetro de inclinación (h) de la relación población-reclutamiento, el tamaño medio de los peces más viejos (L_2), y los niveles supuestos de mortalidad natural (M). Los resultados más pesimistas ocurren si se supone una relación población-reclutamiento, un valor más alto para L_2 , y si se suponen tasas de M más bajas para el aleta amarilla adulto. Un perfil de verosimilitud del parámetro de reclutamiento virgen (R_0) mostró que los componentes de datos divergen en su información sobre los niveles de abundancia. Los análisis de sensibilidad indicaron que los resultados más pesimistas ocurren si se cambia la ponderación asignada a los datos de frecuencia de talla, usando métodos de ponderación de datos recomendados, y más optimistas si se ajustan el modelo estrechamente al índice de abundancia relativa basado en la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de la pesquería cerquera asociada a delfines del norte en lugar de la pesquería palangrera del sur.
4. La mortalidad por pesca (F) más alta ocurrió en peces de entre 11 y 20 trimestres (2.75-5 años) de edad. La F anual media viene aumentando para todas las clases de edad desde 2009, pero en 2015

mostró una ligera disminución del grupo de edad de 11 a 20 trimestres.

5. Aumentar el peso medio del aleta amarilla capturado podría incrementar el RMS.
6. Los temas siguientes deberían ser prioritarios en investigaciones futuras para mejorar la evaluación de la población de aleta amarilla:
 - a. Implementación de un programa de marcado a gran escala para abordar las hipótesis acerca de la estructura de la población y diferencias regionales en los parámetros del ciclo de vida y la reducción.
 - b. Mejora de las estimaciones del crecimiento, particularmente para los peces más viejos.
 - c. Refinamiento de la ponderación de los distintos conjuntos de datos que se ajustan al modelo de evaluación.
 - d. Afinación de las definiciones de las pesquerías en el modelo de evaluación.
 - e. Implementación de selectividad que varía a lo largo del tiempo, principalmente para las pesquerías cerqueras sobre objetos flotantes.
 - f. Exploración de supuestos alternativos acerca de la estructura de la población en el modelo de evaluación.
 - g. Análisis de cambios en la distribución espacial del esfuerzo en la pesquería palangrera del sur, y si invalidan el uso de la CPUE de esta pesquería como índice principal de abundancia en el modelo de evaluación.

1. INTRODUCCIÓN

El atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) se encuentra distribuido en todo el Océano Pacífico, pero la mayor parte de la captura proviene de las regiones oriental y occidental. Las capturas cerqueras de aleta amarilla son relativamente bajas cerca del límite occidental del Océano Pacífico oriental (OPO) en 150°O. La mayoría de la captura en el OPO proviene de lances cerqueros sobre aletas amarillas asociados a delfines y en cardúmenes no asociados. Estudios de marcado de aleta amarilla en todas partes del Pacífico indican que los peces suelen permanecer a menos de 1 800 km de su posición de liberación. Esta fidelidad regional, junto con la variación geográfica en las características fenotípicas y genotípicas del aleta amarilla mostrada en algunos estudios, indica que podrían existir múltiples poblaciones de aleta amarilla en el OPO y en todo el Océano Pacífico. Esto es consistente con el hecho que las tendencias de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) palangrera son diferentes en distintas zonas en el OPO. No obstante, las tasas de desplazamiento entre esas poblaciones, así como a través del meridiano de 150°O, no pueden ser estimadas con los datos de marcado actualmente disponibles.

2. DATOS

La evaluación de la población exige cantidades sustanciales de información, incluyendo datos sobre capturas retenidas, descartes, índices de abundancia, y la composición por tamaño de las capturas de las distintas pesquerías. Se han hecho supuestos acerca de procesos tales como el crecimiento, reclutamiento, mortalidad natural (M), mortalidad por pesca (F), y estructura de la población. La evaluación de 2016 es similar a la de 2015, e incluye datos nuevos y actualizados. El cambio más importante fue en los datos de frecuencia de talla de la flota palangrera japonesa, que ahora están disponibles para los buques comerciales y buques de entrenamiento por separado y por tipo de medición (peso o talla) para 1975-2014 (Sato *et al.* 2016). Se dispone también de datos de frecuencia de peso de la flota palangrera comercial, pero no se usan en la evaluación debido a incertidumbre en los factores de conversión. Minte-Vera *et al.* (2016) presentan una descripción detallada de estos datos nuevamente entregados y recomendaciones sobre la mejor forma de usarlos en las evaluaciones del patudo y aleta amarilla.

Los datos de captura de las pesquerías de superficie han sido actualizados y nuevos datos añadidos para 2015. Se dispone de datos de captura nuevos o actualizados para China (2014), Japón (2013-2014), Corea

(2006, 2014), Taipei Chino (2012-2014), Estados Unidos (2013-2014), Polinesia Francesa (2013-2014), Vanuatu (2007-2014), y otras naciones (2013-2015). En el caso de las pesquerías palangreras sin datos de captura de 2013-2015, se supuso que las capturas fueron iguales que en el año más reciente con datos disponibles. Se actualizaron los datos de CPUE de la pesquería de superficie, y se añadieron datos nuevos de CPUE de 2015. Se dispone de datos de CPUE nuevos o actualizados de la flota palangrera japonesa para el período entero del modelo de evaluación (1975-2015). Japón entregó datos detallados de captura y esfuerzo (incluyendo información de anzuelos por canasta) de los buques comerciales solamente, excluyendo los datos de los buques de entrenamiento. Se añadieron datos nuevos de composición por tamaño de la pesquería de superficie para 2015, y se actualizaron los datos de años previos. Se dispone de datos nuevos o actualizados de frecuencia de talla de la flota palangrera comercial japonesa (1986-2014). Se dispone también de datos de frecuencia de peso de la flota palangrera comercial japonesa, pero no se usan en la evaluación debido a incertidumbre en la relación talla-peso. Se dispone por primera vez de datos de frecuencia de tamaño de buques palangreros japoneses de entrenamiento (1975-2014) por separado.

3. CONFIGURACIONES DE LA ESTRUCTURA DEL MODELO

Se usó en la evaluación un modelo estadístico integrado de evaluación de poblaciones con estructura por edad (*Stock Synthesis* Version 3.23b; SS), que se basa en el supuesto que existe una sola población de aleta amarilla en el OPO. Este modelo es similar a aquel usado en la evaluación previa en 2015 ([Informe de Evaluación de Stocks 16](#)), excepto que ahora incluye « estudios² » de palangre. Los datos de composición por talla de los buques japoneses de entrenamiento y los datos de composición por peso de los buques comerciales japoneses (no usados en el ajuste del modelo pero incluidos con fines comparativos) están incluidos en el modelo como « estudios », no como pesquerías (Minte-Vera *et al.* 2016). Se definen ahora en el modelo 16 pesquerías y dos estudios ([Tabla 1](#), [Figura 1](#)). Una descripción completa del modelo puede ser encontrada en Aires-da-Silva y Maunder (2012a).

Existe incertidumbre en los resultados de la evaluación actual de la población, porque los datos observados no representan perfectamente la población de aleta amarilla en el OPO. Además, el modelo de evaluación no representa perfectamente la dinámica de la población de aleta amarilla, ni tampoco de las pesquerías que operan en el OPO. Se expresa la incertidumbre como intervalos aproximados de confianza y coeficientes de variación (CV). Se estimaron los intervalos de confianza y CV bajo el supuesto que el modelo de evaluación representa perfectamente la dinámica del sistema. Ya que es poco probable que este supuesto sea satisfecho, estos valores podrían subestimar la cantidad de incertidumbre en los resultados de la evaluación. Se investigaron fuentes adicionales de incertidumbre estructural en análisis de sensibilidad a la función población-reclutamiento y al crecimiento. .

Se usó una serie de métodos como diagnósticos para determinar si el modelo se ajusta de los datos y esta correctamente especificado: (a) comparación de los datos observados con las predicciones del modelo; (b) perfil de verosimilitud del parámetro global de escala; y (c) modelo de producción con estructura por edad. Se realiza la comparación de los datos predichos y observados mediante análisis de residuales y la computación del raíz del error cuadrado medio (R_{ECM}) para los índices de CPUE. El perfil de verosimilitud en el parámetro global de escala (reclutamiento virgen, el parámetro R_0 ; Lee *et al.* 2014, Wang *et al.* 2014) indica la influencia de cada componente de datos sobre la estimación de la productividad de la población de aleta amarilla. La información aparentemente contradictoria entre diferentes componentes de datos (o sea, que favorecen valores diferentes de R_0) señala una especificación errónea potencial del modelo. El diagnóstico de modelo de producción con estructura por edad (ASPM) fue propuesto por Maunder y Piner (2015) como forma de: (i) evaluar más a fondo la especificación errónea del modelo, (ii) determinar la influencia de los datos de composición sobre las estimaciones de abundancia absoluta y las tendencias de la abundancia, y (iii) verificar si la captura puede por sí sola explicar las tendencias de los índices de abundancia. El diagnóstico ASPM se calcula de la forma

² Terminología de *Stock Synthesis*; no representa verdaderos estudios, sino que permite flexibilidad en la forma de modelar los datos

siguiente: (i) ejecutar el modelo de caso base; (ii) fijar los parámetros de selectividad en las estimaciones máximo-verosímiles (EMV) del modelo de caso base, (iii) desactivar la estimación de todos los parámetros excepto los de escala, y fijar los desvíos del reclutamiento en cero; (iv) ajustar el modelo a los índices de abundancia solamente; (v) comparar la trayectoria estimada a aquella obtenida en el caso base. Si el ASPM puede ajustar bien los índices de abundancia que tienen buen contraste (o sea, los que presenten tendencias decrecientes y/o crecientes), Maunder y Piner (2015) sugieren que esto es prueba de que existe una función de producción, y que los índices probablemente proporcionarán información sobre la abundancia absoluta. Se refieren a esta situación como « la captura explica los índices bien »; en el caso contrario, cuando no hay un ajuste bueno a los índices, « la captura no puede explicar los índices ». Esto puede tener varias causas: (i) la población es impulsada por el reclutamiento; (ii) la población todavía no ha disminuido al punto en el que la captura es un factor importante que afecta la abundancia, (iii) el modelo de caso base es incorrecto, o (iv) los índices de abundancia relativa no son proporcionales a la abundancia. Verificar si la población es impulsada por el reclutamiento implica ajustar el ASPM con los desvíos del reclutamiento fijos en los valores estimados en el caso base. Si esto todavía no puede capturar la trayectoria de la población estimada en el modelo integrado, se puede concluir que la información sobre escala en el modelo integrado proviene de los datos de composición. Amplios intervalos de confianza alrededor de la abundancia estimada por el ASPM indican también que el índice de abundancia contiene poca información sobre la abundancia absoluta.

Después de los diagnósticos, se realizaron tres análisis de sensibilidad para evaluar si los resultados cambian si (a) se supone que una CPUE diferente es el índice principal de abundancia; y (b) se cambia la ponderación asignada a los datos de composición por talla.

Los aspectos importantes de la evaluación de caso base (1) y los cuatro análisis de sensibilidad (2-5) pueden ser resumidos como sigue:

1. **Evaluación de caso base:** Inclinação (h) de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt = 1 (ninguna relación entre el tamaño de la población y reclutamiento); parámetros de crecimiento fijados en las estimaciones obtenidas en una evaluación previa (Maunder y Aires-da-Silva 2009); ajustada a la serie de tiempo de CPUE para las pesquerías de cerco F5-F8 y la pesquería palangrera F12; refleja las curvas de selectividad de las pesquerías F9 y F12, que se suponen ser asintóticas; se supone que las curvas de selectividad de todas las otras pesquerías tienen forma de domo.
2. **Sensibilidad a la inclinación de la relación población-reclutamiento:** La evaluación de caso base incluyó un supuesto que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población ($h = 1$); para análisis de sensibilidad, se usó una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt con una inclinación de $h = 0.75$.
3. **Sensibilidad al tamaño medio de los peces más viejos (parámetro L_2 de la función de crecimiento de Richards function).** En el modelo de caso base, se fija L_2 en 182.3 cm, estimación obtenida en una evaluación previa (Maunder y Aires-da-Silva 2009). Se consideraron dos valores fijos alternativos de L_2 para el análisis de sensibilidad, uno más bajo y el otro más alto, en 170 cm y 190 cm.
4. **Sensibilidad al ajuste de la CPUE de la pesquería asociada a delfines del norte (F7 DEL-N)** como índice principal de abundancia, en lugar de la CPUE de la pesquería palangrera del sur (F12 LL-S). Para este propósito, se fijó el CV de F7 en 0.2, y se estimaron los CV de las otras pesquerías.
5. **Sensibilidad del modelo a la ponderación asignada a los datos de composición por talla.** La ponderación asignada a esos datos en el modelo es una función de su varianza. Ya que se supone que los datos de composición por talla siguen una distribución multinomial en *Stock Synthesis*, su ponderación es una función del tamaño de las muestras. En el modelo de caso base, el tamaño de las muestras iniciales supuestos para las pesquerías de cerco son el número de bodegas muestreadas; y para las pesquerías palangreras el número de peces muestreados multiplicado por un factor de escala, para que el tamaño inicial medio de las muestras sea similar al tamaño medio de las muestras de la

pesquería de cerco con el mayor número de bodegas muestreadas (F7 DEL-N). Los tamaños de las muestras de los datos de composición por talla fueron recalculados después de terminada la ejecución inicial de la evaluación de caso base. Los nuevos tamaños de muestra son iguales a los tamaños iniciales de las muestras multiplicados por un factor de ponderación (λ) para los datos de frecuencia de talla de cada pesquería y estudio. Se usaron dos métodos para calcular λ : El método de “Francis” (ecuación TA1.8 en Francis (2011)), y el método de « promedio armónico », la razón del promedio armónico del tamaño efectivo de muestra al promedio aritmético de los tamaños iniciales de las muestras (ecuación T3.8 en Francis (2011)).

4. RESULTADOS

4.1. Modelo de caso base

4.1.1. Reclutamiento y biomasa

En general, el reclutamiento del aleta amarilla a las pesquerías en el OPO es variable, con un componente estacional. Este análisis y análisis previos indican que la población de aleta amarilla ha pasado por dos, o posiblemente tres, regímenes distintos de productividad del reclutamiento (1975-1982, 1983-2002, and 2003-2014) (Figura 2). Se estimó que entre 2003 y 2014 el reclutamiento anual en todos los años excepto 2006 fue inferior al promedio, y solamente un 25% mayor que aquellos de 1975-1982. Se estima que el reclutamiento anual más reciente (2015) es superior al promedio. Los reclutamientos estimados en el último trimestre de 2014 y el primer trimestre de 2015 figuran entre los más grandes desde 2003, pero esas estimaciones son altamente inciertas. Los regímenes de productividad corresponden a regímenes de biomasa, con los regímenes de productividad más alta produciendo biomasa mayores. La existencia de una relación población-reclutamiento es asimismo apoyada por los datos de estos regímenes, pero las pruebas son tenues, y esto es probablemente un artefacto de los cambios de régimen aparentes.

El cociente de biomasa reproductora (SBR; la razón del índice actual de biomasa reproductora (S) al índice de biomasa reproductora virgen (S_0)) de aleta amarilla en el OPO fue menor que aquel correspondiente al RMS durante 1977-1983, coincidiendo con el régimen de productividad baja, pero mayor que dicho valor durante la mayor parte del periodo de 1984-2005 (Figura 5.2). El índice de biomasa reproductora estuvo por encima de S_{RMS} durante 2008-2010, después del reclutamiento superior al promedio de 2006, pero por debajo de S_{RMS} durante los otros años desde 2005. Se atribuye el incremento al cambio de régimen, y la disminución reciente podría ser una reversión a un régimen de productividad intermedia. Los distintos regímenes de productividad podrían sostener distintos niveles de RMS y los SBR asociados. Se estimó que el SBR al principio de 2016 era ligeramente inferior al nivel de RMS (0.27), al igual que en las estimaciones de 2015. De hecho, se estima que desde 2011 el SBR ha estado ligeramente por debajo del nivel de RMS, o en el mismo, después de la serie de reclutamientos bajos desde 2007, que coincidieron con una serie de eventos fuertes de La Niña.

Con la mortalidad por pesca actual (2013-2015) y reclutamiento medio, se predice que el SBR se estabilizará ligeramente por encima del RMS en el futuro (Figura 3). No obstante, los intervalos de confianza son anchos, y existe una probabilidad moderada que el SBR estará sustancialmente por encima o por debajo de este nivel. Si el esfuerzo de pesca continúa en niveles recientes, y suponiendo reclutamiento medio y ninguna relación población-reclutamiento, se predice que las capturas de las pesquerías de superficie (Figura 5.8) aumentarán y se estabilizarán, y que las capturas de las pesquerías palangreras seguirán aproximadamente iguales en el próximo año, entonces aumentarán y se estabilizarán.

4.1.2. Mortalidad por pesca

El peso promedio del aleta amarilla capturado en la pesquería ha sido bastante consistente a lo largo del tiempo, pero varía sustancialmente entre las distintas pesquerías. En general, las pesquerías sobre objetos flotantes, no asociada del norte, y de caña capturan aletas amarillas más jóvenes y más pequeños que las pesquerías no asociada del sur, asociadas a delfines, y palangreras. Las pesquerías palangreras y la pesquería asociada a delfines en la región del sur capturan aletas amarillas más viejos y más grandes que

las pesquerías asociadas a delfines del norte y costera.

Se han estimado niveles sustanciales de mortalidad por pesca para la pesquería de aleta amarilla en el OPO ([Figura 4](#)). La mortalidad por pesca va en aumento desde 2009, y es máxima para el aleta amarilla de edad media (11-20 trimestres/2.75-5 años de edad). Para esta clase de edad, la estimación más reciente de la mortalidad por pesca mostró una disminución con respecto al año previo. Históricamente, las pesquerías cerqueras asociadas a delfines y no asociadas tienen el mayor impacto sobre la biomasa reproductora del aleta amarilla, seguidas por las pesquerías sobre objetos flotantes. En años más recientes, el impacto de las pesquerías sobre objetos flotantes ha sido mayor que aquel de las pesquerías no asociadas. Los impactos de las pesquerías palangreras y de cerco de descarte son mucho menores, y han disminuido en los últimos años ([Figura 5](#)).

4.1.3. Diagnósticos del modelo

4.1.3.a Ajustes del modelo

Stock Synthesis genera una extensa serie de diagnósticos del ajuste del modelo, disponible para el modelo de caso base en formatos [html](#) y [PDF](#). El modelo se ajusta moderadamente bien a las observaciones de CPUE de la pesquería palangrera del sur ($R_{ECM} = 0.38$ para F12 LL-S), y las pesquerías cerqueras asociadas a delfines ($R_{ECM} = 0.41$ para F7 DEL-N y F8 DEL-I) pero se predice el pico en 2001 demasiado temprano en el primero es demasiado tarde en el segundo. Además, el modelo no se ajusta tan bien a la parte temprana de la serie de CPUE de la pesquería palangrera del sur. Los ajustes a la serie de datos de CPUE de las pesquerías cerqueras no asociadas son generalmente menos satisfactorios ($R_{ECM} = 0.58$ para F5 NOA-N y $R_{ECM} = 0.62$ para F6 NOA-S).

4.1.3.b Perfil R_0

Un perfil de verosimilitud del parámetro de reclutamiento virgen (R_0) mostró que los componentes de datos divergen en su información acerca de los niveles de abundancia en cada tipo de dato ([Figura A.1](#)). Las CPUE de la pesquería palangrera del sur (F12 LL-S) tienen la log-verosimilitud negativa (LVN) más pequeños para valores mayores de R_0 , mientras que en las pesquerías cerqueras ocurre lo contrario. La situación se invierte en el caso de los datos de frecuencia de talla: las composiciones por talla de la pesquería palangrera del sur (F12 LL-S) tienen LVN más pequeños para valores bajos de R_0 , mientras que todas las otras composiciones por talla tienen LVN más pequeños para valores altos de R_0 . Los datos con la mayor influencia en el ajuste del modelo de caso base (o sea, aquellos con la pendiente de LVN más inclinada) son las composiciones por talla de la pesquería palangrera del sur (F12 LL-S). Se supone que esta pesquería tiene una selectividad asintótica, lo cual implica que los peces más viejos (y más grandes) serán observados en esta pesquería y, ya que el crecimiento y la mortalidad natural son fijos, se estimarán las tasas de mortalidad por pesca de tal forma que el tamaño predicho hasta el cual sobreviven los peces es igual que los tamaños más grandes observados.

Siguiendo la filosofía de modelado que los datos que entran en el modelo son verídicos, la información aparentemente contradictoria de los distintos componentes de datos implica que el modelo está mal especificado o que se exagera la precisión de los datos, creando la impresión de conflicto de datos (Maunder y Piner 2015). En el caso del aleta amarilla, podría ser una combinación de los dos. El modelo podría estar mal especificado de varias maneras, pero las más importantes son con respecto a la estructura de la población, al error de proceso en la selectividad y al crecimiento.

- 1. Estructura de la población:** Es muy probable que el supuesto de una sola población panmíctica sea incorrecto. Los datos de marcado del aleta amarilla sugieren que no ocurre mezcla completa de la población dentro del OPO ni tampoco un aislamiento real de ningún grupo. Estudios de marcado recientes han demostrado que aletas amarillas marcados y liberados en el OPO ecuatorial alrededor de 25°O permanecen entre 5°S y 10°N y se desplazan al oeste hasta 120°O ([Informe Trimestral de la CIAT, Oct-Dic 2006](#)). Atunes aleta amarilla con marcas archivadoras frente a Baja California, México, permanecieron a menos de 1,358 km de su punto de liberación (Schaefer *et al.* 2011, 126

marcas recuperadas). Peces liberados en la Reserva de la Biosfera Archipiélago Revillagigedo, México, con marcas archivadoras mostraron desplazamientos limitados alrededor de las islas (Schaefer *et al.* 2014). Los desplazamientos limitados y la fidelidad regional de los peces marcados a la zona de liberación encontrados en el OPO (Schaefer *et al.* 2011, 2014) son similares a lo que se ha descubierto en el Océano Pacífico central y occidental (Sibert y Hampton 2003). Es probable que la población esté compuesta de unidades heterogéneas que están sujetas a las condiciones oceanográficas locales. La temperatura superficial del mar (TSM) en las áreas norte y sur de la distribución del aleta amarilla en el OPO muestran una fuerte estacionalidad. Se descubrió que los aletas amarillas están en reproducción en cualquier momento que la TSM esté por encima de 24°C (Schaefer 1998). Estas condiciones de TSM óptimas para la reproducción del aleta amarilla ocurren entre junio y septiembre en el norte (verano boreal) y entre enero y marzo en el sur (verano austral) (Hinton 2015). Esta estacionalidad podría conducir a temporadas de desove marcadas en los extremos de la distribución. En la zona central, donde las condiciones óptimas para el desove son más o menos constantes durante todo el año (Hinton 2015), es de esperar que el aleta amarilla se reproduciría durante todo el año. Por lo tanto, lo más probable es una población compuesta de unidades heterogéneas cuyas tasas de mezcla no pueden ser determinadas con la información de marcado actualmente disponible.

2. **Error de proceso en la selectividad:** se supone que las selectividades en el modelo no cambian a lo largo del tiempo. Este es un supuesto fuerte, especialmente para las pesquerías sobre objetos flotantes. Aires-da-Silva y Maunder (2012b) modelaron selectividad con variación temporal en las pesquerías cerqueras sobre objetos flotantes y descubrieron que suponer selectividad con variación temporal en los cinco últimos años de la modelo (20 trimestres) y selectividad fija para los demás años produjo resultados similares a aquellos de un modelo con plena variación temporal, con la ventaja de un número reducido de parámetros por estimar. Su método pareció mejorar la estimación de los reclutamientos y mortalidades por pesca recientes, y minimizar los patrones retrospectivos en las estimaciones de la biomasa.
3. **Crecimiento:** El crecimiento de los atunes parece no estar adecuadamente descrito por la función del Richards. El crecimiento en talla los atunes tropicales, principalmente patudo y aleta amarilla, parece ser lineal hasta cierta edad, entonces desacelera abruptamente, y posiblemente cesa del todo (ver, por ejemplo, Aires-da-Silva *et al.* 2016, [anexo D](#)).

Los factores de ponderación para los datos de composición por talla computados después de ejecutar el modelo de caso base, usando el método de Francis o el método de promedio armónico, indicaron que la precisión supuesta de los datos de frecuencia de talla en el modelo de caso base podría estar exagerada para varias pesquerías y estudios. Para todas las pesquerías y estudios, excepto los palangreros (tanto comerciales como de entrenamiento) que operan en el norte, las ponderaciones de Francis son menos de 1, e indican un tamaño de muestra que es del 20 al 50% de lo que se supuso inicialmente. En el caso de la pesquería y estudio palangreros del norte, la ponderación de Francis indica que el tamaño de la muestra necesita ser incrementado entre 10 y 50%, respectivamente. El método de promedio armónico produce resultados diferentes: indica una reducción de la ponderación de las composiciones por talla de las pesquerías cerqueras sobre objetos flotantes y no asociadas, y un incremento de la ponderación de los datos de composición por talla de la pesquería cerquera asociada a delfines y las pesquerías palangreras, así como para el estudio palangrero y la pesquería de caña. Ambos métodos indican que la precisión de los datos de composición por talla de las pesquerías cerquera sobre objetos flotantes es exagerada. La variabilidad en los datos de las pesquerías cerqueras sobre objetos flotantes no se debe del todo al error de muestreo, sino que más probablemente a cambios interanuales de la disponibilidad. Por lo tanto, incluir error de proceso en la función de selectividad para estas pesquerías podría ayudar a reducir la especificación errónea del modelo y absorber parte de la variabilidad inherente de estos datos, sin necesidad de cambiar la escala de los tamaños de muestra multinomiales.

4.1.3.c Modelo de producción con estructura por edad

El diagnóstico de función de modelo de producción con estructura por edad (ASPM) señala una serie plana de biomasa ([Figuras A.2-A.4](#)). Esto indica que los cambios en los índices de abundancia no pueden ser explicados por las capturas por sí mismas. Por lo tanto, no hay una función determinística de producción que se pueda estimar. El tamaño de la población parece ser impulsado por el reclutamiento, ya que la tendencia en los índices coincide muy bien cuando se añaden al ASPM las estimaciones del reclutamiento del modelo de caso base, y razonablemente bien cuando se estiman los desvíos del reclutamiento dentro del ASPM ([Figuras A.3 y A.4](#)). Es probable que la captura esté afectando la abundancia, tal como se puede ver en la gráfica del impacto de la pesca ([Figura 5](#)), pero un modelo estadístico no puede ajustarse a los grandes incrementos de la abundancia causados por períodos de reclutamiento más alto. Además, hay poco contraste en la abundancia causado por la pesca porque la evaluación comenzó cuando la población ya estaba explotada en 1975 y la ordenación ha sido bastante consistente durante todo el periodo, tal como indican las tasas de mortalidad por pesca relativamente constantes ([Figura 4](#)) en todos los años excepto alrededor de 2005 (que podría ser un artefacto causado por una especificación errónea del modelo). Ya que las tendencias de la abundancia estimadas por el ASPM son muy diferentes de aquellas estimadas en el modelo de evaluación, podemos concluir que la escala absoluta en el modelo de caso base es impulsada por los datos de composición por talla. Cuando se fijan los desvíos de reclutamiento en los valores estimados en el caso base, las estimaciones son similares a aquellas del caso base, o al menos en la misma orden de magnitud. Por lo tanto, con estimaciones de los desvíos del reclutamiento, el ASPM puede determinar la escala absoluta del modelo.

Estos resultados indican que la información de abundancia, tanto absoluta como relativa, contenida en los índices de abundancia relativa basados en CPUE no pueden ser interpretados sin explicar las fluctuaciones del reclutamiento. Los índices de abundancia relativa contienen información sobre la abundancia absoluta solamente si se conocen los valores relativos del reclutamiento trimestral. Es asimismo aparente que los datos de composición ejercen una influencia importante sobre las estimaciones del caso base de la abundancia absoluta, y cierta influencia sobre las tendencias de la abundancia, pero no queda claro si esto se debe a la información sobre el reclutamiento o al tipo de información sobre mortalidad por pesca encontrada en un análisis de curva de captura.

4.2. Análisis de sensibilidad

Investigaciones previas señalaron que la condición de la población es también sensible a los supuestos acerca de la mortalidad natural (Maunder y Aires-da-Silva 2012), y se obtienen resultados más optimistas cuando se suponen valores más altos para este parámetro.

Si se supone una relación población-reclutamiento con una inclinación de 0.75, las estimaciones del reclutamiento son iguales que en el modelo de caso base ([Figura B.1](#)). Las perspectivas para el futuro, en cambio, son más pesimistas: se estima que el esfuerzo actual está por encima del nivel de RMS ([Tabla 2](#)), y se predice que la biomasa reproductora permanecerá por debajo de dicho nivel ([Figura 3](#), abajo, [Figura B.2](#)). Si el esfuerzo de pesca continúa en los niveles recientes, se predice que tanto la biomasa reproductora ([Figura 3](#)) como las capturas se estabilizarán en valores ligeramente más bajos que aquellos predichos para el caso base si existe una relación población-reclutamiento con una inclinación de 0.75 ([Figura 9](#)).

Fijar el tamaño medio de la clase de edad más vieja (L_2) en un valor más bajo que aquel supuesto en el caso base (por ejemplo, 170 cm, [Figura C.1](#)) produce estimaciones más variables del reclutamiento ([Figura C.2](#)) y resultados más optimistas ([Tabla 2](#)), con la biomasa reproductora un 30% superior al nivel correspondiente al RMS ([Figura C.3](#)) y el esfuerzo actual sustancialmente inferior a dicho nivel. El RMS que se puede obtener es mayor que en el caso base. Por contraste, fijar L_2 en un valor más alto que aquel supuesto en el caso base (por ejemplo, 190 cm) produce resultados más pesimistas, con la biomasa reproductora debajo del nivel de RMS y el esfuerzo actual por encima de dicho nivel, pero el RMS que se puede obtener cambia tan sólo ligeramente.

Los análisis de sensibilidad señalaron que la ponderación de los datos ejerce un impacto fuerte sobre los resultados. Ajustar más estrechamente a los datos de CPUE de la pesquería asociada a delfines del norte ($CV = 0.2$ para F7 DEL-N), en lugar de usar la CPUE de la pesquería palangrera del sur (F12 LL-S) como índice principal de abundancia, produce una percepción más optimista de la condición de la población y estima que las capturas actuales están exactamente en el nivel de RMS (Tabla 2). En este escenario, las estimaciones del reclutamiento son similares a aquellas del caso base, con la excepción del último año (Figura D.1), y se estima que el esfuerzo de pesca reciente es muy inferior a aquel correspondiente al RMS; sin embargo, se estima que la biomasa reproductora reciente está en aproximadamente el valor correspondiente al RMS, al igual que en el modelo de caso base (Figura D.2). Cambiar la ponderación de los datos de composición por talla usando el método de Francis mejora el ajuste del índice de F12 LL-S ($R_{ECM} = 0.33$) con respecto al caso base ($R_{ECM} = 0.38$), a diferencia del método de promedio armónico ($R_{ECM} = 0.40$). Con cualquiera de los dos métodos, los ajustes a las otras CPUE siguen iguales o empeoran (ver la Figura E.3 para el método de Francis). En ambos escenarios, se estima que la biomasa está por debajo de los valores correspondientes al RMS, y que el esfuerzo de pesca está por encima de los mismos (Tabla 2, Figura E.2). Las estimaciones del RMS son más altas cuando se usa el método de Francis que si se usa el método de promedio armónico.

4.3. Cantidades de ordenación

4.3.1. Modelo de caso base

Con base en la distribución actual del esfuerzo entre las distintas pesquerías, se estima que el esfuerzo está ligeramente por debajo del nivel que soportaría la RMS (Figura 6), y que las capturas recientes están por debajo de dicho nivel (Tabla 2). Tanto el tamaño de la población como la mortalidad por pesca está muy lejos de los puntos de referencia límite provisionales de $0.28 \cdot S_{RMS}$ y $2.42 \cdot F_{RMS}$, que corresponden a una reducción de 50% del reclutamiento de su nivel medio sin explotación con base en un valor precautorio de la inclinación ($h = 0.75$) para la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (Maunder y Deriso 2014).

La curva que relaciona el rendimiento sostenible promedio con la mortalidad por pesca a largo plazo es plana alrededor del nivel de RMS (Figura 7). Por lo tanto, cambios moderados en el esfuerzo a largo plazo cambiarán las capturas a largo plazo de forma tan sólo marginal, pero al mismo tiempo cambiarán la biomasa considerablemente. Mantener la mortalidad por pesca por debajo del nivel de RMS resultaría en una reducción tan sólo marginal en el rendimiento medio a largo plazo, con el beneficio de un incremento relativamente grande de la biomasa reproductora. Los cálculos de RMS indican que, en teoría al menos, las capturas podrían ser incrementadas si se dirigiera el esfuerzo hacia la pesca con palangre y lances cerqueros sobre aletas amarillas asociados a delfines. Esto incrementaría también los SBR.

El RMS ha sido estable durante el periodo de la evaluación (1975-2015) (Figura 8), lo que sugiere que el patrón general de selectividad no ha variado mucho a lo largo del tiempo. Sin embargo, el nivel total del esfuerzo de pesca ha variado con respecto al nivel de RMS. Si el esfuerzo de pesca continúa en niveles recientes, se predice que las capturas de las pesquerías de superficie y palangreras se estabilizarán alrededor del nivel de RMS (Figura 9).

4.3.2. Sensibilidad a configuraciones alternativas del modelo

Las estimaciones de la condición de la población dependen fuertemente de los supuestos hechos con respecto al parámetro de inclinación (h) de la relación población-reclutamiento, la ponderación asignada a los datos de composición por tamaño, la curva de crecimiento, y los niveles supuestos de mortalidad natural (M) juvenil y adulta.

El análisis de sensibilidad que incluyó una relación población-reclutamiento con $h = 0.75$ estimó que el SBR necesario para mantener el RMS es 0.35, comparado con 0.27 para la evaluación de caso base (Tabla 2). El análisis de sensibilidad con $h = 0.75$ estimó un multiplicador de F de 0.65, considerablemente más bajo que aquel de la evaluación de caso base los resultados del modelo de caso base indican que la

biomasa reproductora reciente es ligeramente inferior a aquella correspondiente al RMS ($S_{\text{reciente}}/S_{\text{RMS}} = 0.95$); se estima que este valor de reducción relacionado con el RMS es mucho más bajo (0.56) para el análisis de sensibilidad con $h = 0.75$. Además, si la ordenación se basa en la evaluación de caso base, que supone que no existe una relación población-reclutamiento, cuando en realidad sí existe esa relación, la pérdida de rendimiento sería mayor que si la ordenación se basara en suponer una relación población-reclutamiento cuando en realidad no existe ([Figura 7, recuadro inferior](#)).

Fijar el tamaño medio de la clase de edad más vieja (L_2) en un valor más bajo (170 cm, [Figura C.1](#)) que aquel supuesto en el caso base (182 cm) produce resultados más optimistas (Tabla 2), con un multiplicador de F de 1.48. Por contraste, fijar L_2 en un valor más alto (190 cm) que aquel supuesto del caso base produce resultados más pesimistas, con un multiplicador de F de 0.88.

Las cantidades de ordenación supuestas en la evaluación de la población son altamente sensibles a la ponderación de los datos. Si se cambia el peso relativo entre las CPUE de tal forma que se trata la CPUE de F7 DEL-N como el índice principal de abundancia, el modelo produce un multiplicador de F demasiado optimista (1.21), pero con $S_{\text{reciente}}/S_{\text{RMS}}$ alrededor de 1 ([Tabla 2](#)). Si se cambia la ponderación de los datos de composición por talla, usando el método de Francis o de promedio armónico, el modelo produce cantidades de ordenación más pesimistas (multiplicador de $F = 0.88$; $S_{\text{reciente}}/S_{\text{RMS}} < 1$). Esto se debe a la dominancia de los datos de composición del tamaño de la pesquería F12 LL-S (que se supone tener una selectividad logística) en la determinación de la escala absoluta (el parámetro R_0) en el modelo (ver sección 4.1.5). Esto es indicativo de una sobreponderación de los datos de composición y/o alguna forma de especificación errónea del modelo, que tendrá que ser tratada en el futuro a fin de asignar la ponderación correcta a los conjuntos de datos.

5. DIRECCIONES FUTURAS

5.1. Investigaciones prioritarias

Los temas siguientes deberían ser prioritarios en investigaciones futuras para mejorar la evaluación de la población de aleta amarilla:

- Implementación de un programa de marcado a gran escala para abordar las hipótesis acerca de la estructura de la población y diferencias regionales en los parámetros del ciclo de vida y la reducción.
- Mejora de las estimaciones del crecimiento, particularmente para los peces más viejos.
- Refinamiento de la ponderación de los distintos conjuntos de datos que se ajustan al modelo de evaluación.
- Afinación de las definiciones de las pesquerías en el modelo de evaluación.
- Implementación de selectividad que varía a lo largo del tiempo, principalmente para las pesquerías cerqueras sobre objetos flotantes.
- Exploración de supuestos alternativos acerca de la estructura de la población en el modelo de evaluación.
- Análisis de cambios en la distribución espacial del esfuerzo en la pesquería palangrera del sur, y si invalidan el uso de la CPUE de esta pesquería como índice principal de abundancia en el modelo de evaluación.

5.2. Recolección de información nueva y actualizada

El personal de la CIAT pretende continuar su recolección de datos de captura, esfuerzo, composición de tallas de las pesquerías que capturan aleta amarilla en el OPO. Los datos nuevos y actualizados se incorporarán en la próxima evaluación de la población. Encuentrase en marcha muestreos biológicos para recopilación de datos para los estudios de edad-crecimiento y reproducción. Se espera que esta información podría ser utilizada en evaluaciones futuras del aleta amarilla.

5.3. Afinación del modelo y los métodos de evaluación

El personal de la CIAT continuará desarrollando el modelo de evaluación *Stock Synthesis* para el aleta amarilla en el OPO. Los avances dependerán en gran parte de cómo se modifica el software en el futuro. En evaluaciones futuras se explorarán las mejoras siguientes:

1. Determinar la ponderación apropiada para los distintos conjuntos de datos;
2. Afinar las definiciones de las pesquerías;
3. Explorar supuestos alternativos sobre la estructura de la población (análisis espacial);
4. Implementar selectividad que varía a lo largo del tiempo para las pesquerías cerqueras sobre objetos flotantes.

6. RECONOCIMIENTOS

Muchos miembros del personal de la CIAT y de países miembros contribuyeron datos para la evaluación. Richard Deriso, miembros del personal de la CIAT, y científicos de países miembros brindaron asesoramiento sobre la evaluación de la población, las pesquerías, y la biología del atún aleta amarilla. Christine Patnode y Hue Hua Lee ayudaron con las figuras.

STATUS OF SKIPJACK TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2015

Mark N. Maunder

CONTENTS

1.	Summary	147
2.	Introduction.....	148
3.	Data.....	149
4.	Biological and demographic information	150
5.	Stock assessment.....	152
6.	Stock status	154
7.	Management	154
8.	Future directions	154
	References.....	154

1. SUMMARY

This report presents the most current stock assessment of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). Several alternative methods have historically been used to assess the status of skipjack tuna: a) fishery and biological indicators; b) analysis of tag data; c) a length-structured stock assessment model; d) Age-Structured Catch-at-Length Analysis (A-SCALA); and e) a Spatial Ecosystem and Population Dynamic Model (SEAPODYM). The results of all five of these methods are compared when discussing the status of skipjack in the EPO. Only the indicator approach has been updated in this report.

Skipjack are distributed across the Pacific Ocean, and it is likely that there is a continuous stock throughout the Pacific Ocean, with exchange of individuals at a local level, although large-scale movements are thought to be rare. The bulk of the catches of skipjack are made in the eastern and western regions; the purse-seine catches are relatively low in the vicinity of the western boundary of the EPO at 150°W. The movements of tagged skipjack generally cover hundreds, rather than thousands, of kilometers, and exchange of fish between the eastern and western Pacific Ocean appears to be limited. Movement rates between the EPO and the western Pacific cannot be estimated with currently-available tagging data. In some analyses the EPO was divided into six independent sub-regions to accommodate spatial structure of the population and fishery dynamics.

Stock assessment requires substantial amounts of information and the information varies depending on the method used. The methods applied to skipjack require a variety of information, including data on retained catches, discards, indices of abundance, the size compositions of the catches of the various fisheries, tagging data, and oceanographic data. In addition, assumptions have to be made about processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality, selectivity, and stock structure.

Biomass, recruitment, and fishing mortality are estimated to be highly variable over time. The estimates are uncertain and differ among the alternative assessment methods. A large recruitment appears to have entered the population in 1999, and led to increased biomass in that year, but the increase was temporary, due to the short-lived nature of skipjack. Biomass appears to have been above average in recent years, but this may differ among regions. SEAPODYM estimates annual biomass of skipjack 30cm or larger cycling between 1,800,000 t and 2,350,000 t from 1998 to 2008, but the quality of these estimates has yet to be determined. The average weight of skipjack started declining in 2000, but has stabilized in recent years. Previous assessments using a catch-at-length analysis (A-SCALA) to assess skipjack tuna in the EPO were considered preliminary because: 1) it was unknown if catch-per-day-fished for purse-seine fisheries is proportional to abundance; 2) it is possible that there is a population of large skipjack that is

invulnerable to the fisheries; and 3) the structure of the EPO stock in relation to the western and central Pacific stocks is uncertain. These issues are also relevant to the other assessments.

Previous assessments estimated that maximum yields are achieved with infinite fishing mortality because the critical weight is less than the average weight at recruitment to the fishery. However, this is uncertain because of uncertainties in the estimates of natural mortality and growth. For this reason, no traditional reference points are available for skipjack tuna in the EPO. Consequently, indicators and reference levels have been used to evaluate the status of the stock. The main concern with the skipjack stock is the constantly increasing exploitation rate. However, exploitation rate appears to have leveled off in recent years. The data- and model-based indicators have yet to detect any adverse consequence of this increase. The average weight has declined to levels seen in the early 1980s and was below its lower reference level in 2015, which can be a consequence of overexploitation, but it can also be caused by recent recruitments being greater than past recruitments or expansion of the fishery into areas occupied by smaller skipjack. The low 2015 level is likely due to the large recruitment in 2015. However, average weight has stabilized in recent years. The tagging analyses, length-structured model, A-SCALA, and the SEAPODYM analyses do not provide any information that indicates a credible risk to the skipjack stock(s).

Susceptibility and productivity analysis (PSA; see [IATTC Fishery Status Report 12](#), p 149) shows that skipjack has substantially higher productivity than bigeye tuna. Biomass and fishing mortality corresponding to MSY are, respectively, negatively and positively related to productivity. Therefore, since skipjack and bigeye have about the same susceptibility, which is related to fishing mortality, the status of skipjack can be inferred from the status of bigeye. The current assessment of bigeye tuna estimates that the fishing mortality is less than F_{MSY} ; therefore, the fishing mortality for skipjack should also be less than F_{MSY} . Since effort and skipjack biomass have been relatively constant over the past 10 years, this also implies that skipjack biomass is above B_{MSY} .

Key Results

1. There is uncertainty about the status of skipjack tuna in the EPO.
2. There may to be differences in the status of the stock among regions.
3. There is no evidence that indicates a credible risk to the skipjack stock(s).
4. No additional management action is needed above and beyond that implemented for the conservation of bigeye tuna.

2. INTRODUCTION

A major management objective for tunas in the eastern Pacific Ocean (EPO) is to keep stocks at levels capable of producing maximum sustainable yields (MSYs). 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 that reference points and quantities to which they are compared be available. The various reference points require different amounts and types of information, ranging from biological information (*e.g.* natural mortality, growth, and stock-recruitment relationship) and fisheries characteristics (*e.g.* age-specific selectivity), to absolute estimates of biomass and exploitation rates. These absolute estimates generally require a formal stock assessment model. For many species, the information required to estimate these quantities is not available, and alternative approaches are needed. Even more data are required if catch quotas are to be used as the management tool.

Skipjack tuna is a notoriously difficult species to assess. Due to its high and variable productivity (*i.e.* annual recruitment is a large proportion of total biomass), it is difficult to detect the effect of fishing on the population with standard fisheries data and stock assessment methods. This is particularly true for the stock of the EPO, due to the lack of age-composition data and the limited tagging data. The continuous recruitment and rapid growth of skipjack mean that the temporal stratification needed to observe modes in

length-frequency data make the current sample sizes inadequate. Previous assessments have had difficulty in estimating the absolute levels of biomass and exploitation rates, due to the possibility of a dome-shaped selectivity curve (Maunder 2002; Maunder and Harley 2005), which would mean that there is a cryptic biomass of large skipjack that cannot be estimated. The most recent comprehensive assessment of skipjack in the EPO (Maunder and Harley 2005) is considered preliminary because it is not known whether the catch per day fished for purse-seine fisheries is proportional to abundance. The results from that assessment are more consistent among sensitivity analyses than the earlier assessments, which suggests that they may be more reliable. Analysis of currently available tagging data is unlikely to improve the skipjack stock assessment (Maunder 2012a) and a fully length-structured model produced unrealistic estimates (Maunder 2012b). In addition to the problems listed above, the levels of age-specific natural mortality are uncertain, if not unknown, and current yield-per-recruit (YPR) calculations indicate that the YPR would be maximized by catching the youngest skipjack in the model (Maunder and Harley 2005). Therefore, neither the biomass- nor fishing mortality-based reference points, nor the indicators to which they are compared, are available for skipjack in the EPO.

One of the major problems mentioned above is the uncertainty as to whether the catch per unit of effort (CPUE) of the purse-seine fisheries is an appropriate index of abundance for skipjack, particularly when the fish are associated with fish-aggregating devices (FADs). Purse-seine CPUE data are particularly problematic, because it is difficult to identify the appropriate unit of effort. In the current assessment, effort is defined as the amount of searching time required to find a school of fish on which to set the purse seine, and this is approximated by number of days fished. Few skipjack are caught in the longline fisheries or dolphin-associated purse-seine fisheries, so these fisheries cannot be used to develop reliable indices of abundance for skipjack. Within a single trip, purse-seine sets on unassociated schools are generally intermingled with floating-object or dolphin-associated sets, complicating the CPUE calculations. Maunder and Hoyle (2007) developed a novel method to generate an index of abundance, using data from the floating-object fisheries. This method used the ratio of skipjack to bigeye in the catch and the “known” abundance of bigeye based on stock assessment results. Unfortunately, the method was of limited usefulness, and more research is needed to improve it. Currently, there is no reliable index of relative abundance for skipjack in the EPO. Therefore, other indicators of stock status, such as the average weight of the fish in the catch, should be investigated.

Since the stock assessments and reference points for skipjack in the EPO are so uncertain, developing alternative methods to assess and manage the species that are robust to these uncertainties would be beneficial. Full management strategy evaluation (MSE) for skipjack would be the most comprehensive method to develop and test alternative assessment methods and management strategies (Maunder 2007); however, developing MSE is time-consuming, and has not yet been conducted for skipjack. In addition, higher priority for MSE is given to yellowfin and bigeye tuna, as available data indicate that these species are more susceptible to overfishing than skipjack. Therefore, Maunder and Deriso (2007) investigated some simple indicators of stock status based on relative quantities. Rather than using reference points based on MSY, they compared current values of indicators to the distribution of indicators observed historically. They also developed a simple stock assessment model to generate indicators for biomass, recruitment, and exploitation rate. We update their results to include data up to 2015. To evaluate the current values of the indicators in comparison to historical values, we use reference levels based on the 5th and 95th percentiles, as the distributions of the indicators are somewhat asymmetric. The results are compared with historical assessments based on analysis of tag data, a length-structured stock assessment model, Age-Structured Catch-at-Length Analysis (A-SCALA), and a Spatial Ecosystem and Population Dynamic Model (SEAPODYM).

3. DATA

The data used differ among the five methods historically used to assess skipjack in the EPO. In general, Catch, effort, and size-composition data, plus biological data, were used to conduct the stock assessments.

Indices of abundance were derived from purse-seine catch and effort data. The catch per unit of effort (CPUE) for the purse-seine fisheries was calculated as catch divided by number of days fished. The number of days fished, by set type, was estimated from the number of sets, using a multiple regression of total days fished against number of sets by set type (Maunder and Watters 2001).

Tag release and recapture data from eight trips on pole-and-line vessels between 1973 and 1981 are available. Release information is available in summary form from printed records. Releases were coastal and north of the equator. The recapture information is available in an electronic data base. Detailed information such as length at release is not currently available in electronic form. Tag identification numbers are not available in electronic form for releases, so the recaptures can be matched only to the release trip, and not to the specific details of release (*e.g.* month). Tag release and recapture data from several trips by pole-and-line vessels between 2000 and 2006 are available in the IATTC database. Releases are limited in spatial extent to an area close to the equator.

4. BIOLOGICAL AND DEMOGRAPHIC INFORMATION

4.1. Growth

The IATTC staff has used a growth rate of 24 cm per year, from Forsbergh (1989), in its yield-per-recruit modeling of skipjack. Bayliff (1988) used tagging data to calculate the estimates for the parameters of the von Bertalanffy growth equation. However, the results of sensitivity analyses performed by Bayliff (1988) indicated that the estimates of the parameters were imprecise.

Maunder (2002a) estimated growth for the northern and southern coastal areas separately, using a version of the more flexible Richards growth curve, and also estimated the variation in growth, allowing the creation of growth transition matrices for use in a size-structured model.

The weight-length relationship of skipjack in the EPO is $W = (5.5293 \times 10^{-6})L^{3.336}$, where W = weight in kilograms and L = length in centimeters (Hennemuth, 1959).

4.2. Natural mortality

Attempts to estimate the natural mortality rate (M) of skipjack, and the many problems associated with these studies, are discussed by Wild and Hampton (1994). The IATTC staff has used a value of 1.5, on an annual basis, for M in yield-per-recruit analyses (Anonymous, 2000: 69). In contrast to yellowfin and bigeye tuna, skipjack do not show an increase in the proportion of males for older fish (Schaefer 2001). Hampton (2000), using tagging data, obtained estimates of natural mortality for skipjack in the western Pacific Ocean (WPO) that were higher for old and young individuals. The results showed much higher natural mortality rates for skipjack of sizes less than 40 cm and greater than 70 cm. Hampton's estimates of high natural mortality for old skipjack may be an artifact of the tagging data due to older fish moving out of the fishery. Hampton's estimates of high natural mortality for young skipjack may also be an artifact of the tagging data due to tagging mortality, and a lower natural mortality rate is used here.

4.3. Recruitment and reproduction

Information on the reproduction of skipjack in the EPO is given by Anonymous (1998: 26) and Schaefer (2001). Spawning is fairly widespread between about 15°N and 10°S from the coast of the Americas to about 130°W at sea-surface temperatures (SSTs) equal to or greater than 24°C. It is assumed that skipjack tuna can be recruited to the fishable population during every month of the year. No strong assumptions are made about the relationship between adult biomass (or abundance) and recruitment in the historical stock assessments of skipjack.

4.4. Movement

Information of the movements of skipjack in the EPO is given by Schaefer *et al.* (1961), Fink and Bayliff (1970), Hunter *et al.* (1986), and Schaefer (2009). The percentage of skipjack released in the western Pacific that were at liberty 0 to 30 days, 31 to 180 days, and more than 180 days that traveled more than

500 nautical miles are 0, about 5, and about 30, respectively. Twenty-seven tagged skipjack released in the EPO have been recaptured in the central or western Pacific (Bayliff, 1988: Appendix 2), but no tagged skipjack released in the central or western Pacific have been recaptured in the EPO. It should be recognized that the amounts of tagged fish recaptured at various locations are dependent on the amounts of fishing effort in those locations. If tagging experiments are initiated where the fishing effort is heavy the distances moved by the fish that are recaptured are likely to be less than they would have been if the tagged fish had been released in areas of both heavy and light fishing.

4.5. 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. Research in these fields has been conducted by many organizations, including the IATTC, the South Pacific Commission (now the Secretariat of the Pacific Community; SPC), the U.S. National Marine Fisheries Service (NMFS), and various organizations in Japan. The research results pertinent to a solution to this problem were examined by Argue (1981), and the conclusions were discussed in detail by Anonymous (1984: 88-91). In summary, there were 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 the separate-subpopulation or the clinal hypothesis. Subsequent studies, described by Anonymous (1995: 69-71) have not furnished information that would serve better as the basis for management decisions. (Those studies should not be considered as futile, however, as the information from them may eventually be combined with information to be gathered in the future to achieve a greater understanding of the stock structure of skipjack in the Pacific Ocean.) For the purposes of stock assessment and management, it is typically assumed that skipjack in the EPO do not interact with skipjack in the western and central Pacific. For the purposes of some historical analyses, it was assumed that there are six non-interacting sub-populations in the EPO.

4.6. Environmental influences

The influences of some environmental variables on the apparent abundance of skipjack in the EPO have been studied by Forsbergh (1989). The abundance of skipjack larvae in the central and western Pacific approximately doubles with each 1-degree increase in SST from 23°C to a maximum of 29°C. The catches of skipjack by surface gear tend to be reduced during El Niño episodes, however, due to the fact that during such times the depth of the thermocline increases, so that the fish spend less time at the surface than during anti-El Niño periods (Joseph and Miller, 1989).

A previous stock assessment (Maunder and Watters 2002a) included the assumption that oceanographic conditions might influence recruitment of skipjack tuna in the EPO. To incorporate the possibility of an environmental influence on recruitment of skipjack in the EPO, a temperature variable was incorporated into the previous stock assessment model to determine whether there is a statistically-significant relationship between this temperature variable and estimates of recruitment. Maunder (2002b) conducted the correlation outside the stock assessment model using SST and the Southern Oscillation Index and found no relationship between recruitment and the environmental variables. However, recruitment was high in 2015, which corresponds to an El Niño event.

The SEAPODYM assessment method (Senina *et al.* 2008, Lehodey *et al.* 2011) used environmental data to force productivity and movement.

5. STOCK ASSESSMENT

Several alternative methods have been used to assess the status of skipjack tuna in the EPO: a) fishery and biological indicators; b) analysis of tag data; c) length-structured stock assessment model; d) Age-Structured Catch-at-Length Analysis (ASCALA); and e) a Spatial Ecosystem and Population Dynamic Model (SEAPODYM). Only the indicator approach has been updated in this report.

5.1. Assessment methods

5.1.1. Indicators

Since the stock assessments and reference points for skipjack in the EPO are uncertain, developing alternative methods to assess and manage the species that are robust to these uncertainties would be beneficial. Maunder and Deriso (2007) investigated some simple indicators of stock status based on relative quantities. Rather than using reference points based on MSY, they compared current values of indicators to the distribution of indicators observed historically. They also developed a simple stock assessment model to generate indicators for biomass, recruitment, and exploitation rate. To evaluate the current values of the indicators in comparison to historical values, they use reference levels based on the 5th and 95th percentiles, as the distributions of the indicators are somewhat asymmetric. Eight data- and model-based indicators are evaluated: catch, catch-per-day-fished by floating object fisheries, catch-per-day-fished by unassociated fisheries, standardized effort, average weight, relative biomass, relative recruitment, and relative exploitation rate ([Figure 1](#)). These indicators are presented for the whole EPO stock.

5.1.2. Analysis of tag data

The IATTC carried out numerous tagging experiments during the 1950s to the early 1980s, and then resumed a limited amount of tuna tagging again beginning in 2000. These data have not been used in the stock assessments of skipjack tuna except to provide information on growth rates (Bayliff 1988; Maunder 2002a). Maunder (2012b) conducted a preliminary analysis of the tagging data to investigate its information content about exploitation rates. The tag data were analyzed using a tag attrition model comparing observed and predicted tag recoveries. The tag dynamics is modeled using a population dynamics model that is essentially the same as those used in stock assessments. The model differs in that recruitment is tag releases and factors such as tag loss, tagging related mortality, and reporting rate are modeled. Estimates are only available for two sub-regions. The estimates of exploitation rates are highly uncertain.

5.1.3. Length-structured stock assessment model

Maunder (2012c) developed a length-structured model for assessing skipjack tuna. This model differs from the standard age-structured model approach used for assessing yellowfin and bigeye tuna, implemented using Stock Synthesis. The ageing data for skipjack tuna is unreliable, and growth information is based on tagging length-increment data. Growth based on length-increment data is ideally suited for length-structured models, and is problematic for age-structured models. The EPO was divided into six stocks and each stock is analysed separately. The model was fitted to CPUE-based indices of relative abundance and length-composition data.

There is insufficient information in the CPUE and length-composition data to produce reliable estimates of skipjack stock size. In all but one region (off the coast of Ecuador) the estimates of abundance and exploitation rates were unrealistic.

5.1.4. Age-Structured Catch-At-Length Analysis (A-SCALA)

Maunder and Harley (2005) used an age-structured, catch-at-length analysis (A-SCALA) to assess skipjack tuna in the EPO. The analysis method and its technical details are described in [IATTC Bulletin, Vol. 22, No. 5 \(2003\)](#). The assessment was still considered preliminary because 1) it was unknown if catch-per-day-fished for purse-seine fisheries is proportional to abundance, 2) it is possible that there is a

population of large skipjack that is invulnerable to the fisheries, 3) the structure of the EPO stock in relation to the western and central Pacific stocks is uncertain.

5.1.5. Spatial Ecosystem and Population Dynamic Model (SEAPODYM)

A Spatial Ecosystem and Population Dynamic Model (SEAPODYM) that fits to a variety of data sources (Senina *et al.* 2008) has been applied to skipjack tuna in the Pacific Ocean (see Lehodey *et al.* 2011 for details). The analysis differs from Lehodey *et al.* (2011) in that the analysis: 1) used the latest available SODA 2.1.6 variables; 2) switched to MFCL-2010 length-at-age estimates; 3) scaled the Western and Central Pacific Ocean (WCPO) stock to MFCL estimates via fixing recruitment and mortality coefficients; and 4) used asymmetric Gaussian functions for purse-seine selectivities instead of sigmoid selectivities.

The SEAPODYM model is a two-dimensional coupled physical–biological interaction model at the ocean basin scale, and contains environmental and spatial components used to constrain the movement and the recruitment of tuna. The model combines a forage (prey) production model with an age-structured population model of the fishery target (tuna predator) species. All the spatial dynamics are described with an advection–diffusion equation. Oceanographic Input data sets for the model are sea-surface temperature (SST), oceanic currents and primary production that can be predicted data from coupled physical–biogeochemical models, as well as satellite-derived data distributions. Recent improvements include rigorous parameter optimization using fisheries data (size composition and abundance indices), which are based on methods used for contemporary stock assessment models (Senina *et al.*, 2008).

5.2. Assessment results

The results of each of the assessment methods are described below.

5.2.1. Fishing mortality

The fishing mortality estimates from the tagging analysis were highly variable over time. The maximum monthly fishing mortality was 0.65 for the historic data (1973-1981) and 0.20 for the recent data (2000-2006). The mean monthly (annual = monthly times 12) fishing mortality was estimated as 0.049 (0.588) and 0.025 (0.300), respectively. There is a large amount of uncertainty in the estimates of monthly fishing mortality with CVs around 40% to 140%. The estimates of approximate average and maximum monthly fishing mortality rates from the length-structured stock assessment are higher, 0.13 and 2.37, respectively. The fishing mortality was estimated to be high in the late 1970s and the early 1980, but considerably lower in later years (*e.g.* monthly (annual = monthly times 12) average of 0.06 (0.74) from 1998 to 2008). The average annual approximate fishing mortality during 1998-2008, calculated from the annual catch and the annual SEAPODYM biomass estimates, is 0.12. The standardized effort, a measure of exploitation rate, and the relative exploitation rate from the indicator analysis increased starting in 1985, but stabilized in the last 10-15 years ([Figure 1](#)).

5.2.2. Recruitment

The indicator analysis estimates that recruitment was much lower until 2002, except for a large recruitment in 1999 ([Figure 1](#)). The length-structured model estimated highly variable monthly recruitment with a very large recruitment in 1999, but did not estimate recent recruitment to be substantially higher than prior recruitment. Recruitment in 2015 appears to be high ([Figure 1](#)).

5.2.3. Biomass

The indicator analysis estimates that biomass was much lower until 2003, except for a large biomass in 1999, with 2015 having the highest biomass since, at least, 1975 ([Figure 1](#)). The length-structured model estimated highly variable monthly biomass with a very large biomass in 1999 and generally increasing biomass since 1980. SEAPODYM estimated annual biomass of skipjack 30cm or larger cycling between 1,800,000 t and 2,350,000 t from 1998 to 2008 in the EPO.

5.2.4. Average weights of fish in the catch

The indicator analysis estimates that the average weight of skipjack had declined to levels seen in the early 1980's and in 2015 was below the lower reference level ([Figure 1](#)). The low level in 2015 is probably due to the high recruitment in 2015. The trend in average length is similar among regions and fisheries in recent years ([Figure 3](#)).

6. STOCK STATUS

Maintaining tuna stocks at levels that will permit the MSY is the management objective specified by the IATTC Convention. The IATTC has adopted interim target and limit reference points for the stocks that it manages. Previous assessments have found that yield per recruit is maximized by catching skipjack at the smallest size observed in the catch. In combination with the lack of evidence of a stock-recruitment relationship, this indicates that very high fishing mortality rates and very low biomass levels would be associated with MSY. The ASCALA assessment (Maunder and Harley 2004) estimated that maximum yields are achieved with infinite fishing mortality because the critical weight is less than the average weight at recruitment to the fishery. However, this is uncertain because of uncertainties in the estimates of natural mortality and growth. For this reason, reference points are not available for skipjack tuna in the EPO. Consequently, indicators and reference levels have been used to evaluate the status of the stock. However, susceptibility and productivity analysis shows that skipjack has substantially higher productivity than bigeye tuna. Biomass and fishing mortality corresponding to MSY are, respectively, negatively and positively related to productivity. Therefore, since skipjack and bigeye have about the same susceptibility, which is related to fishing mortality, the status of skipjack can be inferred from the status of bigeye. The current assessment for bigeye tuna estimates that the fishing mortality is less than F_{MSY} . Therefore, the fishing mortality rate for skipjack should also be less than F_{MSY} . Since effort and skipjack biomass has been relatively constant over the past 10 years, this also implies that skipjack biomass is above B_{MSY} .

Historically, the main concern with the skipjack stock was the constantly increasing exploitation rate. Exploitation rate appears to have leveled off in recent years. The data- and model-based indicators have yet to detect any adverse consequence of this increase. The average weight has declined to levels seen in the early 1980s and was below its lower reference level in 2009, which can be a consequence of overexploitation, but it can also be caused by recent recruitments being greater than past recruitments or expansion of the fishery into areas occupied by smaller skipjack. The low level in 2015 is probably due to the high recruitment in 2015.

The historical assessments based on tagging analysis, length-structured model, A-SCALA, and the SEAPODYM analysis did not provide any information that indicated a credible risk to the skipjack stock(s).

7. MANAGEMENT

The fishery for skipjack tuna in the EPO is constrained by effort restrictions (e.g. temporal and spatial closures) implemented for the conservation of bigeye tuna. Due to the fact that skipjack tuna are much more productive than bigeye tuna and that there is no evidence for concern about the status of the skipjack stock, no additional action over and above the action adopted for bigeye tuna is needed. Further analysis and revised management action may be required if the fishery for skipjack develops methods to reduce the amount of bigeye in the catch.

8. FUTURE DIRECTIONS

8.1. Collection of new and updated information

Conducting a well-planned and executed comprehensive tagging study is probably the only way to provide an adequate stock assessment for skipjack tuna in the EPO.

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.
- Anonymous. 2000. Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1998: 357 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.
- Bayliff, W.H. 1988. Growth of skipjack, *Katsuwonus pelamis*, and yellowfin, *Thunnus albacares*, tunas in the eastern Pacific Ocean as estimated from tagging data. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 19: 307-385.
- Fink, B.D., and W.H. Bayliff. 1970. Migrations of yellowfin and skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean as determined by tagging experiments, 1952-1964. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 15: 1-227.
- Forsbergh, E.D. 1989. The influence of some environmental variables on the apparent abundance of skipjack tuna, *Katsuwonus pelamis*, in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 19: 429-569.
- Joseph, J., and F. R. Miller. 1989. El Niño and the surface fishery for tunas in the eastern Pacific. Japan. Soc. Fish. Ocean., Bull. 53: 77-80.
- Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 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.
- Hunter, J.R., A.W. Argue, W.H. Bayliff, A.E. Dizon, A. Fonteneau, D. Goodman, and G.R. Seckel. 1986. The dynamics of tuna movements: an evaluation of past and future research. FAO Fish. Tech. Pap. 277: 1-78.
- Lehodey, P., Senina, I., Calmettes, B., Hampton, J., Nicol, S., Williams, P., Jurado Molina, J., Ogura, M., Kiyofuji, H., and Okamoto, S. 2011. SEAPODYM working progress and applications to Pacific skipjack tuna population and fisheries. WCPFC-SC7-2011/EB-WP 06 rev. 1.
- Maunder, M.N. 2002a. Growth of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the eastern Pacific Ocean, as estimated from tagging data. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 22: 93-131.
- Maunder, M.N. 2002b. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 3: 135-200.
- Maunder, M.N. 2012a. Updated indicators of stock status for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. SAC3.
- Maunder, M.N. 2012b. Preliminary analysis of historical and recent skipjack tuna tagging data to explore information on exploitation rates SAC3
- Maunder, M.N. 2012c. A length based meta-population stock assessment model: application to skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. SAC3.
- Maunder, M.N. and Deriso, R.B. 2007. Using indicators of stock status when traditional reference points are not available: evaluation and application to skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 8: 229-248.
- 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. and G.M. Watters. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 1: 5-86.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2003. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 22: 433-582.
- 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, M.B., B.M. Chatwin, and G.C. Broadhead. 1961. Tagging and recovery of tropical tunas, 1955-1959. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 5: 341-455.
- Senina I., Sibert J., & Lehodey P. (2008). Parameter estimation for basin-scale ecosystem-linked population models of large pelagic predators: application to skipjack tuna. Progress in Oceanography, 78: 319-335.
- Wild, A. and J. Hampton. 1994. A review of the biology and fisheries for skipjack tuna, *Katsuwonus pelamis*, in the Pacific Ocean. FAO Fish. Tech. Pap. 336 (2): 1-51.

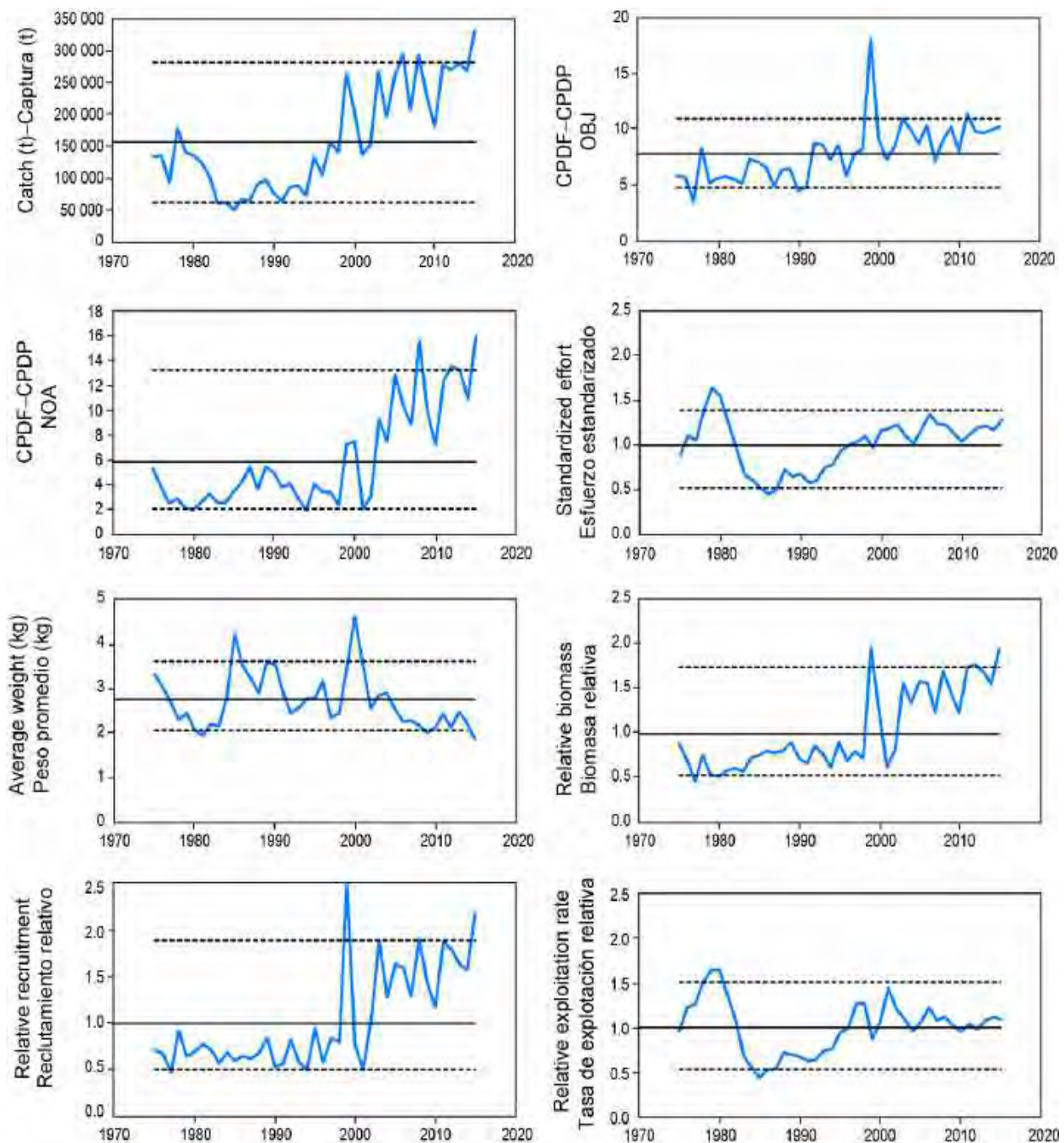


FIGURE 1. Indicators of stock status for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. OBJ: floating-object fishery; NOA: unassociated fishery; CPDF: catch per day fished. All indicators are scaled so that their average equals one.

FIGURA 1. Indicadores del estatus de la población de atún barrilete en el Océano Pacífico oriental. OBJ: pesquería sobre objetos flotantes; NOA: pesquería no asociada; CPDP: captura por día de pesca. Se ajustó la escala de todos los indicadores para que su promedio equivalga a uno.

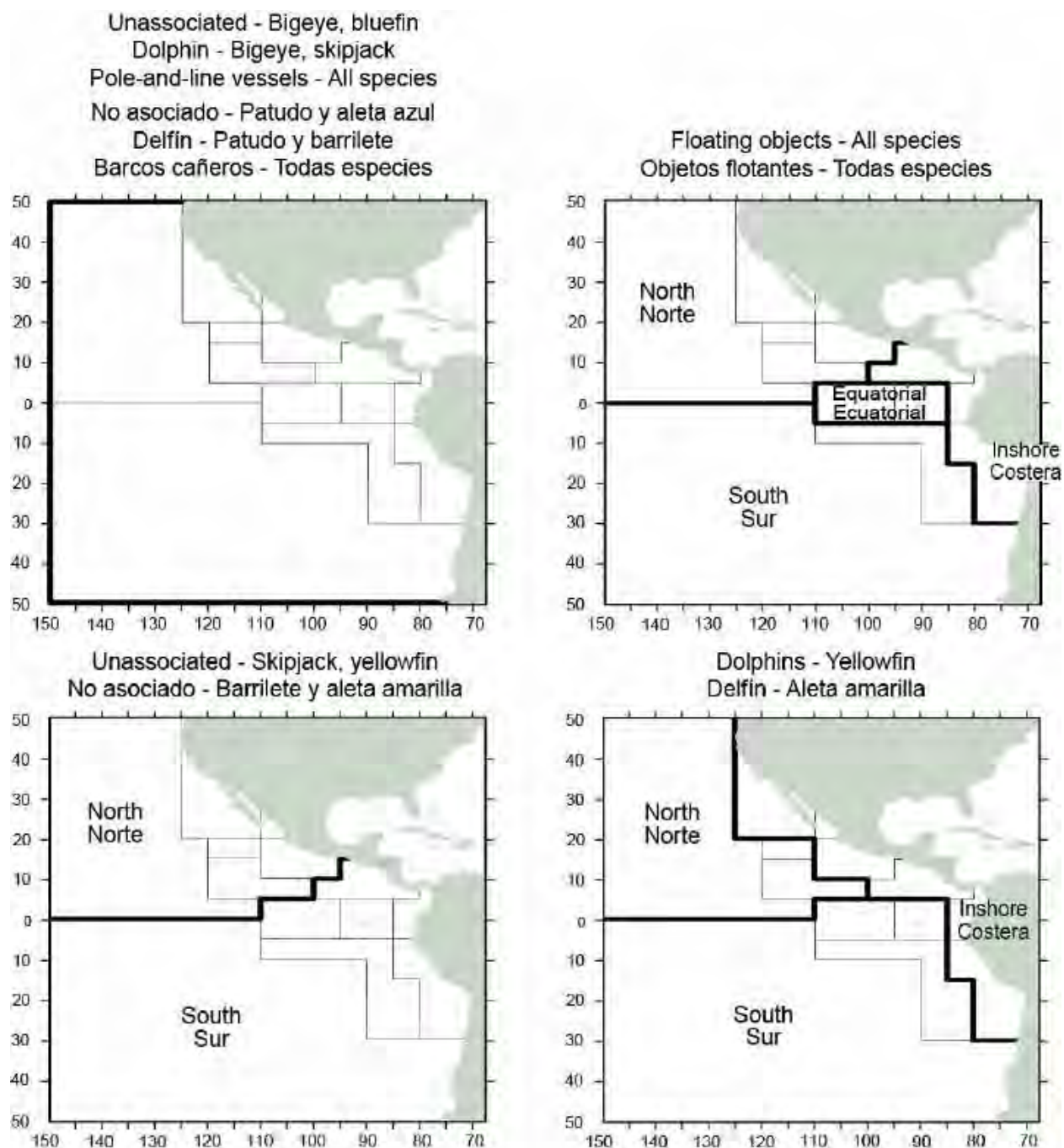


FIGURE 2. The fisheries defined by the IATTC staff for stock assessment of yellowfin, skipjack, and bigeye in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of the 13 length-frequency sampling areas, and the bold lines the boundaries of the fisheries.

FIGURA 2. Las pesquerías definidas por el personal de la CIAT para la evaluación de las poblaciones de atún aleta amarilla, barrilete, y patudo en el OPO. Las líneas delgadas indican los límites de las 13 zonas de muestreo de frecuencia de tallas, y las líneas gruesas los límites de las pesquerías.

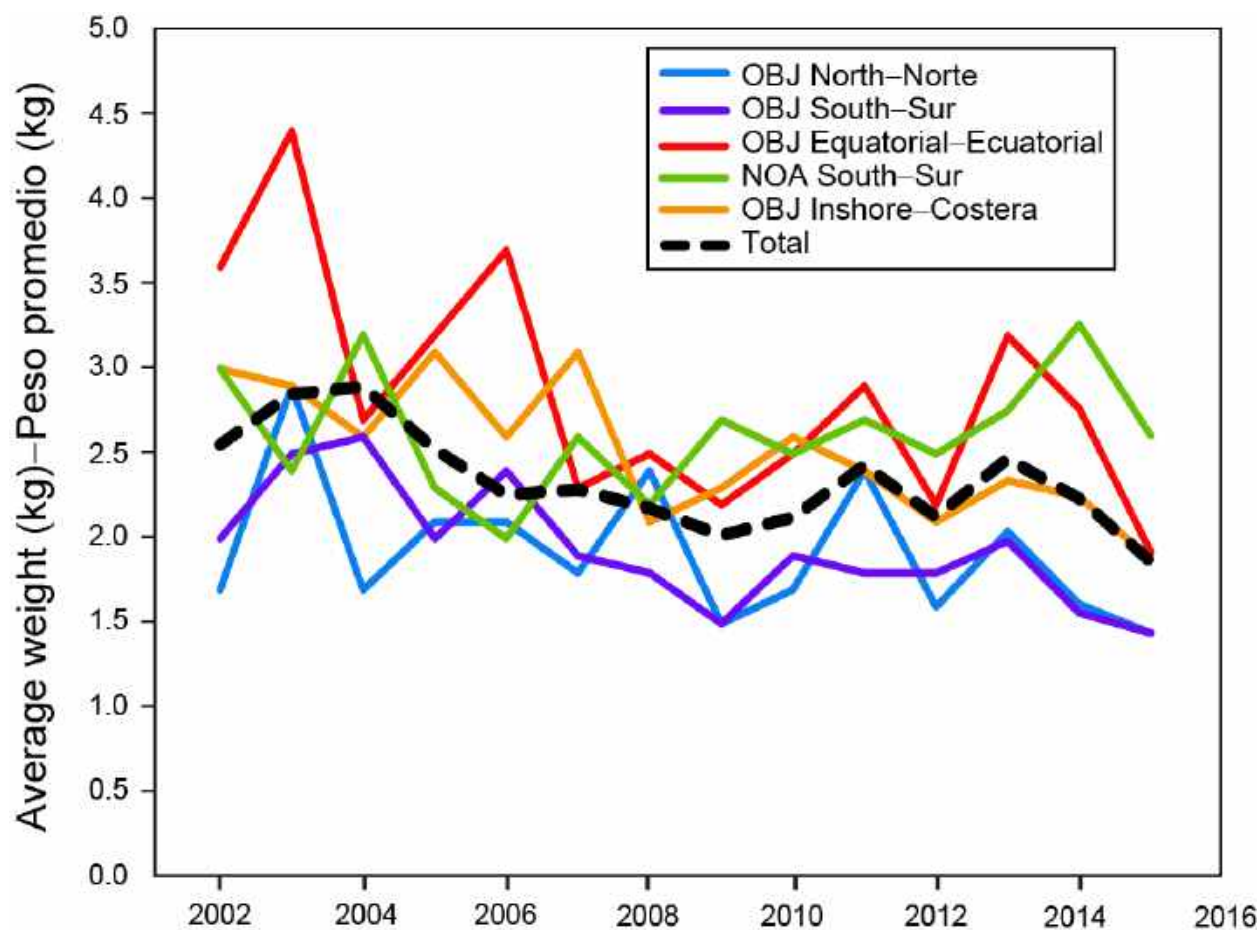


FIGURE 3. Average weight of skipjack caught in the floating-object purse-seine fisheries shown in Figure 2 and the southern unassociated fishery.

FIGURA 3. Peso promedio del barrilete capturado en las pesquerías cerqueras sobre objetos flotantes ilustradas en la Figura 2 y la pesquería no asociada del sur.

CONDICIÓN DEL ATÚN BARRILETE EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2015

Mark N. Maunder

ÍNDICE

1.	Resumen	160
2.	Introducción.....	161
3.	Datos.....	163
4.	Información biológica y demográfica.....	163
5.	Evaluación de la población	165
6.	Condición de la población	167
7.	Ordenación.....	168
8.	Direcciones futuras	168
	Referencias.....	155

1. RESUMEN

Este informe presenta la evaluación más actual de la población de atún barrilete (*Katsuwonus pelamis*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Históricamente se usan varios métodos alternativos para evaluar la condición del atún barrilete: a) indicadores de pesca y biológicos; b) análisis de datos de marcado; c) un modelo de evaluación de población por talla; d) análisis estadístico por edad de la captura por talla (A-SCALA); y e) un modelo de dinámica de poblaciones y ecosistema espacial (*Spatial Ecosystem and Population Dynamic Model* (SEAPODYM)). Se comparan los resultados de estos cinco métodos al comentar la condición del barrilete en el OPO. En el presente informe se ha actualizado el método de indicadores únicamente.

El barrilete se encuentra distribuido por todo el Océano Pacífico, y es probable que exista una población continua por todo el Océano Pacífico, con intercambio de individuos a nivel local, aunque se cree que los desplazamientos a gran escala son poco comunes. La mayoría de las capturas de barrilete provienen de las regiones oriental y occidental; las capturas cerqueras son relativamente bajas cerca del límite occidental del OPO en 150°OW. Los desplazamientos de barrilete es marcados cubren generalmente centenares, no miles, de kilómetros, y el intercambio de peces entre el Océano Pacífico oriental y occidental parece ser limitado. Las tasas de desplazamiento entre el OPO y el Pacífico occidental no pueden ser estimadas con los datos de marcado actualmente disponibles. En algunos análisis se dividió el OPO en seis subregiones independientes para acomodar la estructura espacial de la dinámica de la población y de la pesquería.

La evaluación de poblaciones requiere cantidades sustanciales de información, y la información varía de acuerdo al método usado. Los métodos aplicados al barrilete exigen una variedad de información, incluyendo datos de las capturas retenidas, descartes, índices de abundancia, la composición por tamaño de las capturas de las varias pesquerías, datos de marcado, y datos oceanográficos. Además, se han de hacer supuestos acerca de los procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamiento, mortalidad natural, selectividad, y estructura de la población.

Se estima que la biomasa, reclutamiento, y mortalidad por pesca son altamente variables a lo largo del tiempo. Las estimaciones son inciertas, y son diferentes entre los métodos de evaluación alternativos. Parece que un reclutamiento grande ingresó a la población en 1999, y condujo a una biomasa incrementada en ese año, pero el incremento fue temporario, debido a la corta vida del barrilete. La biomasa parece haber sido superior al promedio en los últimos años, pero esto podría variar entre regiones. SEAPODYM estima una biomasa en el barrilete de 30 cm o más de entre 1,800,000 y 2,350,000 t entre 1998 y 2008, pero la calidad de estas estimaciones queda todavía por determinar. El peso promedio del barrilete comenzó a disminuir en 2000, pero se ha estabilizado en los años recientes. Las evaluaciones

previas que usaron un análisis de captura por talla (A-SCALA) para evaluar al atún barrilete en el OPO fueron consideradas preliminares porque: 1) no se sabía si la captura por día de pesca en las pesquerías de cerco es proporcional a la abundancia; 2) es posible que exista una población de barriletes grandes invulnerable a las pesquerías; y 3) la estructura de la población del OPO en relación con las poblaciones del Pacífico occidental y central es incierta. Estos problemas son asimismo pertinentes a las otras evaluaciones.

Las evaluaciones previas estimaron que se logran los rendimientos máximos con una mortalidad por pesca infinita, porque el peso crítico es inferior al peso promedio al momento del reclutamiento a la pesquería. No obstante, esto es incierto debido a incertidumbres en las estimaciones de la mortalidad natural y el crecimiento. Por este motivo, no se dispone de puntos de referencia tradicionales para el atún barrilete en el OPO. Consecuentemente, se han usado indicadores y niveles de referencia para evaluar la condición de la población. La preocupación principal con respecto a la población de barrilete es el incremento constante de la tasa de explotación. No obstante, esta tasa parece haber permanecido estable en los últimos años. Los indicadores basados en datos y en modelos todavía no han detectado consecuencias adversas de este incremento. El peso promedio ha disminuido a niveles vistos a principios de los años 1980, y estuvo por debajo de su nivel de referencia inferior en 2015, lo cual podría ser consecuencia de sobreexplotación, pero también puede ser causado por el hecho que los reclutamientos recientes han sido mayores que los anteriores, o por la expansión de la pesquería a zonas ocupadas por barriletes más pequeños. El bajo nivel de 2015 se debe probablemente al reclutamiento grande en 2013. Sin embargo, el peso promedio se ha estabilizado en los años recientes. Los análisis de marcado, el modelo por talla A-SCALA, y los análisis de SEAPODYM no brindan ninguna información que indique un riesgo creíble para la población (o poblaciones) de barrilete.

Un análisis de susceptibilidad y productividad (PSA; ver [Informe de la situación de la pesquería 12](#), p 172) señala que la productividad del barrilete es sustancialmente mayor que aquella del atún patudo. La biomasa y mortalidad por pesca correspondientes al RMS están relacionadas negativa y positivamente, respectivamente, con la productividad. Por lo tanto, ya que la susceptibilidad (que está relacionada con la mortalidad por pesca) del barrilete y patudo son aproximadamente iguales, la condición del barrilete puede ser inferida a partir de la condición del patudo. La evaluación actual del patudo estima que la mortalidad por pesca es menos que F_{RMS} ; por lo tanto, la mortalidad por pesca del barrilete debería ser menos que F_{RMS} . Ya que el esfuerzo y la biomasa del barrilete han sido relativamente constantes durante los 10 últimos años, esto implica asimismo que la biomasa del barrilete está por encima de B_{RMS} .

Resultados clave

1. Existe incertidumbre acerca de la condición del atún barrilete en el OPO.
2. Podrían existir diferencias en la condición de la población entre regiones.
3. No existen pruebas que indiquen un riesgo creíble para la población (o poblaciones) de barrilete.
4. No es necesaria ninguna acción de ordenación adicional más allá de aquella implementada para la conservación del atún patudo.

2. INTRODUCCIÓN

Un objetivo principal de la ordenación de los atunes en el Océano Pacífico oriental (OPO) es mantener las poblaciones en niveles capaces de producir los rendimientos máximos sostenibles (RMS). Se usan objetivos de ordenación basados en RMS o puntos de referencia relacionados (por ejemplo, una mortalidad por pesca que produce el RMS (F_{RMS}); sustitutos de reproductor por recluta) para muchas especies y poblaciones en todo el mundo. Sin embargo, estos objetivos requieren que se disponga de puntos de referencia y cantidades con los que compararlos. Los distintos puntos de referencia requieren diferentes cantidades y tipos de información, desde información biológica (mortalidad natural, crecimiento, relación población-reclutamiento, etcétera) y características de las pesquerías (selectividad por edad, por ejemplo) hasta estimaciones absolutas de biomasa y tasas de explotación. Estas

estimaciones absolutas requieren generalmente un modelo formal de evaluación de la población. Para muchas especies, no se dispone de la información necesaria para estimar estas cantidades, y son necesarios métodos alternativos. Son necesarios todavía más datos si se pretende usar cuotas de captura como instrumento de ordenación.

El atún barrilete es una especie notoriamente difícil de evaluar. Debido a la alta y variable productividad de la especie (es decir, el reclutamiento anual forma una gran proporción de la biomasa total), es difícil detectar el efecto de la pesca sobre la población con los datos de pesca y métodos de evaluación de poblaciones regulares. Esto vale particularmente en el caso de la población del OPO, debido a la falta de datos de composición por edad y los pocos datos de marcado. El reclutamiento continuo y crecimiento rápido del barrilete significan que la estratificación temporal necesaria para observar modas en los datos de frecuencia de talla rinden insuficientes los tamaños de muestra actuales. Las evaluaciones previas tuvieron dificultades para estimar los niveles absolutos de biomasa y tasas de explotación, debido a la posibilidad de una curva de selectividad en forma de domo (Maunder 2002; Maunder y Harley 2005), la que significaría que existe una biomasa críptica de barrilete grande que no puede ser estimada. La evaluación completa más reciente del barrilete en el OPO (Maunder y Harley 2005) es también considerada preliminar porque se ignora si la captura por día de pesca de las pesquerías de cerco es proporcional a la abundancia. Los resultados de dicha evaluación son más consistentes entre los análisis de sensibilidad que las evaluaciones anteriores, lo cual sugiere que podrían ser más confiables. Es poco probable que un análisis de los datos de marcado actualmente disponibles mejore la evaluación de la población de barrilete (Maunder 2012a) y un modelo estructurado enteramente por talla produjo estimaciones no realistas (Maunder 2012b). Además de los problemas mencionados, los niveles de mortalidad natural por edad son inciertos, o hasta desconocidos, y los cálculos actuales de rendimiento por recluta (RPR) indican que el RPR sería maximizado si se capturara el barrilete más joven en el modelo (Maunder y Harley 2005). Por lo tanto, en el caso del barrilete en el OPO, no se dispone de puntos de referencia basados en biomasa ni en mortalidad por pesca, ni de los indicadores con los cuales se comparan.

Uno de los problemas principales antes mencionadas es la incertidumbre acerca de si la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de las pesquerías de cerco constituye un índice de abundancia apropiado para el barrilete, particularmente si los peces están asociados con dispositivos agregadores de peces (plantados). Los datos de CPUE de cerco son particularmente problemáticos, ya que es difícil identificar la unidad de esfuerzo apropiada. En la evaluación actual, se define el esfuerzo como la cantidad de tiempo de búsqueda necesaria para encontrar un cardumen de peces sobre el cual calar la red, y se aproxima esto con el número de días de pesca. Se captura poco barrilete en las pesquerías de palangre o de cerco asociada con delfines, por lo que no se pueden usar estas pesquerías para elaborar índices confiable de abundancia para el barrilete. En un solo viaje los lances cerqueros sobre atunes no asociados están generalmente mezclados con lances sobre objetos flotantes o delfines, lo cual complica los cálculos de CPUE. Maunder y Hoyle (2007) elaboraron un método novedoso para generar un índice de abundancia, que usa datos de las pesquerías sobre objetos flotantes. Este método usa las proporciones de barrilete y patudo en la captura y la abundancia ‘conocida’ de patudo basada en los resultados de la evaluación de la población. Desgraciadamente, el método es de utilidad limitada, y es necesaria más investigación para mejorarlo. No existe actualmente ningún índice de abundancia relativa confiable para el barrilete en el OPO. Por lo tanto, otros indicadores de la condición de la población, tales como el peso medio del pescado en la captura, deberían ser investigados.

Ya que las evaluaciones de la población y los puntos de referencia son tan inciertos para el barrilete en el OPO, sería ventajoso elaborar métodos alternativos de evaluación y ordenación de la especie que fuesen robustos a estas incertidumbres. Una evaluación de estrategia de ordenación (MSE) para el barrilete sería el método más completo para elaborar y probar métodos de evaluación y estrategias de ordenación alternativos (Maunder 2007), pero elaborar una MSE implica mucho tiempo y todavía no ha sido llevado a cabo para el barrilete. Además, se asigna una prioridad a mayor a las MSE de los atunes aleta

amarilla y patudo, ya que los datos disponibles indican que estas especies son más susceptibles a la sobrepesca que el barrilete. Por lo tanto, Maunder y Deriso (2007) investigaron unos indicadores sencillos de la condición de la población basados en cantidades relativas. En lugar de usar puntos de referencia basados en RMS, compararon los valores actuales de los indicadores con la distribución de los indicadores observada históricamente. Elaboraron también un modelo sencillo de evaluación de población para generar indicadores de biomasa, reclutamiento, y tasa de explotación. Actualizamos sus resultados para incluir datos de hasta 2014. Para evaluar los valores actuales de los indicadores en comparación con los valores históricos, usamos niveles de referencia basados en los percentiles 5 y 95, ya que las distribuciones de los indicadores son algo asimétricas. Se comparan los resultados con evaluaciones históricas basadas en análisis de datos de marcado, un modelo de evaluación de población por talla, un análisis estadístico por edad de la captura por talla (A-SCALA), y un modelo de dinámica de poblaciones y ecosistema espacial (SEAPODYM).

3. DATOS

Los datos usados varían entre los cinco métodos usados históricamente para evaluar el barrilete en el OPO). En general, se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño, más datos biológicos, para realizar las evaluaciones. Los índices de abundancia fueron derivados de datos de captura y esfuerzo de cerco. Se calculó la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de las pesquerías de cerco como la captura dividida por el número de días de pesca. El número de días de pesca por tipo de lance fue estimado a partir del número de lances, usando una regresión múltiple de días de pesca total como función del número de lances, por tipo de lance (Maunder y Watters 2001).

Se dispone de datos de liberaciones y recapturas de marcas de ocho viajes de barcos cañeros entre 1973 y 1981. Se dispone de información de liberaciones en forma resumida de registros impresos. Las liberaciones fueron costeras y al norte de la línea ecuatorial. Se dispone de la información de recaptura en una base de datos electrónica. No se dispone actualmente de información detallada, tal como la talla de liberación. No se dispone de números de identificación de las liberaciones en formato electrónico, por lo que las recapturas pueden ser emparejadas con el viaje de liberación solamente, y no con los detalles específicos de la liberación (por ejemplo, mes). En la base de datos de la CIAT se dispone de los datos de liberación y recaptura de marcas de varios viajes de barcos cañeros entre 2000 y 2006. La extensión espacial de las liberaciones está limitada a una zona cerca de la línea ecuatorial.

4. INFORMACIÓN BIOLÓGICA Y DEMOGRÁFICA

4.1. Crecimiento

El personal de la CIAT usó una tasa de crecimiento de 24 cm/año, de Forsbergh (1989), en su modelo del rendimiento por recluta de barrilete. Bayliff (1988) usó datos de marcado para calcular las estimaciones de los parámetros de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy, pero los resultados de sus análisis de sensibilidad indicaron que las estimaciones de los parámetros eran imprecisas.

Maunder (2001) calculó estimaciones similares a las de Bayliff (1988), y concluyó que eran necesarios más datos sobre barriletes grandes y pequeños. En esta evaluación se usaron las estimaciones agrupadas de Bayliff (1988) con el supuesto que un barrilete de 30 cm es de 9 meses de edad como distribución previa de talla media a edad. La edad a los 30 cm se basa en evidencia de que los barriletes producen unos 0,8 anillos en los otolitos cada día (Wild y Foreman 1980) y un barrilete de 30 cm tiene unos 210 anillos (Uchiyama y Struhsaker 1981).

Maunder (2002a) estimó el crecimiento para las áreas costeras del norte y del sur por separado, usando una versión de la curva de crecimiento de Richards, que es más flexible, y también estimó la variación en el crecimiento, permitiendo la creación de matrices de transición de crecimiento para uso en un modelo basado en tamaño.

La relación peso-talla del barrilete en el OPO es $W = 5,5293 \times 10^{-6} L^{3.336}$, donde W = peso en kg y L = talla

en cm (Hennemuth, 1959).

4.2. Mortalidad natural

Wild y Hampton (1994) discuten los intentos de estimación de la tasa de mortalidad natural (M) de barrilete, y los muchos problemas asociados con estos estudios. El personal de la CIAT usa un valor de 1,5, sobre una base anual, para M en los análisis de rendimiento por recluta (Anónimo, 2000: 69). A diferencia de los atunes aleta amarilla y patudo, el barrilete no muestra un aumento en la proporción de machos para los peces de mayor edad (Schaefer 2001). Hampton (2000) demostró, usando datos de marcado, que las estimaciones de mortalidad natural de barrilete en el Pacífico occidental arrojaban niveles más altos para individuos viejos y jóvenes. Los resultados señalan tasas de mortalidad natural mucho más altas para barriletes de menos de 40 cm y de más de 70 cm. Las estimaciones de Hampton de mortalidad natural elevada para barriletes viejos podrían ser un artefacto de los datos de marcado que resulta de que los peces de mayor edad salgan de la pesquería. Las estimaciones de Hampton de mortalidad natural elevada para barriletes jóvenes podría asimismo ser un artefacto de los datos de marcado debido a mortalidad por marcado, por lo que se usó en este estudio una tasa de mortalidad natural más baja.

4.3. Reclutamiento y reproducción

Anónimo (1998: 26) y Schaefer (2001) presentan información sobre la reproducción del barrilete en el OPO. El desove ocurre por toda la zona entre aproximadamente 15°N y 10°S desde el litoral del continente americano hasta 130°O con temperaturas superficiales del mar (TSM) de 24°C o más. Se supone que el atún barrilete puede ser reclutado a la población pescable durante cada mes del año. No se hacen supuestos fuertes acerca de la relación entre la biomasa (o abundancia) de adultos y el reclutamiento en las evaluaciones históricas de la población de barrilete.

4.4. Desplazamientos

Schaefer *et al.* (1961), Fink y Bayliff (1970), Hunter *et al.* (1986) y Schaefer (2009) presentan información sobre los desplazamientos del barrilete en el OPO. Los porcentajes de barrilete liberados en el Pacífico occidental que permanecieron en libertad de 0 a 30 días, 31 a 180 días, y más de 180 días y que se desplazaron más de 500 millas náuticas son 0, un 5, y un 30, respectivamente. Han sido recapturados en el Pacífico central u occidental 27 barriletes marcados liberados en el OPO (Bayliff, 1988: Anexo 2), pero no se han recapturado en el OPO barriletes marcados liberados en el Pacífico central u occidental. Se debe tener en cuenta que el número de peces marcados recapturados en distintos lugares depende de la cantidad de esfuerzo de pesca en esos lugares. Si se inician experimentos de marcado donde hay mucho esfuerzo de pesca es probable que las distancias recorridas por los peces sean menores de lo que serían si hubiesen sido liberados en zonas con pesca intensa y ligera.

4.5. Estructura de la población

El barrilete se encuentra en todas las aguas tropicales y subtropicales del Océano Pacífico, y se sabe que ocurre un intercambio considerable de peces entre zonas. Se han usado varios métodos para estudiar la estructura de poblaciones de la especie, inclusive análisis de estadísticas de captura, el ciclo vital, marcado, datos de genética bioquímica, y datos sobre la composición química de los otolitos de los peces. Muchas organizaciones han realizado investigaciones de estos temas, entre ellas la CIAT, la Comisión del Pacífico Sur (ahora la Secretaría de la Comunidad del Pacífico; SPC), el Servicio Nacional de Pesquerías Marinas (NMFS) de EE.UU., y varias organizaciones en Japón. Los resultados pertinentes a una solución de este problema fueron examinados por Argue (1981), y discutidos en detalle por Anónimo (1984: 186-189). En resumen, hay dos hipótesis principales sobre la estructura de poblaciones del barrilete en el Océano Pacífico. La hipótesis de subpoblaciones separadas postula que existen dos ó más subpoblaciones de barrilete genéticamente distintas en el Océano Pacífico, y la hipótesis clinal que no existen subpoblaciones separadas de barrilete en el Océano Pacífico, pero que hay aislamiento por distancia – es decir, la probabilidad de hibridación de dos peces dados es una función inversa de la distancia entre

los dos. Argue (1981) concluyó que los datos disponibles no permiten decidir a favor de una ni otra hipótesis. Estudios posteriores, descritos por Anónimo (1995: 255-257), no produjeron información que sirviera mejor como base para decisiones de ordenación. (Sin embargo, no se deben considerar inútiles esos estudios, ya que es posible que la información que arrojaron sea eventualmente combinada con información reunida en el futuro para lograr una mayor comprensión de la estructura de las poblaciones de barrilete en el Océano Pacífico). Para los propósitos de la evaluación de poblaciones y la ordenación, se supone típicamente que el barrilete en el OPO no interactúa con el barrilete en el Pacífico central y occidental. Para los fines de algunos análisis históricos, se supuso que existen en el OPO seis subpoblaciones que no interactúan.

4.6. Influencias ambientales

Forsbergh (1989) estudió las influencias de ciertas variables ambientales sobre la abundancia aparente de barrilete en el OPO. La abundancia de larvas de barrilete en el Pacífico central y occidental se duplica, aproximadamente, con cada aumento de 1° en las TSM entre 23°C y un máximo de 29°C. Las capturas de barrilete por artes de superficie suelen disminuir durante episodios de El Niño, debido a que durante esos episodios aumenta la profundidad de la termoclina y los peces pasan menos tiempo en la superficie que durante períodos de La Niña (Joseph y Miller 1989).

Una evaluación previa de la población (Maunder y Watters 2002a) incluyó el supuesto de que las condiciones oceanográficas podrían afectar el reclutamiento de atún barrilete en el OPO. A fin de incorporar la posibilidad de un efecto ambiental sobre el reclutamiento de barrilete en el OPO, se incorporó una variable de temperatura en el modelo previo de evaluación de la población, a fin de determinar si existe una relación estadísticamente significativa entre dicha variable y las estimaciones de reclutamiento. Maunder (2002) realizó la correlación por separado del modelo de evaluación de la población, usando las TSM y el Índice de Oscilación del Sur, y no descubrió ninguna relación entre el reclutamiento y las variables ambientales. No obstante, el reclutamiento fue alto en 2015, lo cual corresponde a un evento de El Niño.

El método de evaluación SEAPODYM (Senina *et al.* 2008, Lehodey *et al.* 2011) usó datos ambientales para forzar la productividad y los desplazamientos.

5. EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN

Se han usado varios métodos alternativos para evaluar la condición del atún barrilete en el OPO: a) indicadores de pesca y biológicos; b) análisis de datos de marcado; c) un modelo de evaluación basada en talla; d) análisis estadístico por edad de la captura por talla (A-SCALA); y e) un modelo de dinámica de poblaciones y ecosistema espacial (*Spatial Ecosystem and Population Dynamic Model* (SEAPODYM)). En el presente informe se ha actualizado el método de indicadores únicamente.

5.1. Métodos de evaluación

5.1.1. Indicadores

Ya que las evaluaciones de la población y los puntos de referencia son inciertos para el barrilete en el OPO, sería ventajoso elaborar métodos alternativos de evaluación y ordenación de la especie que fuesen robustos a estas incertidumbres. Maunder y Deriso (2007) investigaron unos indicadores sencillos de la condición de la población basados en cantidades relativas. En lugar de usar puntos de referencia basados en RMS, compararon los valores actuales de los indicadores con la distribución de los indicadores observada históricamente. Elaboraron también un modelo sencillo de evaluación de población para generar indicadores de biomasa, reclutamiento, y tasa de explotación. Para evaluar los valores actuales de los indicadores en comparación con los valores históricos, usaron niveles de referencia basados en los percentiles 5 y 95, ya que las distribuciones de los indicadores son algo asimétricas. Se evaluaron ocho indicadores basados en datos y en el modelo: captura, captura por día de pesca por las pesquerías sobre objetos flotantes, capturas por día de pesca por las pesquerías no asociadas, esfuerzo estandarizado, peso

promedio, biomasa relativa, reclutamiento relativo, y tasa de explotación relativa ([Figura 1](#)). Se presentan estos indicadores para la población del OPO entera.

5.1.2. Análisis de datos de marcas

La CIAT realizó numerosos experimentos de marcado de atunes entre los años 1950 y principios de los 1980, y reanudó el marcado a escala más limitada a partir de 2000. Estos datos no han sido usados en las evaluaciones de las poblaciones de atún barrilete excepto para proporcionar información sobre las tasas de crecimiento (Bayliff 1988; Maunder 2002a). Maunder (2012b) realizó un análisis preliminar de los datos de marcado para investigar su contenido de información acerca de las tasas de explotación. Se analizaron los datos de marcado usando un modelo de pérdida de marcas que compara las recuperaciones de marcas observadas y predichas. Se modela la dinámica de las marcas usando un modelo de dinámica poblacional que es esencialmente el mismo que aquellos usados en las evaluaciones de las poblaciones. El modelo es diferente en el sentido que el reclutamiento es liberaciones de marcas, y se modelan factores tales como pérdida de marcas, mortalidad relacionada con el marcado, y la tasa de notificación. Se dispone de estimaciones para dos subregiones. Las estimaciones de las tasas de explotación son altamente inciertas.

5.1.3. Modelo de evaluación basado en talla

Maunder (2012c) desarrolló un modelo basado en talla para evaluar el atún barrilete. Este modelo es diferente del modelo estándar basado en edad usado para evaluar los atunes aleta amarilla y patudo, aplicado usando *Stock Synthesis*. Los datos de edad para el atún barrilete son poco confiables, y la información de crecimiento se basa en datos de marcado de incremento de talla. El crecimiento basado en datos de incrementos de talla es idealmente adecuado para los modelos basados en talla, y es problemático para aquellos basados en edad. El OPO fue dividido en seis poblaciones, y cada población fue analizada por separado. El modelo fue ajustado a índices de abundancia relativa y datos de composición por talla.

Los datos de composición por talla y CPUE no contienen suficiente información para producir estimaciones confiables del tamaño de la población de barrilete. En todas las regiones menos una (frente al litoral de Ecuador) las estimaciones de abundancia y tasas de explotación no fueron realistas.

5.1.4. Análisis estadístico por edad de la captura por talla (A-SCALA)

Maunder y Harley (2005) usaron un análisis por edad de la captura por talla (A-SCALA) para evaluar el atún barrilete en el OPO. En el [Boletín de la CIAT, Vol. 22, No. 5](#) (2003) se describen el método de análisis y sus detalles técnicos. Se consideraba todavía preliminar la evaluación porque 1) no se sabía si la captura por día de pesca en las pesquerías de cerco es proporcional a la abundancia, 2) es posible que exista una población de barrilete grande que no es vulnerable a la pesca, y 3) la estructura de la población del OPO relativa a las poblaciones del Pacífico central y occidental es incierta.

5.1.5. Modelo SEAPODYM

Se aplicó al atún barrilete en el Océano Pacífico un modelo de dinámica de poblaciones y ecosistema espacial (*Spatial Ecosystem and Population Dynamic Model* (SEAPODYM)) que se ajusta a una variedad de fuentes de datos (Senina *et al.* 2008) (ver detalles en Lehodey *et al.* 2011). El análisis es diferente de Lehodey *et al.* (2011) en el sentido que: 1) usó las variables SODA 2.1.6 más actuales disponibles; 2) cambió a estimaciones de talla por edad MFCL-2010; 3) fijó los coeficientes de reclutamiento y mortalidad para escalar la población del Pacífico central y occidental a las estimaciones de MFCL; y 4) usó funciones gaussianas asimétricas para las selectividades de la pesca de cerco en lugar de selectividad sigmoidea.

El modelo SEAPODYM es un modelo de interacción física-biológica acoplado bidimensional a escala de cuenca oceánica, y contiene componentes ambientales y espaciales usados para limitar los desplazamientos y el reclutamiento de los atunes. El modelo combina un modelo de producción de alimento (presas) con un modelo de población basado en edad de las especies (atunes depredadores)

objetivo de la pesquería. Se describe toda la dinámica espacial con una ecuación de advección-difusión. Los conjuntos de datos oceanográficos de insumo para el modelo son temperatura superficial del mar (TSM), corrientes oceánicas y producción primaria que pueden ser datos predichos de modelos físico-biogeoquímicos, así como distribuciones de datos derivados de satélites. Las mejoras recientes incluyen una optimización rigurosa de los parámetros, usando datos de la pesca (composición por talla de índices de abundancia), que se basa en métodos usados para modelos contemporáneos de evaluación de poblaciones (Senina *et al.*, 2008).

5.2. Resultados de la evaluación

A continuación se describen los resultados de cada uno de los métodos de evaluación.

5.2.1. Mortalidad por pesca

Las estimaciones de la mortalidad por pesca basadas en el análisis de marcado fueron altamente variables a lo largo del tiempo (Figura 4.1). La mortalidad por pesca mensual máxima fue 0.65 en el caso de los datos históricos (1973-1981) y 0.20 en el caso de los datos recientes (2000-2006). Se estimó la mortalidad por pesca mensual media (anual = mensual multiplicada por 12) en 0.049 (0.588) y 0.025 (0.300), respectivamente. Las estimaciones de la mortalidad por pesca mensual contienen mucha incertidumbre, con CV alrededor de 40% a 140%. Las estimaciones de las tasas mensuales de mortalidad por pesca medias y máximas aproximadas basadas en la evaluación basada en talla son más altas, 0.13 y 2.37, respectivamente. Se estima que la mortalidad por pesca fue alta hacia fines de los años 1970 y principios de los 1980, pero considerablemente más baja en los años posteriores (por ejemplo, mensual (promedio mensual (anual = mensual multiplicada por 12) de 0.06 (0.74) entre 1998 y 2008). La mortalidad anual media aproximada durante 1998-2008, calculada a partir de la captura anual y las estimaciones de SEAPODYM de la biomasa anual, es 0.12. El esfuerzo estandarizado, una medida de las tasas de explotación, y la tasa de explotación relativa basado en el análisis de indicadores, aumentó a partir de 1985, pero se estabilizó en los últimos 10 a 15 años ([Figura 1](#)).

5.2.2. Reclutamiento

El análisis de indicadores estima que el reclutamiento fue mucho más bajo hasta 2002, con la excepción de un reclutamiento grande en 1999 (Figura 1). El modelo basado en talla estimó un reclutamiento mensual altamente variable, con un reclutamiento muy grande en 1999, pero no estimó que el reclutamiento reciente sea sustancialmente mayor que el reclutamiento previo. El reclutamiento en 2015 parece ser alto (Figura 1).

5.2.3. Biomasa

El análisis de indicadores estima que la biomasa fue mucho más baja hasta 2003, con la excepción de una biomasa grande en 1999, con la biomasa en 2015 la más alta desde al menos 1975 (Figura 1). El modelo basado en talla estimó una biomasa mensual altamente variable, con una biomasa muy grande en 1999 y una biomasa generalmente creciente desde 1980. SEAPODYM estimó una biomasa anual de barrilete de 30 cm de talla o más que varía entre 1,800,000 t y 2,350,000 t desde 1998 hasta 2008 en el OPO.

5.2.4. Peso promedio de los peces en la captura

El análisis de indicadores estima que el peso promedio del barrilete disminuyó a niveles observados en los primeros años de la década de 1980, y en 2015 estuvo por debajo del nivel de referencia inferior (Figura 1). El bajo nivel en 2015 se debe probablemente al reclutamiento alto en 2015. La tendencia de la talla media es similar entre regiones y pesquerías en los últimos años ([Figura 3](#)).

6. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

Mantener las poblaciones de atunes en niveles que permitirán el RMS es el objetivo de la ordenación especificado por la Convención de la CIAT. La CIAT ha adoptado puntos de referencia objetivo f límite provisionales para las poblaciones que gestiona. Las evaluaciones previas descubrieron que se maximiza

el rendimiento por recluta si se captura del barrilete tamaño más pequeño observado en la captura. Combinado con la escasez de pruebas de una relación población-reclutamiento, esto indica que tasas de mortalidad por pesca muy altas y niveles de biomasa muy bajos estarían asociados con el RMS. La evaluación con A-SCALA (Maunder y Harley 2004) estimó que se logran los rendimientos máximos con una mortalidad por pesca infinita porque el peso crítico es menos el peso promedio de reclutamiento a la pesquería. No obstante, esto es incierto debido a incertidumbres en las estimaciones de mortalidad natural y crecimiento. Por este motivo, no se dispone de puntos de referencia para el atún barrilete en el OPO. Como consecuencia, se han usado indicadores y niveles de referencia para evaluar la condición de la población. No obstante, un análisis de susceptibilidad y productividad (ref) señala que la productividad del barrilete es sustancialmente mayor que aquella del atún patudo. La biomasa y mortalidad por pesca correspondientes al RMS están relacionadas negativa y positivamente, respectivamente, con la productividad. Por lo tanto, ya que la susceptibilidad (que está relacionada con la mortalidad por pesca) del barrilete y patudo son aproximadamente iguales, la condición del barrilete puede ser inferida a partir de la condición del patudo. La evaluación actual del patudo estima que la mortalidad por pesca es menos que F_{RMS} ; por lo tanto, la mortalidad por pesca del barrilete debería ser menos que F_{RMS} . Ya que el esfuerzo y la biomasa del barrilete han sido relativamente constantes durante los 10 últimos años, esto implica asimismo que la biomasa del barrilete está por encima de B_{RMS} .

Históricamente, la preocupación principal con la población de barrilete fue la tasa de explotación, que iba constantemente en aumento. Parece que en los últimos años se ha estabilizado. Los indicadores basados en datos y en un modelo todavía no han detectado ninguna consecuencia adversa de este aumento. El peso promedio ha disminuido a niveles observados a principios de los años 1980, y estuvo por debajo de su nivel de referencia inferior en 2009, lo cual podría ser consecuencia de sobreexplotación, pero también podría resultar de que los reclutamientos recientes fueron mayores que en el pasado o de una expansión de la pesquería a zonas ocupadas por barriletes más pequeños. El bajo nivel en 2015 se debe probablemente al reclutamiento alto en 2013.

Las evaluaciones históricas basadas en análisis de marcado, el modelo basado en talla (A-SCALA), y el análisis de SEAPODYM no brindaron ninguna información que indicara un riesgo creíble para la población (o poblaciones) de barrilete.

7. ORDENACIÓN

La pesquería de barrilete en el OPO es limitada por restricciones de esfuerzo (vedas temporales y espaciales, por ejemplo) implementadas para la conservación del atún patudo. Debido a que el barrilete es mucho más productivo que el patudo, y que no existen pruebas que justifiquen preocupación acerca de la condición de la población de barrilete, no es necesaria ninguna acción adicional más allá de aquella adoptada para el patudo. Es posible que sean necesarios análisis adicionales y acción de ordenación revisada si la pesquería de barrilete desarrolla métodos para reducir la cantidad de patudo en la captura.

8. DIRECCIONES FUTURAS

8.1. Recolección de información nueva y actualizada

Realizar un estudio de marcado exhaustivo, bien planeado, y bien implementado es probablemente la única forma de producir una evaluación adecuada de la población de barrilete en el OPO.

UPDATED ASSESSMENT AND MANAGEMENT OF PACIFIC BLUEFIN TUNA

Mark N. Maunder

1. ABSTRACT

A new assessment has been developed for Pacific bluefin tuna by the ISC bluefin tuna working group. The assessment is a substantial improvement over previous assessments, but the management implications are generally the same: the stock is at very low levels, and the fishing mortality is higher than any reasonable reference point. Substantial management action has already been taken on both sides of the Pacific Ocean to rebuild the population, and the assessment indicates that these actions are adequate. However, there are still some issues with respect to the adequacy of the model fit to the data and uncertainty about the relationship between recruitment and spawning stock size. Here we investigate the robustness of the assessment model results to these issues and discuss the management implications of the assessment results. Our alternative analysis, which starts in 1980, estimates growth, and has time-varying selectivity for the Japanese longline fishery, is more optimistic than the base case assessment but supports the general conclusion that the stock is at very low levels and the fishing mortality is higher than any reasonable reference point. The main concerns about the stock are (1) the extremely low levels of spawning biomass, (2) uncertainty about how recruitment is related to the spawning biomass, and (3) two out of the last three recruitments are at the lowest levels observed since 1980 according to the index of recruitment based on troll CPUE, which has been shown to be reliable. Therefore, it is recommended that further action be taken to protect the spawning population.

2. INTRODUCTION

Recent stock assessments of Pacific bluefin tuna (*Thunnus orientalis*) clearly indicate that the stock is at very low levels and the fishing mortality is higher than any reasonable reference point (ISC 2012, 2014; Maunder *et al.* 2014). Severe management action has been taken on both sides of the Pacific Ocean to rebuild the population. The previous assessments have been problematic and cannot be relied upon to predict rebuilding rates under the current management. However, all alternative models that were investigated also indicated that the stock is highly depleted. Therefore, the International Scientific Committee (ISC) working group produced an improved assessment model (ISC 2016, executive summary), which is much better than the previous models, but still has some problems that might impact the rebuilding predictions. Here we investigate the robustness of the assessment model results to these issues. We also discuss the management implications of the current assessment.

3. ASSESSMENT

The Pacific bluefin tuna assessment is conducted using the Stock Synthesis software (Methot and Wetzel 2013), which implements the integrated modelling approach (Maunder and Punt 2013) and fits to indices of relative abundance based on catch-per-unit-of-effort (CPUE) and length-composition data from various fisheries. Previous assessments produced poor fits to many of the data sets, but a large range of model assumptions produced similar results, indicating that the stock is at very low levels and the fishing mortality is higher than any reasonable reference points (ISC 2012, 2014; Maunder *et al.* 2014). The new assessment (ISC 2016, executive summary) improved the fits to many of the data sets, but fits to some of the key data sets were still problematic. In particular, the base case assessment model is unable to fit the increase in CPUE of the Japanese longline fishery starting in 2002 ([Figure 1](#)) nor the recent length-composition data ([Figure 2](#)) from this fishery.

We first investigate the stock assessment by looking at the longline length-composition data. This analysis updates that of Maunder *et al.* (2014). Interpretation of length-frequency data is problematic because of temporal variation in growth and selectivity, and the fact that the length compositions from consecutive

cohorts merge together as the fish age. Therefore, the observations below are only an indication of what might be occurring in the fishery. Despite these limitations, the observations might provide insight into how the stock should be modelled for assessment purposes. [Figures 3 and 4](#) show the length-composition data from the Japanese and Chinese Taipei longline fisheries, respectively. The Japanese fleet generally catches smaller fish than the Chinese Taipei fleet, and multiple modes, presumably representing cohorts of same-age fish, can be seen in the Japanese data. The Chinese Taipei data are generally only comprised of a single mode, except in the last few years, when a second mode can be seen entering the fishery. A strong cohort can be seen entering the Japanese fishery, starting in 2000 and growing through the fishery. However, after 2002 the peak of the mode representing this cohort no longer grows, indicating that either the cohort stops growing, or is no longer selected by the fishery, or is overwhelmed by younger cohorts. From 2002 to 2005, the standard deviation of the normal distribution representing the cohort increases from 8.8 cm to 15.0 cm, indicating that the normal distribution may be representing an increasing number of cohorts. A cohort can be seen moving through the Chinese Taipei longline data starting in 2002, at a size slightly larger than that seen in the Japanese longline data in the same year. However, the mean of the normal distribution representing this cohort does not increase after 2004. A second strong cohort appears to enter the Japanese longline fishery starting in 2002, with a mode at about 176 cm, and may be accompanied by another cohort in 2003, recruited at about the same size of 176 cm. These cohorts appear to grow through the fishery all the way until the last year of data in 2012, with a mode at about 235 cm. A strong cohort can be seen moving through the Chinese Taipei fishery, starting in 2006 at a slightly larger size (217 cm) than seen in the Japanese fishery (207 cm) in the same year. However, the mode in 2012 is about the same for both fisheries. Other cohorts can be seen entering the Japanese fishery in recent years, including 2007 and 2010. A strong cohort can be seen in the Chinese Taipei fishery in 2014, but it is not clear whether this is the same cohort seen entering the Japanese fishery in 2010.

The large cohorts enter the Japanese longline fishery at around 176 cm, or about six years of age. Mapping the fish back to their year of birth, the strong cohorts of 2000, 2002, and 2003 relate to years of birth of 1994, 1996, and 1997, respectively. The recruitment index shows strong recruitments in 1994 and 1996, but not in 1997 ([Figure 5](#)). Interestingly, the 1996 cohort that is most strongly seen in the longline composition data is not estimated to be as high as the recruitment index indicates.

The stock assessment model does not fit a consecutive series of years with increasing Japanese CPUE ([Figure 1](#)). This increase starts in 2002, at about the time that the second strong cohort enters the Japanese fishery, and the mode of the first strong cohort does not appear to increase. Japanese CPUE fell sharply in 2006, and the CPUE generally declines after that. The drop occurs when the large cohort reaches the 206 cm size, which is the upper range of the sizes observed in the data from 1993¹ to 2006. This may indicate a complete change in the way the fishery operates. It appears that the Japanese fleet targets strong cohorts, and will switch from one strong cohort to another, presumably due to economic considerations (*e.g.*, catch rates and distance to port). The length composition suggests that the Japanese fleet initially targeted the strong cohort that entered the fishery in 2000, but then changed to target the next one (or two) strong cohort(s) that entered the fishery in 2002 (and 2003), but since there were no subsequent strong cohorts, they continued targeting that cohort until 2011. Cohort targeting implies that the stock assessment model selectivity (a combination of gear selectivity and availability) changes over time, and therefore these observations suggest that the stock assessment model should include temporal variation in selectivity for the Japanese longline fishery. This is problematic, because the selectivity is associated with the main index of abundance, and adding temporal variation in selectivity will reduce the information content of the index. The ISC Working Group did conduct an assessment with time varying selectivity for the Japanese longline fishery, but it did not choose it as its base case assessment model, but rather chose to present it as a sensitivity analysis. This analysis provided better fits to the Japanese longline CPUE based index of abundance.

There are several other issues with the base case assessment. First, several changes occurred around 1980: the proportion of the bluefin catch that was taken in the EPO fell, the recruitment index based on the CPUE of the

¹ Length-composition data for 1969-1992 from the Japanese longline fleet were not used in the model

troll fishery started, the Japanese longline-CPUE-based index of abundance used in the assessment was split in 1975, and there are few reliable length-composition data available from the 1970s and 1980s. Therefore, a model starting in 1980 might be more reliable. Second, the model still has trouble fitting the Japanese longline length-composition data, even with time-varying selectivity, and this may be due to misspecified growth in the model. Therefore, estimating the growth parameters and the variation of length-at-age parameters might improve the model fit. We ran a model (the “alternative” model) that includes these changes and also models temporal variation in the Japanese longline fishery selectivity and compares it with the “base case” model results to evaluate the robustness of the management advice. The alternative model is able to fit the increase in Japanese longline CPUE that starts in 2002 (Figure 6) and generally fits the Japanese longline length composition better (Figure 7). The general trend in spawning biomass is about the same as the base case, except for a larger initial decline starting in 1980, but the depletion level is less, although the stock is estimated to still be highly depleted (Figure 8). The recruitment estimates are very similar, with the alternative assessment estimating slightly higher recruitment in some years (Figure 5). The age structure in 2014 differs somewhat from the base case, with higher abundance for all fish 6 years or more of age (Figure 9). The final age structure is important, because those ages will contribute to future spawning biomass.

4. MANAGEMENT

The IATTC does not have any management reference points for Pacific bluefin tuna, but the Northern Committee of the Western and Central Pacific Fisheries Commission (WCPFC) does have a rebuilding target (interpreted by the ISC bluefin working group as a 60% probability of reaching the medium spawning biomass over the period covered by the assessment model (SSB_{MED}), as estimated in the current assessment, by 2024). The new base case assessment projects that the population will rebuild to the Northern Committee’s target level within the required probability level even with low recruitments. However, the estimates of biomass in the early years used to calculate the rebuilding target are uncertain and may be biased. The alternative assessment has higher abundance for 2014 and higher recruitment and, if projections are conducted, they are expected to be more optimistic in terms of future absolute biomass. The alternative assessment starts in 1980, so the SSB_{MED} reference point refers to a different range of years, and since biomass prior to 1980 was higher, SSB_{MED} for the alternative model is expected to be lower than the base case, resulting in a high probability of recovering to SSB_{MED} .

The low recruitment projection scenario is the most pessimistic, more so than even the stock-recruitment scenario. However, there is little information about the stock-recruitment relationship; in fact, there is little evidence for such a relationship for any highly fecund pelagic spawner. Even if a stock-recruitment relationship exists, it is probably more complex than represented by the commonly-used Beverton-Holt and Ricker models. The spatial and temporal range of spawning is probably more important than the absolute abundance of spawners, as argued by Maunder and Deriso (2013). Therefore, it is uncertain at what spawning population level the recruitment of north Pacific bluefin might decline, and it may vary depending on the environmental conditions.

The troll-CPUE-based index of recruitment used in the model appears to represent recruitment strength well. Even when it is not included in the fitting procedure (*i.e.* not included in the total likelihood function used to estimate the model parameters), the estimates of recruitment generally follow it (Figure 10). This indicates that the index is consistent with information in the other data used in the assessment model. Two of the last three recruitment index values are at the lowest levels seen since the index started in 1980. There are some differences in the most recent years for which the assessment model may be less accurate because they are based on less years (ages) of data. If we consider the recruit estimate by the model, 2014 would be the lowest and 2012 will be the 5th lowest since 1980. This low recruitment is a concern, and suggests that the spawning biomass and the spatial and temporal range of spawning should be further protected.

Management has focused on reducing the catches by fisheries for juveniles because they are estimated to have the greatest impact on the stock. However, including a stock-recruitment relationship in the model increases the impact of the fisheries on spawners (Maunder and Aires-da-Silva 2014). This is further evidence that protecting the spawning stock is important. However, the projections using a stock-recruitment relationship, with a

steepness of 0.9, were not necessarily more pessimistic than the low-recruitment scenario.

5. CONCLUSION

The finding that the north Pacific bluefin stock is at very low levels and the fishing mortality is higher than any reasonable reference point is robust to model assumptions, and support previous findings (ISC 2012, 2014; Maunder *et al.* 2014). The stock is projected to rebuild under current management actions (ISC 2016, Executive summary). However, due to uncertainty in how recruitment is related to the spawning stock size and when recruitment might be impacted by the low spawning abundance level, there is concern over the low abundance of spawners. This is exacerbated by the limited number of cohorts that comprise the spawning biomass. Therefore, it is recommended that further action be taken to protect the spawning population, as recommended by Maunder and Aires-da-Silva (2014).

The interpretation of the Japanese longline length-composition data presented here differs somewhat from that described in Maunder *et al.* (2014), who identified a single cohort entering the fishery in 2000 and moving through the fishery. Here, we identify not only that cohort but also one (or two) cohort(s) entering the fishery in 2002 (and 2003) that comprise most of the Japanese longline catch in subsequent years. However, the interpretation that the spawning biomass is supported by one or a few cohorts remains, and protecting the spawners should be a priority.

Further work needs to be done to improve the stock assessment. A priority is evaluating the targeting of specific cohorts by the longline fisheries. This may involve analyzing the data at finer spatial scales; for example, spatial separation of Chinese Taipei longline data made them more compatible with the other data. Temporal variation in growth may be another important area for further research, particularly since cohorts seen in the Chinese Taipei longline length-composition data appear to reach different maximum lengths, although this also could be caused by targeting specific cohorts.

6. ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the ISC Pacific bluefin working group, who put together all the data for the stock assessment model and provided feedback on the analyses contained in this report. Shuya Nakatsuka provided comments that improved the report.

REFERENCES

- ISC (International Scientific Committee for Tuna and Tuna-Like Species in the North Pacific Ocean) 2012. Stock assessment of Pacific bluefin tuna in 2012. Pacific Bluefin Tuna Working Group. http://isc.fra.go.jp/pdf/Stock_assessment/PBF_stock_assessment_report_2012.pdf
- ISC (International Scientific Committee for Tuna and Tuna-Like Species in the North Pacific Ocean) 2014. Stock assessment of bluefin tuna in the Pacific Ocean in 2014. Report of the Pacific Bluefin Tuna Working Group http://isc.fra.go.jp/pdf/2014_Intercessional/Annex4_Pacific%20Bluefin%20Assmt%20Report%202014-%20June1-Final-Posting.pdf
- Maunder, M.N. and Aires-da-Silva, A. 2014. Developing conservation measures for bluefin tuna in the eastern and western regions of the Pacific Ocean: factors to consider and fishery impact analysis. IATTC Stock Assessment Report 15: 74-99.
- Maunder, M.N. and Deriso, R.B (2013) A stock–recruitment model for highly fecund species based on temporal and spatial extent of spawning. Fisheries Research, 146: 96–101.
- Maunder, M.N. Piner, K.R., and Aires-da-Silva, A. 2014. Stock status of Pacific bluefin tuna and the urgent need for management action. IATTC Stock Assessment Report 15: 47-73.
- Maunder, M.N. and Punt A.E. (2013) A review of integrated analysis in fisheries stock assessment. Fisheries Research 142: 61– 74.
- Methot, R. D., and Wetzels, C. 2013. Stock Synthesis: a biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. Fisheries Research, 142: 86–99.

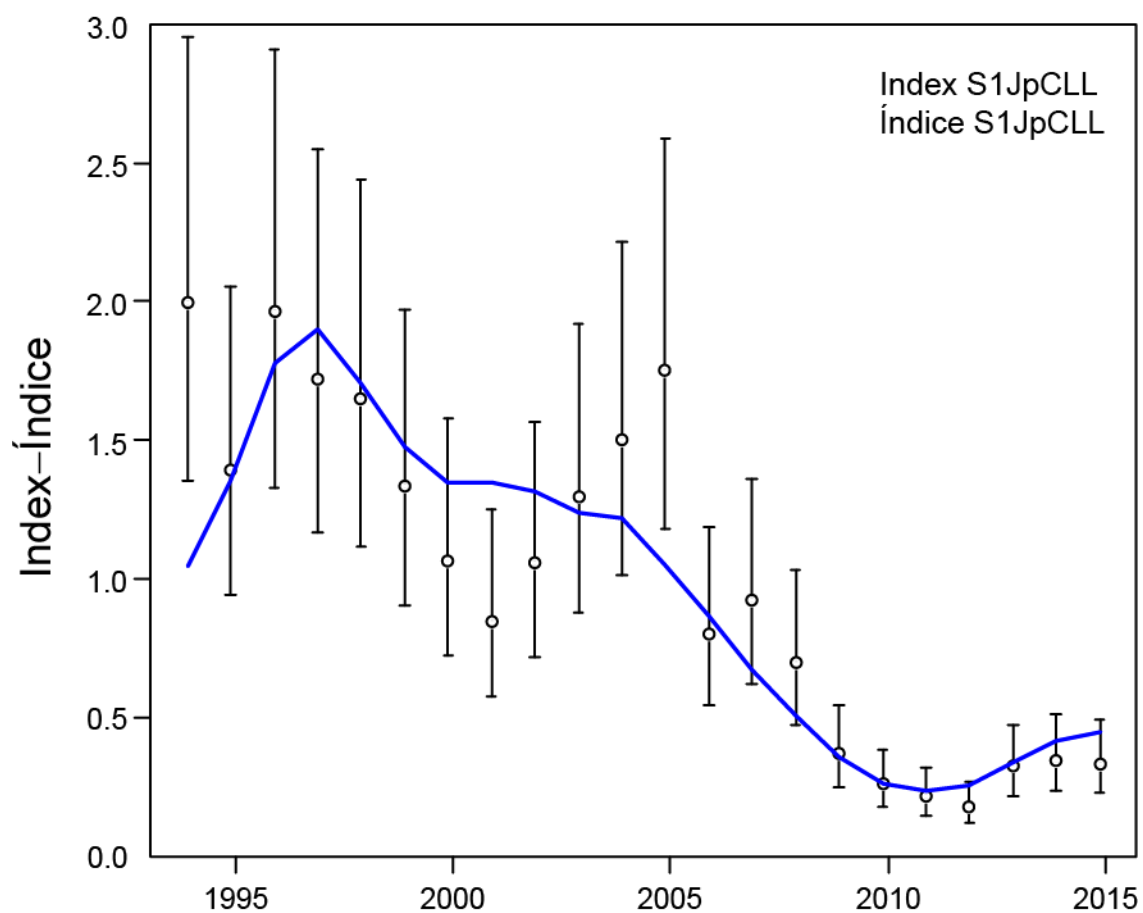


FIGURE 1. Fit of the base-case model to the index of abundance based on Japanese longline CPUE, 1994-2015.

FIGURA 1. Ajuste del modelo de caso base al índice de abundancia basado en la CPUE palangrera japonesa, 1994-2015.

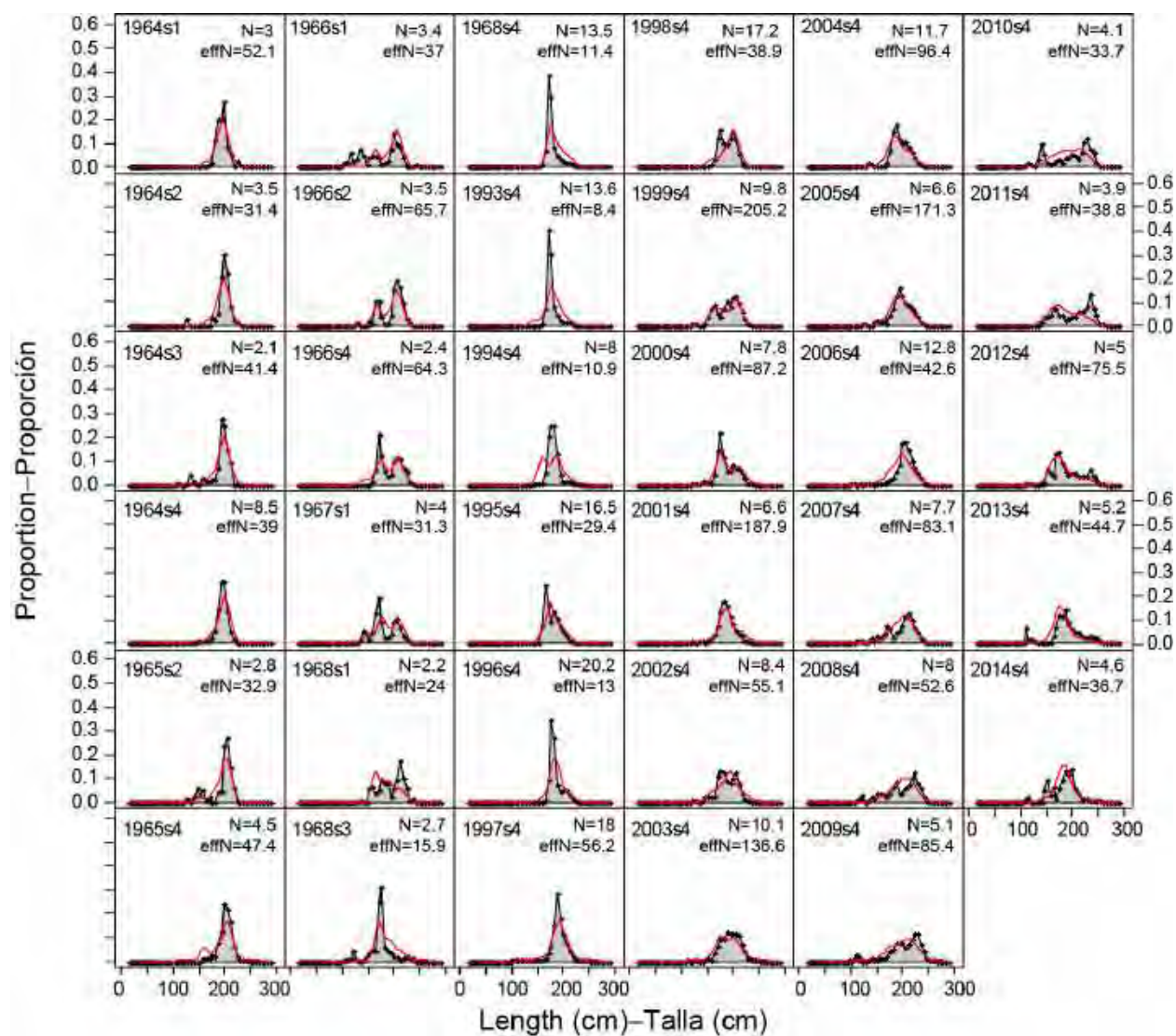


FIGURE 2. Fit of the base-case model to the Japanese longline length-composition data for selected years. s = quarter.

FIGURA 2. Ajuste del modelo de caso base a los datos de composición por talla de la pesquería palangrera japonesa, en años seleccionadas. s = trimestre.

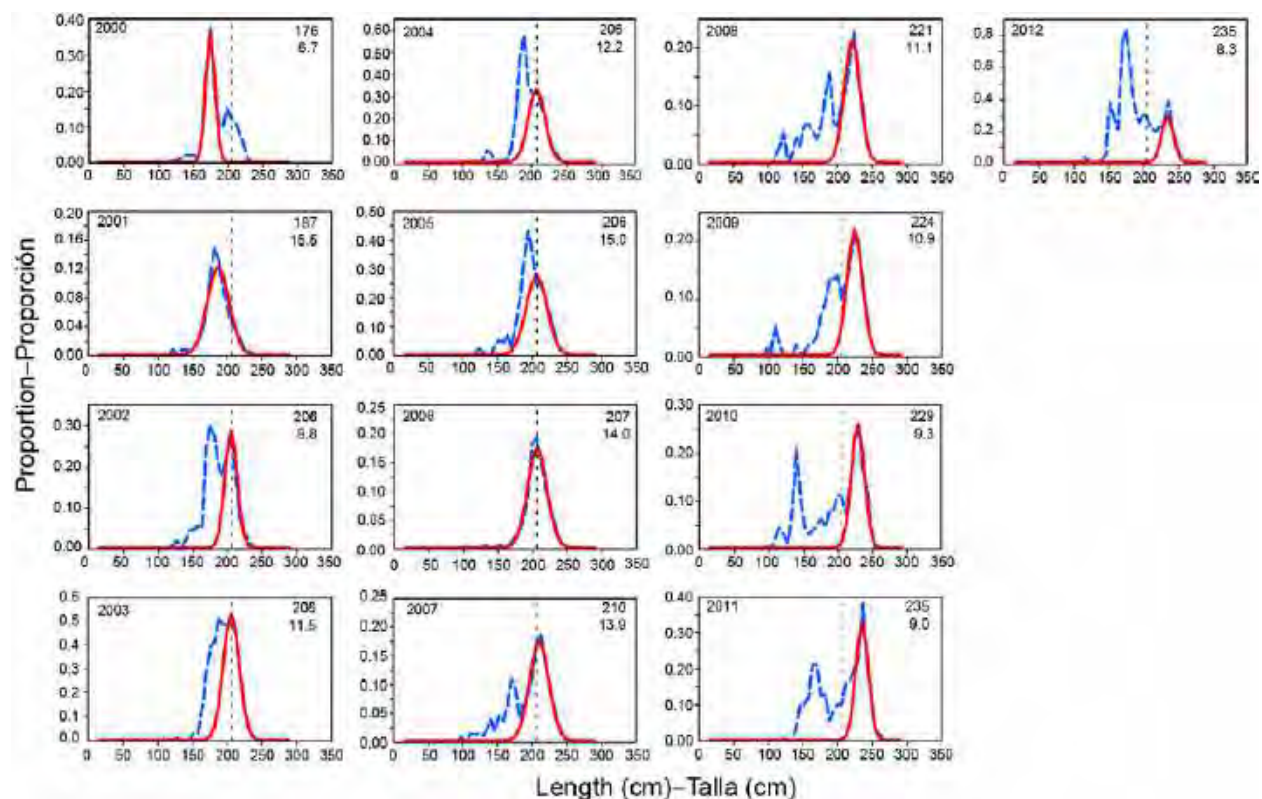


FIGURE 3. Japanese longline length-composition data for 2000-2012. The dashed line represents the observed length compositions; the solid line is a normal distribution fitted to a component of the data; and the numbers in the top right corner are the mean and standard deviation of the normal distribution. The vertical dashed line is at 206 cm.

FIGURA 3. Datos de composición por talla de la pesquería palangrera japonesa, 2000-2012. La línea de trazos representa las composiciones por talla observadas; la línea sólida es una distribución normal ajustada a un componente de los datos; y los números en la esquina superior derecha son el promedio y la desviación estándar de la distribución normal. Ea línea de trazos vertical se encuentra en 206 cm.

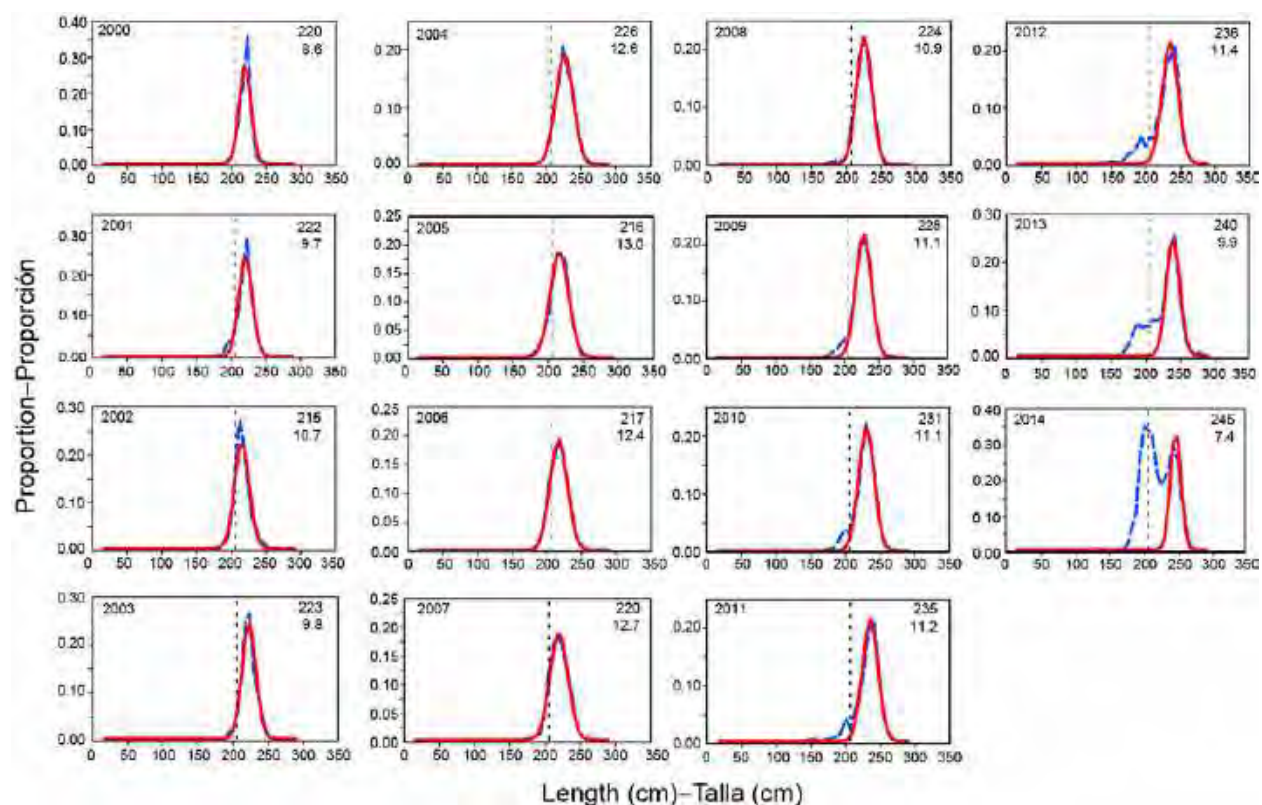


FIGURE 4. Chinese Taipei longline length composition data for 2000-2012. The dashed line represents the observed length compositions; the solid line is a normal distribution fitted to a component of the data; and the numbers in the top right corner are the mean and standard deviation of the normal distribution. The vertical dashed line is at 206 cm.

FIGURA 4. Datos de composición por talla de la pesquería palangrera de Taipei Chino, 2000-2012. La línea de trazos representa las composiciones por talla observadas; la línea sólida es una distribución normal ajustada a un componente de los datos; y los números en la esquina superior derecha son el promedio y la desviación estándar de la distribución normal. Ea línea de trazos vertical se encuentra en 206 cm.

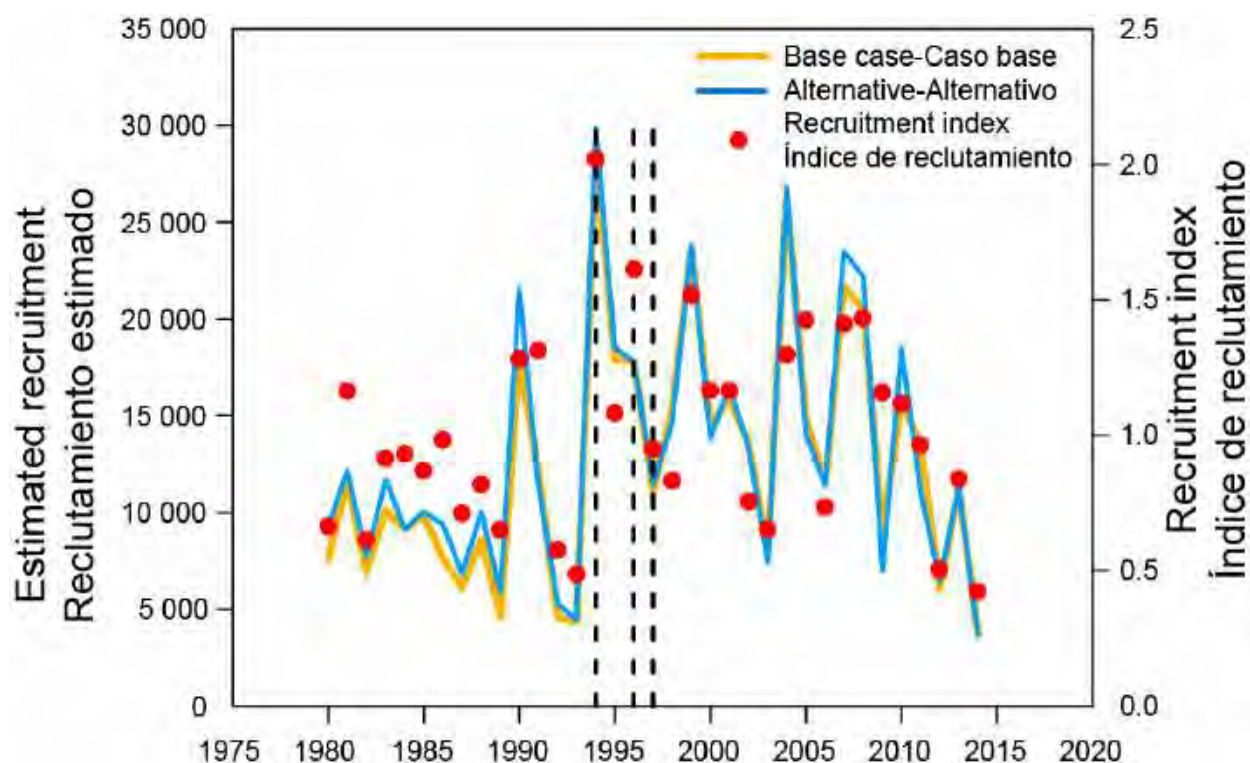


FIGURE 5. Comparison of the recruitment estimated by the alternative assessment model and the base case assessment model. The troll-CPUE-based recruitment index is provided for reference. The vertical dashed lines indicate 1994, 1996, and 1997, years of good recruitment to the longline fisheries.

FIGURA 5. Comparación del reclutamiento estimado por el modelo de evaluación alternativo y la evaluación de caso base. Se incluye para referencia el índice de reclutamiento basado en la CPUE curricanera. Las líneas de trazos verticales señalan 1994, 1996, y 1997, años de buen reclutamiento a las pesquerías palangreras.

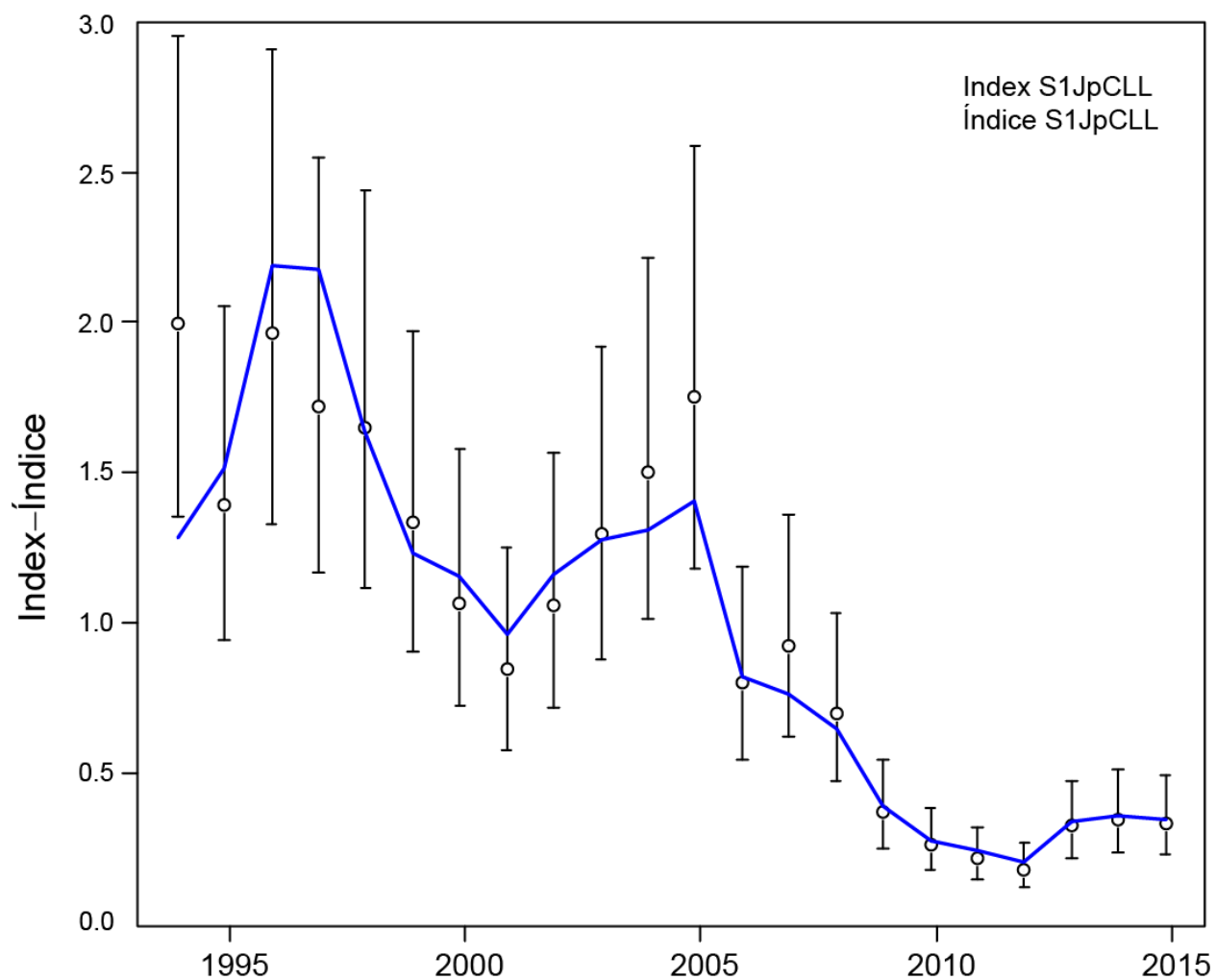


FIGURE 6. Fit of the alternative model to the Japanese longline CPUE based index of abundance, 1993-2015.

FIGURA 6. Ajuste del modelo alternativo al índice de abundancia basado en la CPUE palangrera japonesa, 1993-2015.

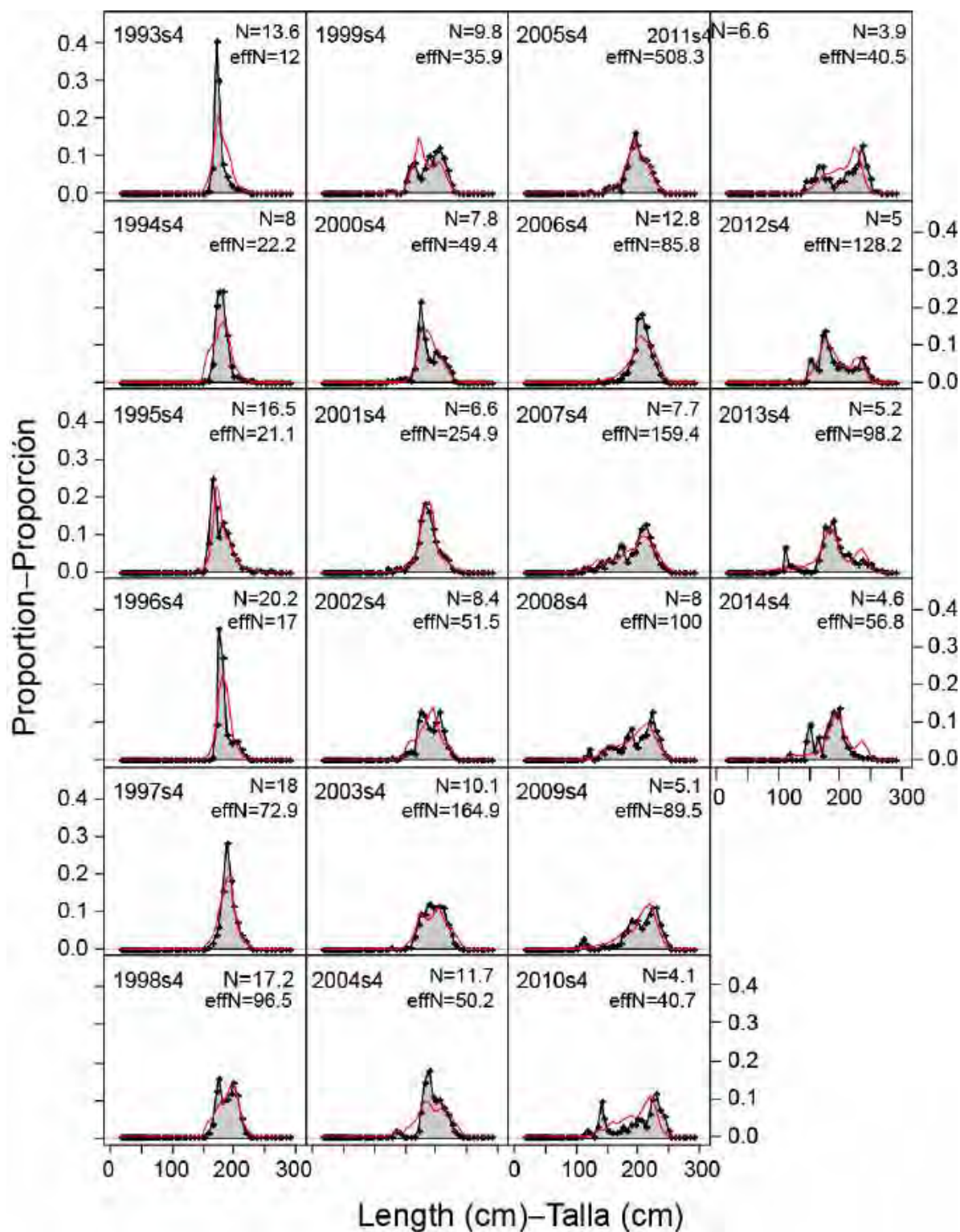


FIGURE 7. Fit of the alternative model to the Japanese longline length composition data, 1993-2014.
FIGURA 7. Ajuste del modelo alternativo de los datos de composición por talla de la pesquería palangrera japonesa, 1993-2014.

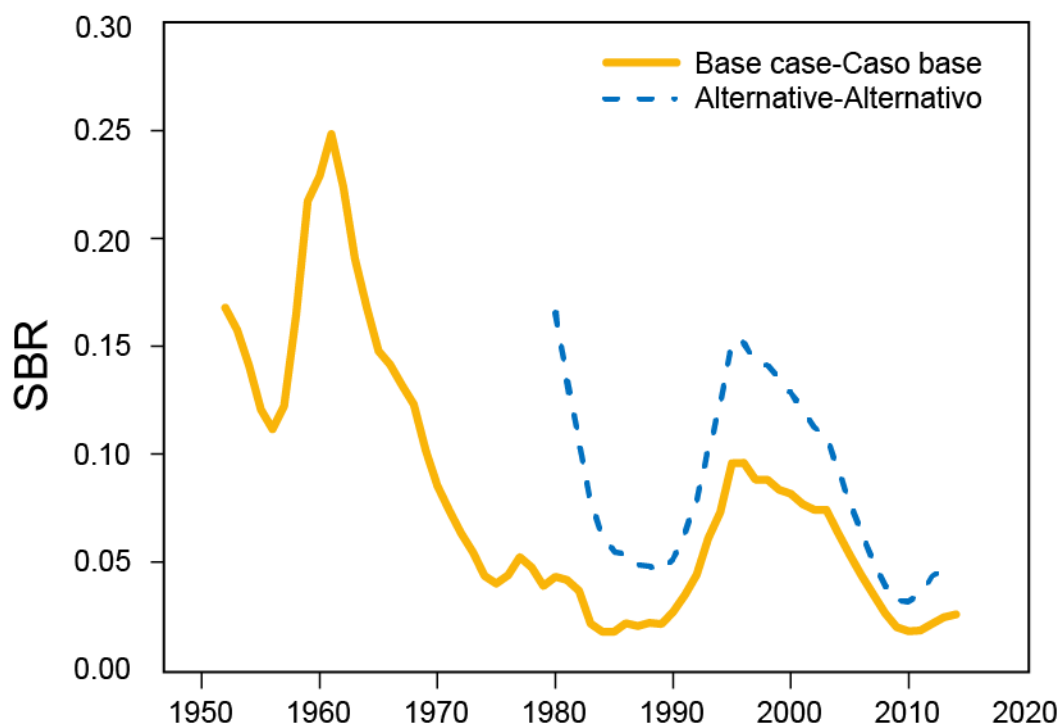


FIGURE 8. Comparison of the spawning biomass ratio (SBR) estimated by the alternative model and the base case model.

FIGURA 8. Comparación del cociente de biomasa reproductora (SBR) estimado por el modelo alternativo y el modelo de caso base.

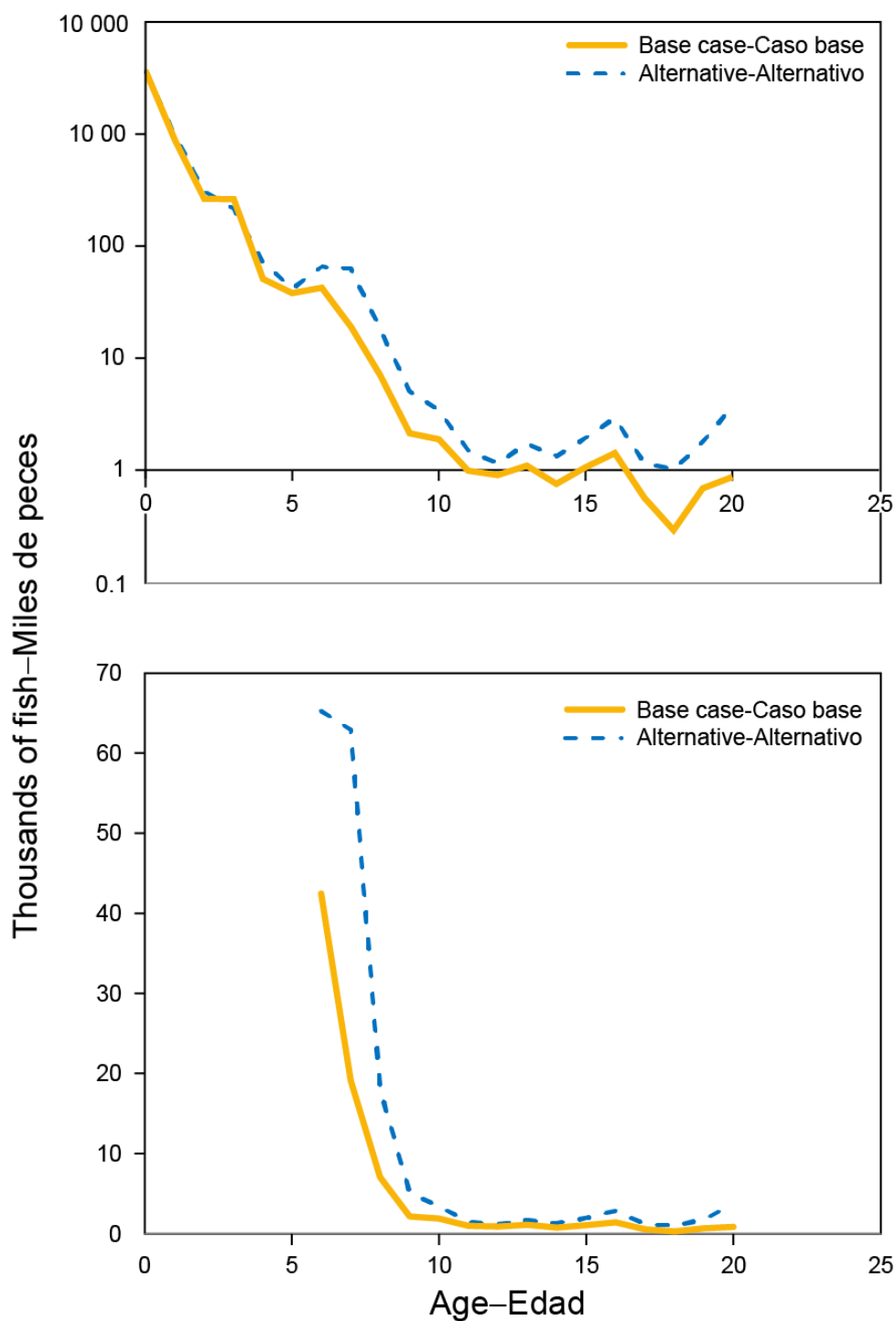


FIGURE 9. Comparison of the 2014 age structure estimated by the alternative model and the base case model. The upper panel uses a logarithmic scale, and the lower panel ignores fish less than 6 years old, to allow easier comparisons.

FIGURE 9. Comparación de la estructura por edad de 2014 estimada por el modelo alternativo y el modelo de caso base. El panel superior usa una escala logarítmica, y el panel inferior omite peces de menos de 6 años de edad, para facilitar la comparación.

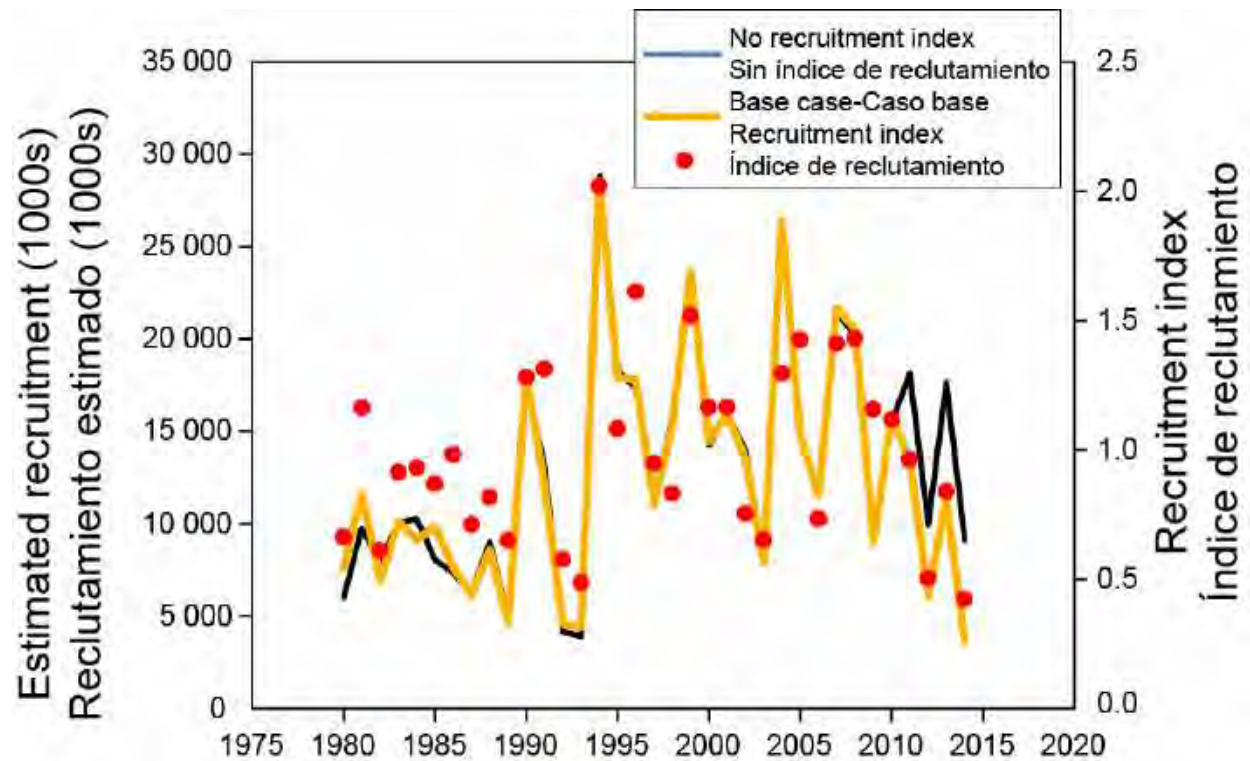


FIGURE 10. Comparison of the recruitment estimated by the base case model and the model that does not fit the troll-CPUE-based index of recruitment.

FIGURA 10. Comparación del reclutamiento estimado por el modelo de caso base y el modelo que no se ajusta al índice de reclutamiento basado en la CPUE curricanera.

EVALUACIÓN ACTUALIZADA Y ORDENACIÓN DEL ATÚN ALETA AZUL DEL PACÍFICO

Mark N. Maunder

1. RESUMEN

Una nueva evaluación ha sido desarrollada para el atún aleta azul del Pacífico por el grupo de trabajo del ISC sobre el atún aleta azul. La evaluación es una mejora sustancial comparada con las evaluaciones previas, pero las implicaciones para la ordenación son generalmente las mismas: la población se encuentra en niveles muy bajos, y la mortalidad por pesca es más alta que cualquier punto de referencia razonable. Se ha tomado ya acción sustancial de ordenación en ambos lados del Océano Pacífico para restablecer la población, y la evaluación indica que estas acciones son adecuadas. Sin embargo, existen todavía varios problemas con el ajuste del modelo a los datos y la incertidumbre acerca de la relación entre el reclutamiento y el tamaño de la población reproductora. En el presente documento investigamos la robustez de los resultados del modelo de evaluación con respecto a estos problemas y discutimos las implicaciones para la ordenación de los resultados de la evaluación. Nuestro análisis alternativo, que comienza en 1980, estima el crecimiento, e incluye selectividad con variabilidad temporal para la pesquería palangrera japonesa. Es más optimista que en la evaluación de caso base, pero apoya la conclusión general que la población se encuentra en niveles muy bajos y la mortalidad por pesca es más alta que cualquier punto de referencia razonable. Las preocupaciones principales acerca de la población son (1) los niveles extremadamente bajos de biomasa reproductora, (2) incertidumbre acerca de cómo el reclutamiento está relacionado con la biomasa reproductora, y (3) dos de los tres últimos reclutamientos están en los niveles más bajos observados desde 1980 según el índice de reclutamiento basado en la CPUE curricana, que se ha demostrado ser fiable. Por lo tanto, se recomienda que se tomen acciones adicionales para proteger la población reproductora.

2. INTRODUCCIÓN

Evaluaciones recientes de la población del atún aleta azul del Pacífico (*Thunnus orientalis*) indican claramente que se encuentra en niveles muy bajos y que la mortalidad por pesca es más alta que cualquier punto de referencia razonable (ISC 2012, 2014; Maunder *et al.* 2014). Se han tomado acciones severas de ordenación en ambos lados del Océano Pacífico para restablecer la población. Las evaluaciones previas han sido problemáticas y no se puede depender de ellas para predecir las tasas de restablecimiento con la ordenación actual. No obstante, todos los modelos alternativos que fueron investigados también indicaron que la población se encuentra altamente reducida. Por lo tanto, el grupo de trabajo del Comité Científico Internacional (ISC) produjo un modelo de evaluación mejorado (ISC 2016, resumen ejecutivo), que es mucho mejor que los modelos previos, pero presenta todavía a algunos problemas que podrían afectar las predicciones de restablecimiento. En el presente estudio investigamos la robustez del modelo de evaluación a estos problemas. También discutimos las implicaciones para la ordenación de la evaluación actual.

3. EVALUACIÓN

Se realizó la evaluación del atún aleta azul del Pacífico con el software *Stock Synthesis* (Methot y Wetzel 2013), que implementa el enfoque integrado al modelado (Maunder y Punt 2013) y se ajusta a índices de abundancia relativa basados en datos de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y composición por talla de varias pesquerías. Las evaluaciones previas produjeron ajustes pobres a muchos de estos conjuntos de datos, pero una amplia gama de supuestos en el modelo produjo resultados similares, lo cual indica que la población se encuentra en niveles muy bajos y que la mortalidad por pesca es más alta que cualquier punto de referencia razonable (ISC 2012, 2014; Maunder *et al.* 2014). La nueva evaluación (ISC 2016, resumen ejecutivo) mejoró los ajustes a muchos de los conjuntos de datos, pero los ajustes a algunos de los conjuntos de datos clave siguieron problemáticos. En particular, el modelo de evaluación de caso base no puede ajustarse al aumento de la CPUE de la pesquería palangrera japonesa que comenzó en 2002 ([Figura 1](#)) ni a los datos de composición por talla recientes ([Figura 2](#)) de esta pesquería.

En primer lugar investigamos la evaluación de la población mediante una inspección de los datos de composición por talla. Este análisis actualiza el de Maunder *et al.* (2014). La interpretación de los datos de frecuencia de tallas es problemática debido a variación temporal del crecimiento y la selectividad, y a que las composiciones por talla de cohortes consecutivas se fusionan a medida que envejecen los peces. Por lo tanto, las observaciones siguientes son solamente una indicación de lo que podría estar ocurriendo en la pesquería. A pesar de estas limitaciones, las observaciones podrían brindar indicaciones de cómo se debería modelar la población para fines de evaluación. En las Figuras 3 y 4 se ilustran los datos de composición por talla de las pesquerías palangreras de Japón y Taipei Chino, respectivamente. La flota japonesa generalmente captura peces más pequeños que la flota de Taipei Chino, y en los datos japoneses se pueden observar modas múltiples, que presuntamente representan cohortes de peces de la misma edad. Los datos de Taipei Chino consisten generalmente en una sola moda, excepto en los últimos pocos años, cuando se puede ver una segunda moda entrando a la pesquería. Se puede observar una cohorte fuerte entrar en la pesquería japonesa, comenzando en 2000 y creciendo por la pesquería, pero a partir de 2002 el pico de la moda que representa esta cohorte no crece más, lo cual indica que la cohorte o dejó de crecer, o ya no fue seleccionada por la pesquería, o es suplantada por cohortes más jóvenes. Desde 2002 hasta 2005, la desviación estándar de la distribución normal que representa la cohorte aumenta de 8.8 cm a 15.0 cm, lo cual indica que la distribución normal podría estar representando un número creciente de cohortes. Se puede observar una cohorte pasar por los datos de palangre de Taipei Chino comenzando en 2002, con tamaños ligeramente mayores de aquellos observados en los datos palangreros japoneses del mismo año. No obstante, el promedio de la distribución normal que representa esta cohorte no aumenta después de 2004. Una segunda cohorte fuerte parece entrar en la pesquería palangrera japonesa comenzando en 2002, con una moda en aproximadamente 176 cm, y podría estar acompañada por otra cohorte en 2003, reclutada en aproximadamente el mismo tamaño de 176 cm. Estas cohortes parecen seguir creciendo por la pesquería hasta el último año de datos en 2012, con una moda en aproximadamente 235 cm. Se puede observar una cohorte fuerte pasar por la pesquería de Taipei Chino, comenzando en 2006 con un tamaño ligeramente mayor (217 cm) que aquel observado en la pesquería japonesa (207 cm) el mismo año. Sin embargo, la moda en 2012 es aproximadamente la misma para ambas pesquerías. Se pueden observar otras cohortes entrar en la pesquería japonesa en los últimos años, incluyendo 2007 y 2010. Se puede observar una cohorte fuerte en la pesquería de Taipei Chino en 2014, pero no queda claro si es la misma cohorte que se observan entrando a la pesquería japonesa en 2010.

Las cohortes grandes entran a la pesquería palangrera japonesa alrededor de los 176 cm, o unos seis años de edad, por lo que las cohortes fuertes de 2000, 2002, y 2003 originaron en 1994, 1996, y 1997, respectivamente. El índice del reclutamiento señala reclutamientos fuertes en 1994 y 1996, pero no en 1997 (Figura 5). Interesantemente, se estima que la cohorte de 1996 observada con mayor fuerza en los datos de composición de palangre no era tan fuerte como indica el índice.

El modelo de evaluación de poblaciones no se ajusta a una serie consecutiva de años con CPUE japonesa creciente (Figura 1). Este aumento comienza en 2002, más o menos al mismo tiempo que la segunda cohorte fuerte entra a la pesquería japonesa, y la moda de la primera cohorte fuerte no parece aumentar. La CPUE japonesa disminuyó bruscamente en 2006, y la CPUE disminuye generalmente a partir de entonces. La disminución ocurre cuando la cohorte grande alcanza el tamaño de 206 cm, el rango superior de los tamaños observados en los datos desde 1993² hasta 2006. Esto podría indicar un cambio completo en la forma en que opera la pesquería. Parece que la flota japonesa dirige su esfuerzo a cohortes fuertes, y cambia de una cohorte fuerte a otra, presuntamente debido a consideraciones económicas (por ejemplo, tasas de captura y distancia a puerto). La composición por talla sugiere que la flota japonesa inicialmente apuntó a la cohorte fuerte que entró a la pesquería en 2000, pero luego cambió a la próxima cohorte fuerte (o las dos) que entró/entraron a la pesquería en 2002 (y 2003), pero ya que no hubo cohortes fuertes subsiguientes, siguió apuntando a esa cohorte hasta 2011. Apuntar a cohortes implica que la selectividad del modelo de evaluación (una combinación de selectividad de arte y disponibilidad) cambia a lo largo del tiempo, y por lo tanto estas observaciones sugieren que el modelo debería incluir variación temporal en la selectividad de la pesquería palangrera japonesa. Esto es problemático,

² Los datos de composición por talla de 1969-1992 de la flota palangrera japonesa no fueron usados en el modelo

porque la selectividad está asociada al índice principal de abundancia, y añadir variación temporal en la selectividad reduce el contenido informativo del índice. El grupo de trabajo del ISC realizó una evaluación con selectividad temporalmente variable para la pesquería japonesa palangrera, pero no la eligió como su modelo de evaluación de caso base, sino que eligió presentarla como análisis de sensibilidad. Este análisis resultó en mejores ajustes al índice de abundancia basado en la CPUE palangrera japonesa.

Hay varios otros problemas en la evaluación de caso base. En primer lugar, ocurrieron varios cambios alrededor de 1980: la proporción de la captura de aleta azul que fue tomada en el OPO disminuyó, comenzó el índice del reclutamiento basado en la CPUE de la pesquería curricanera, el índice de abundancia basado en la CPUE palangrera japonesa usada en la evaluación fue dividido en 1975, y hay pocos datos fiables de composición de talla disponibles de los años 1970 y 1980. Por lo tanto, un modelo que comenzase en 1980 podría ser más fiable. En segundo lugar, el modelo todavía tiene dificultades para ajustar los datos de composición de talla de palangre japoneses, aún con selectividad temporalmente variable, y esto podría ser debido a un crecimiento mal especificado en el modelo. Por lo tanto, estimar los parámetros de crecimiento y la variación de los parámetros de talla por edad podría mejorar el ajuste del modelo. Ejecutamos un modelo (el modelo « alternativo ») que incluye estos cambios y también modela la variación temporal en la selectividad de la pesquería palangrera japonesa y la compara con los resultados del modelo de caso base para evaluar la robustez del asesoramiento de ordenación. El modelo alternativo puede ajustar el incremento de la CPUE palangrera japonesa que comienza en 2002 (Figura 6) y generalmente se ajusta mejor a los datos de composición por talla palangreros japoneses (Figura 7). La tendencia general de la biomasa reproductora es aproximadamente igual que en el caso base, excepto una mayor disminución inicial que comienza en 1980, pero el nivel de disminución es menor, aunque se estima que la población está todavía altamente reducida (Figura 8). Las estimaciones del reclutamiento son muy similares, con la evaluación alternativa estimando un reclutamiento ligeramente mayor en algunos años (Figura 5). La estructura por edad en 2014 es algo diferente del caso base, con una mayor abundancia de todos de peces de seis años o más de edad (Figura 9). La estructura por edad final es importante, porque esas edades contribuirán a biomasa reproductoras futuras.

4. ORDENACIÓN

La CIAT no cuenta con puntos de referencia para la ordenación del atún aleta azul del Pacífico, pero el Comité del Norte de la Comisión de Pesca del Pacífico Central y Occidental (WCPFC) sí tiene un objetivo de restablecimiento (interpretado por el grupo de trabajo sobre el aleta azul del ISC como una probabilidad de 60% de alcanzar la biomasa reproductora mediana durante el período abarcado por el modelo de evaluación (SSB_{MED}), estimada por la evaluación actual, antes de 2024). La nueva evaluación de caso base proyecta que la población se restablecerá al nivel objetivo del Comité del Norte dentro del nivel de probabilidad establecido, aún con reclutamientos bajos. Sin embargo, las estimaciones de la biomasa en los años tempranos usadas para calcular el objetivo de restablecimiento son inciertas y podrían estar sesgadas. La evaluación alternativa tiene mayor abundancia para 2014 y mayor reclutamiento y, si se realizan proyecciones, se espera que sean más optimistas en términos de biomasa absoluta futura. La evaluación alternativa comienza en 1980, por lo que el punto de referencia de SSB_{MED} se refiere a una serie distinta de años, ya que la biomasa antes de 1980 fue mayor, se espera que la SSB_{MED} del modelo alternativo sea más baja que el caso base, resultando en una alta probabilidad de restablecimiento a SSB_{MED} .

El escenario de proyección de reclutamiento bajo es el más pesimista, más aún que hasta el escenario de población-reclutamiento. Sin embargo, existe poca información acerca de la relación población-reclutamiento; de hecho, existen pocas pruebas que exista tal relación para ningún desovador pelágico altamente fecundo. Aún si existe esa relación, es probablemente más compleja de lo que representan los modelos de Beverton-Holt y Ricker comúnmente usados. La distribución espacial y temporal de los desovadores es probablemente más importante que la abundancia absoluta de los desovadores, tal como argumentan Maunder y Deriso (2013). Por lo tanto, es incierto en cuál nivel de población reproductora podría comenzar a reducirse el reclutamiento del aleta azul del Pacífico norte, y podría variar de acuerdo a las condiciones ambientales.

El índice de reclutamiento basado en la CPUE curricanera usado en el modelo parece representar bien la fuerza del reclutamiento. Aun cuando no es incluido en el procedimiento de ajuste (o sea, no incluido en la

función de verosimilitud total usada para estimar los parámetros del modelo), las estimaciones del reclutamiento lo siguen generalmente (Figura 10). Esto indica que el índice es consistente con la información en los datos usados en el modelo de evaluación. Dos de los tres valores más recientes del índice de reclutamiento representan los niveles más bajos observados desde el comienzo del índice en 1980. Existen algunas diferencias en los años más recientes para los cuales el modelo de evaluación podría ser menos exacto porque se basa en menos años (edades) de datos. El modelo estima que los reclutamientos en 2014 y 2012 fueron el más bajo y el quinto más bajo, respectivamente, desde 1980. Estos reclutamientos bajos son motivo de preocupación, y sugieren que la biomasa reproductora y la distribución espacial y temporal de desove deberían ser objeto de protección adicional.

La ordenación se ha enfocado en reducir las capturas por las pesquerías de juveniles porque se estima que ejercen el mayor impacto sobre la población. Sin embargo, incluir una relación población-reclutamiento en el modelo incrementa el impacto de las pesquerías sobre los reproductores (Maunder y Aires-da-Silva 2014). Esto es otra prueba de que es importante proteger la población reproductora. No obstante, las proyecciones que usan una relación población-reclutamiento con una inclinación de 0.9 no fueron necesariamente más pesimistas que el escenario de reclutamiento bajo.

5. CONCLUSIÓN

El resultado que la población del aleta azul del Pacífico norte se encuentra en niveles muy bajos, y que la mortalidad por pesca es mayor que cualquier punto de referencia razonable, es robusto a los supuestos del modelo, y apoya resultados previos (ISC 2012, 2014; Maunder *et al.* 2014). Se proyecta que la población se restablecerá bajo las acciones actuales de ordenación (ISC 2016, Resumen ejecutivo). Sin embargo, debido a incertidumbre acerca de la relación entre el reclutamiento y el tamaño de la población reproductora, y de cuándo el reclutamiento podría ser afectado por el nivel bajo de abundancia de reproductores, existe preocupación acerca de la abundancia de los reproductores.

La interpretación de los datos de composición por talla de la pesquería palangrera japonesa aquí presentada es algo diferente de aquella descrita en Maunder *et al.* (2014), que identificaron una sola cohorte que ingresó a la pesquería en 2000 y pasó por la pesquería. Aquí, identificamos no sólo esa cohorte sino también una (o dos) cohorte(s) que ingresó a la pesquería en 2002 (y 2003) y que formó la mayor parte de la captura palangrera japonesa en años subsiguientes. Sin embargo, sigue en pie la interpretación que la biomasa reproductora es apoyada por una o unas pocas cohortes, y proteger los reproductores debería ser prioritario.

Será necesario trabajo adicional para mejorar la evaluación de la población. Una prioridad es evaluar la selección de cohortes específicas como blanco del esfuerzo palangrero. Esto podría implicar analizar los datos en escala espacial más fina; por ejemplo, una separación espacial de los datos de palangre de Taipei Chino los hizo compatibles con los otros datos. La variación temporal del crecimiento podría ser otra área importante para investigaciones futuras, particularmente en vista de que cohortes observadas en los datos de composición por talla de las pesquerías palangreras de Taipei Chino parecen alcanzar tallas máximas diferentes, aunque esto podría ser causado por la selección de cohortes específicas como blanco de la pesca.

6. RECONOCIMIENTOS

Agradecemos al grupo de trabajo sobre el aleta azul del ISC, que reunió todos los datos para el modelo de evaluación de la población y comentó sobre los análisis contenidos en el presente informe. Shuya Nakatsuka hizo comentarios que mejoraron el informe.

REFERENCIAS

- ISC (International Scientific Committee for Tuna and Tuna-Like Species in the North Pacific Ocean) 2012. Stock assessment of Pacific bluefin tuna in 2012. Pacific Bluefin Tuna Working Group. http://isc.fra.go.jp/pdf/Stock_assessment/PBF_stock_assessment_report_2012.pdf
- ISC (International Scientific Committee for Tuna and Tuna-Like Species in the North Pacific Ocean) 2014. Stock assessment of bluefin tuna in the Pacific Ocean in 2014. Report of the Pacific Bluefin Tuna

Working Group

http://isc.fra.go.jp/pdf/2014_Intercessional/Annex4_Pacific%20Bluefin%20Assmt%20Report%202014-%20June1-Final-Posting.pdf

- Maunder, M.N. and Aires-da-Silva, A. 2014. Developing conservation measures for bluefin tuna in the eastern and western regions of the Pacific Ocean: factors to consider and fishery impact analysis. IATTC Stock Assessment Report 15: 74-99.
- Maunder, M.N. and Deriso, R.B (2013) A stock–recruitment model for highly fecund species based on temporal and spatial extent of spawning. Fisheries Research, 146: 96–101.
- Maunder, M.N. Piner, K.R., and Aires-da-Silva, A. 2014. Stock status of Pacific bluefin tuna and the urgent need for management action. IATTC Stock Assessment Report 15: 47-73.
- Maunder, M.N. and Punt A.E. (2013) A review of integrated analysis in fisheries stock assessment. Fisheries Research 142: 61– 74.
- Methot, R. D., and Wetzel, C. 2013. Stock Synthesis: a biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. Fisheries Research, 142: 86–99.

EXPLORATORY STOCK ASSESSMENT OF DORADO (*CORYPHAENA HIPPURUS*) IN THE SOUTHEASTERN PACIFIC OCEAN

Alexandre Aires-da-Silva, Juan L. Valero, Mark. N. Maunder, Carolina V. Minte-Vera, Cleridy Lennert-Cody, Marlon H. Román, Jimmy Martínez-Ortiz, Edgar J. Torrejón-Magallanes, and Miguel N. Carranza

CONTENTS

Summary	188
1. Introduction	189
2. Data	192
3. Assumptions and parameters.....	196
4. Model structure configurations	196
5. Results.....	198
6. Management quantities	201
7. Yield-per-recruit analysis.....	202
8. Future directions.....	203
References.....	205
FIGURE	209

SUMMARY

Dorado (*Coryphaena hippurus*) has a wide distribution throughout the tropical and subtropical waters of the world's oceans. It is one of the most important species caught in the artisanal fisheries of the coastal nations of the eastern Pacific Ocean (EPO), ranging from Chile in the south to Mexico in the north. Available fisheries statistics indicate that the EPO is the dominant region in global production of dorado. The species has been thought of as highly resilient to overfishing due to its high productivity in all the oceans of the world. However, stock assessments are needed to obtain a better picture of the stock status of the species and develop reference points for management. Coastal IATTC Member States have requested collaborative research and guidance from IATTC staff on regional research of dorado, in particular on stock assessments. Three IATTC Technical Meetings on Dorado have been conducted, in Ecuador, Peru, and Panama, in 2014, 2015, and 2016, respectively. A large and diverse amount of fishery and biological data for dorado available from IATTC Member States was identified and stock structure assumptions were discussed, as were the methodologies and stock status indicators to use. Available data were considered sufficient to attempt a conventional stock assessment of dorado in the southeastern Pacific Ocean (south of the equator; South EPO), where most of the recorded catches are taken. For dorado fisheries north of the equator (Colombia, Central America, or Mexico), the current data-limited situation handicaps conventional stock assessments. Improved data collection programs for dorado are needed for these fisheries.

This study presents an exploratory stock assessment for dorado in the southeastern Pacific Ocean. The geographical extent of the assessment is the “core” region of the dorado stock in the EPO, which is located off Peru and Ecuador. In this region, dorado are mainly subject to targeted artisanal longline fisheries from both States, but the species is also caught incidentally (as bycatch) by the tuna purse-seine fisheries. The assessment is implemented in the Stock Synthesis modelling platform, with a monthly time step, and covers the July 2007-June 2015 period. The catch data used were from Peru, Ecuador, and purse-seine bycatches. The model is fitted to (i) dorado catch per unit of effort (CPUE) data from Ecuadorian artisanal fisheries, (ii) length-composition data from Peruvian artisanal fisheries as well as purse-seine bycatches (sexes combined), and (iii) length-composition data from Ecuadorian artisanal fisheries (sexes separated). The monthly time step allows depletion caused by catch and measured by the CPUE to inform estimates of absolute abundance.

The assessment produces a good fit to Ecuadorian CPUE and length-composition data. Although the fit to the length-composition data is good, residual patterns for some months in the Ecuadorian fishery suggest

that more work is needed to better capture processes (e.g. growth and/or selectivity) that could explain the lack of fit. Although the assessment results contribute to knowledge about the population dynamics of dorado and its history of exploitation in the EPO, the IATTC staff is unable to draw conclusions about stock status, because no reference points, target or limit, have been defined for dorado in the EPO. Nonetheless, some management quantities are presented and discussed for consideration. Recent catches are near the estimates of maximum sustainable yield (MSY) from the stock assessment. However, yield-per-recruit (YPR) analyses show that the yield curve is very flat, and the fishing mortality required to achieve the MSY is poorly defined. A [complementary study](#) presents an exploratory management strategy evaluation (MSE) for dorado in the southern EPO. Overall, this study shows that Stock Synthesis is a promising tool for conducting stock assessments of this species in the EPO. More research is needed to refine the model and the data used, and to prioritize collection of new data for assessing dorado. Analyses expanding the spatial extent of the assessment and including data from more fisheries (e.g. Central America, Mexico, and Chile) could be considered in the future.

This report includes a series of recommendations for future research to improve stock assessment analyses of dorado in the EPO. A conventional stock assessment for dorado in the northern EPO (north of the equator) remains to be developed. Unfortunately, the dorado fishery data available from the northern coastal States are still very limited, total catch and potential indices of relative abundance (e.g. catch rates) are poorly known. A [monthly depletion estimator approach](#) could be applied in these data-limited situations if some minimum CPUE data are available.

1. INTRODUCTION

1.1. Background

Dorado (*Coryphaena hippurus*) Linnaeus, 1758, is an epipelagic and primarily oceanic species with a wide distribution throughout the tropical and subtropical waters of the world's oceans world (Palko *et al.*, 1982). Also known as *mahi mahi*, *dolphinfish*, *doradilla*, *lampuga*, *palometa*, and *perico*, it is one of the most important species caught in the artisanal fisheries of the coastal nations of the eastern Pacific Ocean (EPO). The species is thought to be highly resilient to overfishing due to its high productivity in all the oceans of the world (Palko *et al.*, 1982). In the EPO in particular, dorado show high rates of growth during a very short lifespan (about three years), early maturity (50% maturity at 0.5-1 years of age), high fecundity, and the capacity to spawn throughout the year in some areas (Martínez-Ortiz and Zúñiga-Flores, 2012).

In the EPO, dorado is exploited by the fleets of nearly all coastal nations, from Chile in the south to Mexico in the north, and even occasionally in the southwestern waters of the United States, at the northernmost distribution of the resource (Dapp *et al.*, 2013; Lasso and Zapata, 1999; Martínez-Ortiz and Zúñiga-Flores, 2012; Norton, 1999; Solano-Sare *et al.*, 2008). The available fisheries statistics indicate that the EPO is the dominant region in global production of dorado, with between 47 and 70% of the total world catches during 2001-2012 (Aires-da-Silva *et al.*, 2014). It is estimated that the average total annual catch of dorado in the EPO was about 71,000 metric tons (t) during 2008-2012 (Figure 1).

1.2. The IATTC and dorado

Despite the importance of the fishery for dorado in the EPO, there is great uncertainty about the status of the stock (SFP, 2013). A stock assessment was attempted in 1991, applying a length-based virtual population analysis to Ecuadorian data (Patterson and Martínez, 1991), but the results of that work are outdated. The exploitation of dorado has evolved greatly since the 1990s, with new fisheries emerging and becoming dominant in terms of catch volume (e.g. artisanal fisheries in Peru, which took between 57 and 81% of the total estimated removals of dorado in the EPO during 2001-2012; [Aires-da-Silva *et al.* 2014](#)).

The high value of dorado exports has also resulted in a growing interest in product certification and ecolabeling for some fisheries. This added to the existing demand for a stock assessment of dorado, since most fishery certifications require comprehensive stock assessments and a functioning management system, including reference points (target and limit) and harvest control rules. These are difficult to determine

without conventional stock assessments, or at least an understanding of the stock and fishery dynamics at the level needed to conduct a stock assessment.

The Antigua Convention establishes that one of the functions of the Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC) is to “adopt appropriate measures to avoid, reduce and minimize ... impacts on associated or dependent species.” Dorado is caught incidentally in the purse-seine fishery for tunas in the EPO (Martínez-Rincon *et al.*, 2009)), although in very small quantities (<5%) compared to the total volume of commercial catches in the EPO (Aires-da-Silva *et al.*, 2014). In this context, some coastal Member States of the IATTC have requested collaborative research and guidance from IATTC staff on regional dorado research, in particular on stock assessments (Aires-da-Silva *et al.*, 2014). Following this request, three IATTC technical meetings on dorado were held. The first meeting, held in Manta, Ecuador, in 2014, helped to establish the collaborative research forum that is necessary to work on dorado at the large regional scale of the EPO (Anonymous, 2015). Also, a large and diverse amount of fishery and biological data for dorado available from IATTC member countries was identified. The second meeting, held in Lima, Peru, in 2015, led to significant progress on two important questions that need to be addressed for regional management of dorado in the EPO (Anonymous, 2016): 1) stock structure assumptions, and 2) which methodologies and indicators of stock status to use. A third meeting was held in Panama City, Panama, in 2016. This meeting focused on evaluating data needs and assessment methods for data-limited dorado fisheries in the EPO.

1.3. Conceptual life-history model for dorado in the EPO

One important outcome of the second meeting on dorado was the elaboration by regional experts of a hypothesized conceptual model (Figure 2a) of the population structure and dynamics of dorado in the EPO, based on analyses of complementary data sets such as observer data from large (IATTC Class 6; carrying capacity greater than 363 t) purse-seine vessels, artisanal longline CPUE data, and compilations of monthly catches from Central American countries. The genetic studies available are preliminary, but they indicate high genetic variability within the EPO, and most indicate the need for increased sample sizes and improved spatio-temporal sampling. At this point, there is no clear evidence that there is more than one population of dorado in the EPO, but some information suggests that there may be coastal and oceanic sub-stocks (Téllez and Caballero, 2017). If that is the case, the coastal (or “more resident”) sub-stock would be more available during the whole year towards the coast slightly north of the equator, while the oceanic sub-stock would move seasonally towards the coastal areas of the EPO around October-November.

The dorado fishing season for the longline artisanal fleet starts around October-November, peaks around December, and ends around February-March (Martínez-Ortiz *et al.* 2015). This coincides with oceanographic changes in the oceanic waters off Peru and Ecuador, between 2°S and 10°S from 90°W to 105°W (Figure 2b), and particularly with the 23°C isotherm, with which dorado are mostly associated. When the dorado season begins, subtropical waters with moderate (20-25°C) sea-surface temperatures (SSTs) are located south of the Equatorial Front and west of the cold (16-20°C) water mass associated with upwelling and the Humboldt Current system off Peru. As these warmer waters approach the coast, the cool water mass shrinks, and dorado become vulnerable to artisanal longline gear. By February-March, when the dorado fishing season ends, the cooler water is confined to the area along the Peruvian coast, and there is little habitat below 25°C available in the equatorial and tropical Pacific.

The catches of dorado by purse-seine vessels, although they account for less than 5% of the total known catches of the species in the EPO, can be used to expand the approximate spatial distribution of dorado indicated by the artisanal fishery data. Purse-seine effort is widely distributed in the EPO, and dorado is present in almost all the areas of operation of the purse-seine fleet (Figure 2c); also, all trips by large vessels are covered by observers, who have been recording bycatches by species and length category (0-30 cm, 30-60 cm, and >60 cm) since 2005. The size at maturity for dorado is around 60 cm, so the first two size categories are indicative of juvenile fish, and the third of adults.

Purse-seine bycatches of dorado are most frequent in the floating-object (OBJ) fishery. The catch per set (in numbers of large fish) in that fishery is greatest closer to the coast in the first and fourth quarters of the

year, i.e. from October to March ([Figure 2d](#)). In the fourth quarter, there is almost no purse-seine effort on floating objects, and thus almost no catch, in the coastal areas south of the equator, but this is offset by the large catches of the artisanal longline fishery (Figures [2bb](#), [2cd](#)). The dolphin (DEL) and unassociated (NOA) fisheries, which have a more coastal and northern distribution, expand the view towards the north, and confirm those spatial patterns ([Figure 2ee](#)). In those two fisheries, the catch per set in numbers is greater in the first and fourth quarters in the coastal areas, with large concentrations towards the extreme north, around Baja California, and in the south, off Ecuador and Peru, where the California and Humboldt currents have their greatest influence. In Central American waters, there is an apparent gap in distribution off southern Mexico and Guatemala, which maybe due to selectivity.

The proportion of floating-object sets with catches of small (≤ 60 cm) and large (> 60 cm) dorado in different areas of the EPO indicates an almost synchronous and markedly seasonal pattern ([Figure 2f](#)), except in coastal areas. From January to May, the proportion of sets with small fish (juveniles hatched during October-January) increases steadily. Around June, when the fish are about 6 months old, the proportion of sets with large fish increases markedly; then, from October to December, it decreases south of the equator (areas 6-9) and in area 2 (0° - 10° N, 130° - 150° W), while off Central America and Colombia (areas 4 and 5) it remains about the same, due most likely to movement towards coastal areas. From January to March there is a marked decrease in adults in all areas, as the cohort hatched one year previously is depleted.

Compiling the monthly catches from the EPO coastal countries helps elucidate the dynamics of dorado in the coastal areas in the northern hemisphere ([DOR-02-Report](#): Table 1). In Panama and Costa Rica, the greatest catches of dorado are taken during October-January, peaking in December, but with a secondary peak around May. In Colombia, the largest catches of dorado are from December through March, with the peak in February. Further north, in Guatemala, dorado is caught throughout the year, with the peak in November, while in Baja California Sur, Mexico, where dorado is also caught throughout the year, catches are highest during September-November, with the peak in October.

In conclusion, the available information does not provide strong evidence that there is more than one stock of dorado in the EPO, although there are indications of some spatial structure ([Figure 2aa](#)). Current information indicates that the “core” area of the dorado stock lies south of the equator, off Ecuador and Peru, where the adult fish move to spawn and feed. The fishery that operates in that area mainly exploits one annual cohort, aged between about 10 and 16 months. The distribution of catches throughout the year in different areas suggests that there may be two sub-stocks in the EPO, an oceanic sub-stock that migrates seasonally towards the coast, and a more resident sub-stock in the coastal region. Most of the catches and the available data are from the southern hemisphere, where a marked seasonality is evident, resulting from periodic encounters of tropical waters with the cold Humboldt Current. There are some indications of a similar seasonality in the northern hemisphere, under the influence of the California Current, but there are no data available for the areas off Mexico, north of 10° N, that could be used to investigate this hypothesis. From about 5° N to 10° N, the dynamics of dorado seem to be different, with the coastal (or “more resident”) sub-stock more available throughout the year.

1.4. Objectives of the assessment

This report presents an exploratory stock assessment of dorado in the EPO south of the Equator (South EPO), which builds on the discussions at the first two IATTC technical meetings and the resulting datasets and knowledge. During the [second meeting](#), it was discussed that an exploratory stock assessment could start by focusing on the “core” region of the dorado stock in the EPO, for which the best fishery data are available, and where most of the recorded catches are taken. In this region, off Peru and Ecuador, dorado is exploited mainly by targeted artisanal longline fisheries from those two nations, but is also caught incidentally (as bycatch) in the tuna purse-seine fisheries ([Figure 2b](#)). Together, these three fisheries account for about 90% of the recorded total catch of dorado in the EPO (Aires-da-Silva *et al.*, 2014). Furthermore, they are the only fisheries for which moderately long time series of fishery data (e.g. catch

and effort, standardized CPUE, and catch composition) are available for stock assessment analysis. Fisheries of other EPO coastal nations also catch dorado, but as far as is known, in much lesser amounts. Some of these nations (Chile and Costa Rica, for instance) have recently begun data-collection programs for dorado; including these data and expanding the spatial extent of this assessment could be considered in the future (see Section [8.2](#)).

The main objective of this assessment work is to explore the potential usefulness of the Stock Synthesis modelling platform (Methot and Wetzel 2013) for assessing dorado in the EPO. Although the assessment results contribute to the understanding of the population dynamics of dorado and its history of exploitation in the EPO, the IATTC staff is unable to draw conclusions about stock status, because no reference points, target or limit, have been defined for dorado in the EPO. Nonetheless, some management quantities are presented and discussed for consideration. Also, a complementary study presents an exploratory management strategy evaluation (MSE) for dorado in the EPO ([Valero *et al.* 2016](#)).

2. DATA

The fisheries exploiting dorado in the EPO, and the data from those fisheries used in the assessment, are described below. After considering the quality of the different data sources available, it was decided that the stock assessment should cover 2007-2015, since the data sources available for this period are considered quite reliable. To better define the population dynamics of dorado over time in the seasonal stock assessment model (see [Section 4](#)), it is advantageous to use a fishing year (FY), which in this case starts on 1 July and finishes on 30 June, rather than the calendar year (CY). Accordingly, the historic period of the assessment extends from month 1 of FY 2007 (July 2007) to month 12 of FY 2014 (June 2015).

The data used in the stock assessment model are shown in [Figure 3](#) by type, fishery, and fishing years included in the model. Also presented below are data sources collected for the period prior to 2007. Although these early data were not used in the assessment, they are presented to illustrate the construction of available time series of data for dorado.

2.1. Definitions of the fisheries

In the South EPO, dorado are mainly subject to targeted artisanal longline fisheries by Peru and Ecuador, but the species is also caught incidentally (as bycatch) by the tuna purse-seine fisheries. The stock assessment model is not spatially-structured, in the sense that no fisheries based on spatial considerations are defined, except as implicit in the spatial distribution of the Ecuadorian and Peruvian fisheries. However, these three fisheries are defined separately in this assessment ([Table 1](#)), so that their catches are associated with separate size selectivity curves. The different data sets that describe the dorado catches taken by these fisheries are described below.

2.2. Catch

The time series of historic catches of dorado obtained for the stock assessment from Peruvian, Ecuadorian, and IATTC sources are described below. No information on dorado discards is available; therefore, in this report the term ‘catch’ refers to retained catch, and thus observed landings and unloadings.

2.2.1. Peru (Fishery F1)

Dorado is exploited by artisanal fisheries in coastal and oceanic waters off Peru (Fishery F1 in the assessment). Availability of the resource is highly seasonal, usually occurring from September to March, and is associated with warm SSTs (21-30°C). During these months, dorado accounts for about 90% of the total volume of landings by the Peruvian artisanal fishery (Solano-Sare *et al.*, 2008). The Instituto del Mar de Perú (IMARPE) has some landing records going back to the late 1980s, but the major expansion of the Peruvian fishery occurred in the early 2000s, following the increased availability of dorado in 1998 that coincided with the strong El Niño event of that year. Although Peru has the greatest catches of dorado in the EPO, it is second to Ecuador in terms of exports (filleted and fresh) to the United States (Aires-da-Silva *et al.*, 2014). Information from various sources indicates

that most of the Peruvian catch is consumed domestically.

For this assessment, IMARPE made available official catch landings data, collected by the Statistics Office of the Ministry of Production (PRODUCE), for dorado taken by the Peruvian artisanal fisheries during 2000-2015. Only annual statistics are available for the 2000-2005 period, but after that they are available by month. Using this combination of annual and monthly data, an attempt was made to construct a historical monthly time series of Peruvian dorado catches for the January 2000-December 2015 period ([Figure 4a](#)). Monthly estimates for 2000-2005 were obtained by applying to the annual data the average monthly proportions of the catches available for 2006-2015 ([Figure 4f](#)).

2.2.2. Ecuador (Fishery F2)

Dorado is exploited by Ecuadorian artisanal fisheries, mainly the multi-species longline fishery which shifts target among large pelagic fish species, including dorado, tuna, billfishes, and sharks. This fishery (Fishery F2 in the assessment) began gradually in the mid-1970s, but underwent a great expansion during the 1990s and 2000s. The traditional fishing areas, which were initially within 40 nautical miles (nm) of the coast, have expanded gradually over the years to as far as 1,400 nm from the mainland coast west of the Galapagos Islands, establishing what is now known as the “oceanic-artisanal fishery” in Ecuador. As in Peru, there is a great seasonality in these fisheries: the longline fishery targeting dorado operates mainly during October-February, with peak catches in December and January. Dorado accounts for more than 65% of the estimated landings of large pelagic fish species by artisanal fisheries in Ecuador, and 35 to 40% of the exports of pelagic fish to the United States (Martínez-Ortiz and Zúñiga-Flores, 2012). The longline fishery for tuna-billfish-shark (TBS) species takes place all year round. However, catches of TBS species decline greatly during the dorado season because longline vessels change their gear in order to target dorado, using the smaller *doradero* hooks. Martínez-Ortiz *et al.* (2015) provide an extensive description of the Ecuadorian artisanal fishery for large pelagics, including species composition and spatio-temporal dynamics.

An attempt was made to construct a historical monthly time series of dorado catches taken by Ecuadorian fisheries during the January 1987-June 2015 period ([Figure 4b](#)). For the most recent years (2008-2015), catch statistics were extracted from the databases of Ecuador’s landings monitoring system for artisanal fisheries (*Sistema de Control y Monitoreo*; SCM), operated by the Undersecretariat of Fisheries Resources (SRP) (Martínez-Ortiz *et al.*, 2015). Catch estimates for the early period were obtained from fishery statistics published by the National Fisheries Institute (INP)¹.

2.2.3. Bycatch from tuna purse-seine fisheries (Fishery F3)

Dorado are caught as bycatch in the tuna purse-seine fisheries in the EPO (Fishery F3 in the assessment). There are three types of purse-seine sets for tuna (on tunas associated with dolphins, associated with floating objects, and unassociated tunas); dorado are caught predominantly in floating-object sets (97% of total catch in weight). IATTC observers on large purse-seine tuna vessels have collected data on bycatches of dorado ([Figure 4c](#)) since 1993, and the records available for the assessment cover the 1993-2015 period. Data on bycatches by smaller vessels (classes 1-5; carrying capacity less than 363 t) are not available, so they were estimated by applying the catch-per-set rates of large (Class-6) vessels to sets by the smaller vessels (23% of the total number of purse-seine sets).

2.2.4. Other fisheries

There are other sources of fishing mortality of dorado in the EPO that were discussed at the IATTC Technical Meetings on Dorado. In the South EPO, the Peruvian and Ecuadorian fisheries are clearly the predominant sources of the dorado removals, and these data are included in this assessment. However, there are some additional reliable dorado data from Chilean fisheries which could be added to the South EPO

¹ Instituto Nacional de Pesca Ecuador (1999) Estadísticas de los Desembarques Pesqueros en el Ecuador 1985-1997. Departamento Procesamiento de Datos división de Biología y Evaluación de Recursos Pesqueros. Marín de López C, Ormaza-Gonzalez F y Arriaga-Ochoa L (eds). INP. 152 pp.

model in future improvements of this assessment (Anonymous, 2016). The distant-water longline fleets targeting tuna and billfishes also have bycatches of dorado. IATTC [Resolution C-11-08](#) established a scientific observer program for longline vessels over 20 meters length overall, which would cover at least 5% of the fishing effort (defined as effective days fishing, excluding transit days) by such vessels, starting in 2013. Therefore, additional reliable data on dorado bycatches by these fleets may become available in the future.

2.2.5. Catches during the assessment period (FYs 2007-2014)

Total annual catches of dorado during the assessment period are shown in Figure 4d. Annual catches averaged about 61,000 t during the assessment period, with 82%, 16%, and 2% of the catches taken by Peru, Ecuador, and as bycatch in the tuna purse-seine fisheries, respectively. While total annual catches peaked in FY 2009 at about 76,000 t, the lowest catch was about 39,000 t during FY 2010. Monthly catches of dorado in the South EPO show a pronounced seasonal pattern, usually peaking in December (Figure 4e).

2.3. Indices of abundance

CPUE data from the Peruvian and Ecuadorian artisanal longline fisheries were used to produce a set of candidate indices of relative abundance. The real changes in dorado abundance assumed to be represented in CPUE data may be confounded with changes over time in fishing practices and/or spatio-temporal effects. “Catch-effort (or catch) standardization” is the procedure which accounts for (*i.e.* removes) the impact on catch rates of changes over time of factors other than abundance (Maunder and Punt, 2004). Generalized additive models (GAMs) were used for catch-effort standardization of the CPUE data for dorado; the results are summarized below, and presented in detail in Appendix A.

2.3.1. Peru

A GAM for the dorado CPUE in weight that assumes a gamma error distribution was used to standardize the Peruvian CPUE data. The explanatory variables included in the GAM were year, month, and fish-carrying capacity of the vessel. Information on geographical location (latitude and longitude) is not available in the Peruvian trip records at this stage. An attempt was made to account for spatial effects on the CPUE by producing separate indices of abundance for three main fishing regions, based on port of landing: North (Paíta); Central (Chimbote-Pucusana); and South (Ilo). Since the CPUE data after FY 2010 may be of better quality than those for previous years, standardized CPUEs were computed separately for two time periods, FYs 2003-2010 and 2011-2014 ([Figure A.1](#)). Model diagnostics for the GAM produced for the different regions and time periods of the Peruvian fishery are shown in [Figures A.2-A.7](#).

2.3.2. Ecuador

GAMs were used to develop a standardized CPUE index for the Ecuadorian longline fishery targeting dorado during FYs 2007-2014. Several different GAMs were explored for the catch data: a negative binomial (NB) GAM for counts of fish (taking effort into consideration) ([Figure A.8](#)), and two different GAMs for the CPUE in weight, one based on a gamma distribution with log link and the other based on a lognormal distribution ([Figures A.9-A.10](#)). The NB GAM fitted to the count data had the following form for the right side of the model equation:

$$= \text{year-month effect} + 2\text{-D spatial smooth surface} + \text{linear term for } \log(\text{effort})$$

where effort is in number of hooks and the spatial smooth surface is a function of the latitude and longitude of the fishing location. The two GAMs for CPUE in weight had the same form for the right side of the model equation:

$$= \text{year-month effect} + 2\text{D spatial smooth surface.}$$

For the CPUE models, a small constant (a value slightly lower than the lowest non-zero CPUE value) was added to the CPUE values before fitting the models, because only 1.6% of trips that used dorado hooks had no catch of dorado; delta-*F* or zero-inflated models were not considered at this point because the percentage

of zero-value observations is so small. After reviewing the model diagnostics ([Figures A.11-13](#)), and assuming that the weight data are more accurate than the count data, the gamma model was selected. Judging by the generalized cross-validation score, the gamma distribution was a better fit to the CPUE data than the lognormal distribution, but not by percent deviance explained or adjusted R^2 . However, diagnostic plots for the gamma model looked slightly better than for the lognormal model, and the gamma distribution has the advantage that it does not require a bias correction to obtain the back-transformed CPUE predictions. Nonetheless, all three models appeared to suffer from a similar problem: they overestimated at lower values and underestimated at the highest values. However, this is not surprising, given the variance formulations for all three distributions. In future research, other distributions could be explored, including a right-truncated distribution (which would de-emphasize the very largest catches) and mixture distributions to try to better capture the largest catches without affecting the fit to smaller catches. These data, both counts and CPUE (weight), are too overdispersed for the NB/gamma/lognormal distributions, given the available predictors. It is noted that the slope of the linear term for $\log(\text{effort})$ in the NB model was different from 1.0 (estimated slope = 0.455, SE = 0.0338; a slope estimate of ≈ 1.0 would correspond to $\log(\text{effort})$ as an offset). The standardized indices computed from these three models were a) data-weighted for the NB GAM; and b) area-weighted for the gamma and lognormal GAMs.

There are differences in the standardized indices obtained from different GAMs ([Appendix A](#)). As described above, the standardized CPUE derived from the gamma model was chosen as the best available index of relative abundance for calibrating the stock assessment model for dorado ([Figure 5a](#)). The CPUE mainly reflects the decay of a cohort of dorado over time (months) year after year.

2.4. Length-composition data

Length-composition data from the dorado catches were obtained from Peruvian, Ecuadorian, and IATTC sources. These data are typically considered to inform the stock assessment model about the selectivity of the different fisheries and cohort strength. The length-composition data from different fisheries are described below.

2.4.1. Peru

Dorado length-composition data, collected by IMARPE at the principal ports where Peruvian artisanal fisheries unload their catches, are available for FYs 2004-2014, but not separated by sex. Sampling was mainly opportunistic, since it depends on the availability of dorado and the logistics of access to the catches for sampling. Length frequencies of dorado were taken in fork length to the next-lowest centimeter. For this stock assessment, only the length-composition data for which monthly information is available are used (FY 2007-2014; [Figure 6a](#)). Although these data are very sparse over the years ([Figure 6a](#)), they can be informative about the size selectivity of dorado by the Peruvian fishery.

2.4.2. Ecuador

Dorado length-composition data from Ecuadorian artisanal fisheries were collected at the ports of Esmeraldas, San Pablo de Manta, and Anconcito, mainly by SRP samplers, who record fork length, total weight, and sex (Martínez-Ortiz and Zúñiga-Flores, 2012). Some size data collected by fishery observers are also available. For this assessment, only monthly length-composition data for FYs 2008-2014, by sex, from artisanal fisheries targeting dorado were used.

The Ecuadorian length-composition data show the clear dominance and progression of a single cohort of dorado over the months of each fishing year ([Figure 6b](#)). The smallest sizes of dorado (40-60 cm FL) are recruited to the fishery as early as June-July, and this new cohort is then targeted by the fishery until the end of the fishing season, around March-April. The mean length of the fish in the catches gradually increases as the fishing season progresses and the fishery targets an individual cohort growing in size ([Figure 6b](#)). There is a sharp drop in the mean size of the fish in the catches at the end of the fishing season, as the recruits of the following cohort enter the fishery.

2.4.3. Tuna purse-seine fishery

Since 1993, IATTC observers have estimated the size composition of the bycatches of dorado in the tuna purse-seine fishery by classifying the fish into three size categories (0-30 cm, 31-60 cm, >60 cm) ([Figure 6c](#)). Although there are concerns about the reliability of these estimates, they were included in the assessment model as an approximation of the selectivity of dorado by the tuna purse-seine fishery (FYs 2007-2014).

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological information

Defining the biological parameters is a first important step in the construction of any stock assessment model. The biological assumptions defined in the dorado stock assessment model are described below.

3.1.1. Growth

Goicochea *et al.* (2012) was adopted as the best available study for defining the age and growth parameters for dorado. According to this study, which used an age determination technique based on counts of microincrements in otoliths collected from dorado caught in northern Peruvian waters, growth of dorado is almost linear during the first year of life, reaching about 80 cm FL at 1 year of age. The asymptotic length parameter is estimated at 128 and 147 FL for females and males, respectively. The growth curves estimated in this study for females and males are assumed in the stock assessment model ([Figure 7a](#)).

Another important component of growth used in age-structured statistical catch-at-length models is the variation in length-at-age. Information on the variability of the length-at-age can be obtained from age-at-length data, which are available from Goicochea *et al.* (2012). Unfortunately, the dorado samples were not collected randomly, but rather to cover a range of sizes to provide information on mean length-at-age. Therefore, the otolith data are not the best basis for a reliable measurement of variation of length-at-age. The parameters that define the variation of the length-at-age were estimated from inspection of identifiable cohorts in the length-composition data. These estimates were fixed in the stock assessment model ([Figure 7b](#)).

The length-weight relationships determined by Zúñiga-Flores (2014) were used to convert lengths to weights in the current stock assessment ([Figure 8](#)). The study presents length-weight relationships obtained from fish of both sexes sampled at different ports in Ecuador. For this assessment, the relationships estimated for the ports of Santa Rosa and Anconcito were used. These ports are closer to the main southern fishing grounds exploited by the Ecuadorian fleet, but most importantly, closer to the areas exploited by Peruvian artisanal fisheries where the majority of the removals take place.

3.1.2. Natural mortality (M)

Estimates of M for dorado have been produced using indirect methods (Martínez-Ortiz and Zúñiga-Flores, 2012; Zúñiga-Flores, 2014). However, these estimates vary greatly ($0.43\text{--}2.5\text{ yr}^{-1}$) depending on the methodology used. An M value of 1 yr^{-1} is considered reasonable to use in the dorado stock assessment. For a virgin ($F=0$) or heavily exploited population ($F=2$), $M=1$ allows for some survivorship beyond 1 year of age ([Figure 9](#)).

3.1.3. Recruitment and reproduction

The dorado maturity ogive estimated by Zúñiga-Flores (2014) was used in the assessment. Recruitment is assumed to be independent of the spawning stock size because dorado is a highly fecund pelagic spawner. In the parameterization of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship used in the stock assessment model (see Section 4), this assumption is defined by fixing the steepness parameter (h) at 1.

4. MODEL STRUCTURE CONFIGURATIONS

The Stock Synthesis model (SS - Version 3.24f; Methot and Wetzel 2013) was used to assess the status of dorado in the South EPO. It consists of a catch-at-length, age-structured, integrated (fitted to many different

types of data) statistical stock assessment model. It is fitted to the observed data (indices of relative abundance and size compositions) by finding a set of population dynamics and fishing parameters that maximize a penalized likelihood, given the amount of catch taken by each fishery. The underlying concept of the model is that monthly declines in the CPUE are explained by the catch, and therefore provide information on absolute abundance, as assumed in standard depletion estimators ([Maunder et al. 2015](#)).

The principal assumptions and parameters for the current stock assessment of dorado in the South EPO are described in Section 3. The following parameters were assumed to be known:

1. Mean length-at-age, and variability of the length-at-age (Figure 7b);
2. Length-weight relationship (Figure 8);
3. Natural mortality rate ($M = 1 \text{ yr}^{-1}$ for both sexes);
4. Sex ratio of age-0 fish (post-larval) (0.5);
5. Length-specific maturity curve (Figure 10);
6. Steepness (h) of the stock-recruitment relationship ($h = 1$).
7. The CPUE time series of the Ecuadorian artisanal fishery was chosen as the most reliable index of abundance to calibrate the stock assessment model. For this reason, its coefficient of variation (CV) was fixed at 0.2.
8. Female selectivity curves for the Peruvian and Ecuadorian fisheries, which catch larger dorado, are assumed to be asymptotic. Males are allowed to have a lower selectivity than females and to have dome-shape selectivity. The selectivity of the purse-seine bycatch fishery was assumed to be asymptotic.

The following parameters were estimated:

1. **Recruitment** at age zero (post-larval) occurring during December-January of every year in the 2007-2014 period (includes estimation of virgin - or average - recruitment and monthly temporal recruitment anomalies).
2. **Catchability coefficients for the Ecuadorian CPUE time series** used as the main index of abundance. The availability of dorado may be strongly linked to environmental conditions, which are very dynamic off Ecuador and Peru, where most of the dorado catches are taken, and this may affect catchability of dorado by the fishing fleets on a yearly basis. Therefore, catchability (Q) is assumed to be time-varying, with one catchability parameter estimated for each fishing year (which mainly applies to a single cohort).
3. **Parameters defining the selectivity curves** for the three fisheries defined in the model. Since length-composition data for dorado caught by the Ecuadorian fisheries are available by sex, selectivity curves are estimated for both sexes separately. For Peru, sexes are pooled in the length-composition data, so there is no information on the sex composition of the catch; therefore, the selectivity of males is fixed at the offset between males and females as estimated for the Ecuadorian data from an exploratory run.
4. **Initial population size and age structure.** The starting conditions of the assessment cannot be considered as unfished because there is a history of catch prior to the period modelled in the assessment. Stock Synthesis allows an initial fishing mortality to be estimated, so that the model takes into account catches before the model starts. In this assessment, one initial fishing mortality parameter is estimated (for Peru, which dominates the catches). This is not intended to describe any particular process in the dynamics of the fishery, or mean that all the early catch is assigned to Peru, it just provides a way to start the model parsimoniously from a fished condition.

An important decision that needs to be made in integrated statistical stock assessment models is the relative weighting assigned to the different data components. Francis (2011) argues that abundance information should primarily come from the indices of abundance (CPUE) and not from composition data. Following this approach, the size compositions of the different fisheries were down-weighted so that the Ecuadorian CPUE is the main dataset driving the population dynamics and defining absolute scale (R_0) in the model. Multiplicative weighting factors (λ (lambda)) were applied to the likelihoods of the composition data, as follows: 0.05 for Peru, 0.5 for Ecuador, and 0.005 for the tuna purse-seine fishery. Thus, the highest weighting is given to the Ecuadorian sex-specific length-composition data, and the lowest to the IATTC length-composition data.

There is uncertainty in the results of the current stock assessment, because the observed data do not perfectly represent the population of dorado in the South EPO, and also in the model, which may not perfectly represent the dynamics of the dorado population or of the fisheries that operate in the EPO. Uncertainty is expressed as approximate confidence intervals and CVs, which were estimated under the assumption that the model does perfectly represent the dynamics of the system. Since it is unlikely that this assumption is satisfied, these values may underestimate the amount of uncertainty in the results of the current assessment. The model structure uncertainty is investigated in several sensitivity analyses.

The important aspects of the base case assessment (1) and the three sensitivity analyses (2-4) can be summarized as follows:

1. **Base case assessment:** steepness of the stock-recruitment relationship = 1 (no relationship between stock and recruitment); mean length-at-age, and the parameters that define the variability of the length-at-age, are fixed; fitted to CPUE time series for Ecuadorian artisanal fishery; asymptotic length-based selectivities for females caught by the Ecuadorian and Peruvian fisheries; down-weighted size composition data for all fisheries ($\lambda = 0.05$ for Peru, 0.5 for Ecuador, 0.005 for the tuna purse-seine fishery; see above).
2. **Sensitivity to alternative natural mortality (M) values**
 M values between 0.1 yr^{-1} and 1.6 yr^{-1} were used as alternatives to the M of 1 yr^{-1} assumed in the base case. This range of alternatives is partially based on the wide range of reported M values for dorado, from 0.43 yr^{-1} (Zúñiga, 2014) to 2.5 yr^{-1} (Hoening method applied to data from Zúñiga, 2009).
3. **Sensitivity to time-varying catchability**
The base case model estimates time varying catchability (Q) for Ecuadorian CPUE. An alternative analysis was conducted with catchability estimated as a single parameter with no time-varying deviates (Q_{notv}).
4. **Sensitivity to alternative selectivity curves**
The base case assumes that the selectivity functional form is asymptotic. We allowed selectivity to be dome-shaped in the Peruvian fishery, where selectivity is allowed to be lower for larger fish.

5. RESULTS

5.1. Base case model

5.1.1. Model fit

The model produces a reasonably good fit to the Ecuadorian CPUE, which was chosen as the main index of abundance for calibrating the model ([Figure 11a](#)). For all years, the model is able to capture the CPUE decline, which mainly measures the monthly decay of a single cohort due to natural mortality and fishery exploitation. In general, the model captures the high CPUE values at the start of the fishing season (around September), and follows its rapid decline as the season progresses before it tapers off around April. However, the quality of the model fit varies among years, particularly at the start and end of the fishing

season ([Figure 11b](#)). In some years (FYs 2011 and 2013, for instance), the model is unable to capture the high CPUE values at the start of the season. Likewise, it is unable to fit the lower CPUE values at the end of the season for most years. This may be caused by a model misspecification that needs to be resolved in the future. For example, rapid changes in availability as the dorado move in and out of the fishing grounds (Martínez-Ortiz *et al.*, 2015) or different timing of recruitment from year to year. Such processes could be better specified in the model. Improvements could be made in the future by using the time-varying selectivity/seasonal recruitment options in Stock Synthesis.

Although, as explained above, the CPUE data from Peruvian fisheries were not considered reliable enough for inclusion in the stock assessment model at this stage, they were included in the model so that comparisons could be made between trends in these data and the model predictions of relative abundance obtained from fitting to the Ecuadorian CPUE data alone. It is remarkable that the CPUE trends observed in the three fishing regions exploited by the Peruvian fisheries in the late period (2011-2014) are reasonably consistent with the model fit to the Ecuadorian CPUE ([Figure 11c](#)), but this is not surprising considering that both fisheries exploit the same dorado stock and overlap in space, at least at some point during the fishing season. It also supports the belief that the quality of the data collected from Peruvian artisanal fisheries has improved since 2010. This improvement should continue, in particular by obtaining georeferenced data (latitude and longitude) for the catch and effort records from fishing trips. This will allow space to be dealt with explicitly in the CPUE standardization, rather than separating by principal port of landing, a proxy for geographic area of operation.

The model fit to the length-composition data of the Peruvian fishery aggregated for all years is good ([Figure 12a](#)). The model fits to the monthly length-composition data from the Peruvian and Ecuadorian artisanal fisheries for dorado, as well as the length-class composition data from the dorado bycatches of tuna purse-seiners, are shown in Appendix B. It also fits very well to the monthly length-composition data from Peru ([Figure B.1](#)). In general, the modal peaks for each cohort predicted by the model correspond very well to those observed in the data. This indicates consistency with the mean length-at-age predicted by the growth curve assumed in the model, which was derived from dorado caught by the Peruvian fishery (Goicochea *et al.*, 2012). The variability of the length-at-age as predicted by the model is very consistent with that observed in the data, particularly for the larger fish that are caught later in the season. However, the variability of the length-at-age estimated by the model is not consistent with the proportions observed for smaller fish (*e.g.* July-October 2007; [Figure B.1](#)).

The model fit to the sex-specific length-composition data of the Ecuadorian fishery aggregated for all years is good for both sexes ([Figure 12b](#)). The fit to the monthly length-composition data for Ecuador is reasonably good for most months, particularly the months in which most of the catch is taken (September-February); however, in some years there are misfits to the main modes in the data. In addition, the model produces poor fits for other months, particularly between April and August ([Figure B.3](#)). This could be the result of several processes. First, the model does not estimate growth, which is fixed at the growth curves for dorado caught by the Peruvian fishery (Goicochea *et al.* 2012). Although there is information from Ecuador on length-at-age, it was not included in the assessment because the ages were estimated using a different method based on scale readings, and there was no rigorous cross-comparison study evaluating both age determination techniques (otoliths versus scales). Estimating growth inside the model could improve the model fits to the length-composition data for all fleets. Second, there could be intra-cohort differences in growth that are not accounted for in the model. Third, the poor fits at the beginning or end of the fishing season could be a result of changing availability or selectivity as the fish start to become available to the fishery or become dispersed at the end of the fishing season. There could be other processes, or a combination of processes, that are responsible for these misfits. However, the fact that fits are good when the data are aggregated for all years and both sexes ([Figure 12b](#)), and also good for the months in which most of the catch is taken indicates that the model is removing fish at sizes consistent with the data.

The estimated selectivity curves for dorado for different fisheries are shown in [Figure 13](#).

5.1.2. Recruitment and biomass

The base case estimates of the annual recruitment of dorado in the South EPO during FYs 2007-2014 are shown in [Figure 14](#). There is variability in the inter-annual recruitment. Although the parameter that defines recruitment variability (σ_R) is fixed in the assessment ($\sigma_R = 0.6$), the root mean square error (R_{mse}) of the estimated recruitment deviations is very similar (0.56). Recruitment deviates were unconstrained (*i.e.* no penalties on their deviation), suggesting that the assumed recruitment variability is similar to that supported by the data. Since catch and length-composition data for the FY 2015 are not available for the assessment, it is not possible to reliably estimate recruitment in 2014, which begins to occur at the end of the year (December and January, as defined in the model). For this reason, the 2014 recruitment is estimated at average conditions (virgin recruitment, R_0). Within the historic period of the assessment (FYs 2007-2014), the highest and lowest annual recruitments were estimated to have occurred in FYs 2008 and 2009, respectively. In the stock assessment model, larval recruitment (at age zero) is estimated to occur during December-January, half-way through the fishing year (July-June). Therefore, the annual cohorts are mainly recruited to, and progress through, the fishery during the following fishing year. Accordingly, the highest and lowest recruitments were each followed by the highest and lowest annual catches observed, in FY 2009 and 2010, respectively ([Figure 4d](#)).

There are pronounced seasonal (monthly) fluctuations in the biomass of dorado in the South EPO ([Figure 15](#)). On average, the annual summary biomass (the total biomass of fish over 1 month old) peaks late in the calendar year (September-December), and rapidly declines to its lowest values around May-June of the following year. This pattern generally represents the total weight of a cohort, which increases initially because growth rates are higher than total mortality, and then declines as the growth rates decrease and/or the mortality increases. According to the base case, and while measured at the start of the spawning season (November, as defined in the model), the summary biomass of dorado has remained quite stable during the historic period of the assessment, averaging about 90,000 t per year ([Figure 15](#)). Likewise, the spawning biomass, also measured at the start of the spawning season, has remained very stable over the historic period of the assessment, averaging about 18,000 t; [Figure 16](#)). The precision of the spawning biomass estimates is very high (average CV = 0.1).

5.1.3. Fishing mortality (F)

The base case estimates of the annual fishing mortality rate (F) varied from 0.53 to 0.85 during 2007-2014 ([Figure 17a](#)). The instantaneous monthly F by fishery is shown in [Figure 17b](#); note that these values are on an annual scale.

5.1.4. Model diagnostics

5.1.4.a R_0 profile

Likelihood profiling of virgin recruitment, a method for diagnosing over-weighting of size-composition data, data conflicts, and model misspecification, was applied to the dorado assessment. Virgin recruitment (R_0 ; the equilibrium recruitment in the absence of fishing) is a common parameter in stock assessment that scales the population size. Information on population size comes from two main sources: 1) how catch changes indices of relative abundance; and 2) how the relative abundance changes in consecutive ages of age-composition data (or appropriately adjusted length-composition data). Francis (2011) argues that abundance information should primarily come from indices of abundance, and not from composition data. The diagnostic indicates over-weighting of composition data or model misspecification when the composition component of the likelihood profile for R_0 provides substantial information about R_0 and conflicts with information from the relative abundance index data. The model misspecification should be corrected (*e.g.* the selectivity curve for the fishery related to those composition data should be modified) or the weighting of the composition data reduced, so that they have little information on R_0 .

A likelihood profile on the average recruitment (R_0) showed that data types diverge on their information about abundance levels ([Figure 19](#)). The CPUE data support a lower R_0 than the length-composition data,

but both CPUE and length-composition data have very steep likelihood gradients at values not much lower than the R_0 estimated in the base case (Figure 19). The length-composition data support higher R_0 values, but there is not much information from length composition at large R_0 values, *i.e.*, the likelihood is very flat. The profile was very unstable, with convergence issues for a number of intermediate values. The divergence in support between CPUE and length-composition data suggests that some misspecification in the base model is likely, and more processes could be added to the modelling of CPUE and length data (*e.g.* estimating growth internally in the stock assessment model rather than fixing to an externally derived curve, alternative selectivity patterns). However, adding processes with estimable parameters may increase the convergence issues. Regardless of potential improvements which could be made in the future, in the base case model the maximum likelihood estimate of R_0 (lowest negative log-likelihood) is driven mainly by the CPUE data, not the composition data. Not letting the length-composition data dominate the CPUE data in the model fit was the main desired effect for the specific data weighting assigned to the different datasets (indices of abundance versus composition data).

5.1.4.b Age-structured production diagnostic

The age-structured production model (ASPM) diagnostic was proposed by Maunder and Piner (2015) as a way to: (i) further evaluate model misspecification, (ii) ascertain the influence of composition data on the estimates of absolute abundance and trends in abundance, and (iii) check whether catch alone can explain the trends in the indices of abundance. The diagnostic produces estimates of abundance similar to those of the full integrated analysis, suggesting that there is information in the indices of relative abundance about absolute abundance and how it is depleted by the catch (Figure 20). This is expected because the monthly CPUE usually includes a single cohort and is akin to a depletion-based estimator. The ASPM estimates lower and more variable abundance. Annual recruitment can be estimated in the diagnostic (ASPM-Rdev) because the depletion estimation is essentially applied to each cohort to estimate its initial strength. The estimates of biomass are lower, but the variation in biomass is about the same as in the full integrated model. These results suggest that the composition data are having some influence on the estimates of absolute abundance, but not as much as has been found in many other assessments of short-lived species that lack the strong signal of cohort depletion year after year observed in the dorado data and stock assessment model.

6. MANAGEMENT QUANTITIES

6.1. Base case model

At present, there are no reference points (target or limit) defined for dorado in the EPO. For tuna, the IATTC evaluates stock status on the basis of calculations based on spawning biomass and the maximum sustainable yield (MSY). In this exploratory stock assessment, some spawning biomass and MSY-related quantities are presented, and their potential applicability to managing dorado in the EPO is discussed.

The spawning biomass ratio (SBR; the ratio of the current spawning biomass to that of the unfished stock), described by Watters and Maunder (2001), has been used to define reference points in many fisheries. It has a lower bound of zero. If it is near zero, the population has been severely depleted, and is probably overexploited. If the SBR is 1, or slightly less than that, the fishery has probably not reduced the spawning stock. If the SBR is greater than 1, it is possible that the stock has entered a regime of increased production.

This SBR definition of Watters and Maunder (2001) can be considered a *static* quantity, since it is related to equilibrium status of the unfished stock. Hereafter, to differentiate it from the *dynamic* SBR concept described below, this *static* SBR measure is referred to as sSBR. The sSBR for dorado was computed as the ratio of the spawning stock biomass (S) in a given year to that of the unfished stock, both measured at the start of the spawning season (November). The sSBR estimates produced by the base case model are quite stable over the assessment period, averaging about 0.20 (Figure 18). This value coincides with the base case model estimate for sSBR corresponding to the MSY ($sSBR_{MSY} = S_{MSY}/S_{F=0}$).

Various studies (*e.g.* Clark 1991, Francis 1993, Thompson 1993, Mace 1994) suggest that some fish populations are capable of producing the MSY when the sSBR is about 0.3 to 0.5, and others are not capable

of producing the MSY if the spawning biomass during a period of exploitation is less than about 0.2. Unfortunately, the types of population dynamics that characterize tuna stocks and other very highly productive species such as dorado were generally not considered in those studies, and their conclusions are sensitive to assumptions about the relationship between adult biomass and recruitment, natural mortality, and growth rates. The effect of misspecifying the SBR that produces MSY and using MSY-based reference points for management could be evaluated by simulation work similar to that of [Valero et al. \(2016\)](#).

A dynamic concept of SBR (Wang *et al.* 2009), hereafter referred to as *dSBR*, can also be considered for dorado. Specifically, SBR can be computed as the ratio of the spawning biomass at the start of the spawning season with fishing to that without fishing. Using *dSBR* produces higher SBR estimates than those computed using *sSBR* ([Figure 21](#)).

Precautionary reference points, as described in the FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries and the United Nations Fish Stocks Agreement, are being widely implemented as guides for fisheries management. The maximum sustainable yield (MSY) is defined as the largest long-term average catch or yield that can be taken from a stock or stock complex with the constant fishing mortality under prevailing ecological and environmental conditions while maintaining recruitment at average levels. The base case estimate for the MSY is 89,211 t, which is about 17% higher the maximum recorded total annual catch of about 76,000 t. However, because the yield curve is flat, the fishing mortality needed to obtain MSY is three times greater than the current fishing mortality (see [Section 7](#)).

6.1.1. Sensitivity to alternative model configurations

The results of an analysis of sensitivity to the configuration of the model were summarized in time series of quantities of interest (spawning biomass, SBR, recruitment; [Figures 23-26](#), [Table 2](#)).

1. Sensitivity to alternative natural mortality (*M*) values

The base case model assumes an *M* of 1 yr⁻¹, but the likelihood profile over *M* indicates that the CPUE and the length-composition data support lower values of *M*, around 0.6 yr⁻¹ ([Figure 22](#), top panel) for the length data and around 0.24 yr⁻¹ for the CPUE. Although values as low as 0.43 yr⁻¹ have been reported for dorado (Zúñiga-Flores 2014), the values supported by the likelihood profile over *M* are suspect for several reasons. On the one hand, *M* is notoriously difficult to estimate (Lee *et al.* 2011), even in cases with informative data types (such as age compositions) and exploitation histories (long history of exploitation with varying levels of exploitation), neither of which are the case with dorado. On the other hand, the *M* profile is conditional on the model being properly specified and, as discussed above, the *R*₀ profile indicates some level of model misspecification. [Figure 22](#), bottom panel, shows the expected MSY at different levels of *M*.

2. Sensitivity to time-varying catchability

Estimating catchability (*Q*) as a single parameter with no time-varying deviates results in slightly higher recruitment variability ([Figure 23](#)), but the time series of age-0 recruitment ([Figure 24](#)), spawning biomass ([Figure 25](#)), and SBR ([Figure 26](#)), are not markedly different from the base case.

3. Sensitivity to alternative selectivity curves

Allowing the selectivity of the Peruvian fishery to be dome-shaped resulted in estimated dome-shape selectivities, but the results were very similar to the base case model ([Figures 23-26](#)).

7. YIELD-PER-RECRUIT ANALYSIS

A yield-per-recruit (YPR) analysis was carried out using the Stock Synthesis model, which makes the YPR analysis consistent with the stock assessment assumptions. The YPR analysis was used to investigate the impact of seasonal closures and minimum legal size (MLS) limits. To implement the YPR analysis, the Stock Synthesis model was first re-run using the fishing mortalities as parameters and checked to ensure that the results were the same as when using the hybrid approach (an efficient method of solving the catch

equation) to implement fishing mortality. Using the fishing mortalities as parameters allows the fishing mortality rates to be fixed for the YPR analysis and manipulated to implement the MLS through a knife-edge retention curve. Likewise, the seasonal closures can be manipulated by changing the fishing mortality to zero for the closed months. We investigated MLS of 80, 90, 100, and 110 cm, with mortality rates (chosen arbitrarily for illustrative purposes only) of zero and 30% mortality rates for the fish discarded because they are under the MLS limit. We investigated both delaying the opening of the season and closing the season early. The YPR analysis is conducted using the absolute yield, which is equivalent to MSY because the stock assessment assumes that recruitment is independent of stock size, and all scenarios use the same average recruitment.

The yield curve resulting from the YPR analysis is very flat-topped, and the mortality rates that maximize YPR are about three times higher than the current fishing mortality rates (F multiplier ≈ 3) ([Figure 27](#)). However, a fishing strategy aimed at maximizing the yield per recruit is not recommended because the yield curve is flat-topped, and increasing fishing mortality by a factor of three would result in small gains in yield. Analyses based on projections with effort remaining at current levels or on implementing management retrospectively might be more useful (see [Valero et al. 2016](#)). The maximum equilibrium yield could be increased by a moderate amount if an MLS is implemented, even with a discard mortality rate of 30% ([Table 3](#)). The discard mortality has a moderate influence on the maximum equilibrium yield. An MLS causes only a small increase in the SBR measured at the time of spawning (November). Seasonal closures have less impact on maximum equilibrium yield, but a larger impact on SBR, than the MLS ([Table 4](#)). Delaying the start of the fishing season is more beneficial in terms of both maximum equilibrium yield and the corresponding SBR.

8. FUTURE DIRECTIONS

The following issues related to the stock assessment of dorado in the EPO, listed in no particular order, require further research:

8.1. Growth

Estimate growth inside the stock assessment model, using age and size data not only from Peru but also from Ecuador. This would necessitate a comparison of the different methodologies used in Peru (based on otoliths) and Ecuador (based on scales). Explore potential growth differences between cohorts (cohort-specific growth). A more flexible growth curve may be needed.

8.2. Spatial extent of assessment

Dorado is exploited by fleets of nearly all coastal nations in the EPO, ranging from Chile in the south to Mexico in the north. The current exploratory stock assessment is for the south EPO, as it uses data from Peru and Ecuador only. Further work should consider including data for other fleets from other coastal nations in the south EPO, in particular Chile, which also exploits the resource.

A conventional stock assessment for dorado in the northern EPO - the EPO north of the equator - remains to be developed. Unfortunately, the dorado fishery data available from the northern coastal nations are very limited; total catch and potential indices of abundance (*e.g.* CPUE) in particular are poorly known. A [monthly depletion estimator approach](#) (Maunder *et al.* 2015) could be applied and used for management in these data-limited situations if some minimum CPUE data are available.

The degree of connectivity between southern and northern EPO dorado stocks is still poorly known. Therefore, the geographical scale of dorado assessments in the EPO should evolve as knowledge about dorado stock structure in the EPO and beyond improves. As data series from northern EPO States become available, conventional stock assessments could be performed for a potential northern EPO stock or, eventually, an EPO-wide assessment of dorado.

8.3. Integration of stock assessment and alternative management strategies

The quantity, type, and quality of the data available vary greatly among the coastal nations that fish for

dorado in the EPO (IATTC 2014). Although limited data may preclude, in some instances, conducting an integrated assessment of the kind presented here, emerging properties of the assessment (*e.g.* strong seasonal trends in CPUE, strong seasonal modal progression in sizes, *etc.*) may allow implementation of simple harvest control rules based on limited data, and management strategies based on available or easily obtainable data could be tested formally in an integrated way with available stock assessments, as in [Valero *et al.* \(2016\)](#).

8.4. Data collection

Improve both the process of collecting the data and the quality of the data collected. For example, georeferencing of catches in Peru may improve the standardization of CPUE. More basic information, such as monthly CPUE and length-composition data, would be very informative. Obtain more information on catch statistics, including removals by recreational fisheries, and estimates of likely unreported catches.

8.5. Tagging

Tagging programs would provide invaluable information, such as independent estimates of fishing mortality, natural mortality, and movements north and south of the Equator, and the data could be integrated with otolith and scale data to estimate growth rates, as in similar analyses done with tuna (Aires-da-Silva *et al.* 2016). Determining the movement, if any, of dorado north and south of the Equator is important for conceptualizing the life history of the species and its potential impact on stock structure in the EPO. Care should be taken in designing tagging programs intended describe long-term movement patterns in a period of rapidly-changing environmental conditions, such as the recent El Niño event, that could result in biased descriptions of dorado movement. For example, in recent years catches of dorado have been lower than usual in Ecuador and higher in Peru, although this assessment assumes all the fish in the area belong to the same stock. Catches have also been lower than in recent years throughout Central America, although it is not yet clear whether these fish form a different stock from those south of the Equator.

8.6. Movement in and out of the fishing area and timing of the movement

Significant questions remain about the process and timing of dorado entering and leaving the fishing area, which are confounded with fishing mortality. A better understanding of this dynamics would enable a better conceptual model of the processes at the start and end of the fishing season, and provide information on how to parameterize stock assessment processes (*e.g.* selectivity and catchability). An important assumption in this assessment is that the resource is fully available to the fishing gear during some part of the year (the dorado fishing season). Violations of this assumption may result in biased results. Tagging studies could be done to investigate such violations.

8.7. Sex ratio differences in the catch

The participants at the 2nd Technical Meeting on Dorado shared information on dorado sex ratios by area. A compilation of the available data was presented and discussed, with a focus on identifying the processes underlying apparent changes in the sex ratios of dorado. It is not clear whether the variability in sex ratios is due to biological (*e.g.* sex ratio at birth, differences in rates of natural mortality), fishery (availability or exploitation rates) or sampling (*e.g.* potential misidentification of immature males and females) processes. The impact of some of these alternatives was explored during the building of the model, and was eventually modelled as males being less selected than females and allowing dome-shaped selectivities for males. However, the underlying causes of the differences in sex ratios are unknown, and more research is needed to identify them.

8.8. Availability or recruitment

It is unclear whether inter-annual differences in CPUE are due mostly to changes in availability, changes in recruitment between years, or a combination of the two. Similarly, intra-annual changes in catchability may be due to movements in and out of the fishing area or temporal variation in the timing of recruitment or growth. More research is also needed on potential drivers of recruitment or changes in availability, such

as the potential effects between SSTs and those processes.

REFERENCES- REFERENCIAS

- Aires-da-Silva, A., Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., Román-Verdesoto, M., Minte-Vera, C., Vogel, N.W., Martínez-Ortiz, J., Carvajal, J.M., Guerrero, P.X., and Sondheim, F. 2014. Preliminary results from IATTC collaborative research activities on dorado in the eastern Pacific Ocean and future research plan. Document SAC-05-11b. Inter-American Tropical Tuna Commission, Scientific Advisory Committee, Fifth Meeting: 1-27.
- Aires-da Silva, A. M., Maunder, M. N., Schaefer, K. M., and Fuller, D. W. (2015). Improved growth estimates from integrated analysis of direct aging and tag-recapture data: An illustration with bigeye tuna (*Thunnus obesus*) of the eastern pacific ocean with implications for management. *Fisheries Research*, 163:119-126.
- Dapp, D., Arauz, R., Spotila, J.R., and O'Connor, M.P. 2013. Impact of Costa Rican longline fishery on its bycatch of sharks, stingrays, bony fish and olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 448: 228-239.
- Francis, R. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. *Can J Fish Aquat Sci*. 68: 1124-1138.
- Goicochea, C., Mostacero, J., and Moquillaza, P. 2012. Age and growth of *Coryphaena hippurus* (Linnaeus) in the northern Peruvian Sea, February 2010. *Inf Inst Mar Perú*. 39.
- IATTC (2015). [Report of the 1st Inter-American Tropical Tuna Commission Technical Meeting on Dorado](#). Manta, Ecuador, October 14–16, 2014.
- Lasso, J., and Zapata, L. 1999. Fisheries and biology of *Coryphaena hippurus* (Pisces: Coryphaenidae) in the Pacific coast of Colombia and Panama. *Scientia Marina*. 63: 387-399.
- Lee, H.H., Maunder, M.N., Piner, K.R. and Methot, R.D., 2011. Estimating natural mortality within a fisheries stock assessment model: an evaluation using simulation analysis based on twelve stock assessments. *Fisheries Research*, 109(1), pp.89-94.
- Maunder, M.N., and Piner, K.R. 2015. Contemporary fisheries stock assessment: many issues still remain. *ICES Journal of Marine Science* (2015), 72(1), 7–18. doi:10.1093/icesjms/fsu015.
- Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A., Minte-Vera, C., Lennert-Cody, C., Valero, J.L., and Martínez-Ortiz, J. 2015. A step-by-step illustration of the basis for the monthly depletion estimator in a Stock Synthesis model for dorado. Inter-American Tropical Tuna Commission. 2nd Technical Meeting on Dorado, Lima, Peru, 27-29 October 2015.
- Martínez-Ortiz, J., Aires-da-Silva, A.M., Lennert-Cody, C.E., and Maunder, M.N. 2015. The Ecuadorian artisanal fishery for large pelagics: species composition and spatio-temporal dynamics. *Plos One*. 10.
- Martínez-Ortiz, J., and Zúñiga-Flores, M. 2012. Estado actual del conocimiento del recurso dorado (*Coryphaena hippurus*) Linnaeus, 1758 en aguas del Oceano Pacifico Suroriental (2008-2011). Informe Tecnico Final del proyecto titulado: "Dinámica de la población: la pesca y la biología del dorado en Ecuador". MAGAP-MS-EPESPO 2012. 122 pp.
- Martínez-Rincon, R.O., Ortega-Garcia, S., and Vaca-Rodriguez, J.G. 2009. Incidental catch of dolphinfish (*Coryphaena* spp.) report by the Mexican tuna purse seiners in the eastern Pacific Ocean. *Fish Res*. 96: 296-302.
- Maunder, M.N., and Punt, A.E. 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fish Res*. 70: 141-159.
- Methot, R.D., and Wetzel, C.R. 2013. Stock Synthesis: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. *Fish Res*. 142: 86-99.
- Norton, J.G. 1999. Apparent habitat extensions of dolphinfish, *Coryphaena hippurus*, in response to climate transients in the California Current. *Scientia Marina*. 63: 239-260.

- Palko, B.J., Beardsley, G.L., and Richards, W.J. 1982. Synopsis of the biological data on dolphin-fishes, *Coryphaena hippurus* Linnaeus and *Coryphaena equiselis*, Linnaeus. NOAA Technical Report NMFS Circular 443. FAO Fisheries Synopsis No. 130.
- Patterson, K.R., and Martínez, J. 1991. Exploitation of the dolphin fish *Coryphaena hippurus* L. off Ecuador: analysis by length-based virtual population analysis.
- SFP. 2013. SFP Global Sustainability Overview of Pacific Ocean Fisheries that Supply Mahi mahi.
- Solano A., A. Tresierra, V. García, C. Goicochea, V. Blaskovic', B. Buitrón & G. Chacón. (2015). Biología y pesquería del perico o dorado *Coryphaena hippurus* en febrero, 2010. Bol. Inst. Mar. Perú. 42(1): 1-46.
- Solano-Sare, A., Tresierra-Aguilar, A., García-Nolasco, V., Dioses, T., Marín, W., Sánchez, C., and Wosnitza-Mendo, C. 2008. Biología y pesquería del Perico. Instituto del Mar del Perú. 23 pp..
- Téllez, R.T. and Caballero, S. (2017). Seasonal variation of dolphinfish stocks (*Coryphaena hippurus*) in the Pacific coast of Colombia. Oceanography & Fisheries, 3(1), pp.1-11
- Valero, J.L., Aires-da-Silva, A., Maunder, M.N., Mente-Vera, C.V. and Martínez-Ortiz, J. (2016). Exploratory management strategy evaluation (MSE) of Dorado (*Coryphaena hippurus*) in the South Eastern Pacific Ocean. Inter-American Tropical Tuna Commission, Scientific Advisory Committee, Seventh Meeting.
- Wang, S.P., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A. and Bayliff, W.H., 2009. Evaluating fishery impacts: application to bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean. Fisheries Research, 99(2), pp.106-111.
- Zúñiga-Flores, M.S. 2014. Determinación e interpretación de los parámetros poblacionales, edad, crecimiento y reproducción del dorado (*Coryphaena hippurus*) capturado en aguas del Océano Pacífico Sur-Oriental durante 2008-2012. Reporte final de la consultoría para World Wildlife Fund/ ViceMinisterio de Acuicultura y Pesca (MAGAP), Ecuador. 73 pp.

TABLE 1. Fisheries defined for the stock assessment of dorado in the South EPO. LL = longline; PS = purse-seine. Survey: fishery defined in Stock Synthesis with no catch associated with it, but with other data sources available (CPUE in the case of the dorado model).

TABLA 1. Pesquerías definidas para la evaluación del dorado en el OPO sur. LL = palangre; PS = red de cerco. Estudio: pesquería definida en *Stock Synthesis* sin captura asociada, pero con otras fuentes de datos disponibles (CPUE en el caso del modelo de dorado).

	Name		Gear	Fishing years
	Nombre		Arte	Años pesqueros
Fishery-Pesquería				
F1	Peru	Perú	LL	2007-2014
F2	Ecuador	Ecuador	LL	2007-2014
F3	PS-bycatch	PS-captura incidental	PS	2007-2014
Survey-Estudio				
S1	Peru_N-early	Perú_N-temprana	LL	2007-2010
S2	Peru_N-late	Perú_N-tardía	LL	2011-2014
S3	Peru_C-early	Perú_C- temprana	LL	2007-2010
S4	Peru_C-late	Perú_C- tardía	LL	2011-2014
S5	Peru_S-early	Perú_S- temprana	LL	2007-2010
S6	Peru_S-late	Perú_S- tardía	LL	2011-2014

TABLE 2. Model summaries for main analyses of sensitivity to different configurations of the base case (see Section 6.1.1). *M*: natural mortality; *Q*notv: catchability, no temporal variation; Dome: dome-shaped size selectivity curve for the Peruvian fishery. *S* is the spawning stock biomass, and *B* is the summary biomass (defined as the biomass of fish 1+ months old), in metric tons (t). MSY is the estimated maximum sustainable yield, in metric tons.

TABLA 2. Resúmenes del modelo de los principales análisis de sensibilidad a distintas configuraciones del caso base (ver sección 6.1.1). *M*: mortalidad natural; *Q*notv: capturabilidad, sin variabilidad temporal; Dome: curva de selectividad por tamaño en forma de domo para la pesquería peruana. *S* es la biomasa de la población reproductora, y *B* la biomasa sumaria (definida como la biomasa de peces de 1+ meses de edad), en toneladas (t). RMS es el rendimiento máximo sostenible estimado, en toneladas.

	Base case Caso base	Sensitivity analyses-Análisis de sensibilidad			
		1		2	3
		<i>M</i> _0.43	<i>M</i> _1.6	<i>Q</i> notv	Dome
<i>S</i> ₀ (t)	90,045	205,001	62,015	85,577	89,952
<i>B</i> ₀ (t)	254,687	545,880	192,791	242,067	254,429
<i>S</i> _{MSY} (t)- <i>S</i> _{RMS} (t)	17,987	15,336	22,351	17,196	17,893
MSY (t)-RMS (t)	89,211	79,502	100,530	84,490	89,010
<i>S</i> ₂₀₁₄ / <i>S</i> ₀	0.22	0.08	0.38	0.23	0.22
<i>S</i> _{MSY} / <i>S</i> ₀ - <i>S</i> _{RMS} / <i>S</i> ₀	0.20	0.07	0.36	0.20	0.20
<i>S</i> ₂₀₁₄ / <i>S</i> _{MSY} - <i>S</i> ₂₀₁₄ / <i>S</i> _{RMS}	1.10	1.00	1.07	1.16	1.11

TABLE 3. Results of the yield-per-recruit analysis with different minimum legal sizes (MLSs) and discard mortality rates.

TABLA 3. Resultados del análisis de rendimiento por recluta con diferentes tallas legales mínimas (TLM) y tasas de mortalidad de descartes.

MLS-TLM (cm)	Discard mortality rate Tasa de mortalidad de descartes	MSY RMS	% base MSY % de RMS base	SBR
None-Ninguna	0	89,770	100	0.18
80	0	105,791	118	0.19
80	0.3	99,241	111	0.18
90	0	115,300	128	0.20
90	0.3	101,948	114	0.19
100	0	116,348	130	0.21
100	0.3	98,942	110	0.19
110	0	108,835	121	0.21
110	0.3	94,924	106	0.19

TABLE 4. Results of the yield-per-recruit (YPR) analysis with different months of closure. (**NOTE:** these analyses were conducted using an early version of the base case assessment model, and therefore do not exactly match the results of the other YPR analyses).

TABLA 4. Resultados del análisis de rendimiento por recluta (RPR) con diferentes meses de veda. (**NOTA:** se realizaron estos análisis con una versión temprana del modelo de evaluación de caso base, y por lo tanto no concuerdan exactamente con los resultados de los otros análisis de RPR).

Closure	Veda	MSY	% base MSY	SBR
		RMS	% RMS base	
None	Ninguna	72,326	100	0.17
Jan-May	Ene-May	75,138	104	0.25
Jan-Jun	Ene-Jun	76,882	106	0.25
Jan-Jul	Ene-Jul	78,169	108	0.24
Jan-Aug	Ene-Ago	77,756	108	0.22
Jan-Sep	Ene-Sep	74,653	103	0.19
Aug-Dec	Ago-Dic	71,647	99	0.15
Sep-Dec	Sep-Dic	72,285	100	0.16
Oct-Dec	Oct-Dic	72,540	100	0.17

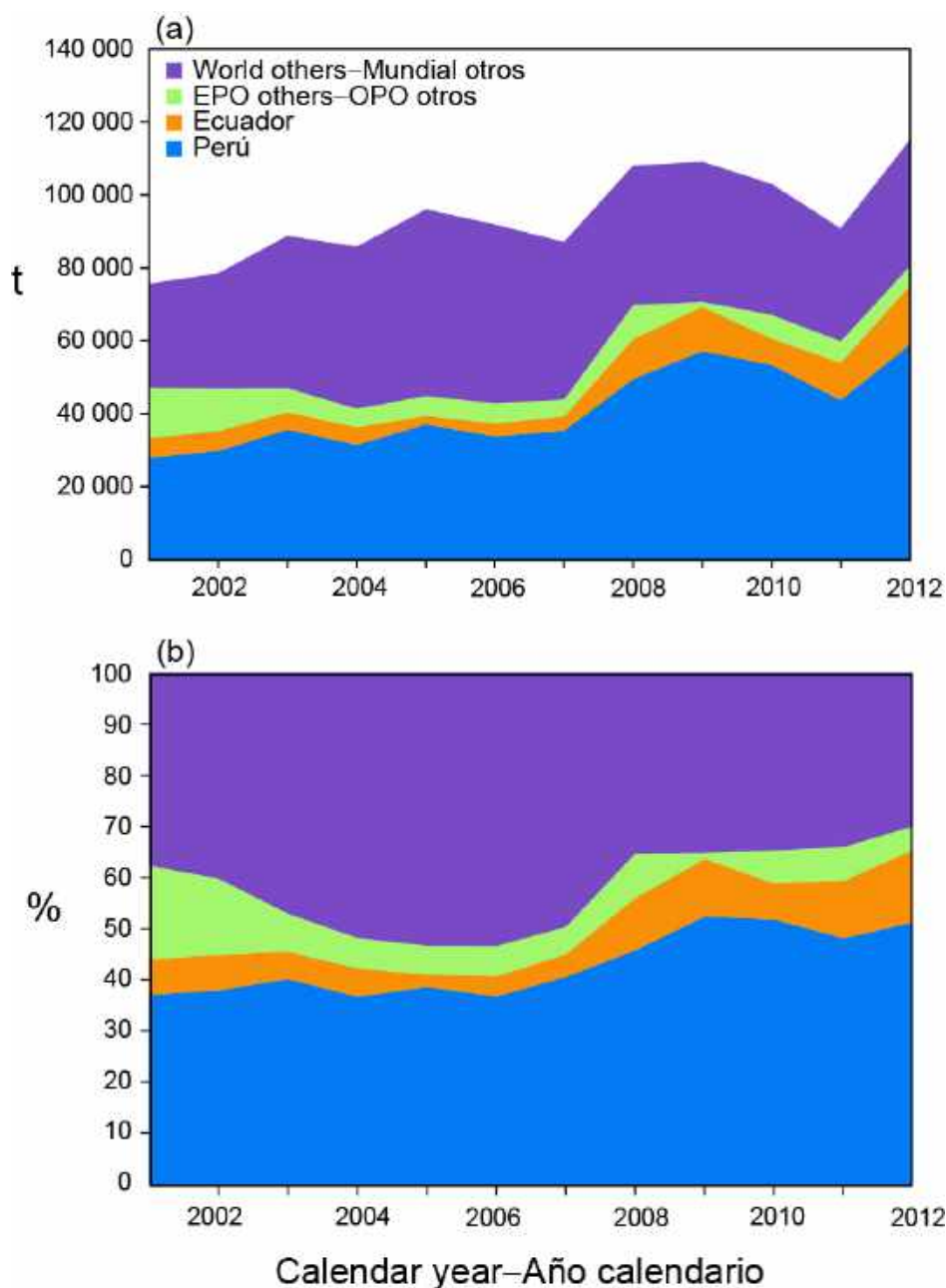


FIGURE 1. World catches of dorado, 2001-2012, by weight (a) and percentage (b). Source: Aires-da-Silva *et al.* (2014). Catch statistics were compiled from the following sources: 1) FAO FishStat database, 2) US import trade records (United States International Trade Commission, USITC), and 3) statistics reported by EPO coastal nations.

FIGURA 1. Capturas mundiales de dorado, 2001-2012, por peso (a) y porcentaje (b). Fuente: Aires-da-Silva *et al.* (2014). Las estadísticas de captura fueron compiladas de las siguientes fuentes: 1) base de datos FishStat de FAO, 2) registros de importaciones a EE.UU. (United States International Trade Commission, USITC), y 3) estadísticas reportadas por naciones costeras del OPO.

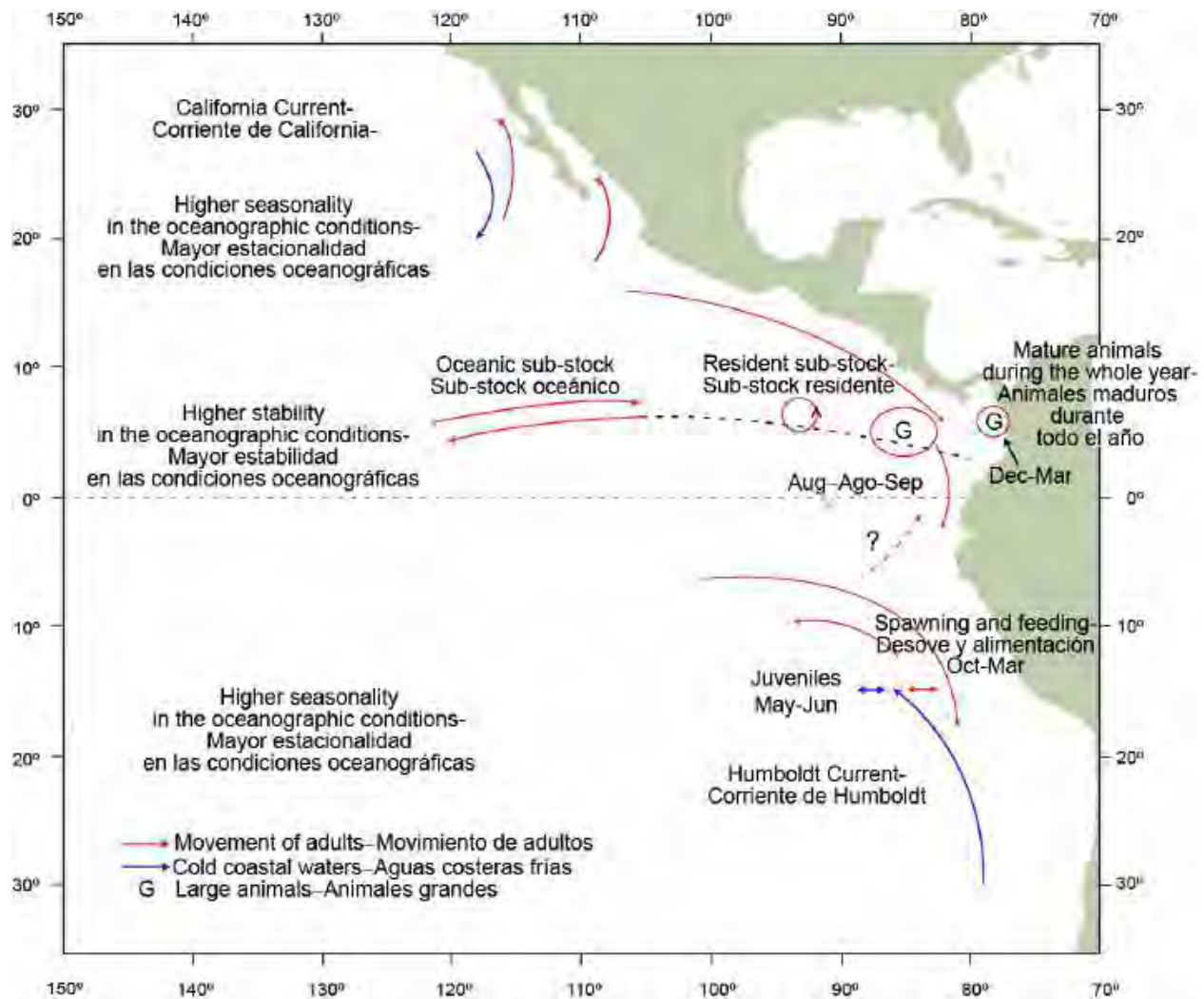


FIGURE 2a. Conceptual model of the movements and spatial distribution of dorado (2nd Technical Meeting on Dorado, 2015).

FIGURA 2a. Modelo conceptual de los desplazamientos y la distribución espacial del dorado (segunda Reunión Técnica sobre Dorado, 2015).

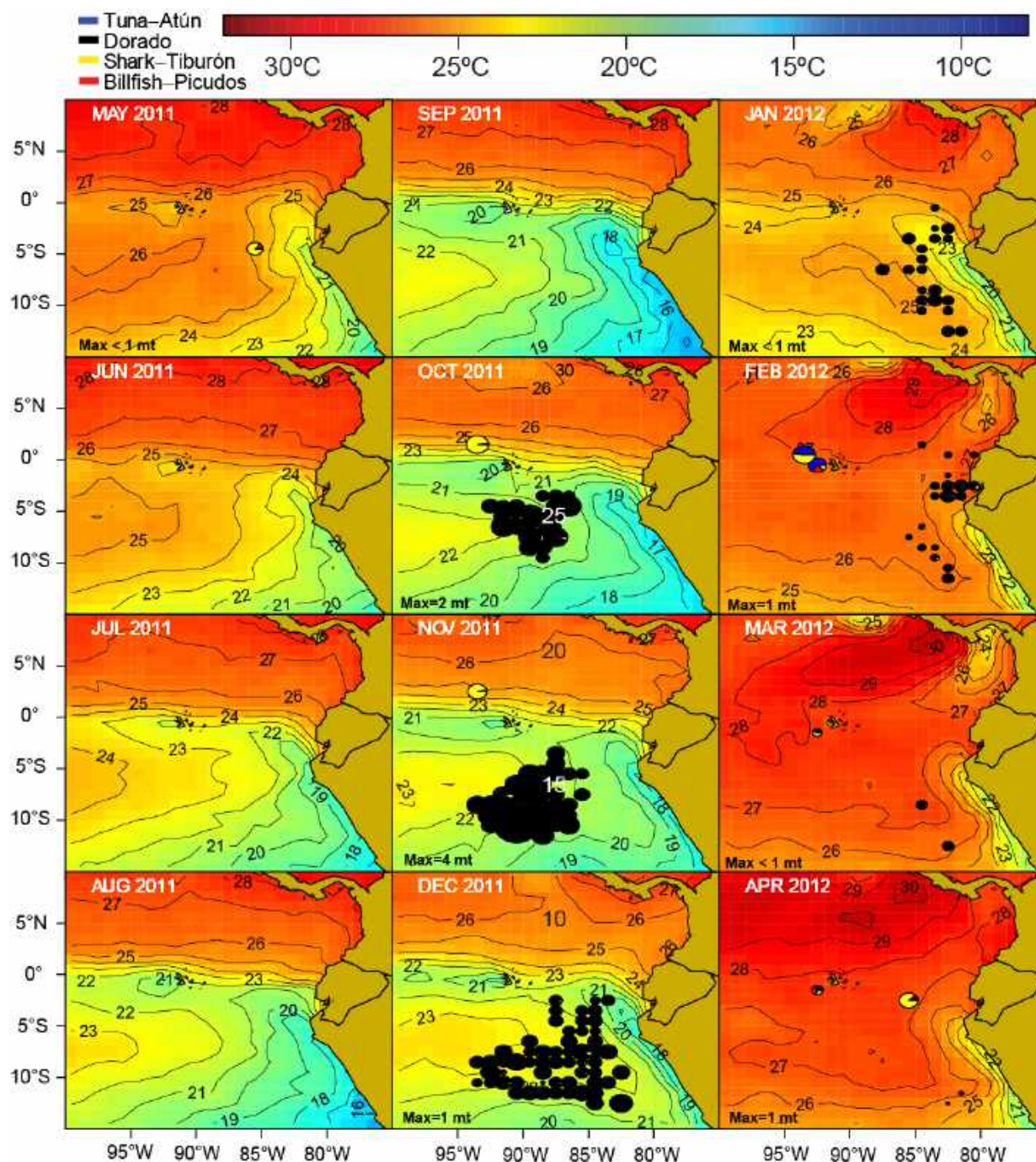


FIGURE 2b. Sea-surface temperatures and spatio-temporal distribution of the catches by the Ecuadorian artisanal longline fishery targeting dorado during the 2011 fishing year (from Martínez-Ortiz *et al.* 2015).
FIGURA 2b. Temperatura superficial del mar y distribución espaciotemporal de las capturas de la pesquería palangrera artesanal ecuatoriana dirigida al dorado durante el año pesquero 2011 (de Martínez-Ortiz *et al.* 2015).

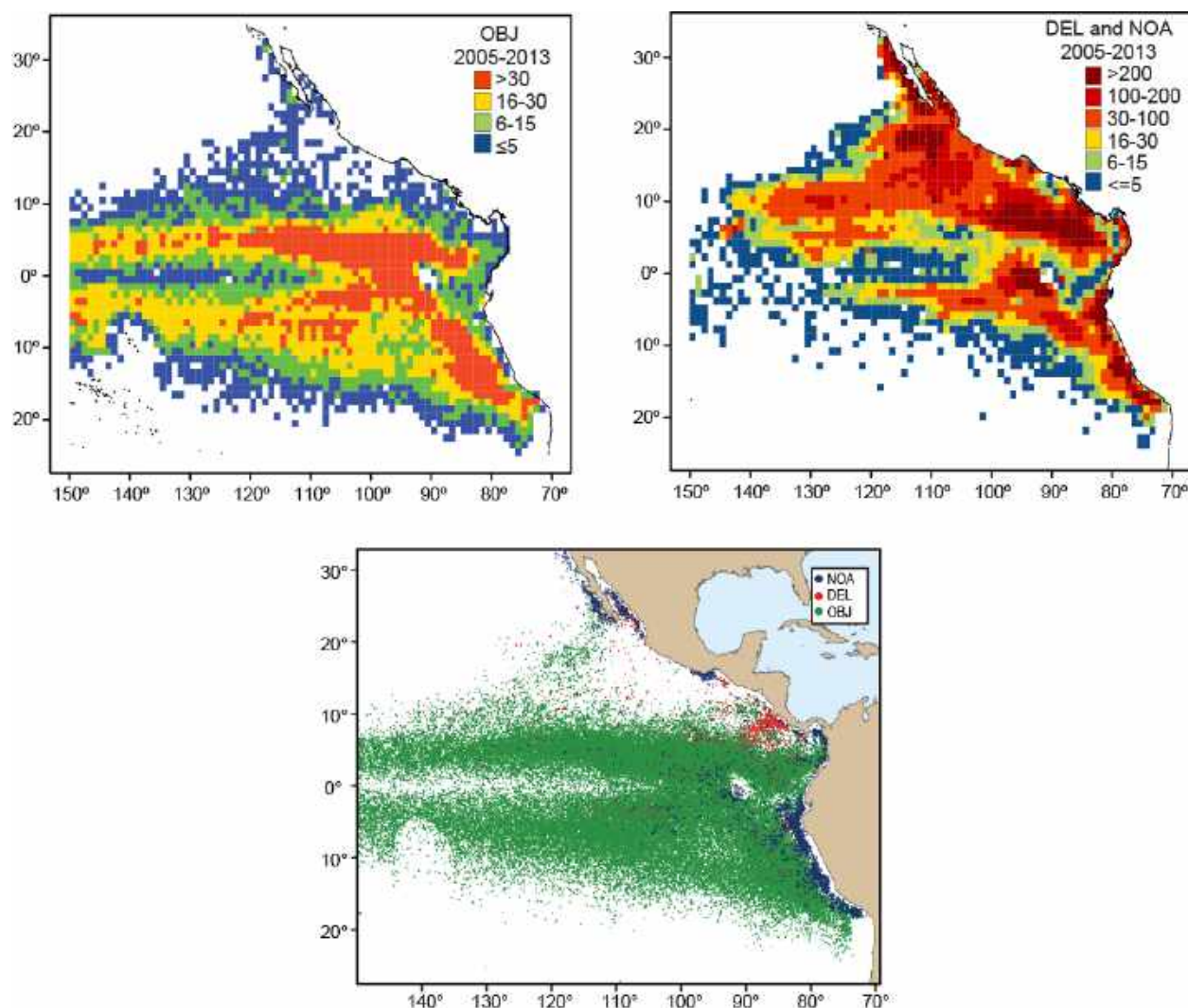


FIGURE 2c. Top: Number of floating-object (OBJ) sets (left panel) and dolphin (DEL) and unassociated (NOA) sets (right panel) by large purse-seine vessels, by 1° area, 2005-2013. Bottom: Spatial distribution of tuna purse-seine sets with capture of dorado, by set type, 1993-2013.

FIGURA 2c. Arriba: Numero de lances sobre objetos flotantes (OBJ; panel izquierdo) y sobre delfines (DEL) y no asociados (NOA) (panel derecho), por área de 1°, 2005-2013. Abajo: Distribución espacial de lances atuneros de cerco con captura de dorado, por tipo de lance, 1993-2013.

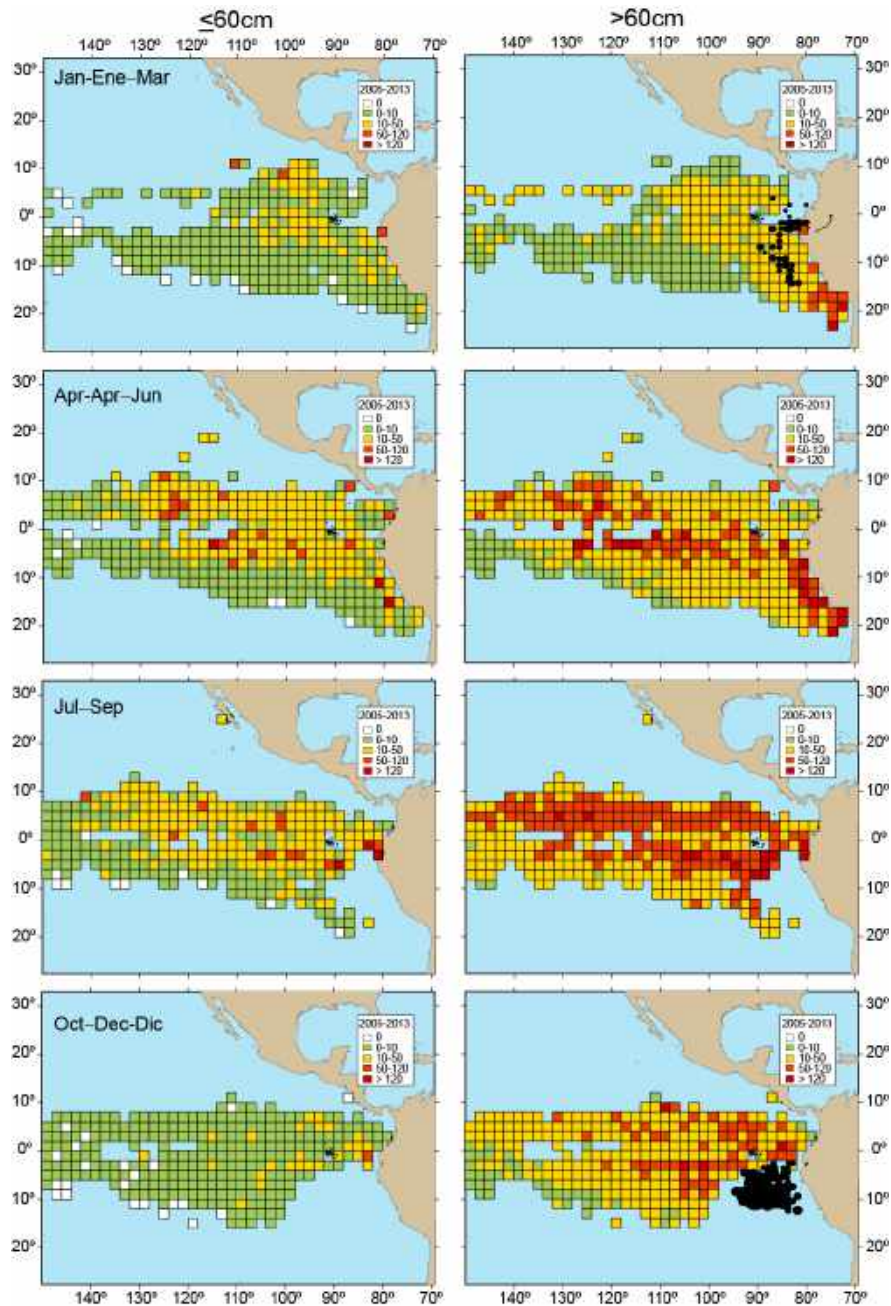


FIGURE 2d. Distribution, by 2°x2° area and quarter, of the average catch per set, in numbers of fish, of small (≤ 60 cm, left panels) and large (> 60 cm, right panels) dorado in the purse-seine fishery on floating objects (OBJ) during 2006-2013 (IATTC observer data base). The black dots represent the catches by the Ecuadorian artisanal longline fishery targeting dorado during the 2011 fishing year (from Martínez-Ortiz *et al.* 2015).

FIGURA 2d. Distribucion, por área de 2°x2° y trimestre, de la captura promedio por lance, en número de peces, de dorado pequeño (≤ 60 cm, paneles izquierdos) y grande (> 60 cm, paneles derechos) en la pesquería de cerco sobre objetos flotantes (OBJ) durante 2006-2013 (base de datos de observadores de la CIAT). Los puntos negros representan las capturas de la pesquería palangrera artesanal ecuatoriana dirigida al dorado durante el año pesquero de 2011 (de Martínez-Ortiz *et al.* 2015).

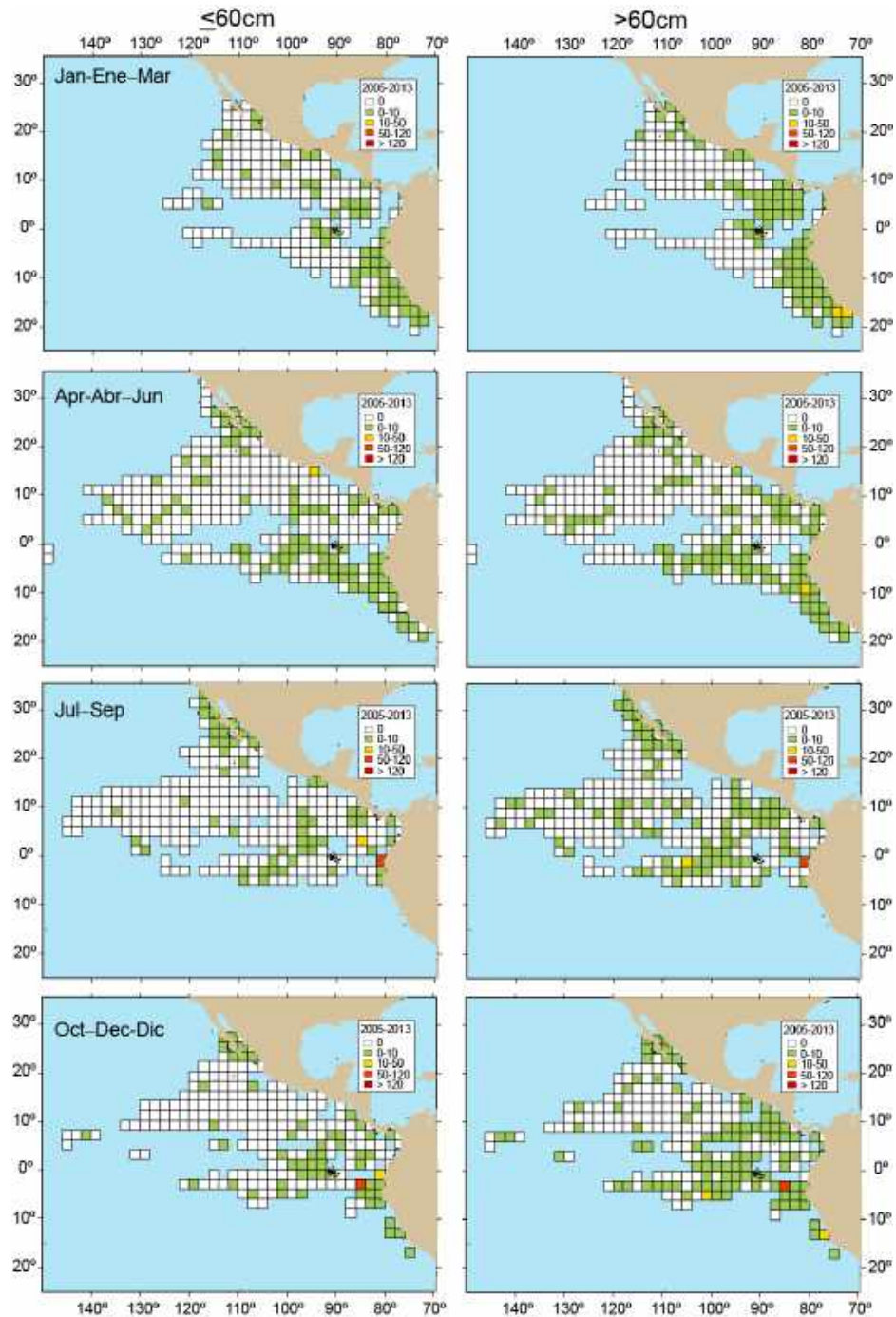


FIGURE 2e. Distribution, by 2°x2° area and quarter, of the average catch per set, in numbers of fish, of small (≤ 60 cm, left panels) and large (> 60 cm, right panels) dorado in the purse-seine fishery on unassociated schools (NOA) and dolphins (DEL) during 2006-2013 (IATTC observer data base).

FIGURA 2d. Distribucion, por área de 2°x2° y trimestre, de la captura promedio por lance, en número de peces, de dorado pequeño (≤ 60 cm, paneles izquierdos) y grande (> 60 cm, paneles derechos) en las pesquerías de cerco sobre delfines (DEL) y no asociada (NOA) durante 2006-2013 (base de datos de observadores de la CIAT).

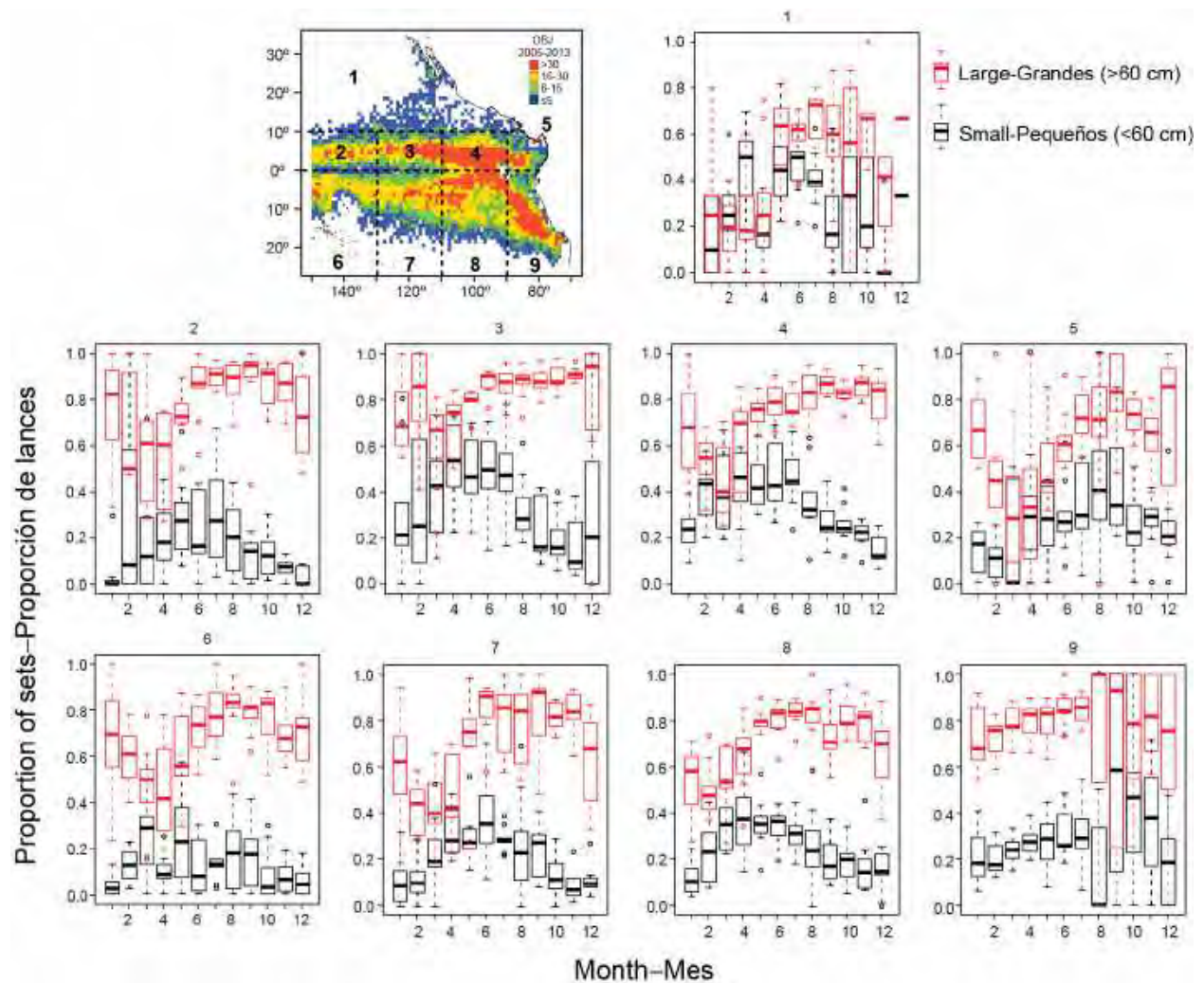


FIGURE 2f. Spatio-temporal distribution of the proportion of sets with catches of small (≤ 60 cm) or large (> 60 cm) dorado in the purse-seine fishery on floating objects (OBJ) (IATTC observer data base). The boxplots correspond to the nine areas shown in the map.

FIGURA 2f. Distribución espaciotemporal de la proporción de lances con capturas de dorado pequeño (≤ 60 cm) o grande (> 60 cm) en la pesquería de cerco sobre objetos flotantes (OBJ) (Base de datos de observadores de la CIAT). Las gráficas de caja corresponden a las nueve áreas indicadas en el mapa.

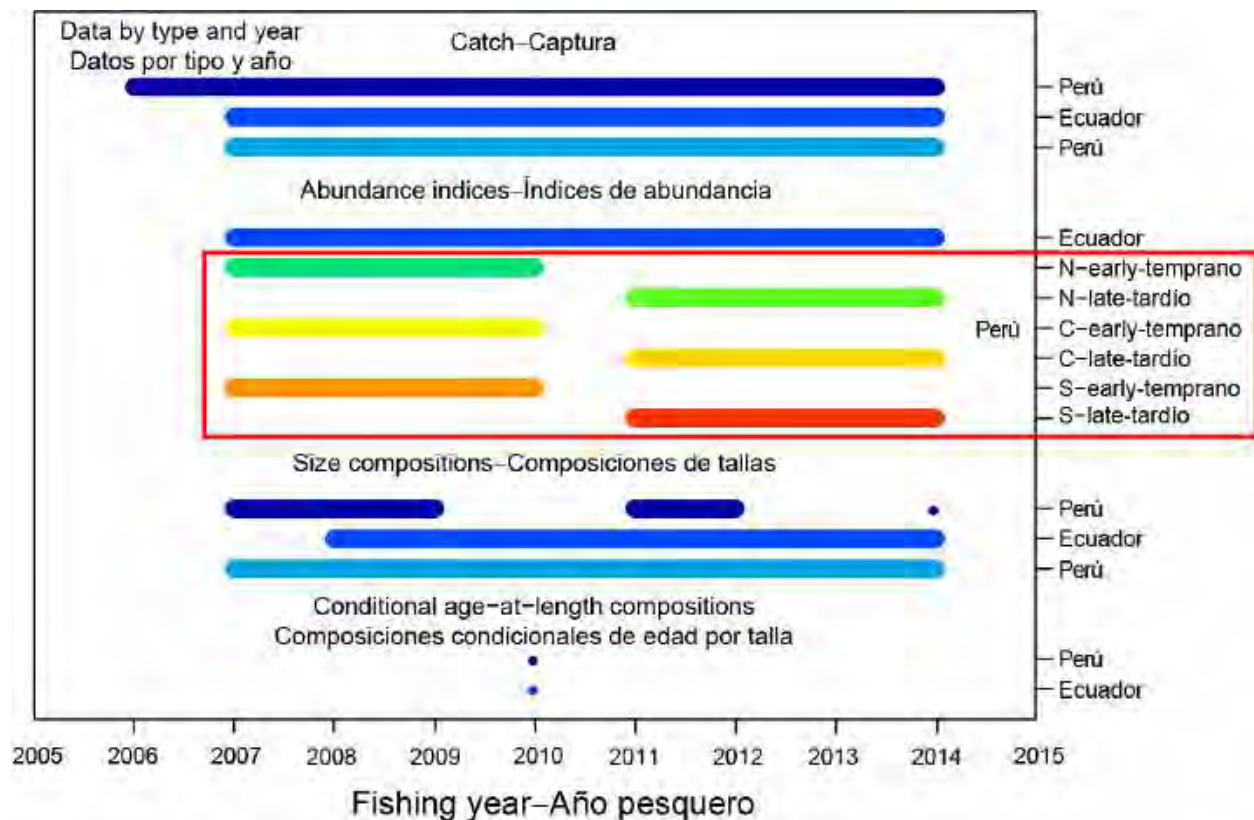


FIGURE 3. Types of data, by fishery and year, available for the assessment of dorado in the South EPO. The abundance indices inside the red square are not used in the model; they are included for comparative purposes only. The historic period of the assessment covers the 2007-2014 fishing years (July 2007-June 2015).

FIGURA 3. Tipos de datos, por pesquería y año, disponibles para la evaluación del dorado en el OPO sur. No se usaron en el modelo los índices de abundancia dentro del cuadro rojo; se incluyen para fines comparativos solamente. El periodo histórico de la evaluación cubre los años pesqueros de 2007 a 2014 (julio 2007-junio 2015).

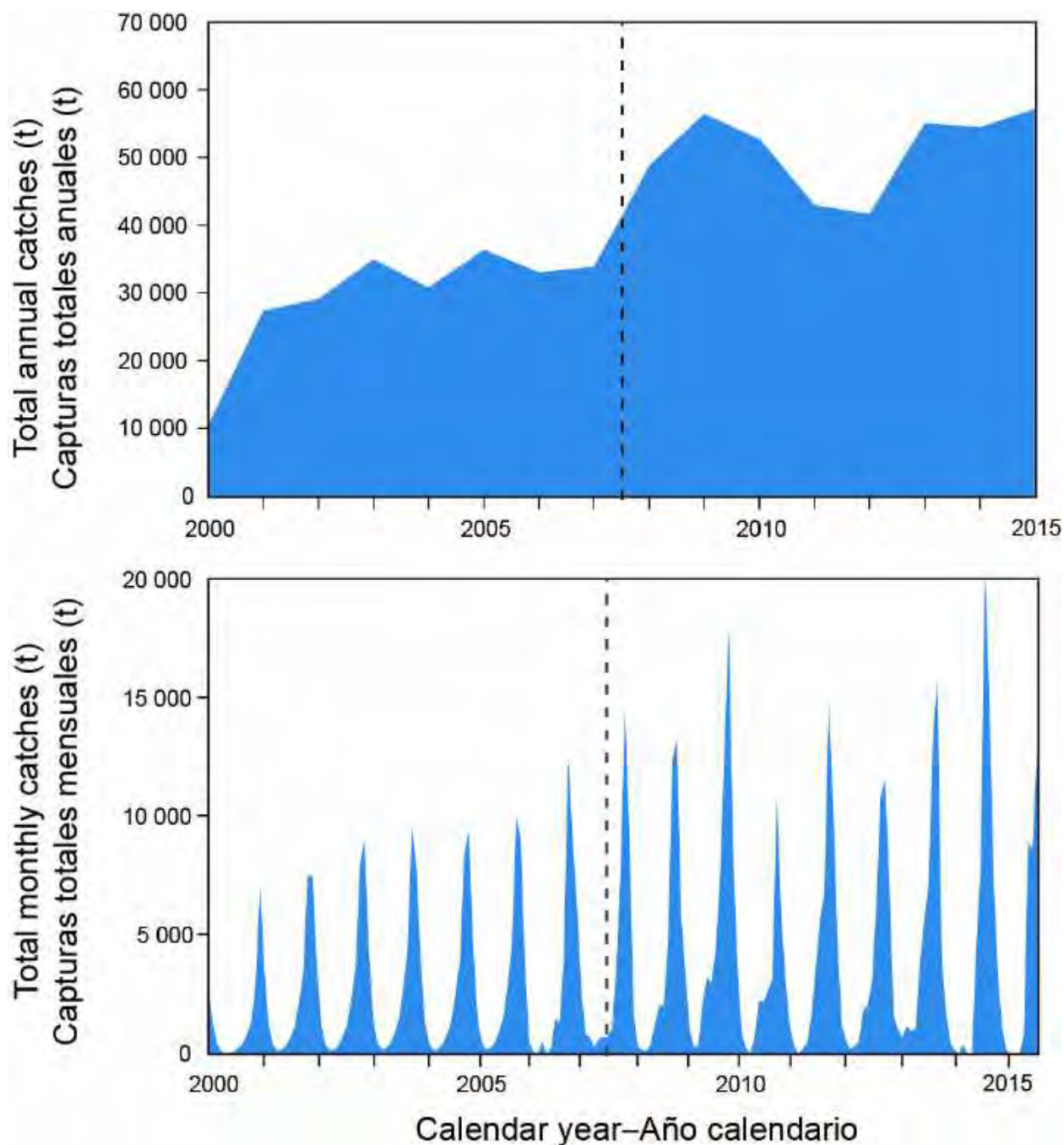


FIGURE 4a. Total annual (top) and monthly (bottom) catches of dorado by Peruvian artisanal fisheries, January 2000–December 2015, in tons. Monthly catch data for 2000–2005 are not available: they were estimated by applying the average monthly proportions of the available catches to the annual data (see Figure 4f).

FIGURA 4a. Capturas totales anuales (arriba) y mensuales (abajo) de dorado por las pesquerías artesanales peruanas, enero 2000–diciembre 2015, en toneladas. No se dispone de datos de capturas mensuales de 2000–2005: fueron estimadas mediante la aplicación de proporciones mensuales medias de las capturas disponibles a los datos anuales (ver Figura 4f).

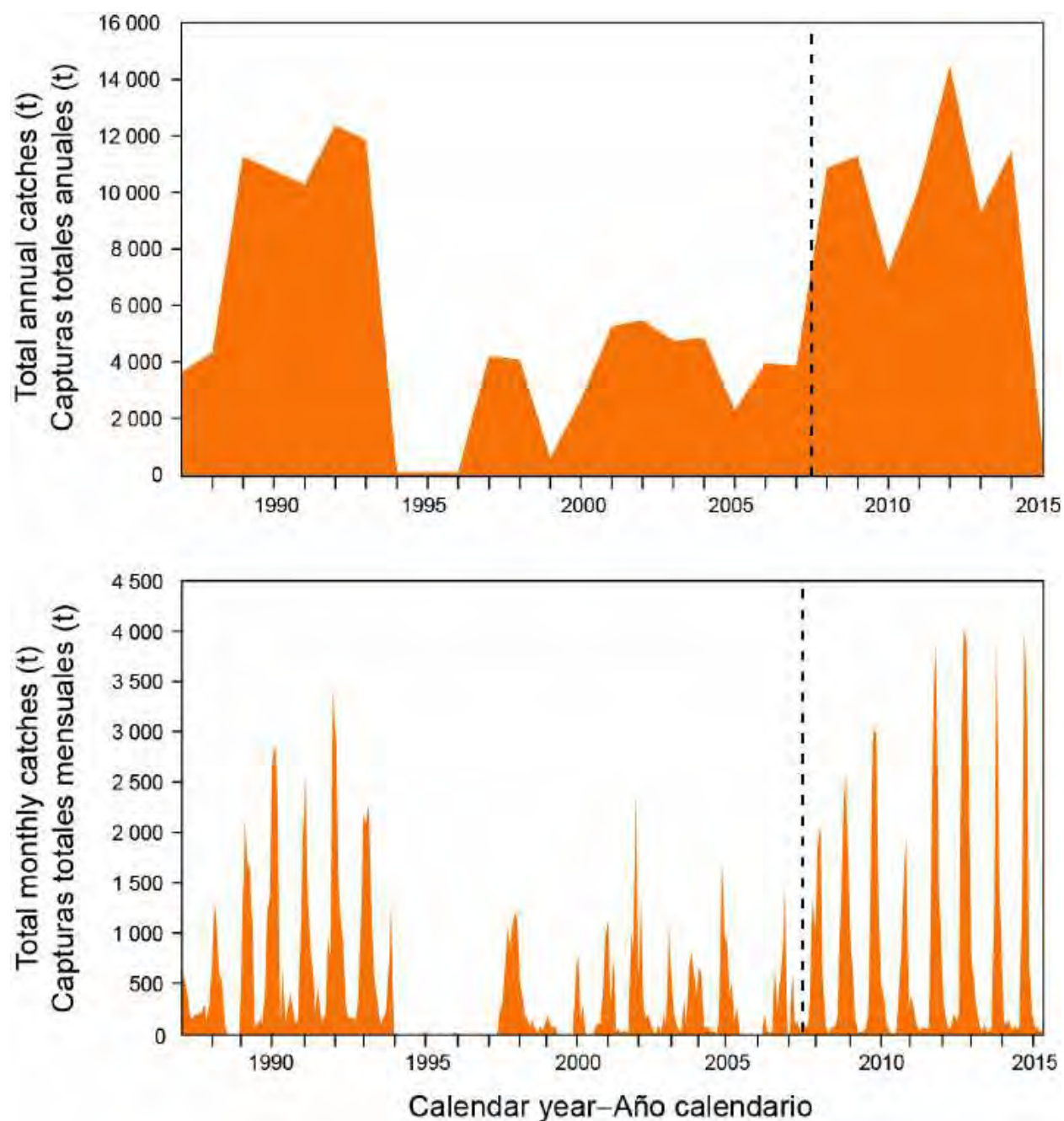


FIGURE 4b. Total annual (top) and monthly (bottom) catches of dorado by Ecuadorian artisanal fisheries, January 1987-June 2015, in tons.

FIGURA 4b. Capturas totales anuales (arriba) y mensuales (abajo) de dorado por las pesquerías artesanales ecuatorianas, enero 1987-junio 2015, en toneladas.

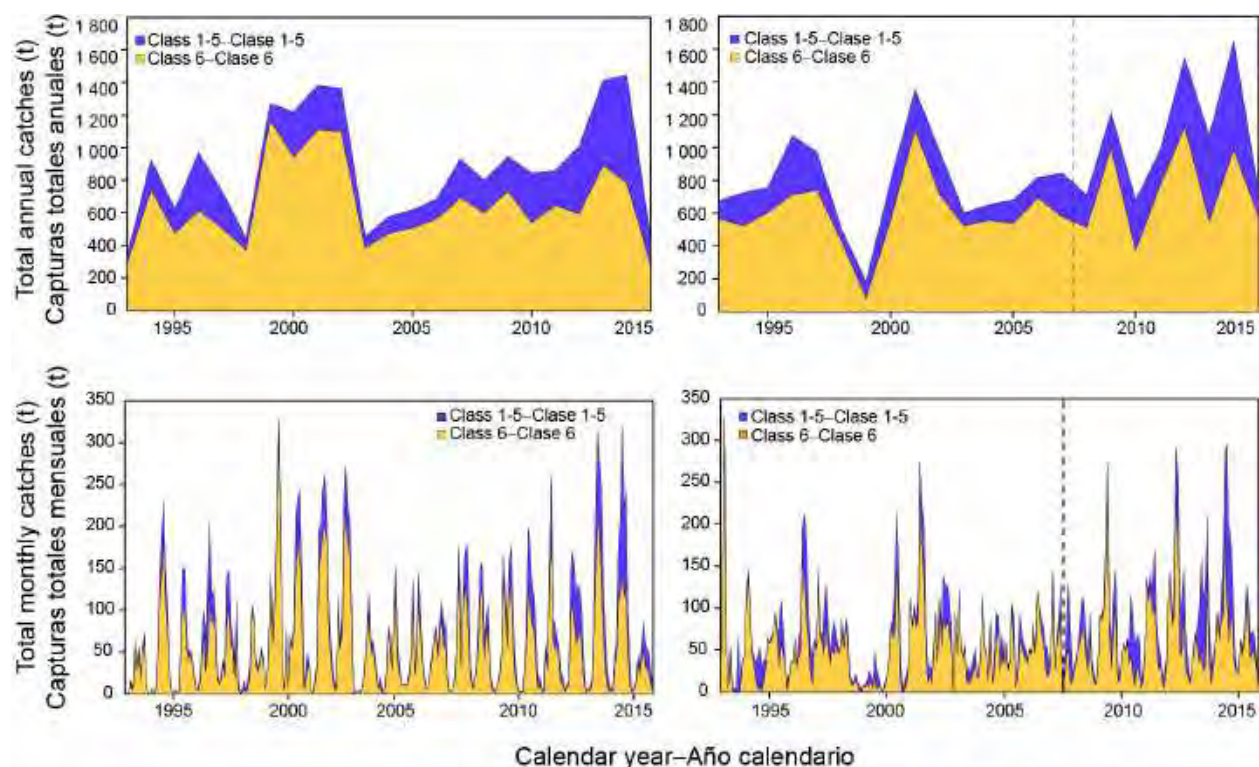


FIGURE 4c. Total annual (top) and monthly (bottom) bycatches of dorado by tuna purse-seine fisheries, north (left) and south (right) of the Equator, by vessel size class, January 1993-December 2015 (see section 2.2.3). IATTC vessel size classes: 1-5: carrying capacity <363 t; 6: carrying capacity >363 t.

FIGURA 4c. Capturas incidentales totales anuales (arriba) y mensuales (abajo) de dorado en las pesquerías atuneras de cerco, al norte (izquierda) y sur (derecha) de la línea ecuatorial, por clase de capacidad del buque, enero 1993-diciembre 2015 (ver sección 2.2.3). Clases de capacidad de la CIAT: 1-5: capacidad de acarreo <363 t; 6: capacidad de acarreo >363 t.

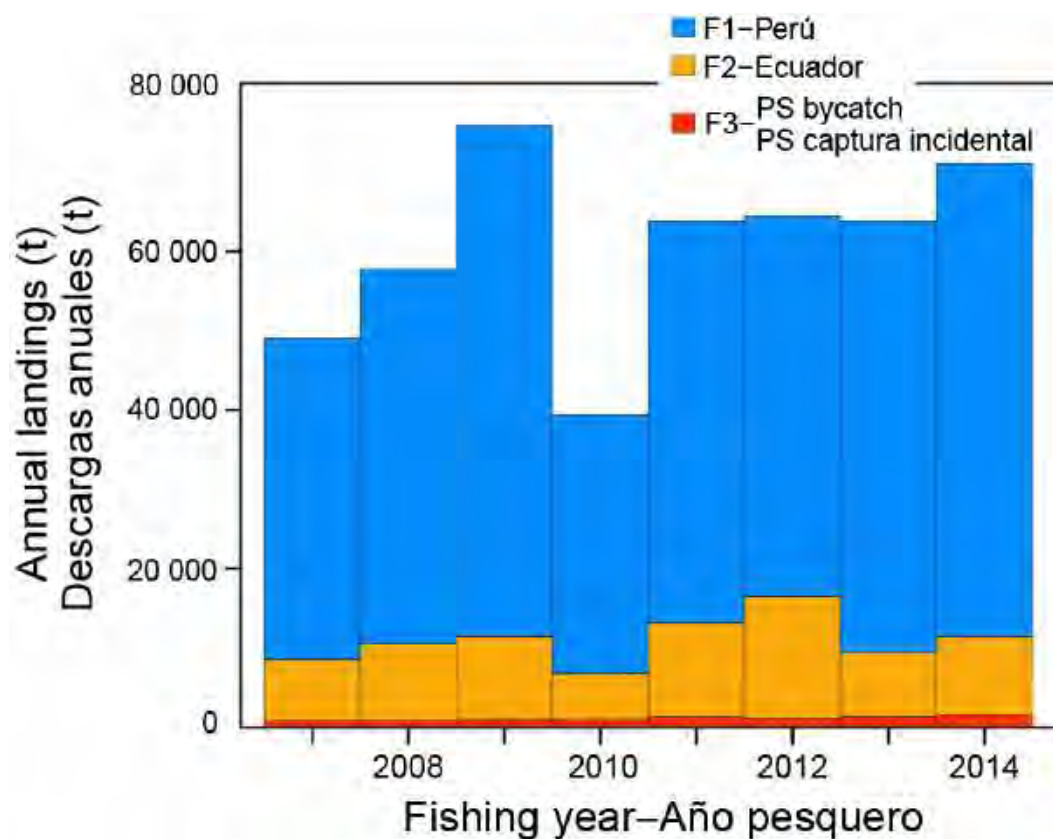


FIGURE 4d. Total annual landings of dorado in the South EPO, by fishery, fishing years 2007-2014 (July 2007-June 2015).

FIGURA 4d. Descargas anuales totales de dorado en el OPO sur, por pesquería, años pesqueros 2007-2014 (julio 2007-junio 2015).

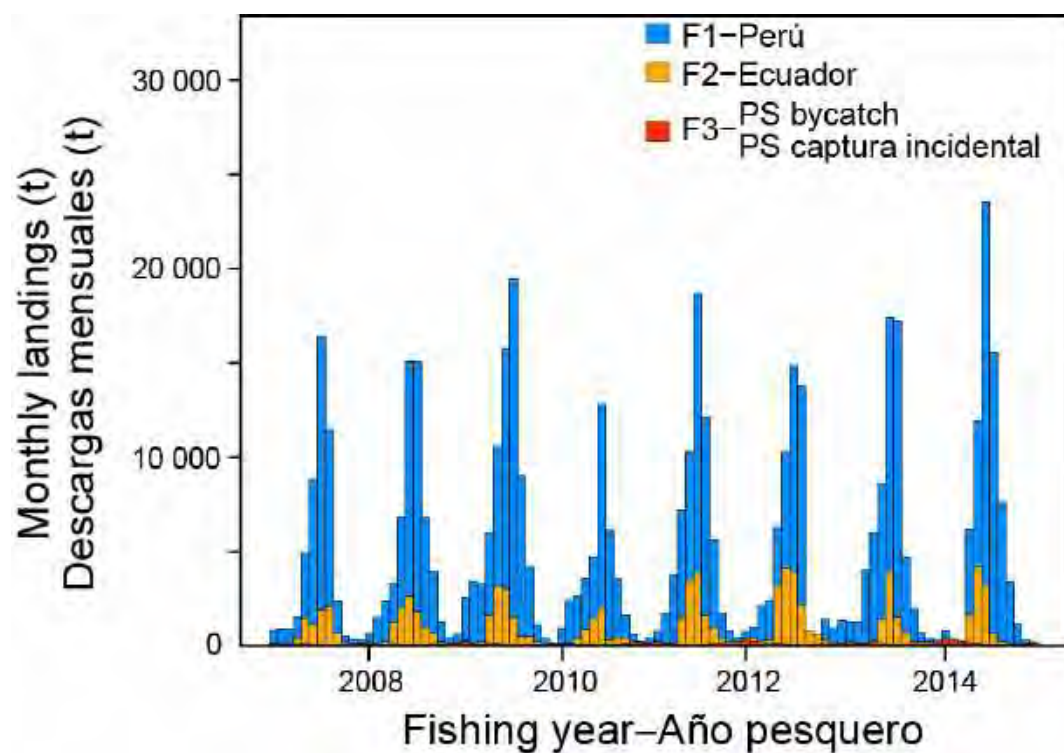


FIGURE 4e. Total monthly landings of dorado in the South EPO, by fishery, fishing years 2007-2014 (July 2007-June 2015).

FIGURA 4e. Descargas mensuales totales de dorado en el OPO sur, por pesquería, años pesqueros 2007-2014 (julio 2007-junio 2015).

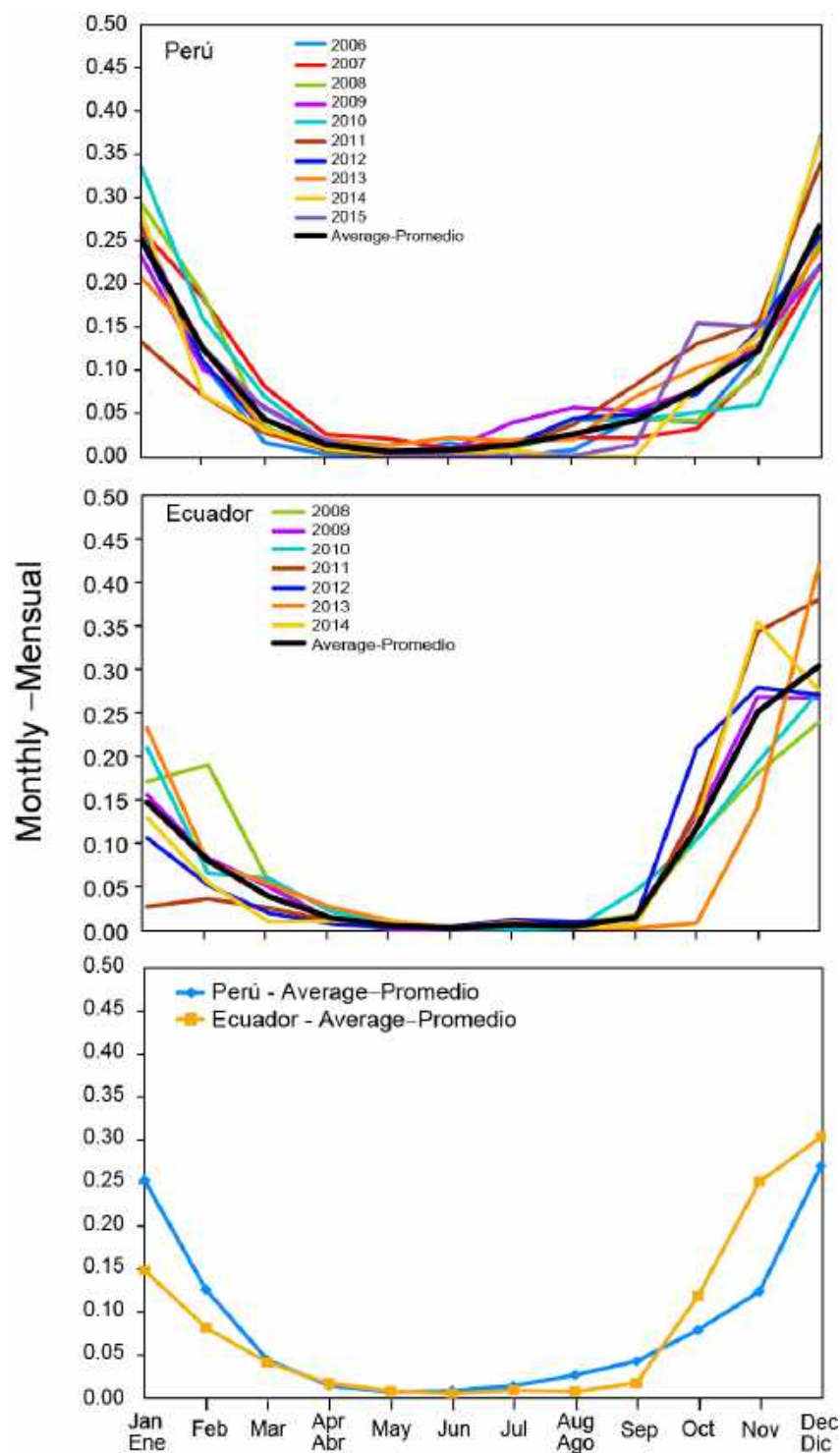


FIGURE 4f. Monthly proportions of dorado in the catches of the artisanal fisheries of Peru (2006-2015) and Ecuador (2000-2014).

FIGURA 4f. Proporciones mensuales de dorado en las capturas de las pesquerías artesanales de Perú (2006-2015) y Ecuador (2000-2014).

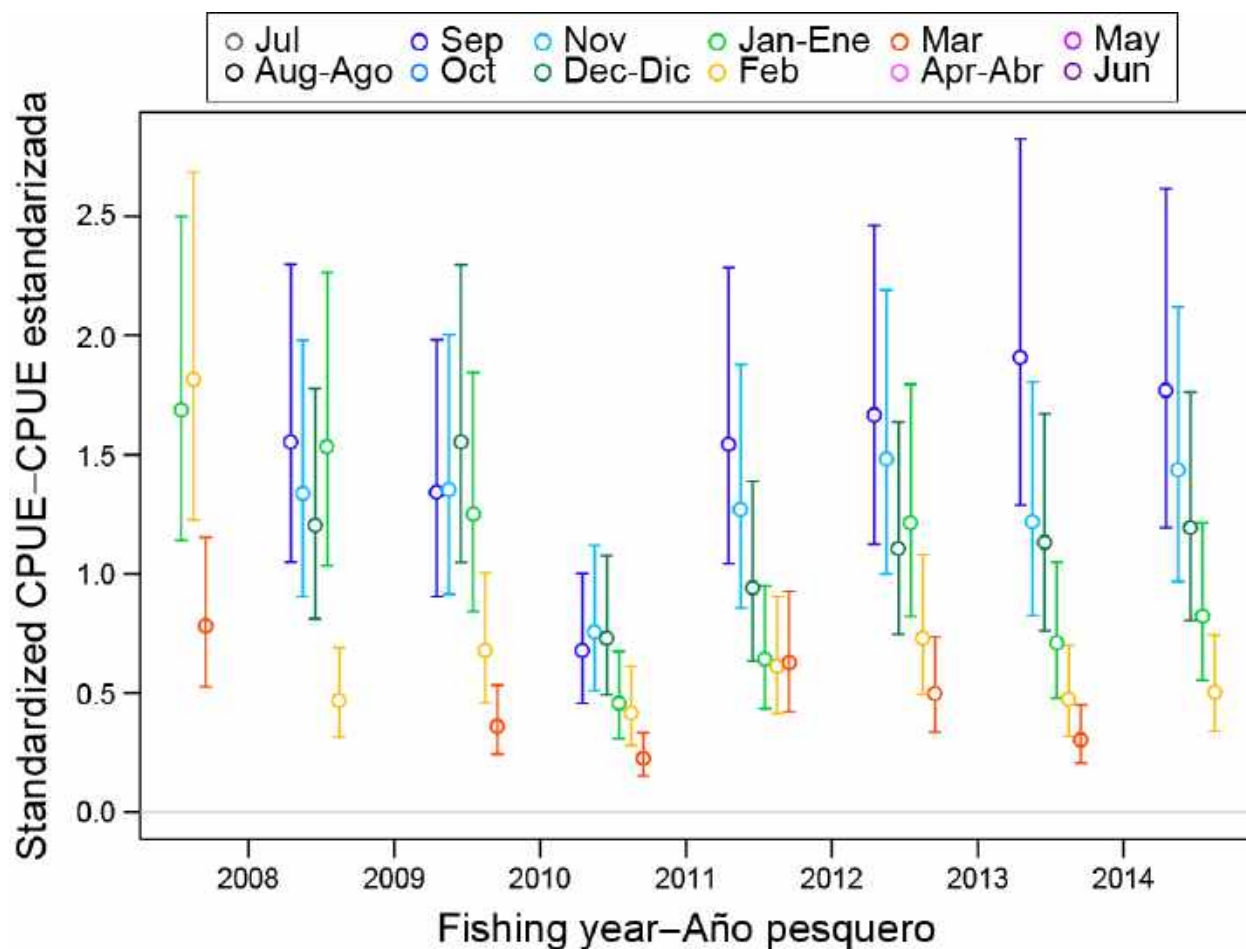


FIGURE 5a. Standardized CPUE of dorado from Ecuadorian artisanal fisheries, fishing years 2007-2014. The vertical lines represent the fixed confidence intervals (± 2 standard deviations) around the CPUE values.

FIGURA 5a. CPUE estandarizada de dorado de las pesquerías artesanales ecuatorianas, años pesqueros 2007-2014. Las líneas verticales representan los intervalos de confianza fijos (± 2 desviaciones estándar) alrededor de los valores de la CPUE.

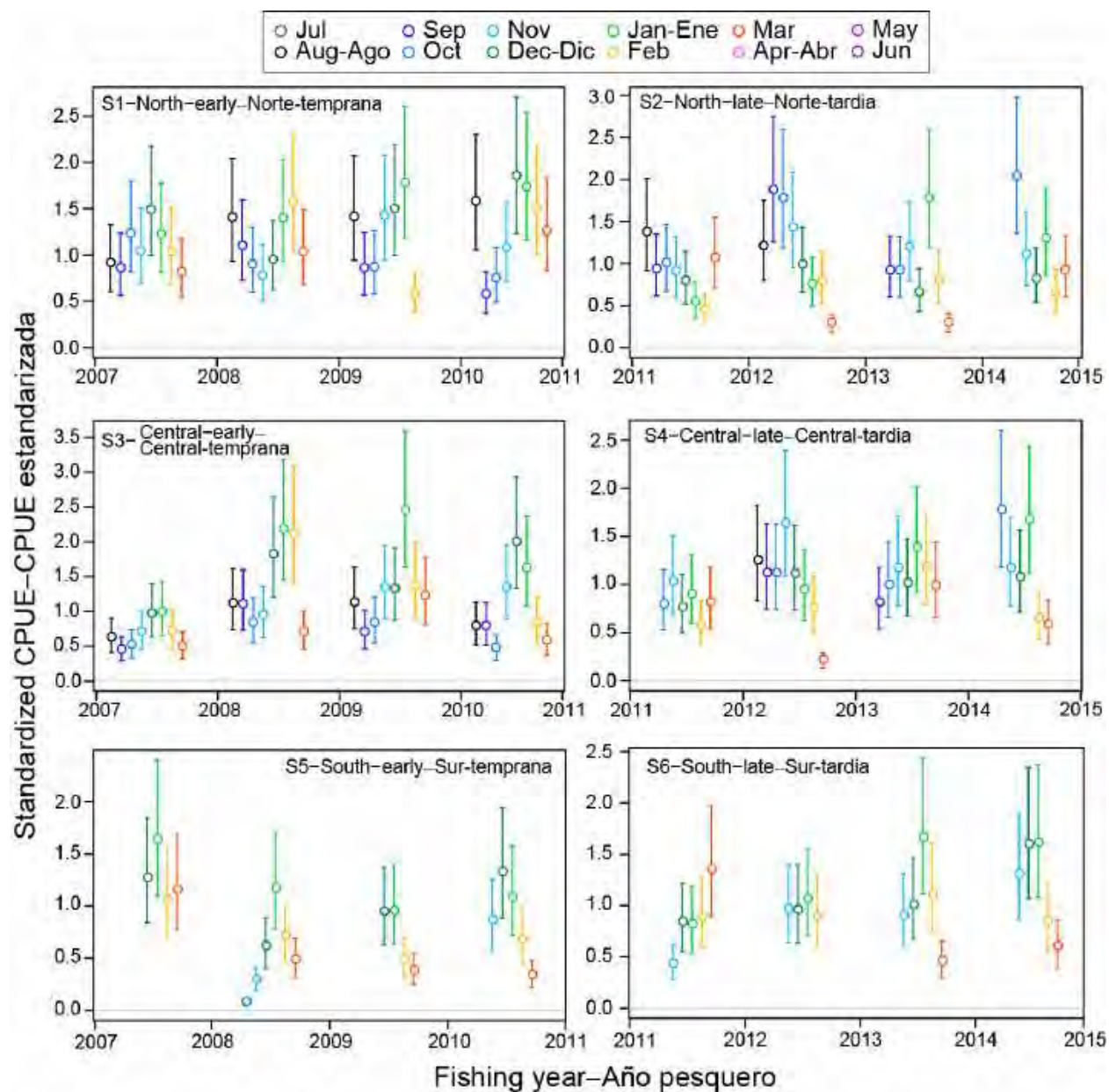


FIGURE 5b. Standardized CPUE of dorado from Peruvian artisanal fisheries, fishing years 2007-2014. The vertical lines represent the fixed confidence intervals (± 2 standard deviations) around the CPUE values.

FIGURA 5b. CPUE estandarizada de dorado de las pesquerías artesanales peruanas, años pesqueros 2007-2014. Las líneas verticales representan los intervalos de confianza fijos (± 2 desviaciones estándar) alrededor de los valores de la CPUE.

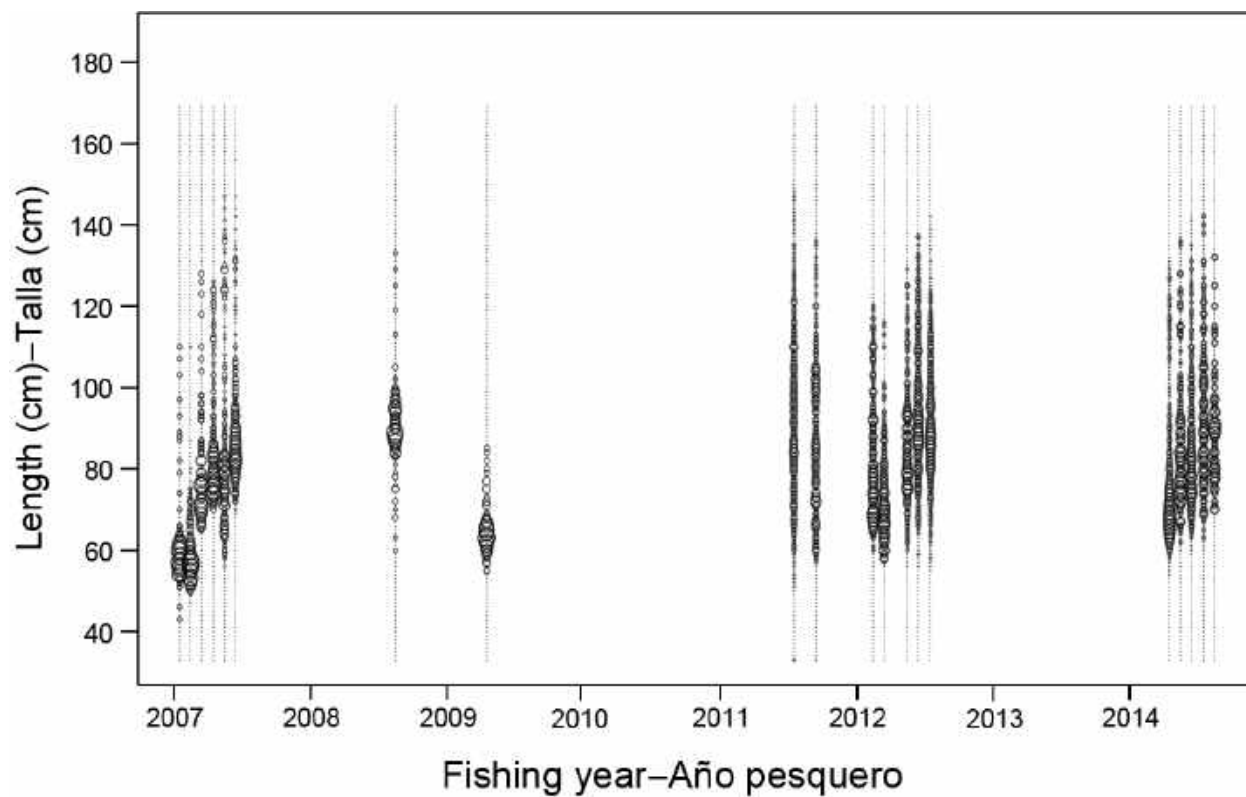


FIGURE 6a. Size compositions of dorado catches by Peruvian fisheries, by month, fishing years 2007-2014, sexes combined. The areas of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 6a. Composiciones por talla de las capturas de dorado por las pesquerías peruanas, por mes, años pesqueros 2007-2014, sexos combinados. El área de los círculos es proporcional a las capturas.

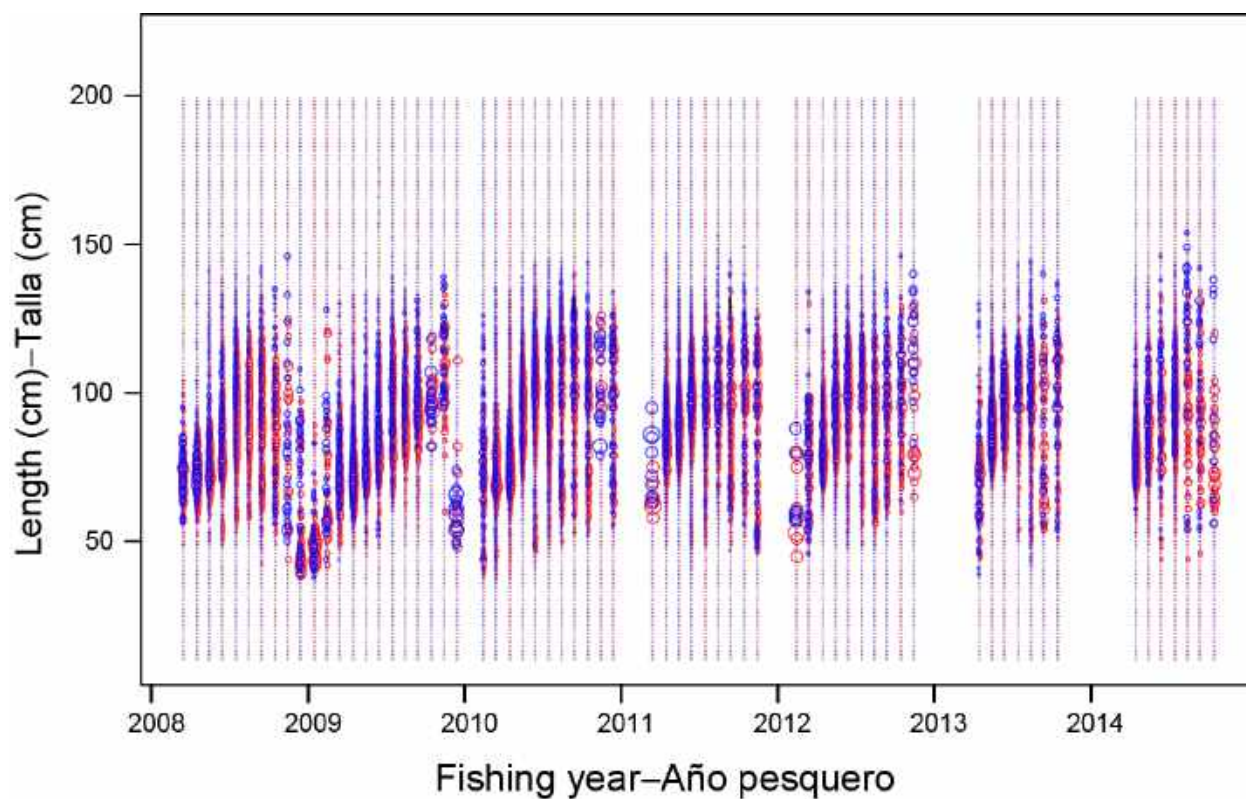


FIGURE 6b. Size compositions of dorado catches by Ecuadorian fisheries, by month, fishing years 2008-2014. Red and blue circles represent females and males, respectively. The areas of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 6b. Composiciones por talla de las capturas de dorado por pesquerías ecuatorianas, por mes, años pesqueros 2007-2014. Los círculos rojos y azules representan hembras y machos, respectivamente. El área de los círculos es proporcional a las capturas.

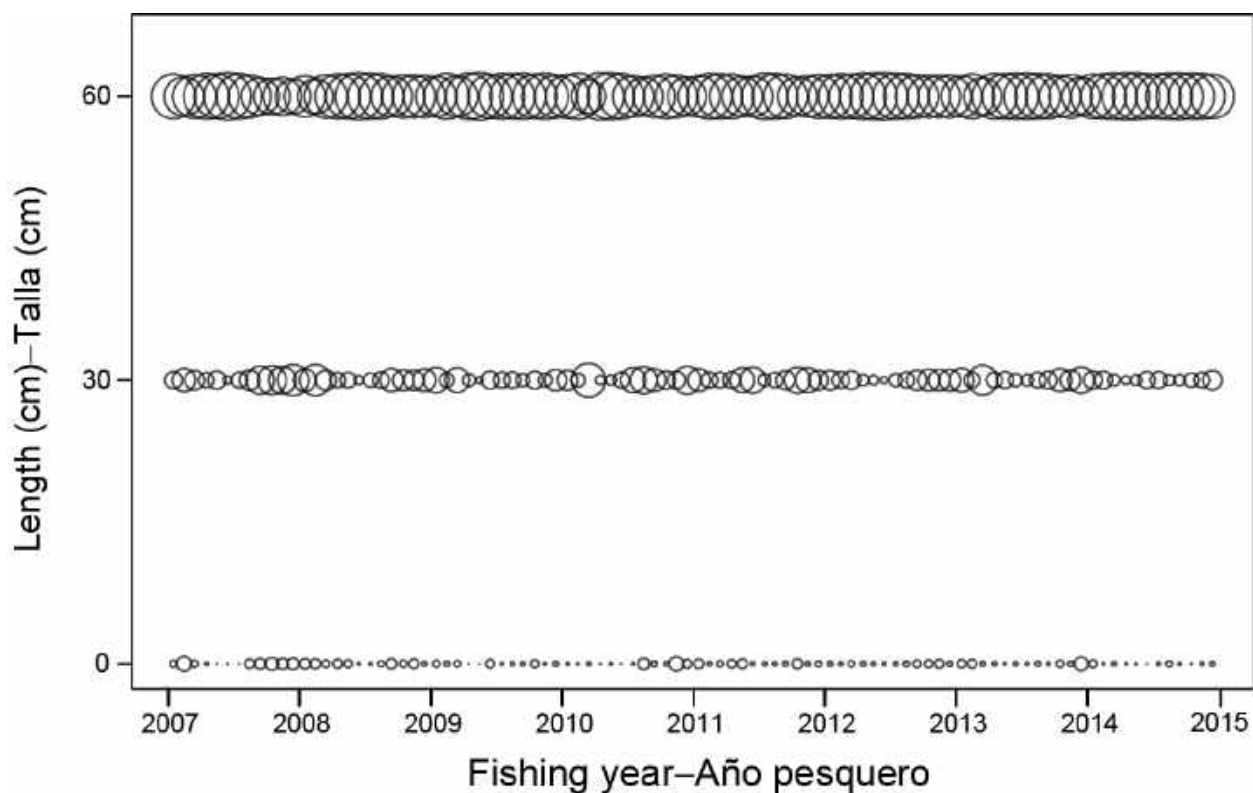


FIGURE 6c. Size compositions of dorado bycatches in the tuna purse-seine fisheries, fishing years 2007-2014, sexes combined. Fish are classified into three size categories (0-30 cm, 31-60 cm, > 60 cm FL). The areas of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 6c. Composiciones por talla de las capturas incidentales de dorado en las pesquerías atuneras de cerco, años pesqueros 2007-2014, sexos combinados. Se clasifica el pescado en tres categorías de talla (0-30 cm, 31-60 cm, > 60 cm). El área de los círculos es proporcional a las capturas.

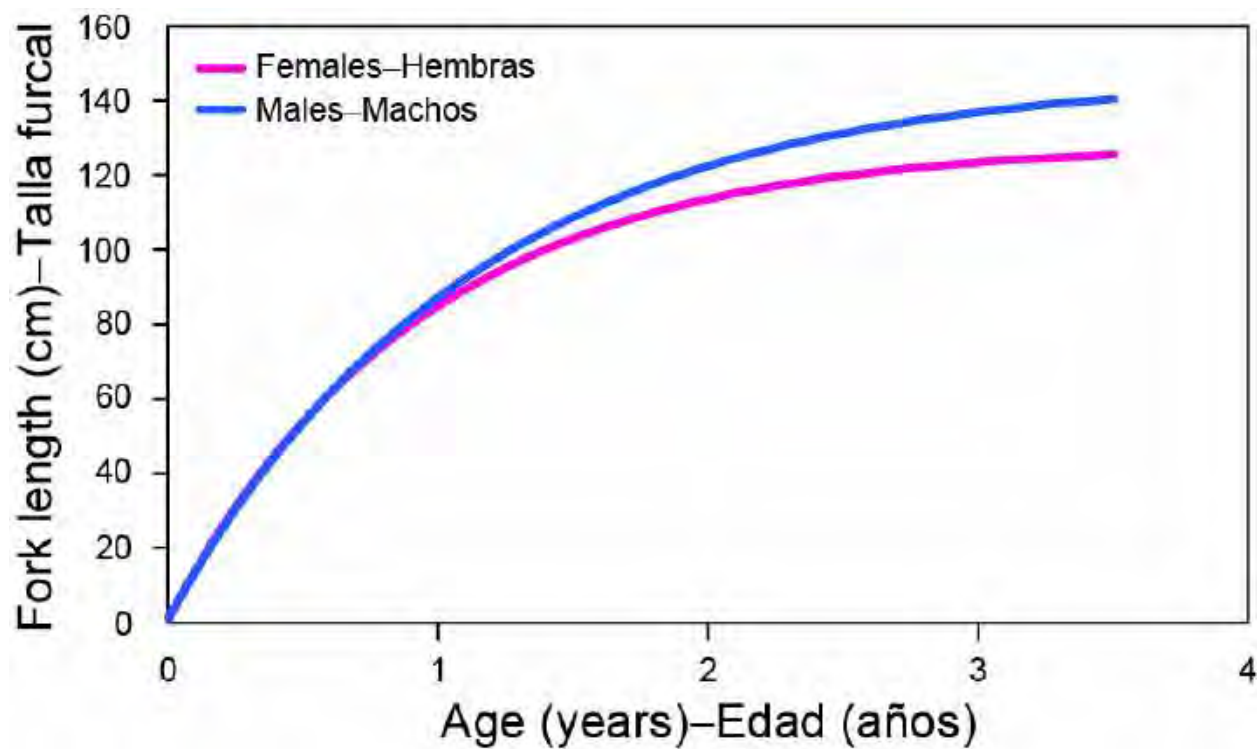


FIGURE 7a. von Bertalanffy growth curves for male and female dorado assumed in the stock assessment model (from Goicochea *et al.* 2012).

FIGURA 7a. Curvas de crecimiento de von Bertalanffy para machos y hembras de dorado supuestas en el modelo de evaluación (de Goicochea *et al.* 2012).

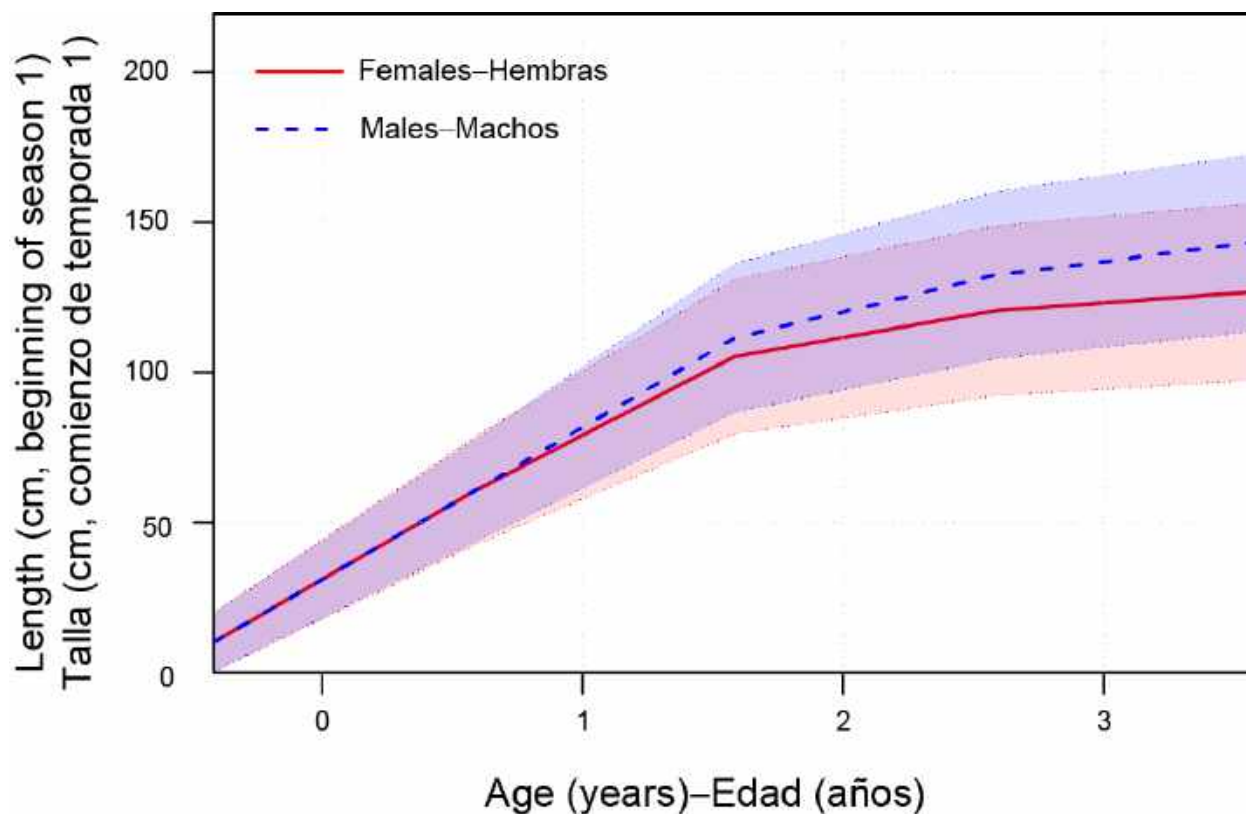


FIGURE 7b. Variability of the length-at-age assumptions in the stock assessment model for dorado. The shaded areas represent the variation of the length at age (± 2 standard deviations) around the mean lengths-at-age (solid line: females; dashed line: males).

FIGURA 7b. Variabilidad de los supuestos de talla por edad en el modelo de evaluación de dorado. Las zonas sombreadas representan la variación de la talla por edad (± 2 desviaciones estándar) alrededor de la talla media por edad (línea sólida: hembras; línea de trazos: machos).

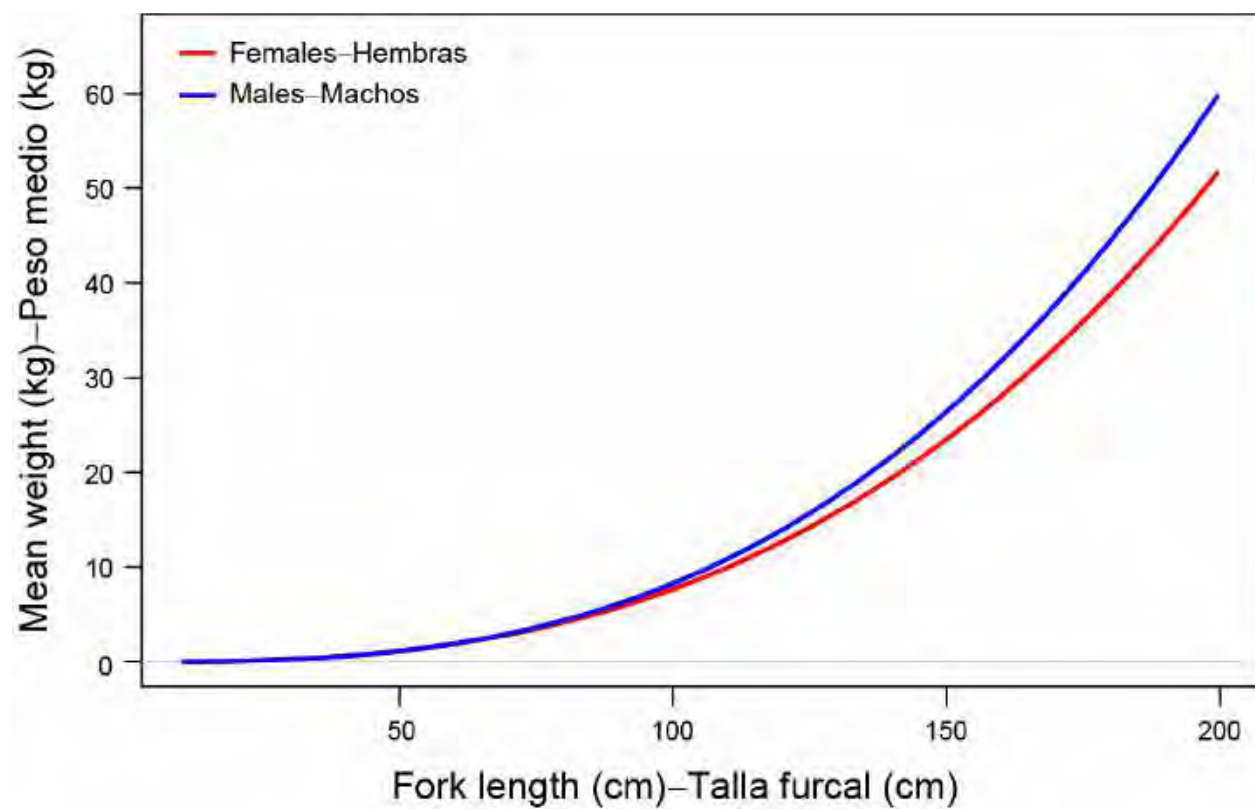


FIGURE 8. Length-weight relationship for dorado, by sex (from Zúñiga-Flores (2014)).
FIGURA 8. Relación talla-peso de dorado, por sexo (de Zúñiga-Flores (2014)).

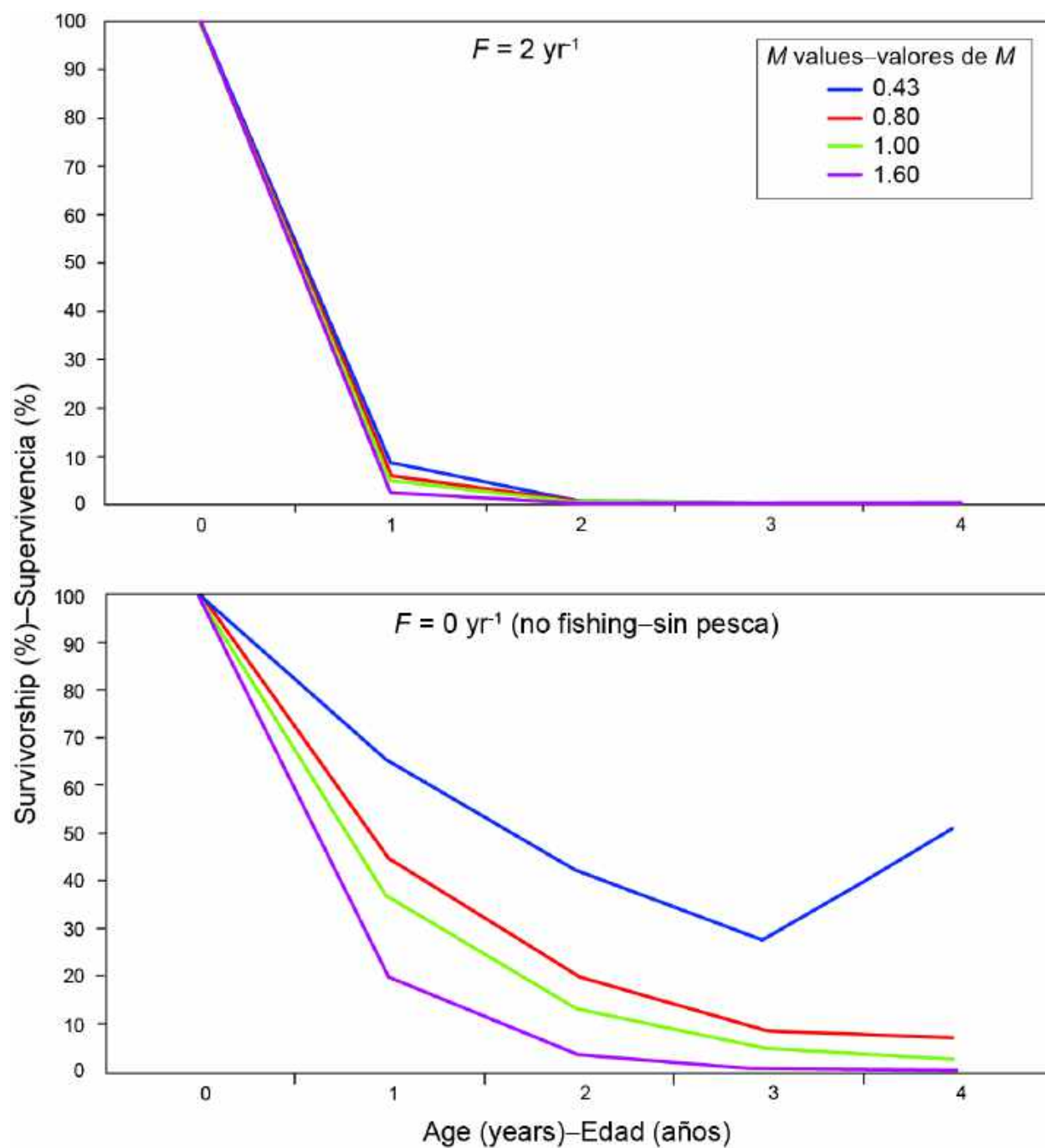


FIGURE 9. Percent survivorship of a cohort over time (in years) under different M values. Top: no fishing mortality ($F = 0$); bottom: under exploitation with $F = 2 \text{ yr}^{-1}$.

FIGURA 9. Supervivencia porcentual de una cohorte a lo largo del tiempo (en años) con distintos valores de M . Arriba: sin mortalidad por pesca ($F = 0$); abajo: con explotación, $F = 2 \text{ yr}^{-1}$.

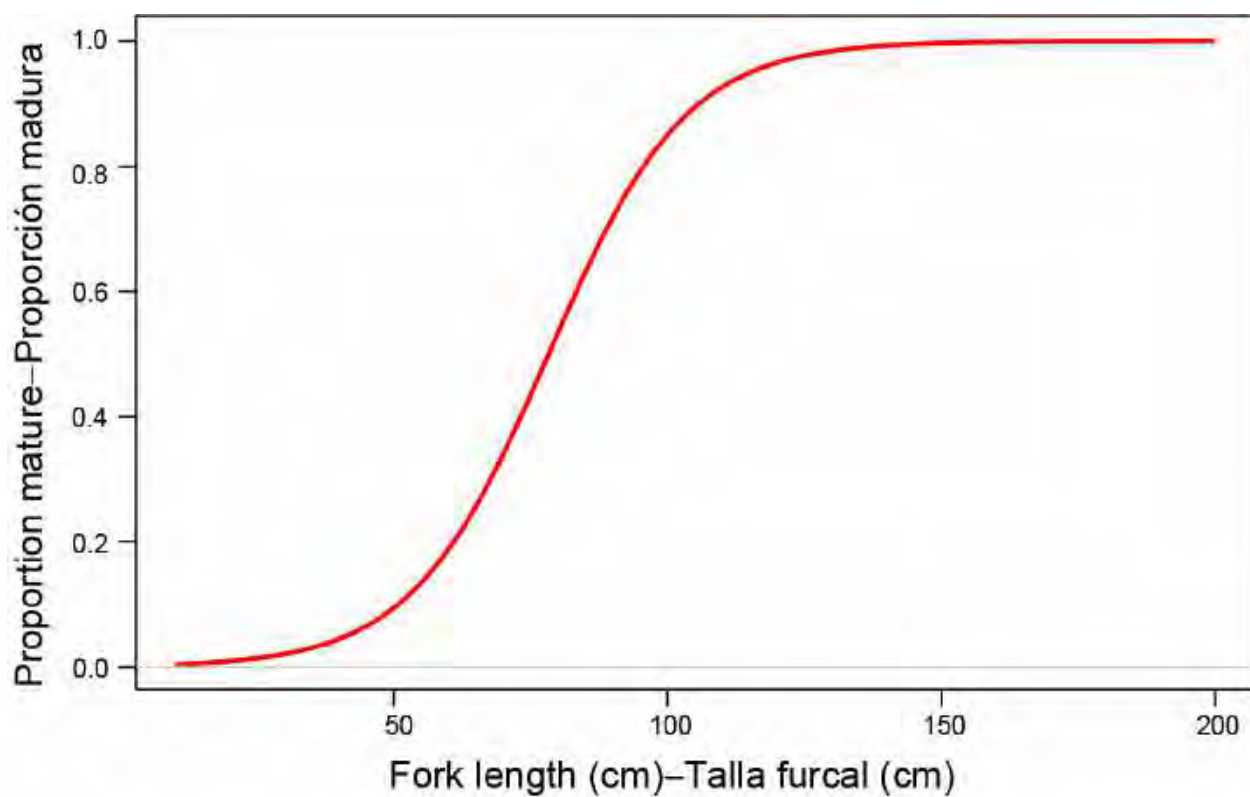


FIGURE 10. Length-maturity ogive for female dorado (from Zúñiga-Flores 2014).

FIGURA 10. Ojiva de talla-madurez para hembras de dorado (de Zúñiga-Flores 2014).

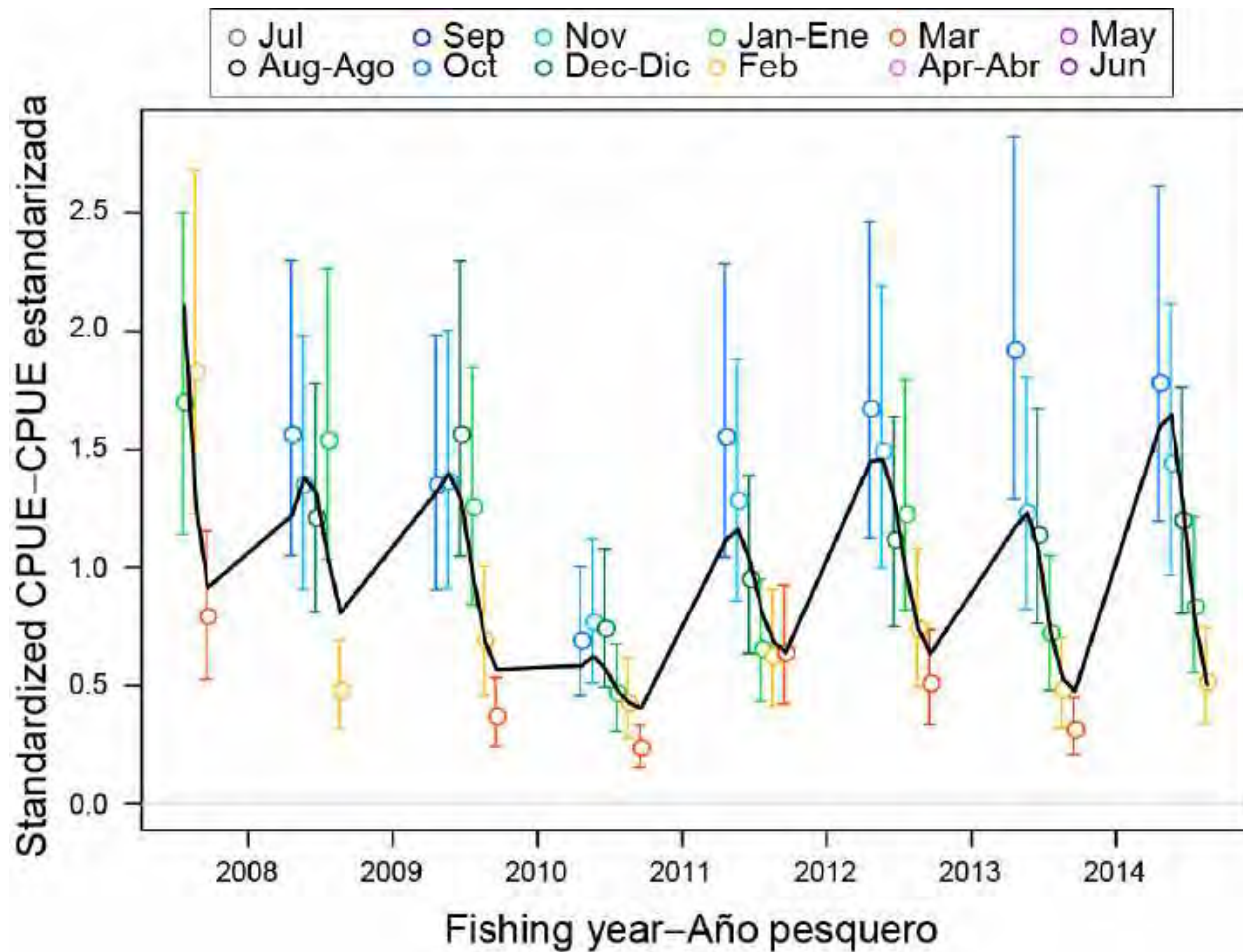


FIGURE 11a. Base-case model fit to the standardized CPUE data from the Ecuadorian artisanal fishery. The vertical lines represent the fixed confidence intervals (± 2 standard deviations) around the CPUE values.
FIGURA 11a. Ajuste del modelo de caso base a los datos de CPUE estandarizada de la pesquería artesanal ecuatoriana. Las líneas verticales representan los intervalos de confianza fijos (± 2 desviaciones estándar) alrededor de los valores de la CPUE.

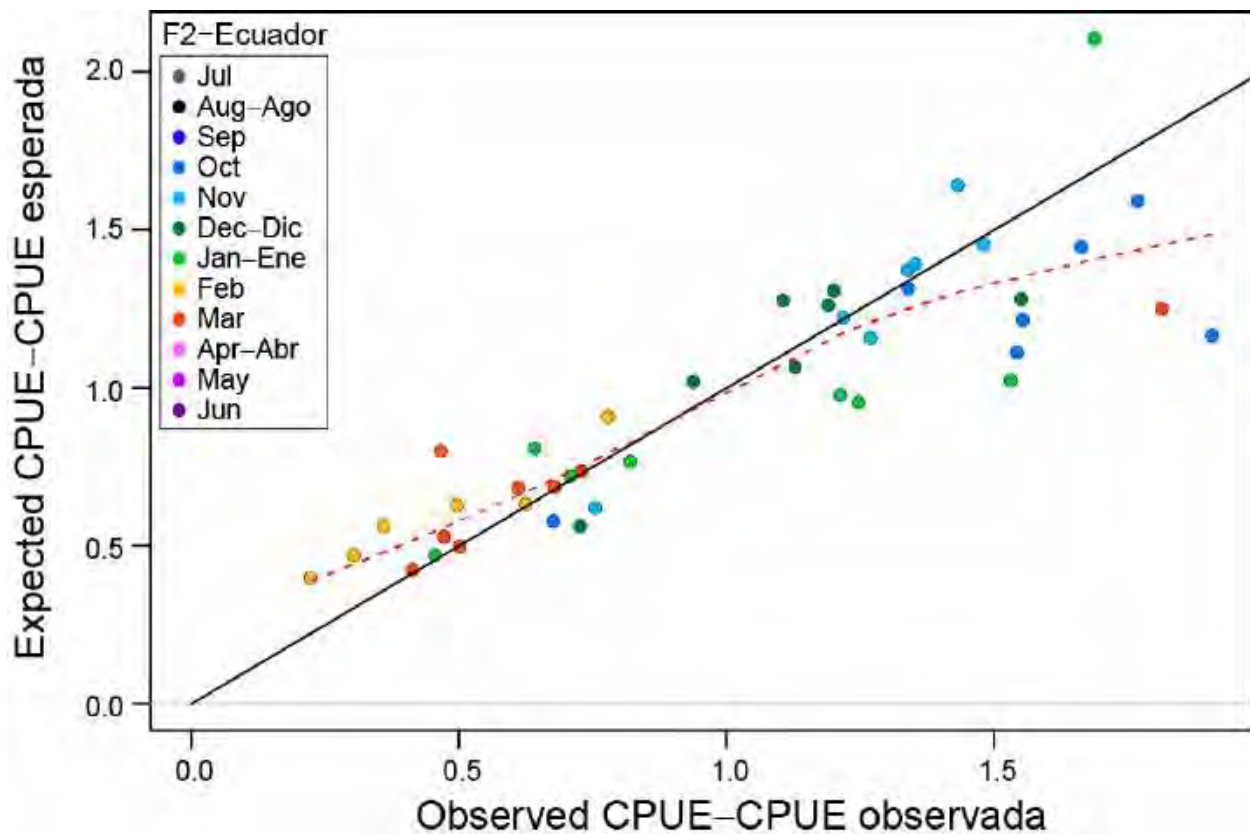


FIGURE 11b. Observed versus expected CPUE values for the Ecuadorian artisanal fishery. The solid black line represents a 1:1 relationship; the dashed red line is a smoother over the points.

FIGURA 11b. Valores observados y esperados de la CPUE de la pesquería artesanal ecuatoriana. La línea negra sólida representa una relación 1:1; la línea roja de trazos es un suavizador sobre los puntos.

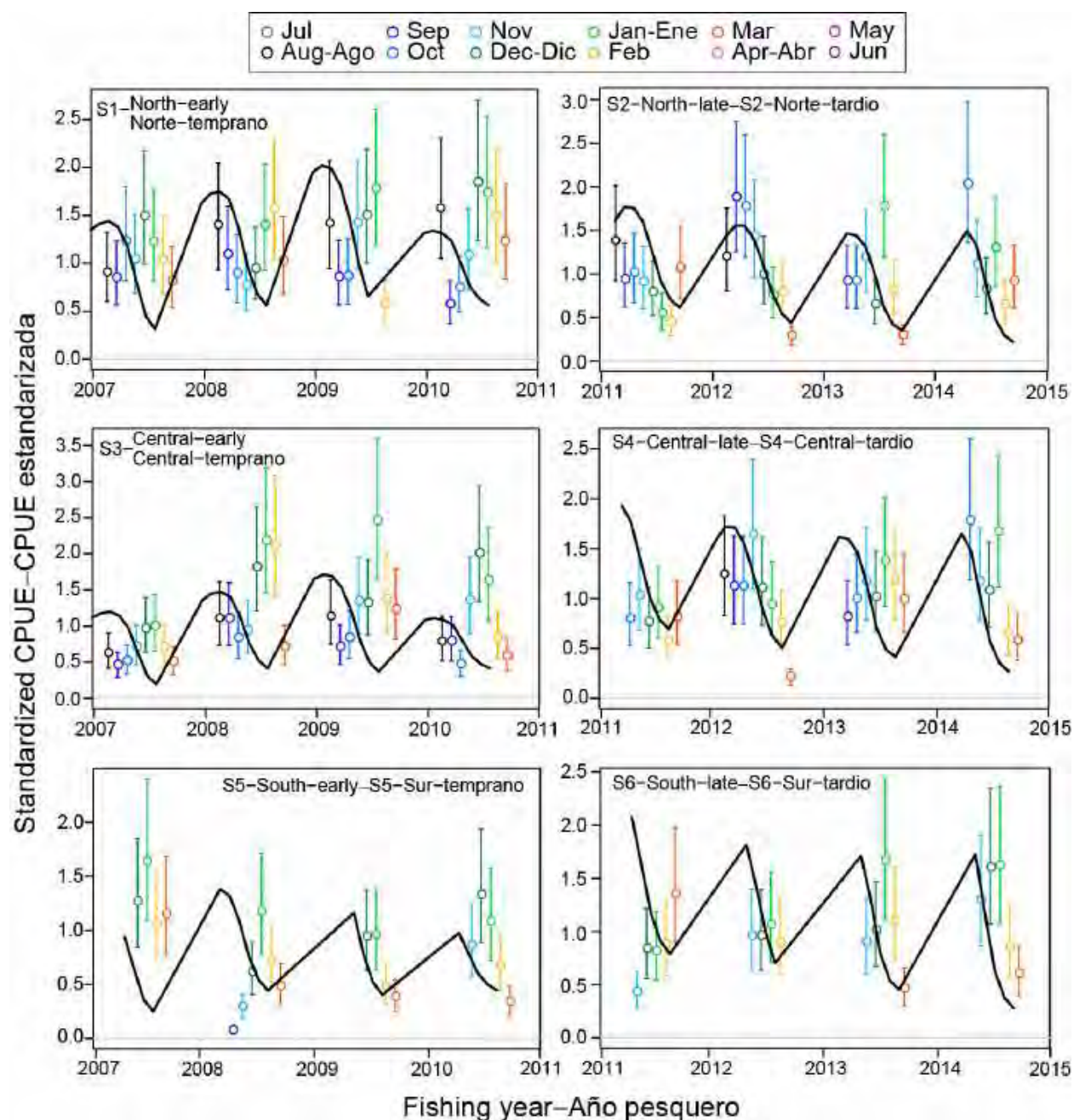


FIGURE 11c. Model fit to the standardized CPUE data from Peruvian artisanal fisheries operating in three regions: North (Paíta), Central (Chimbote-Pucusana), and South (Ilo). The CPUE indices are separated at 2010 into early and late periods, corresponding to improvements in the quality of the data collected.

FIGURA 11c. Ajuste del modelo a los datos de CPUE estandarizada de las pesquerías artesanales peruanas que operan en tres regiones: Norte (Paíta), Central (Chimbote-Pucusana), y Sur (Ilo). Se separan los índices de CPUE en dos periodos, temprano y tardío, correspondientes a mejoras en la calidad de los datos recolectados.

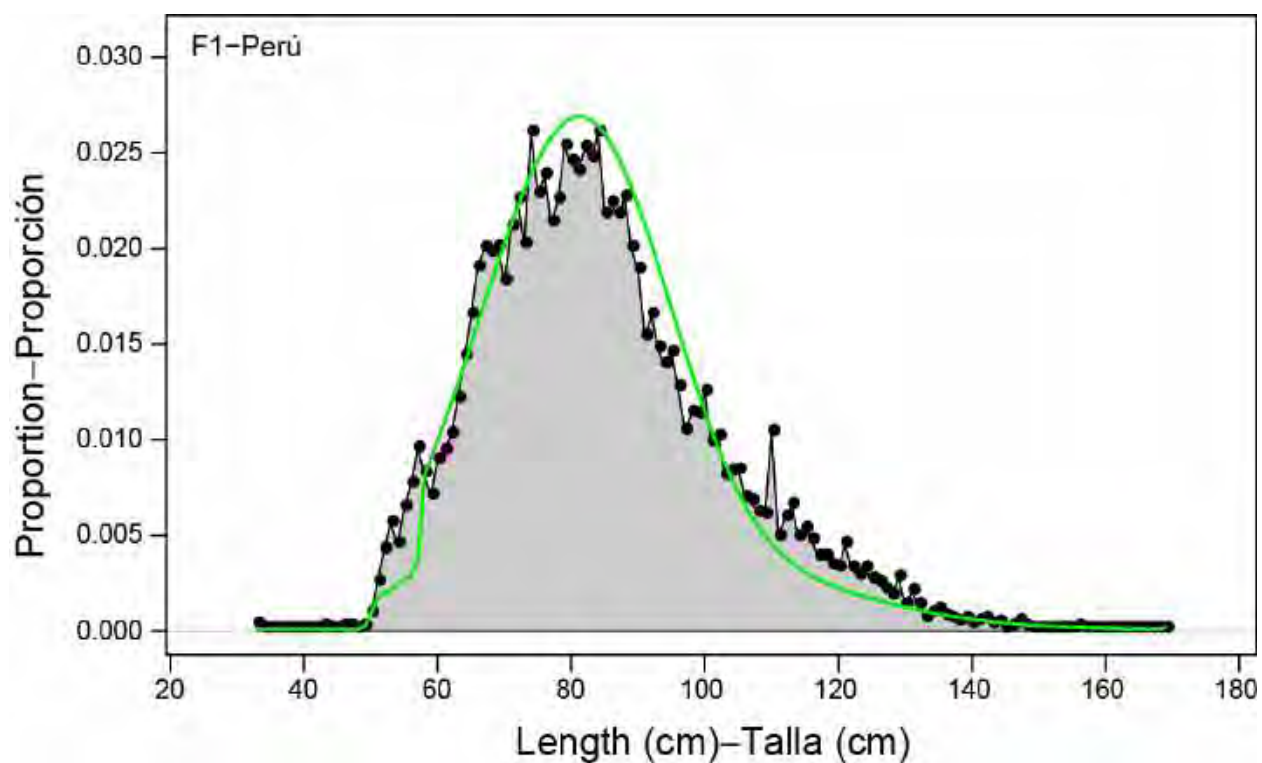


FIGURE 12a. Average observed (dots) and predicted (green line) length compositions of the catches taken by the Peruvian artisanal fishery (F1), both sexes combined.

FIGURA 12a. Composiciones por talla medias observadas (puntos) y predichas (línea verde) de las capturas de dorado de la pesquería artesanal peruana (F1), ambos sexos combinados.

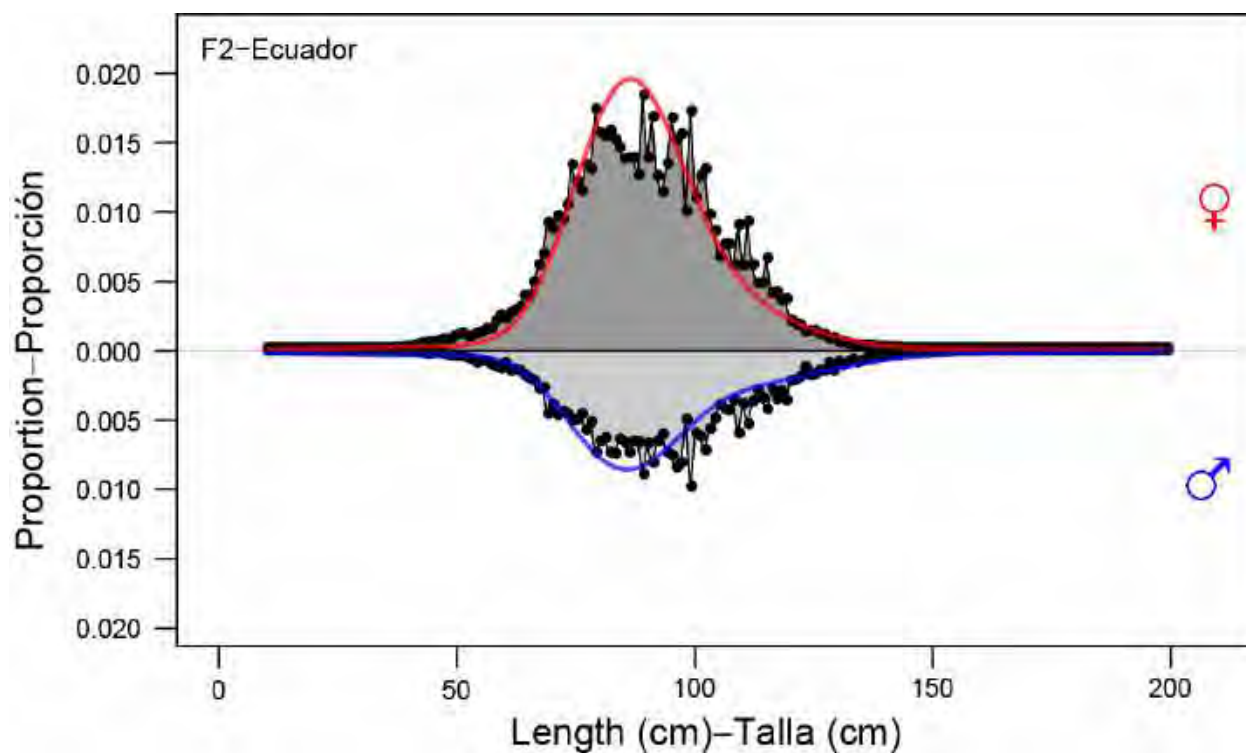


FIGURE 12b. Average observed (dots) and predicted (lines) length composition of the catches taken by the Ecuadorian artisanal fishery (F2), for females (red line) and males (blue line).

FIGURA 12b. Composiciones por talla medias observadas (puntos) y predichas (líneas) de las capturas de dorado de la pesquería artesanal ecuatoriana (F2), de hembras (línea roja) y machos (línea azul).

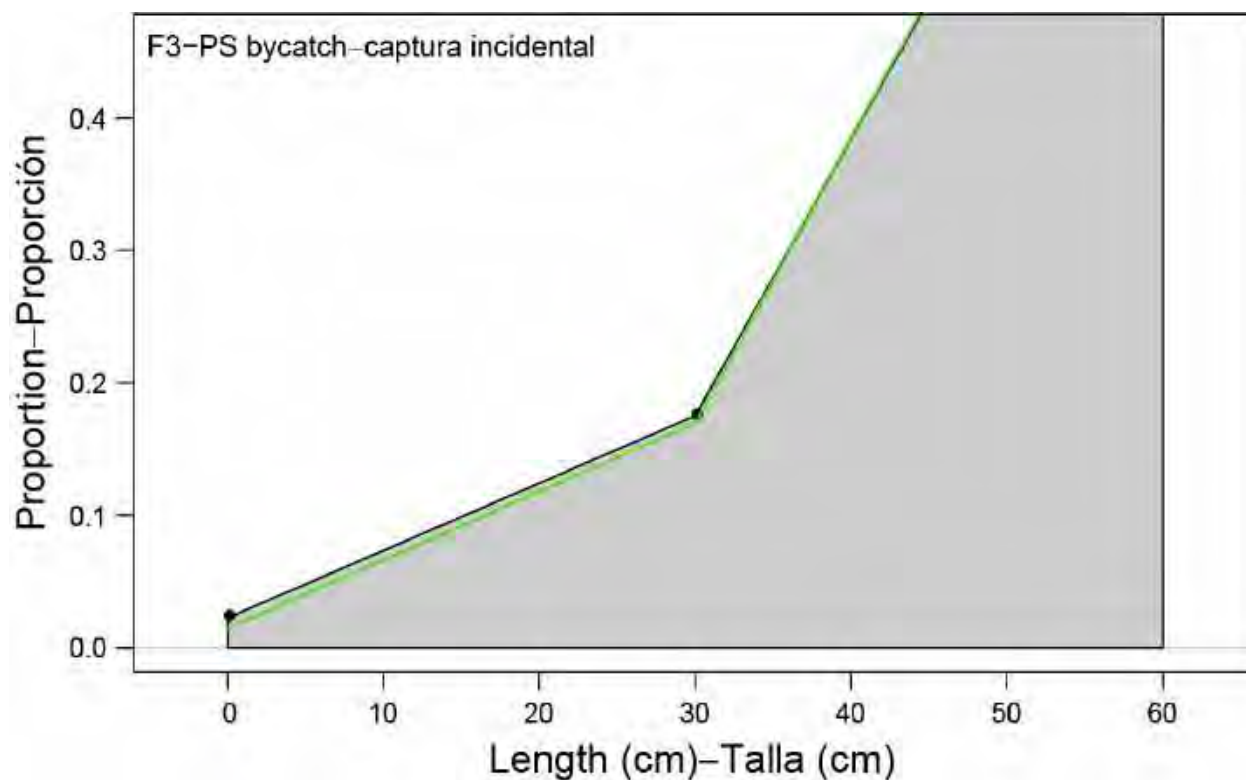


FIGURE 12c. Average observed (dots) and predicted (green line) length-class composition of the bycatches of dorado in the tuna purse-seine fishery (F3). Fish are classified into three size categories (0-30 cm, 31-60 cm, > 60 cm FL).

FIGURA 12c. Composiciones por talla medias observadas (puntos) y predichas (línea verde) de las capturas incidentales de dorado en la pesquería atunera de cerco (F3). Se clasifican los pescados en tres categorías de talla (0-30 cm, 31-60 cm, > 60 cm TF)

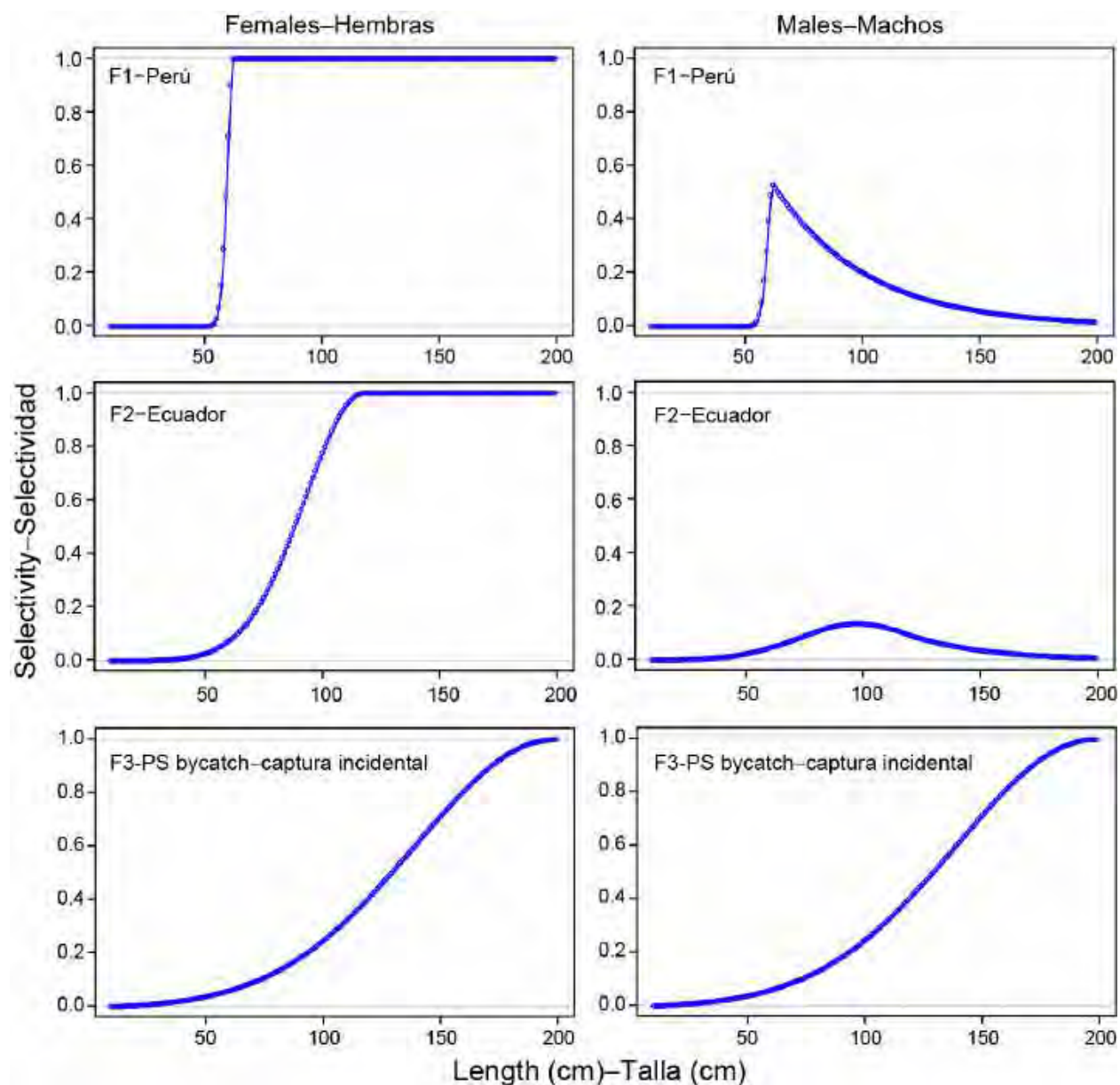


FIGURE 13. Size selectivity curves for the three dorado fisheries defined in the assessment. Left: females; right: males.

FIGURA 13. Curvas de selectividad por tamaño de las tres pesquerías de dorado definidas en la evaluación. Izquierda: hembras; derecha: machos.

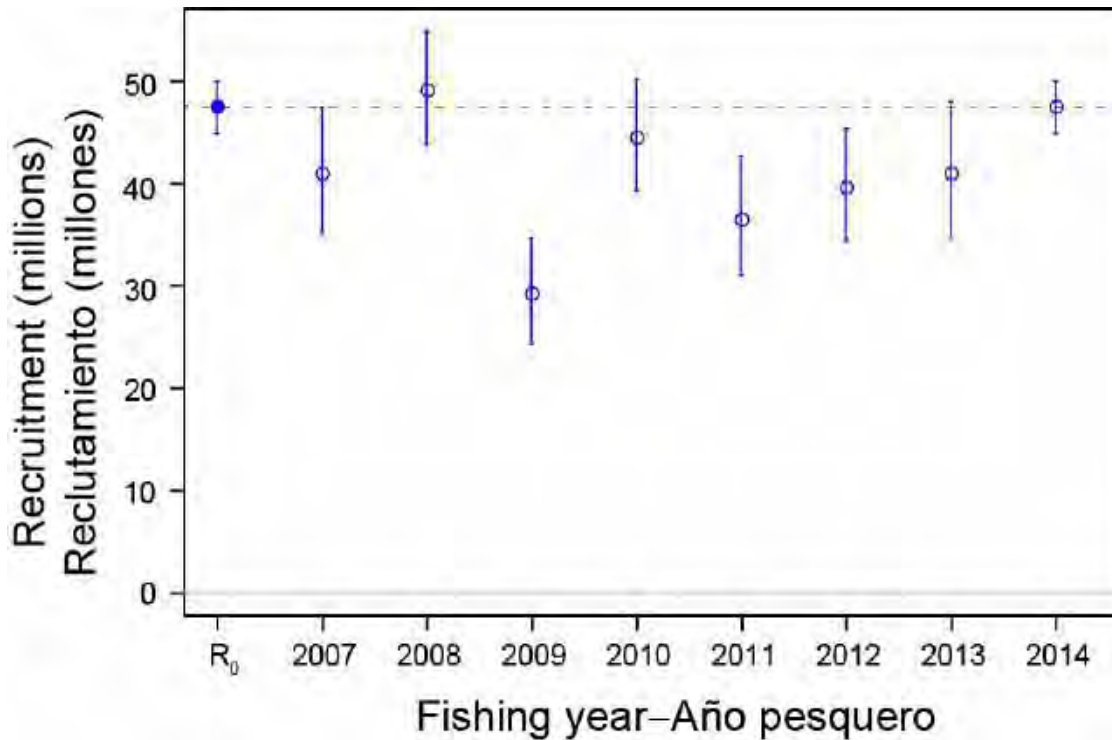


FIGURE 14. Estimates of the annual recruitment of dorado in the South EPO. The vertical lines represent the 95% confidence intervals around the recruitment estimates (open circles). The solid blue circle represents the estimate of virgin recruitment (R_0). In Stock Synthesis, age-0 recruitment is defined as post-larval fish.

FIGURA 14. Estimaciones del reclutamiento anual de dorado en el OPO sur. Las líneas verticales representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de las estimaciones de reclutamiento (círculos abiertos). El círculo azul sólido representa la estimación del reclutamiento virgen (R_0). En *Stock Synthesis*, se define el reclutamiento a edad 0 como peces poslarvales.

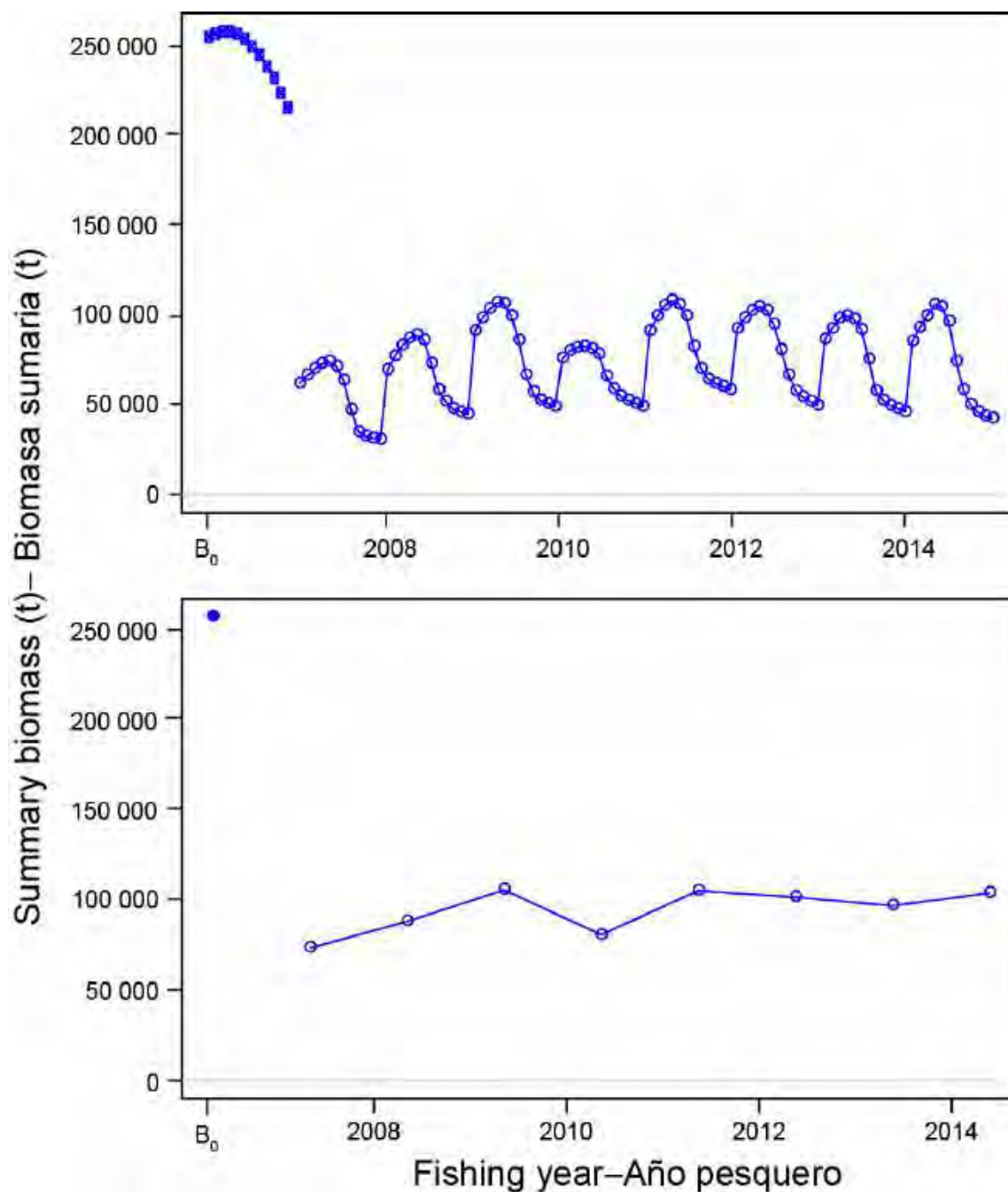


FIGURE 15. Estimates of the biomass of dorado 1+ months old (summary biomass) in the South EPO at the start of each month (top) and at the beginning of the spawning season (defined as the month of November in the assessment model; bottom). The blue dot represents the estimate of the virgin summary biomass (B_0) at the beginning of the spawning season.

FIGURA 15. Estimaciones de la biomasa de dorado de 1+ meses de edad (biomasa sumaria) en el OPO sur al principio de cada mes (arriba) y al principio de la temporada de desove (definido como el mes de noviembre en el modelo; abajo). El punto azul representa la estimación de la biomasa sumaria virgen (B_0) al principio de la temporada de desove.

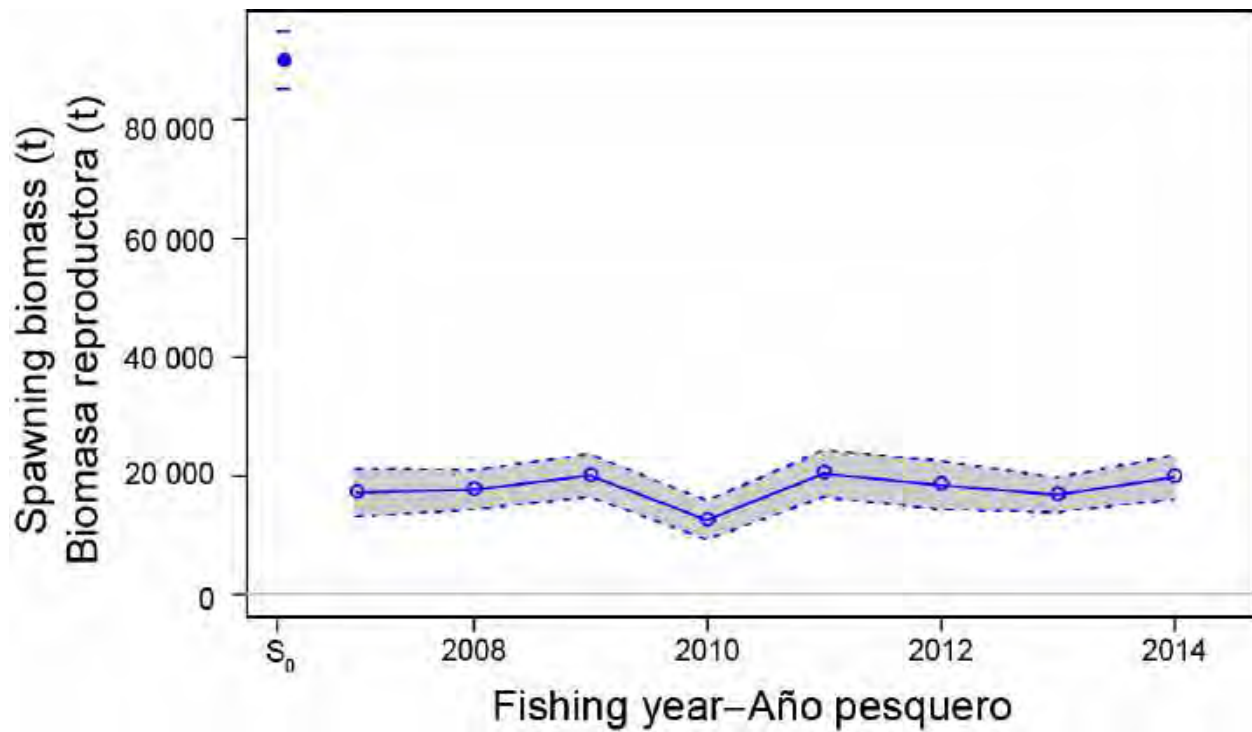


FIGURE 16. Estimated spawning biomass of dorado in the South EPO at the beginning of the spawning season in November. The solid blue line connects the maximum likelihood estimates (open circles), and the shaded area indicates the approximate 95% confidence intervals around these estimates. The blue dot represents the virgin spawning biomass.

FIGURA 16. Biomasa reproductora estimada de dorado en el OPO sur al principio de la temporada de desove en noviembre. La línea azul sólida conecta las estimaciones de verosimilitud máxima (círculos abiertos), y el área sombreada indica los intervalos de confianza de 95% alrededor de estas estimaciones. El punto azul representa la biomasa reproductora virgen.

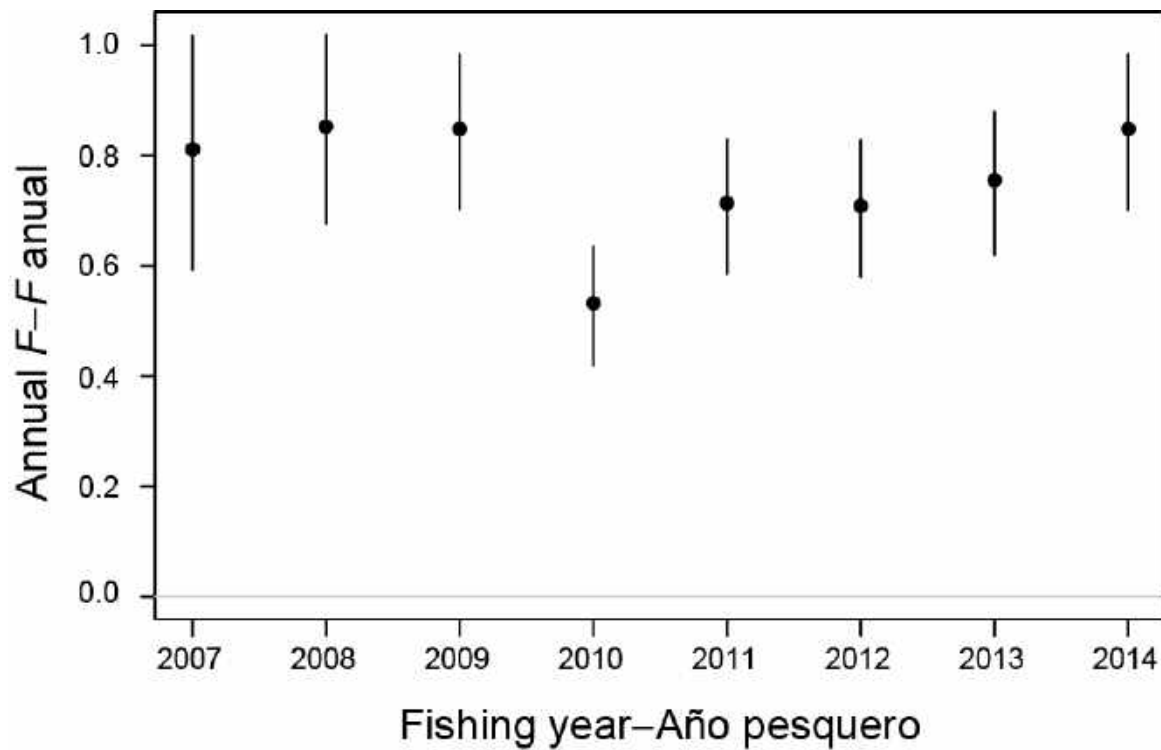


FIGURE 17a. Annual fishing mortality (F), for all fisheries, of dorado recruited to the fisheries of the South EPO.

FIGURA 17a. Mortalidad por pesca (F) anual, de todas las pesquerías, de dorado reclutado a las pesquerías del OPO sur.

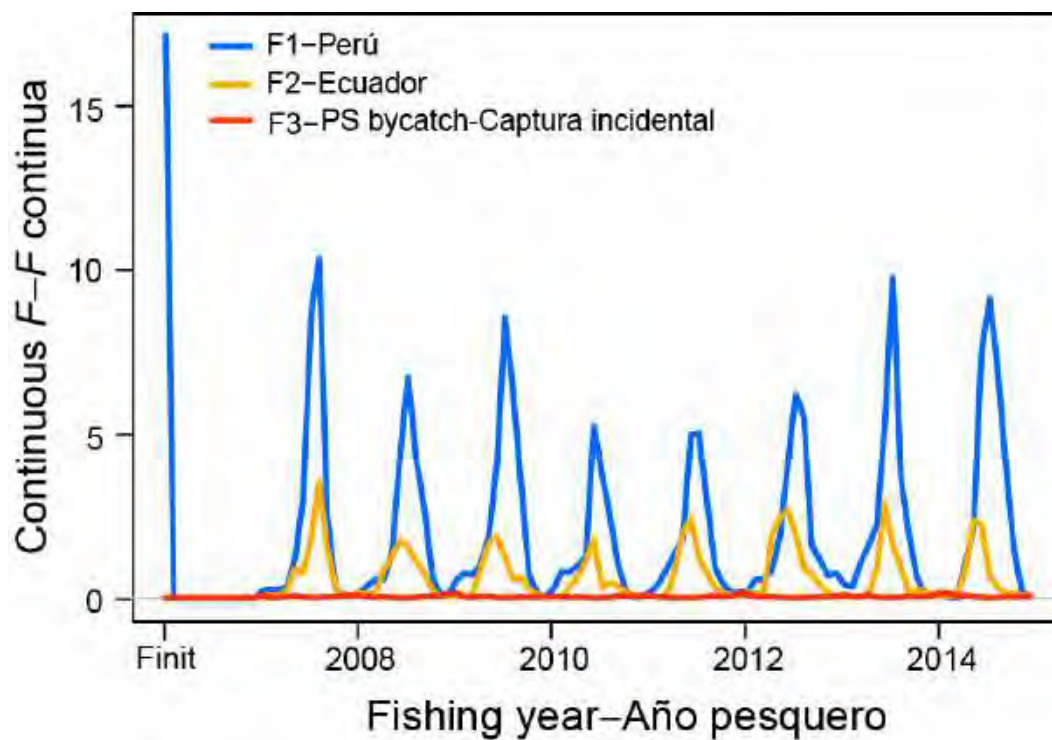


FIGURE 17b. Annualized monthly instantaneous fishing mortality (F), by fishery, for dorado recruited to the fisheries of the South EPO.

FIGURA 17b. Mortalidad por pesca instantánea mensual anualizada (F), por pesquería, de dorado reclutado a las pesquerías del OPO sur.

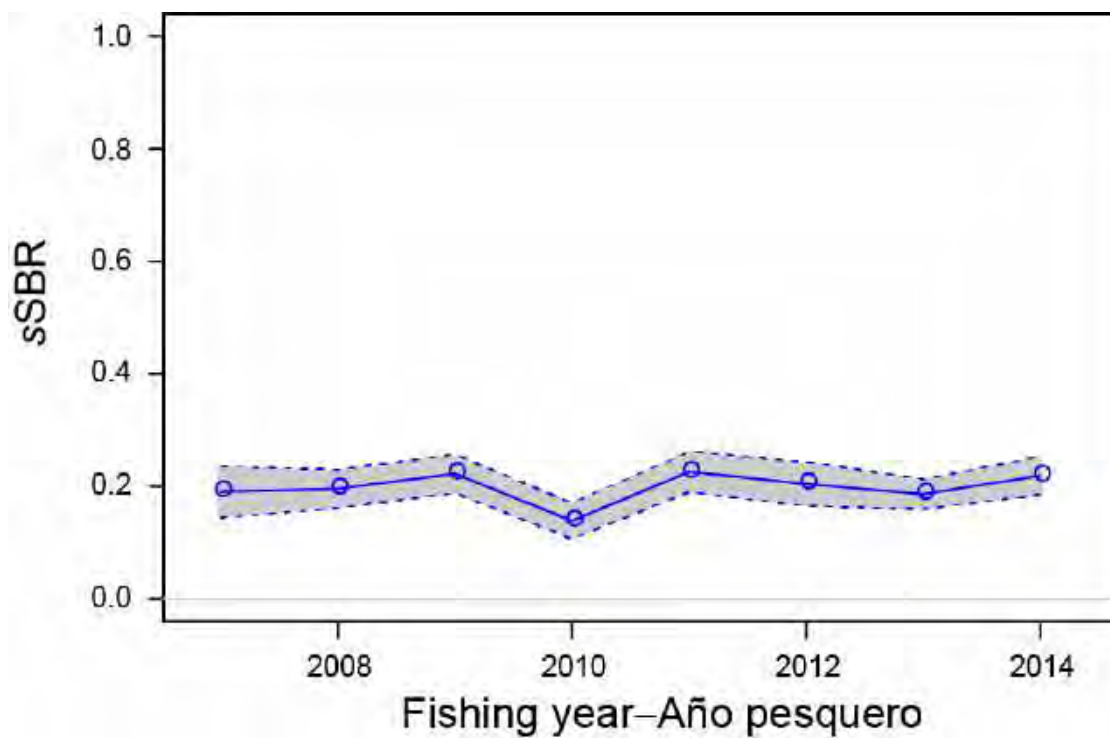


FIGURE 18. Estimated static spawning biomass ratios (sSBR) of dorado recruited to the fisheries of the South EPO. The solid blue line connects the maximum likelihood estimates (open circles), and the shaded area indicates the approximate 95% confidence intervals around these estimates.

FIGURA 18. Cocientes de biomasa reproductora estáticos (sSBR) estimados de dorado reclutado a las pesquerías del OPO sur. La línea azul conecta las estimaciones de verosimilitud máxima (círculos abiertos), y el área sombreada indica los intervalos de confianza de 95% alrededor de estas estimaciones.

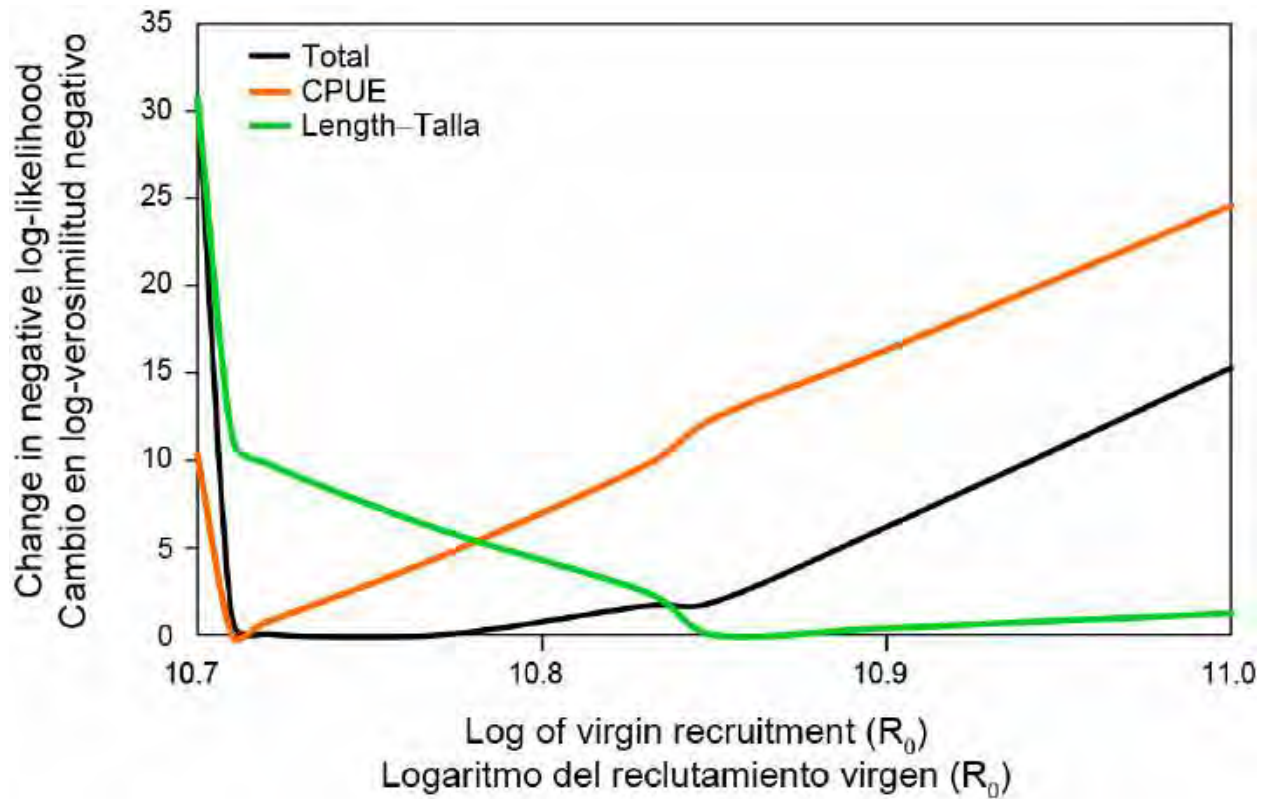


FIGURE 19. Likelihood profile for the virgin recruitment (R_0) parameter estimated under the previous base case model configuration (Aires-da-Silva and Maunder 2011), which assumed the original input sample sizes of the size composition data ($\lambda = 1$). The lines represent the profiles for each of the two data components included in the model fit and for the total likelihood.

FIGURA 19. Perfil de verosimilitud del parámetro de reclutamiento virgen (R_0) estimado con la configuración previa del modelo de caso base (Aires-da-Silva y Maunder 2011), que supuso el tamaño de muestra de entrada original de los datos de composición por talla ($\lambda = 1$). Las líneas representan el perfil de cada uno de los dos componentes de datos incluidos en el ajuste del modelo y de la verosimilitud total.

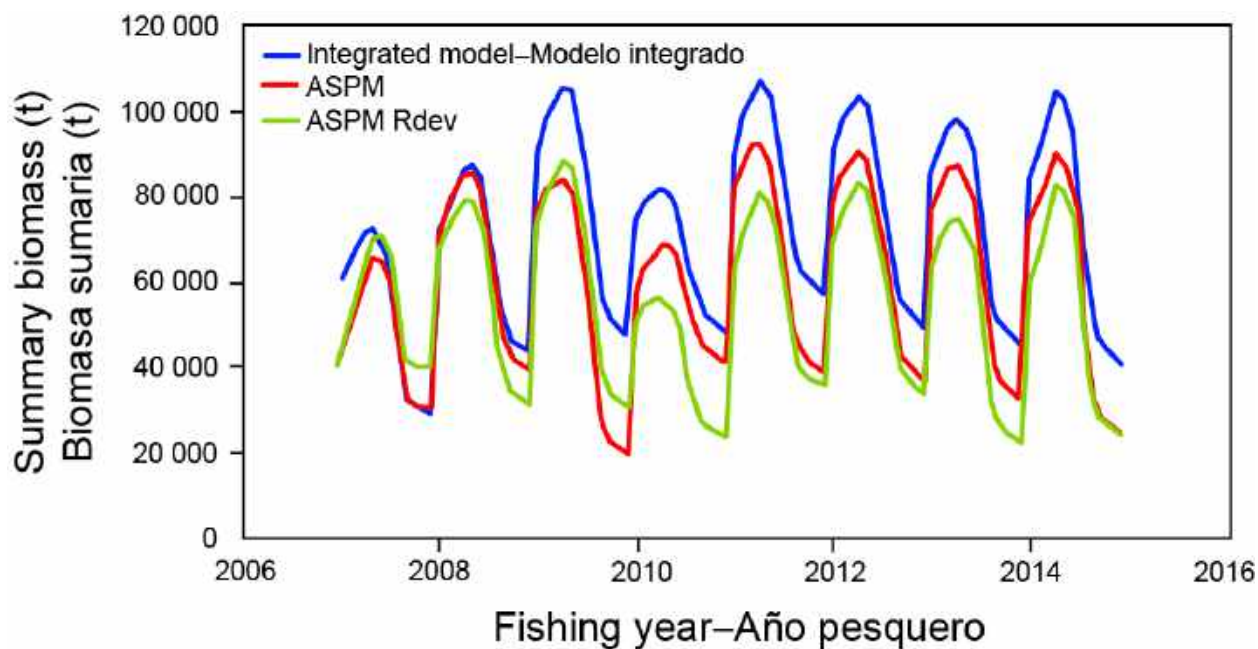


FIGURE 20. Age-structured production model (ASPM) diagnostic. The lines represent the estimates of the summary biomass from the integrated model (base case), the ASPM diagnostic, and the ASPM diagnostic with the recruitment deviations estimated (ASPM-Rdev). See section 5.1.4.b in text.

FIGURA 20. Diagnóstico de modelo de producción con estructura por edad (ASPM). Las líneas corresponden a las estimaciones de biomasa sumaria del modelo integrado (caso base), el diagnóstico ASPM, y el diagnóstico ASPM con las desviaciones del reclutamiento estimadas (ASPM-Rdev). Ver sección 5.1.4.b en el texto.

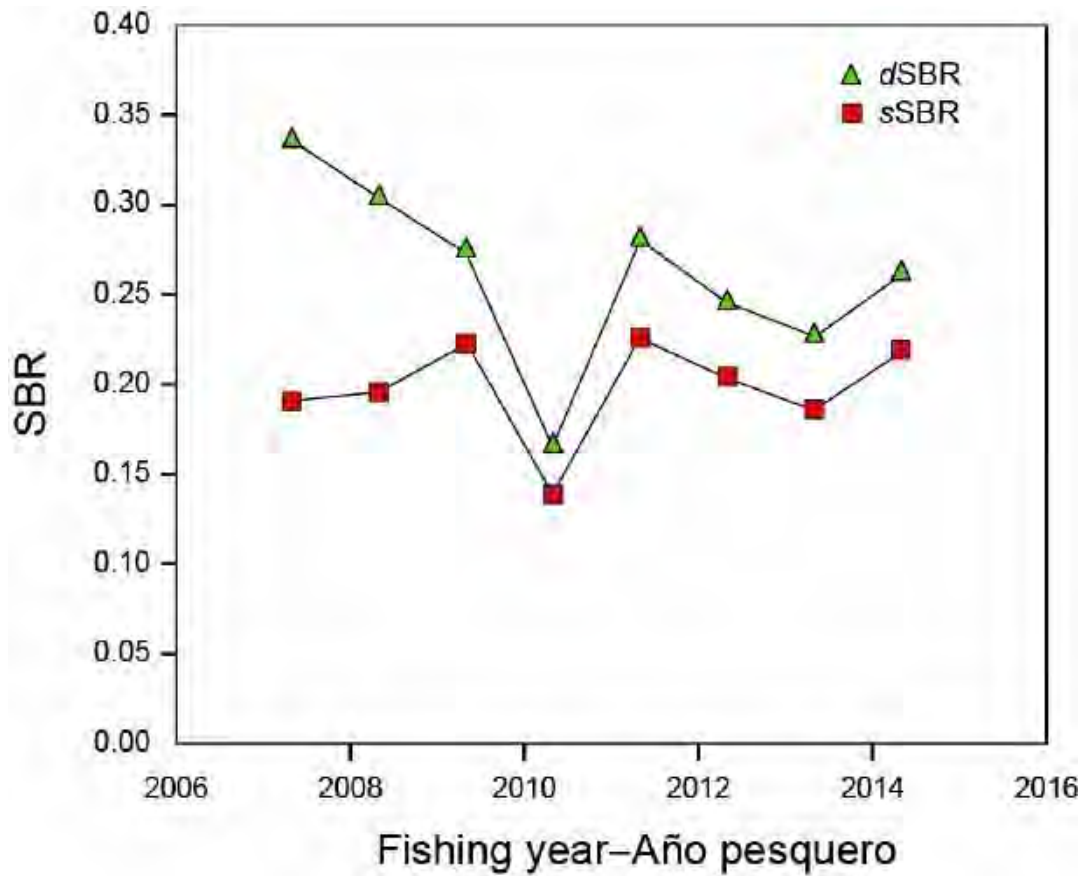


FIGURE 21. Estimates of the spawning biomass ratio (SBR) for the base case obtained using the static (sSBR) and dynamic (dSBR) methods. See section 6.1. in text.

FIGURA 21. Estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) del caso base obtenidas con el método estático (sSBR) y dinámico (dSBR). Ver sección 6.1 en el texto.

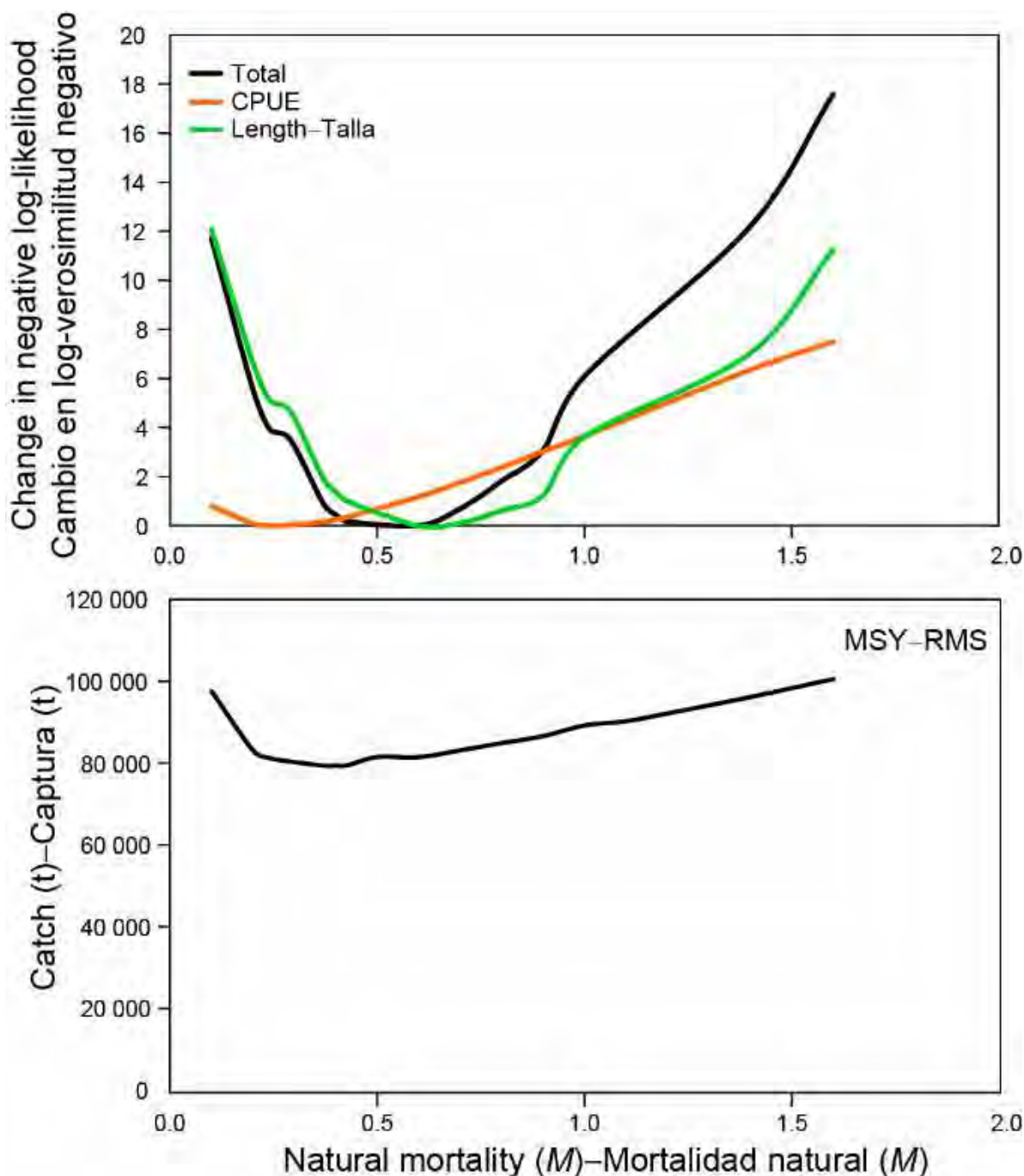


FIGURE 22. Top panel: Likelihood profile for the natural mortality (M) parameter estimated under the previous base case model configuration (Aires-da-Silva and Maunder 2011), which assumed the original input sample sizes of the size composition data ($\lambda = 1$). The lines represent the profiles for each of the two data components included in the model fit and for the total likelihood. Bottom panel: maximum sustainable yield (MSY), in metric tons.

FIGURA 22. Panel superior: Perfil de verosimilitud del parámetro de mortalidad natural (M) estimado con la configuración previa del modelo de caso base (Aires-da-Silva y Maunder 2011), que supuso el tamaño de muestra de entrada original de los datos de composición por talla ($\lambda = 1$). Las líneas representan el perfil de cada uno de los dos componentes de datos incluidos en el ajuste del modelo y de la verosimilitud total. Panel inferior: rendimiento máximo sostenible (RMS), en toneladas.

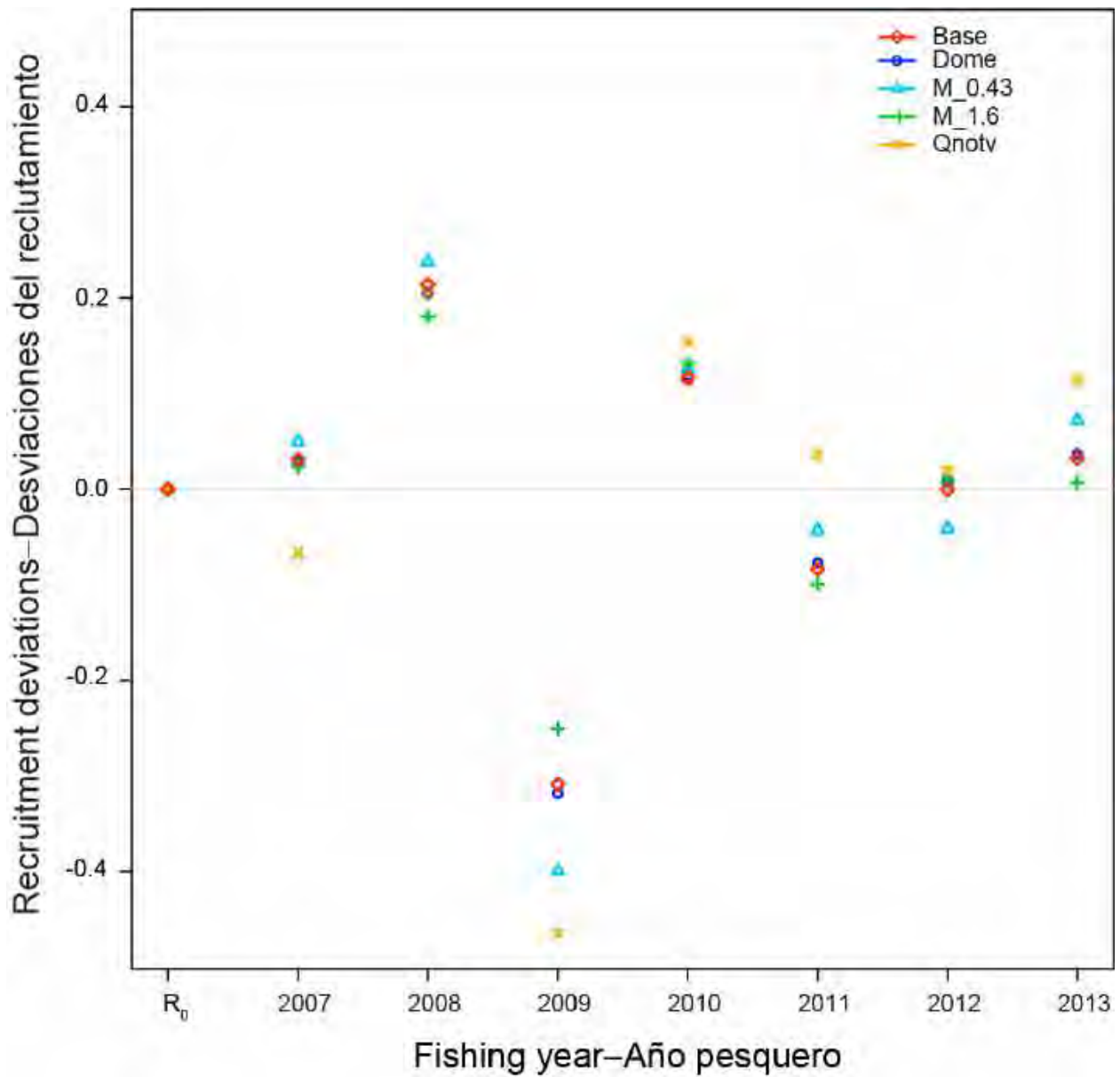


FIGURE 23. Recruitment deviations during 2007-2013, estimated in the base case (Base) and by the analyses of sensitivity to dome-shaped selectivity (Dome), natural mortalities of 0.43 and 1.6 ($M_{0.43}$ and $M_{1.6}$, respectively), and no time-varying selectivity (Qnotv).

FIGURA 23. Desviaciones del reclutamiento durante 2007-2013, estimadas en el caso base (Base) y los análisis de sensibilidad a selectividad en forma de domo (Dome), mortalidad natural de 0.43 y 1.6 ($M_{0.43}$ y $M_{1.6}$, respectivamente), y selectividad sin variabilidad temporal (Qnotv).

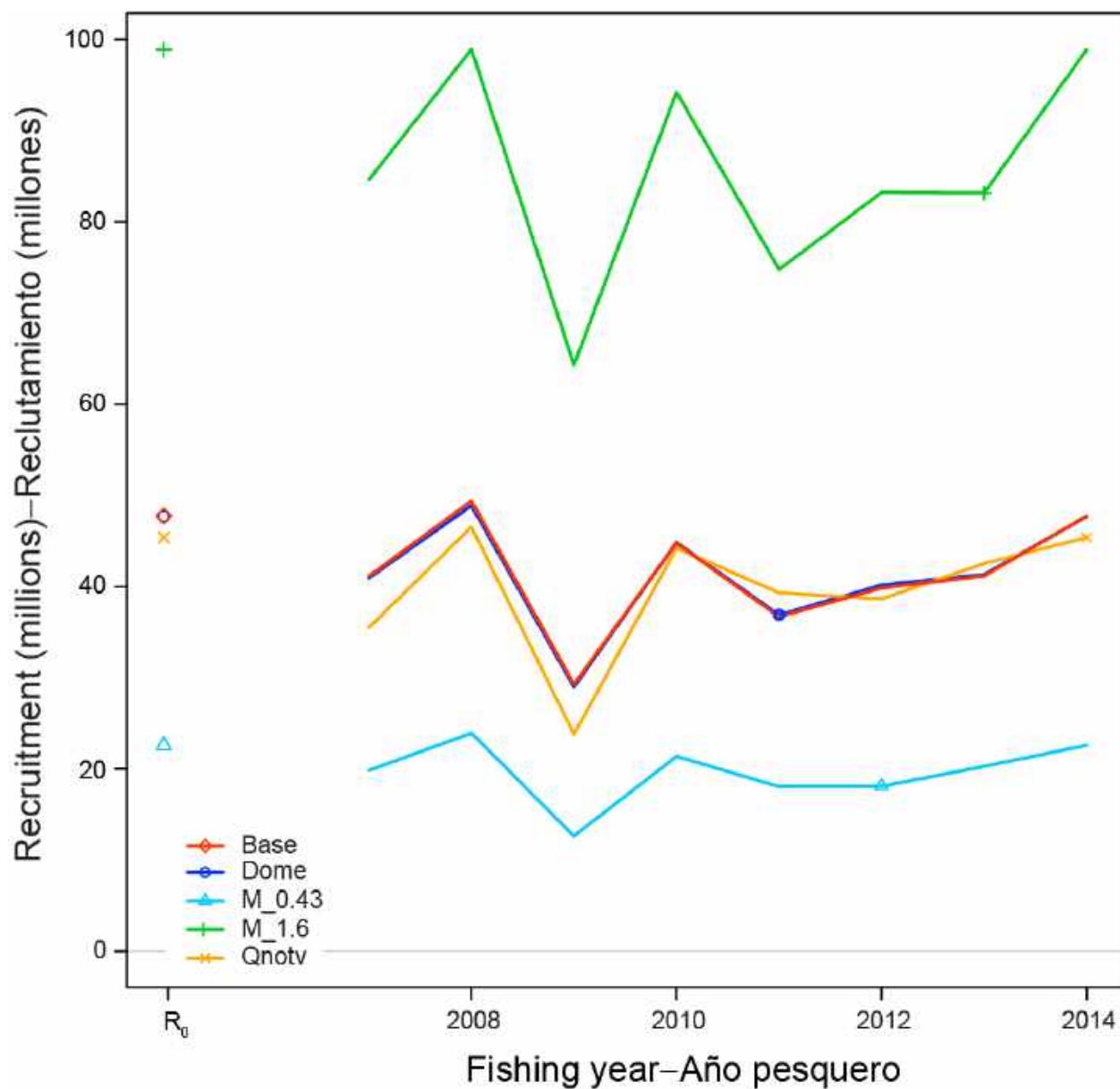


FIGURE 24. Recruitment of age-0 dorado during 2007-2014, estimated by the base case (Base) and by analyses of sensitivity to dome-shaped selectivity (Dome), natural mortalities of 0.43 and 1.6 ($M_{0.43}$ and $M_{1.6}$, respectively), and no time-varying selectivity (Qnotv).

FIGURA 24. Reclutamiento de dorado de edad 0 durante 2007-2014, estimado por el caso base (Base) y por los análisis de sensibilidad a selectividad en forma de domo (Dome), mortalidad natural de 0.43 y 1.6 ($M_{0.43}$ y $M_{1.6}$, respectivamente), y selectividad sin variabilidad temporal (Qnotv).

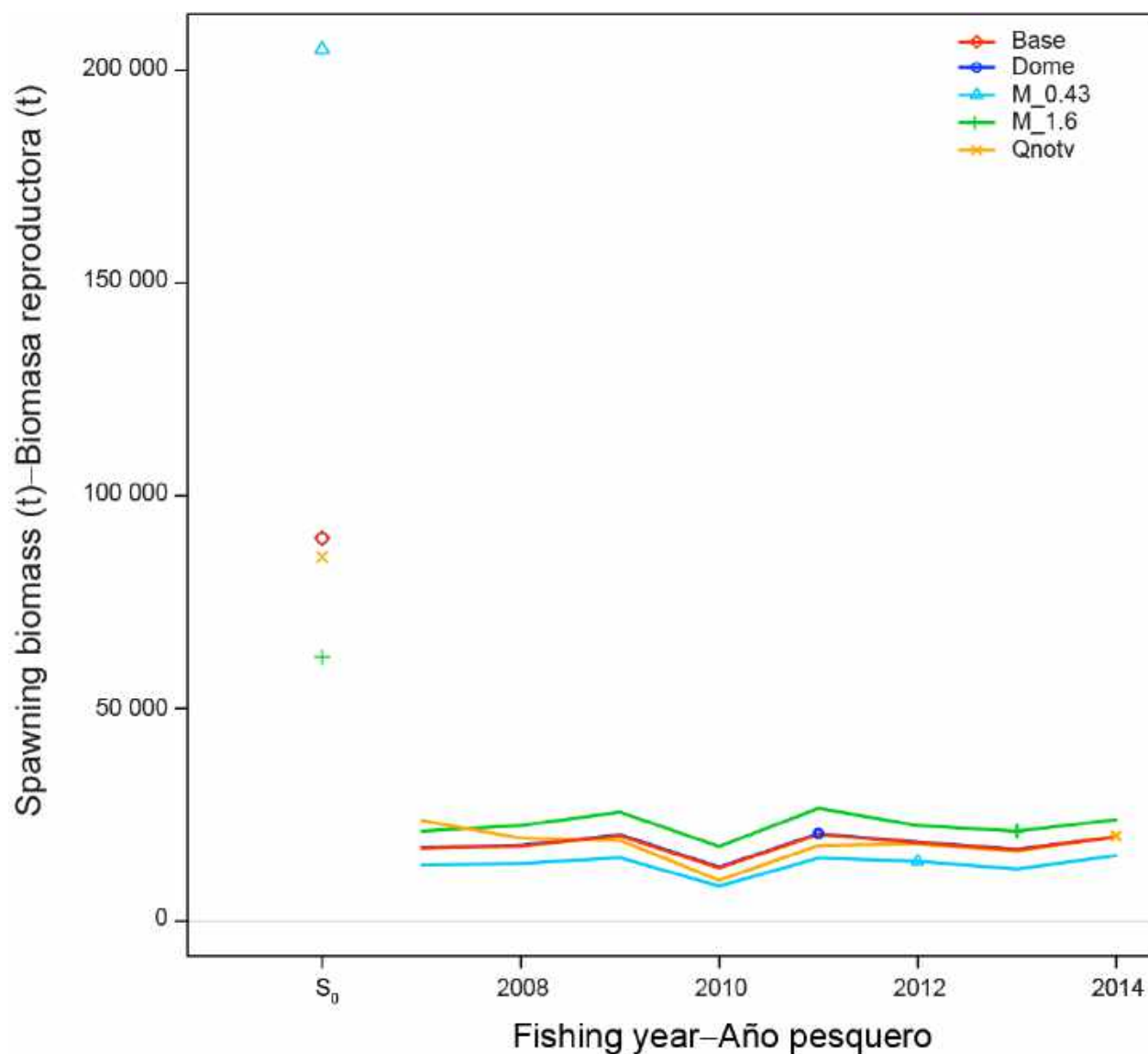


FIGURE 25. Spawning biomass (t) of dorado during 2007-2014, estimated by the base case (Base) and by analyses of sensitivity to dome-shaped selectivity (Dome), natural mortalities of 0.43 and 1.6 ($M_{0.43}$ and $M_{1.6}$, respectively), and no time-varying selectivity (Qnotv).

FIGURA 25. Biomasa reproductora de dorado durante 2007-2014, estimada por el caso base (Base) y por los análisis de sensibilidad a selectividad en forma de domo (Dome), mortalidad natural de 0.43 y 1.6 ($M_{0.43}$ y $M_{1.6}$, respectivamente), y selectividad sin variabilidad temporal (Qnotv).

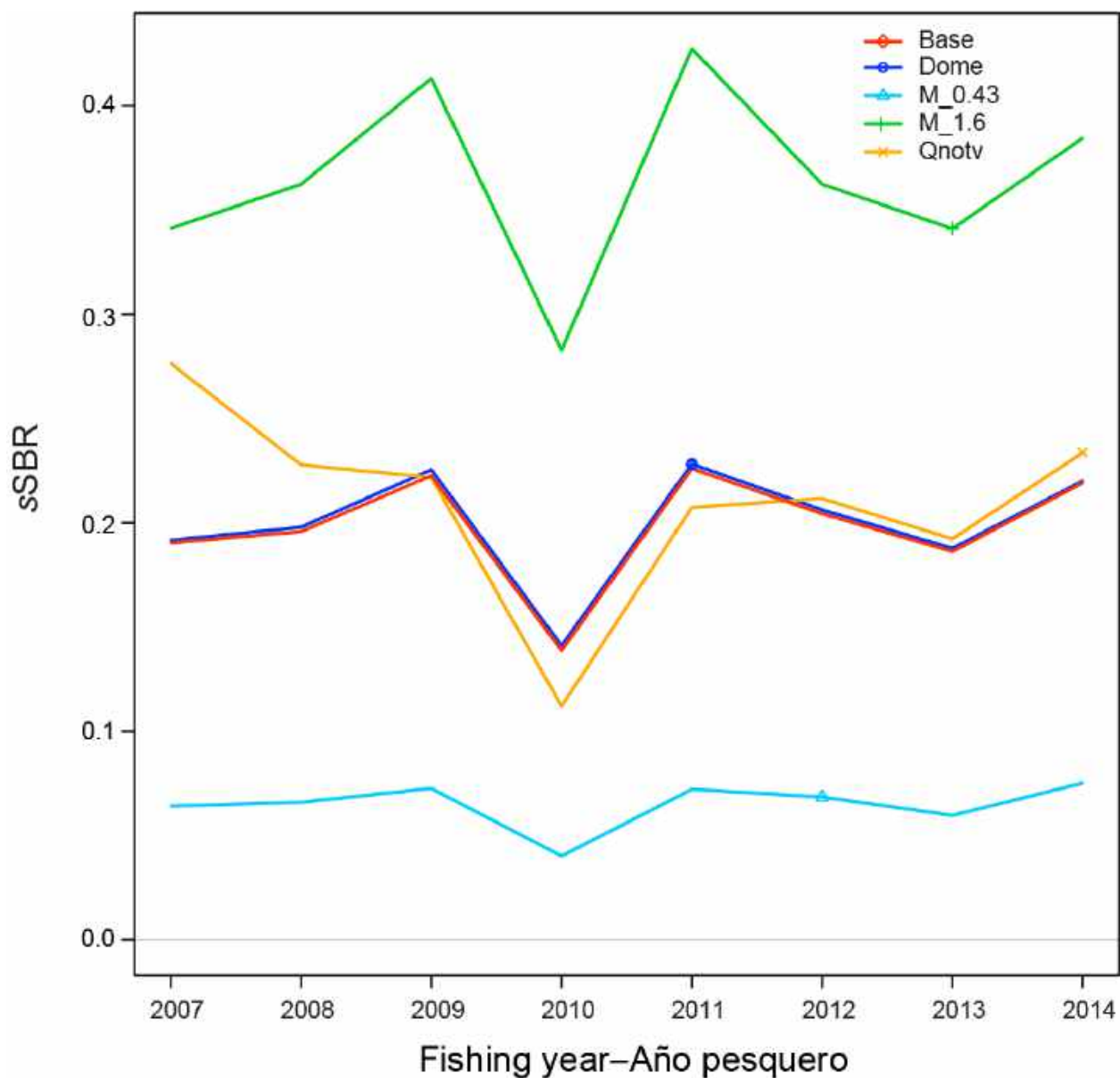


FIGURE 26. Static spawning biomass ratio (sSBR; see section 6.1) during 2007-2014, estimated by the base case (Base) and the analyses of sensitivity to dome-shaped selectivity (Dome), natural mortalities of 0.43 and 1.6 ($M_{0.43}$ and $M_{1.6}$, respectively), and no time-varying selectivity (Qnotv).

FIGURA 26. Cocientes de biomasa reproductora estáticos (sSBR; ver sección 6.1) durante 2007-2014, estimados por el caso base (Base) y por los análisis de sensibilidad a selectividad en forma de domo (Dome), mortalidad natural de 0.43 y 1.6 ($M_{0.43}$ y $M_{1.6}$, respectivamente), y selectividad sin variabilidad temporal (Qnotv).

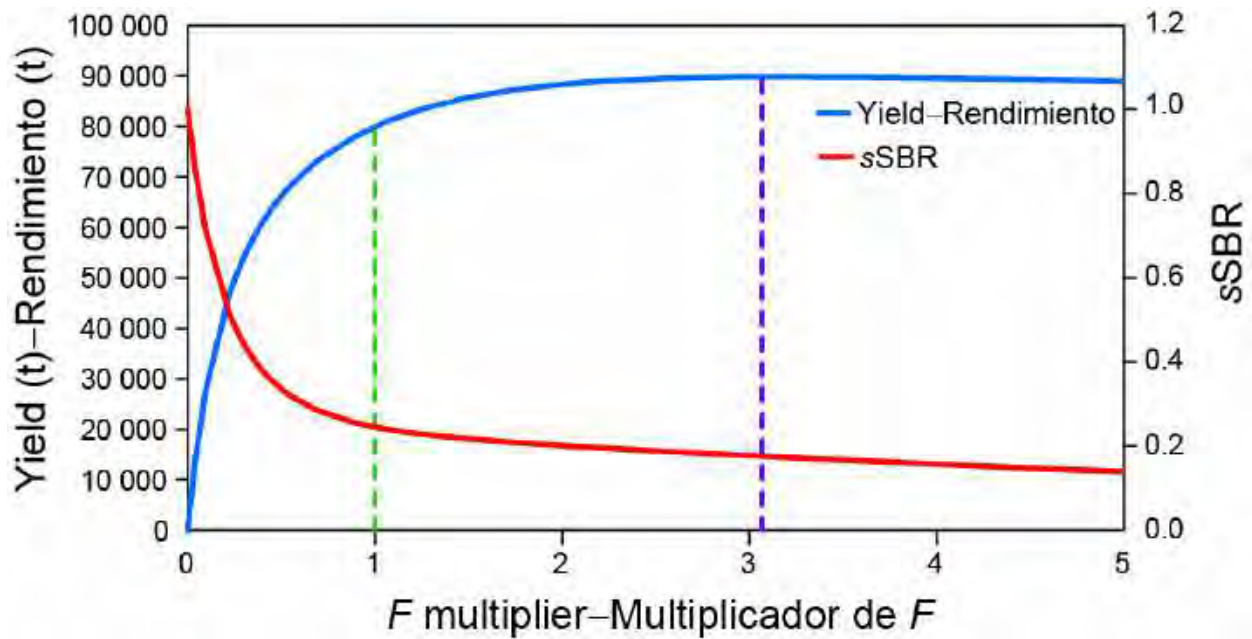


FIGURE 27. Equilibrium yield, in tons, and static spawning biomass ratio (sSBR; see section 6.1) versus the F multiplier (vertical blue dashed line), which indicates how many times effort would have to be effectively increased from the current level (vertical green dashed line) to achieve MSY.

FIGURA 27. Rendimiento de equilibrio, en toneladas, y cociente de biomasa reproductora estático (sSBR; ver sección 6.1) como funciones del multiplicador de F (línea de trazos vertical azul), que indica cuántas veces se ha de incrementar el esfuerzo del nivel actual (línea de trazos vertical verde) para lograr el RMS.

Appendix-Anexo A.

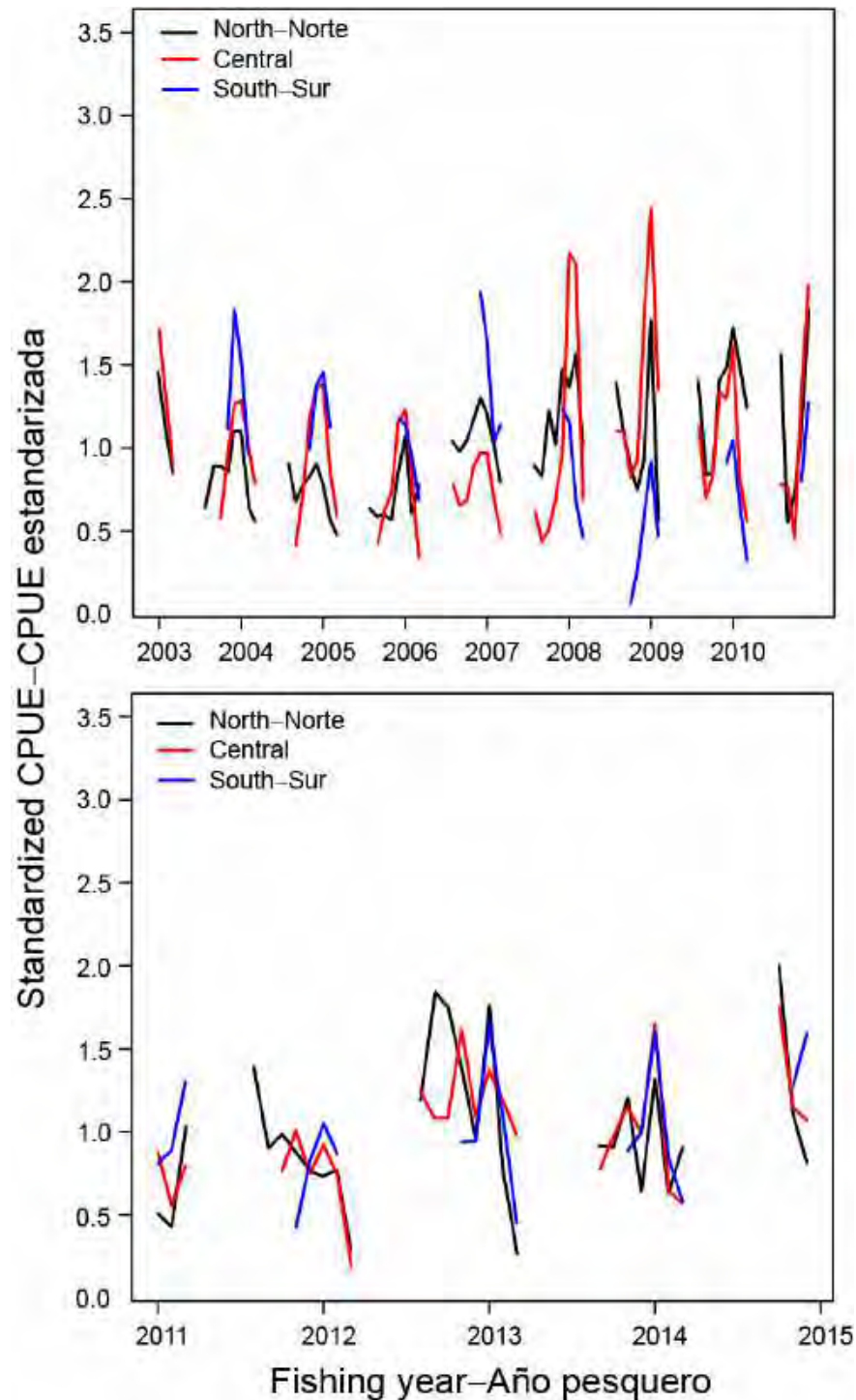


FIGURE A.1. Standardized CPUE from the gamma generalized additive models (GAMs) for CPUE in weight of dorado caught by Peruvian artisanal fisheries for three regions (North, Central, and South) during two periods (2003-2010 and 2011-2014).

FIGURA A.1. CPUE estandarizada de los modelos aditivos generalizados (MAG) gamma de CPUE en peso de dorado capturado por pesquerías artesanales peruanas en tres regiones (Norte, Central, y Sur) durante dos periodos (2003-2010 y 2011-2014).

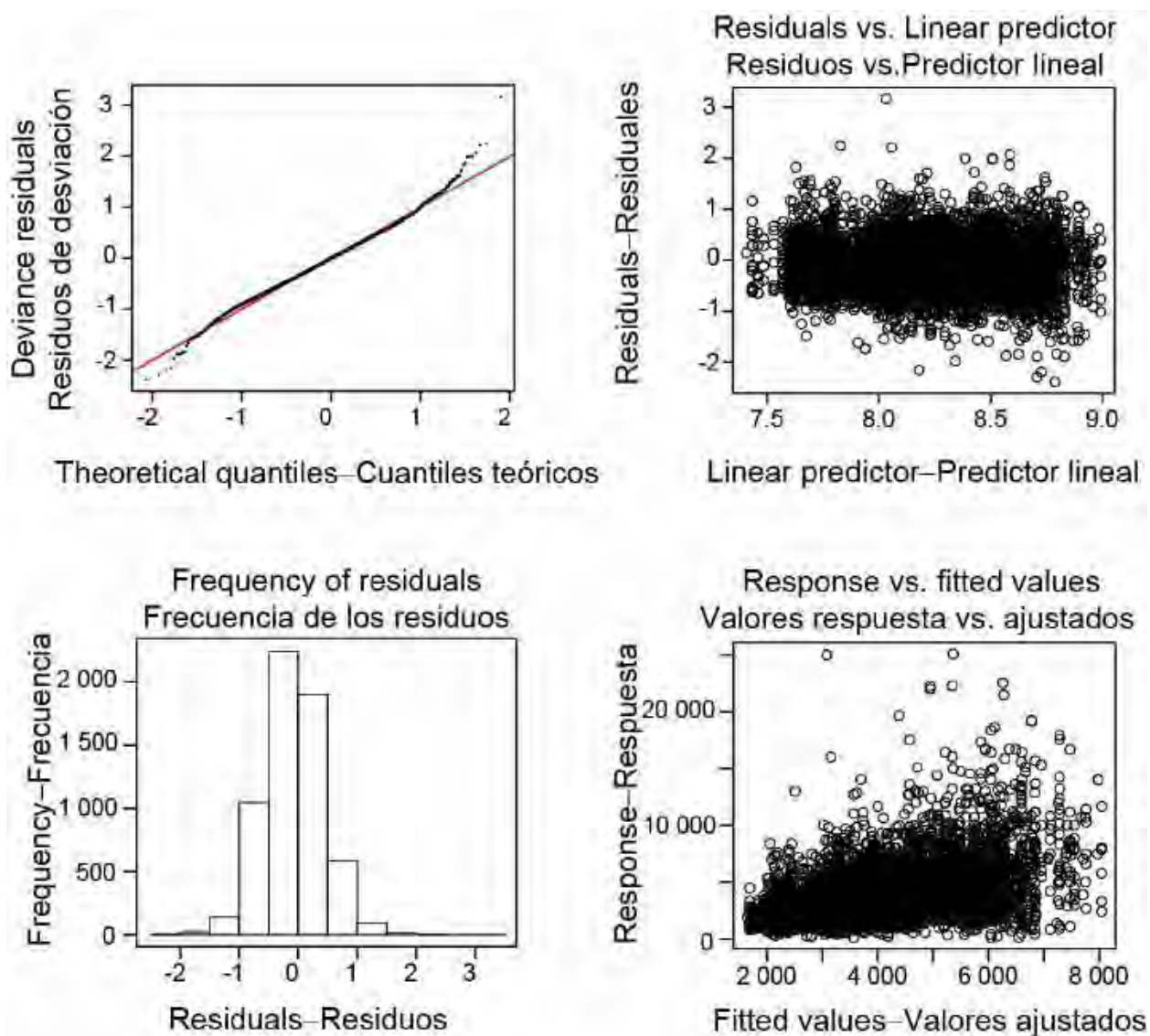


FIGURE A.2. Diagnostic plots for the GAM using CPUE in weight for the Peruvian artisanal fisheries operating in the Northern area during the early period (2003-2010). GAM assumed gamma distribution with log link.

FIGURA A.2. Graficos diagnósticos del MAG usando CPUE en peso de las pesquerías artesanales peruanas que operaron en el área Norte durante el periodo temprano (2003-2010). El MAG supuso una distribución gamma con función de enlace logarítmico.

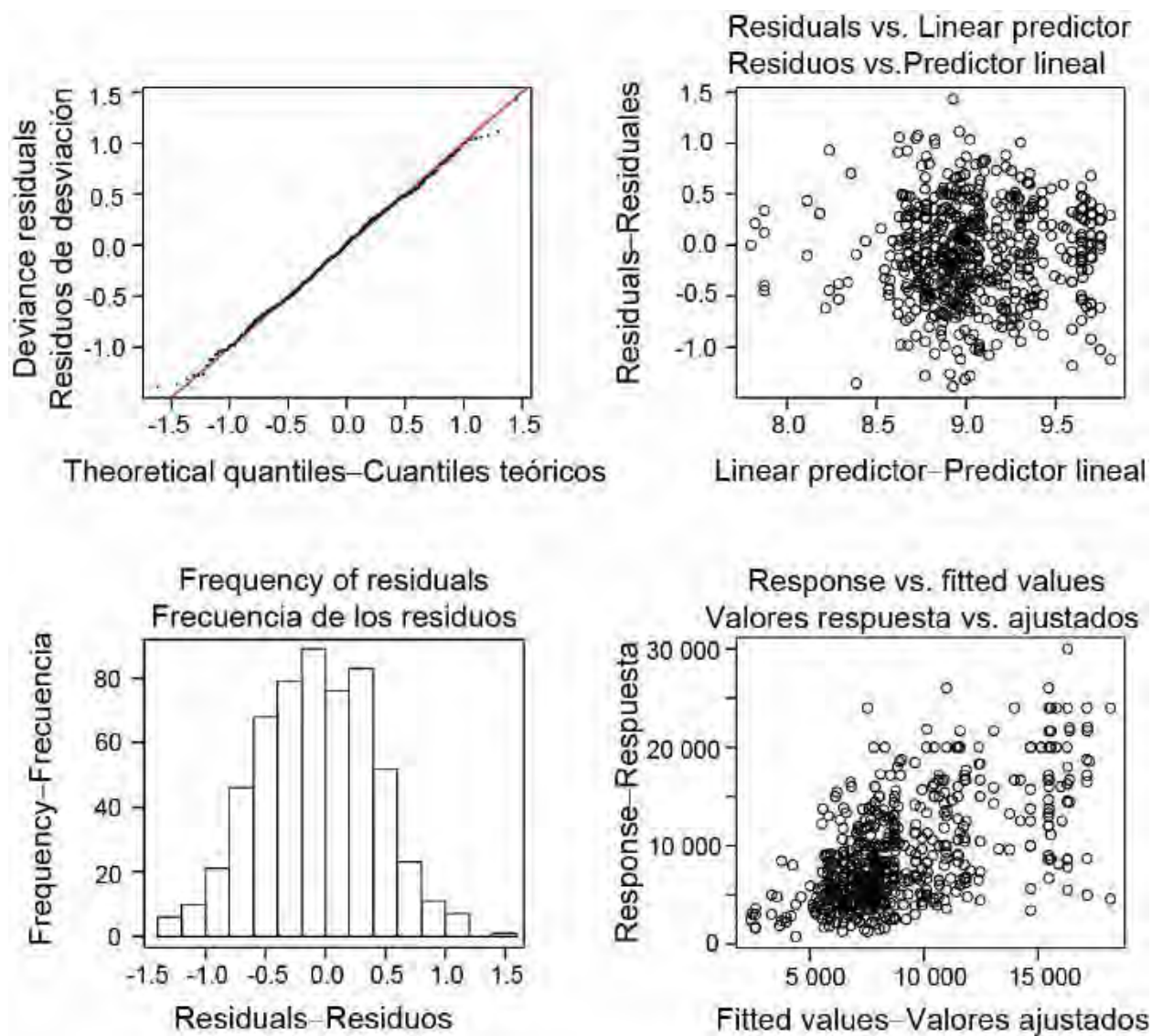


FIGURE A.3. Diagnostic plots for the GAM using CPUE in weight for the Peruvian artisanal fisheries operating in the Northern area during the later period (2011-2014). GAM assumed gamma distribution with log link.

FIGURA A.3. Graficos diagnósticos del MAG usando CPUE en peso de las pesquerías artesanales peruanas que operaron en el área Norte durante el periodo tardío (2011-2014). El MAG supuso una distribución gamma con función de enlace logarítmico.

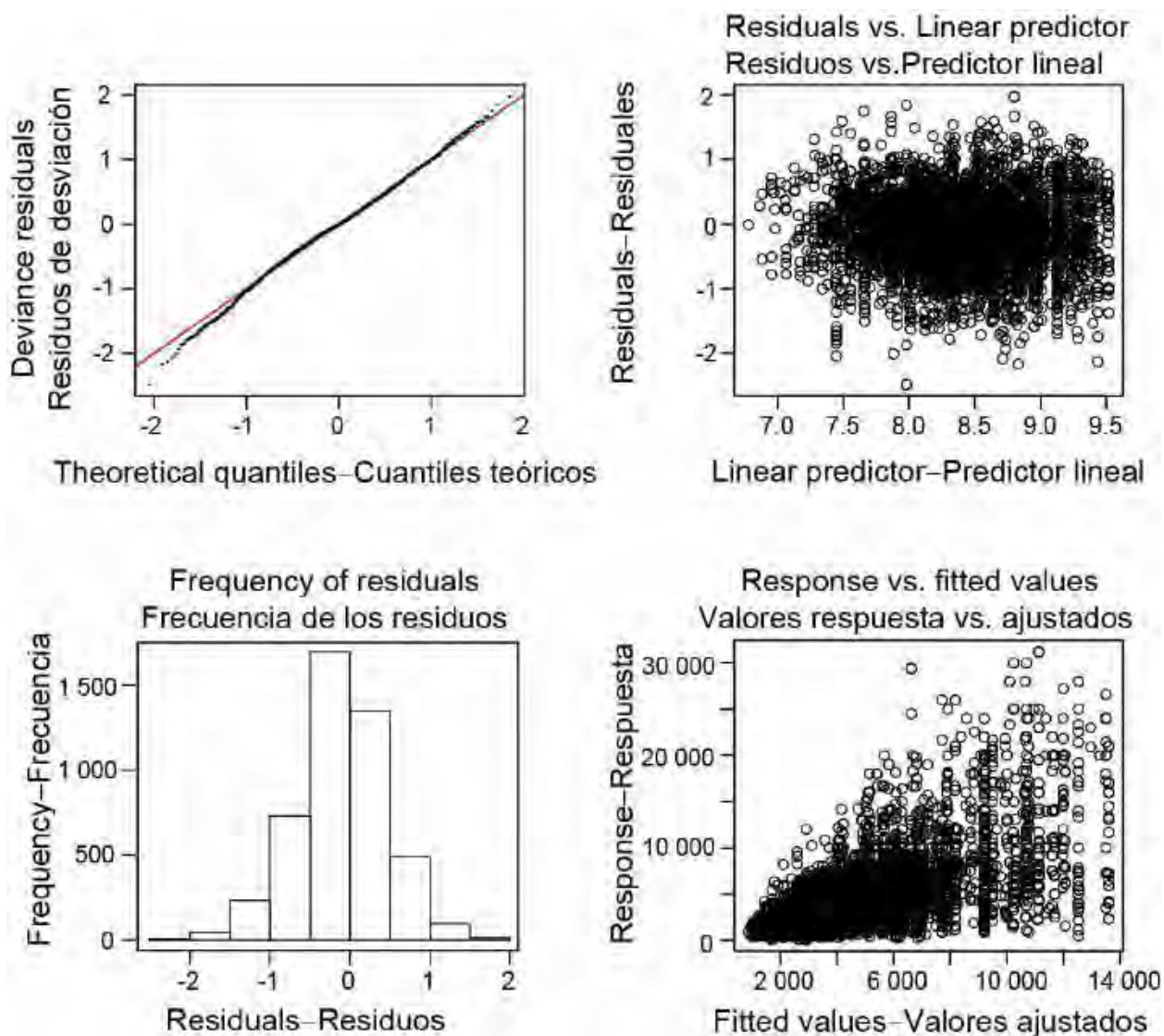


FIGURE A.4. Diagnostic plots for the GAM using CPUE in weight for the Peruvian artisanal fisheries operating in the Central area during the early period (2003-2010). GAM assumed gamma distribution with log link.

FIGURA A.4. Graficos diagnósticos del MAG usando CPUE en peso de las pesquerías artesanales peruanas que operaron en el área Central durante el periodo temprano (2003-2010). El MAG supuso una distribución gamma con función de enlace logarítmico.

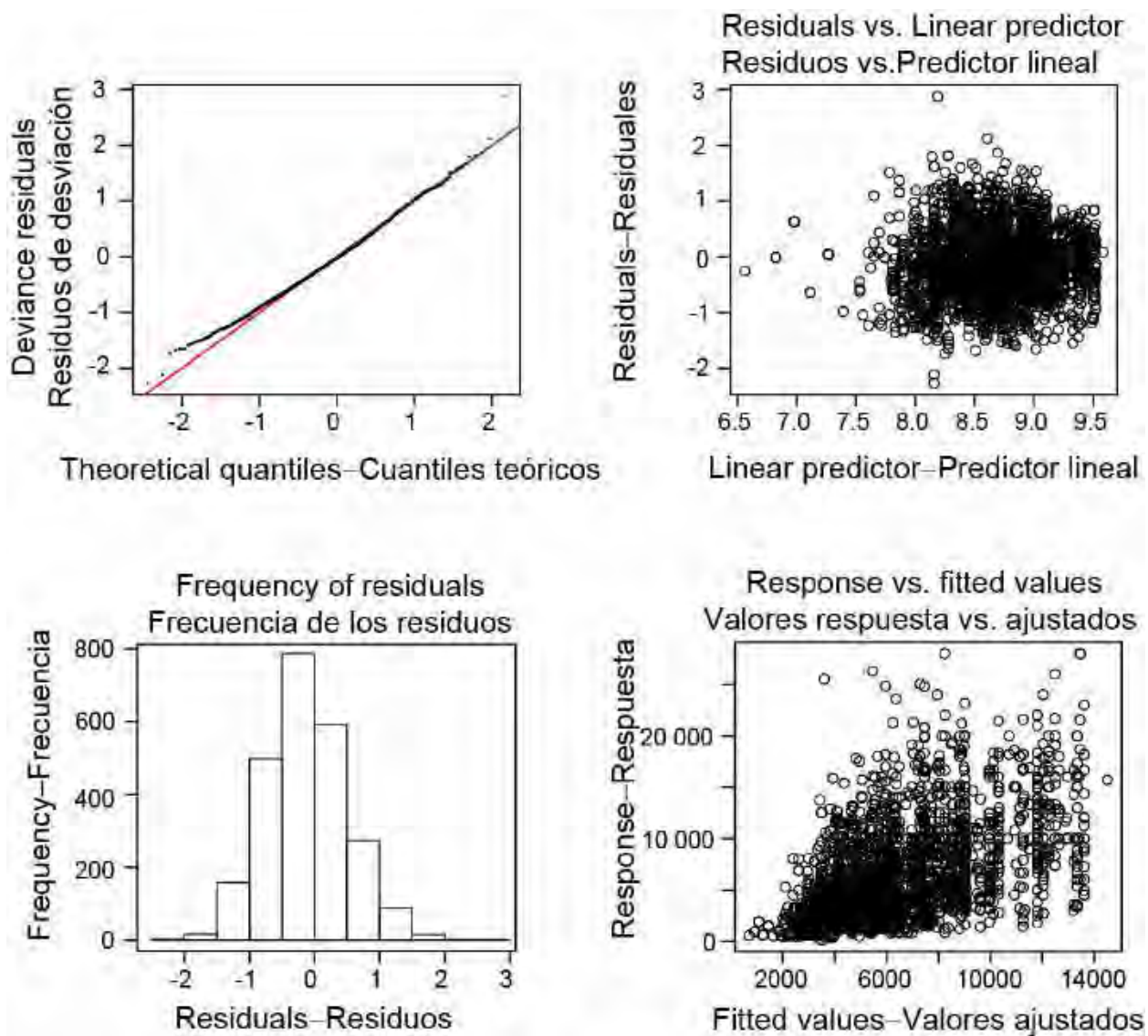


FIGURE A.5. Diagnostic plots for the GAM using CPUE in weight for the Peruvian artisanal fisheries operating in the Central area during the later period (2011-2014). GAM assumed gamma distribution with log link.

FIGURA A.5. Graficos diagnósticos del MAG usando CPUE en peso de las pesquerías artesanales peruanas que operaron en el área Central durante el periodo tardío (2011-2014). El MAG supuso una distribución gamma con función de enlace logarítmico.

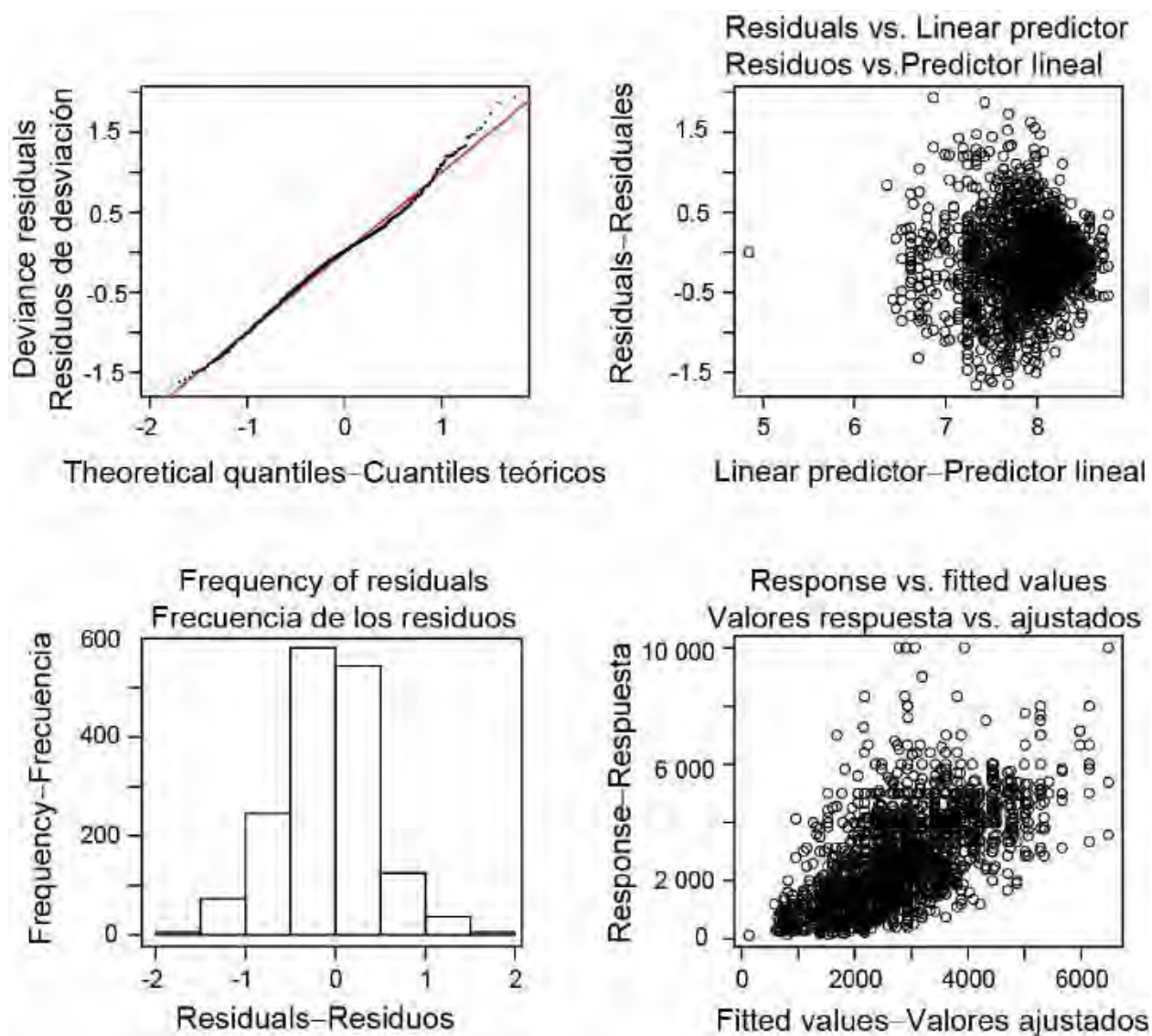


FIGURE A.6. Diagnostic plots for the GAM using CPUE in weight for the Peruvian artisanal fisheries operating in the Southern area during the early period (2003-2010). GAM assumed gamma distribution with log link.

FIGURA A.6. Graficos diagnósticos del MAG usando CPUE en peso de las pesquerías artesanales peruanas que operaron en el área Sur durante el periodo temprano (2003-2010). El MAG supuso una distribución gamma con función de enlace logarítmico.

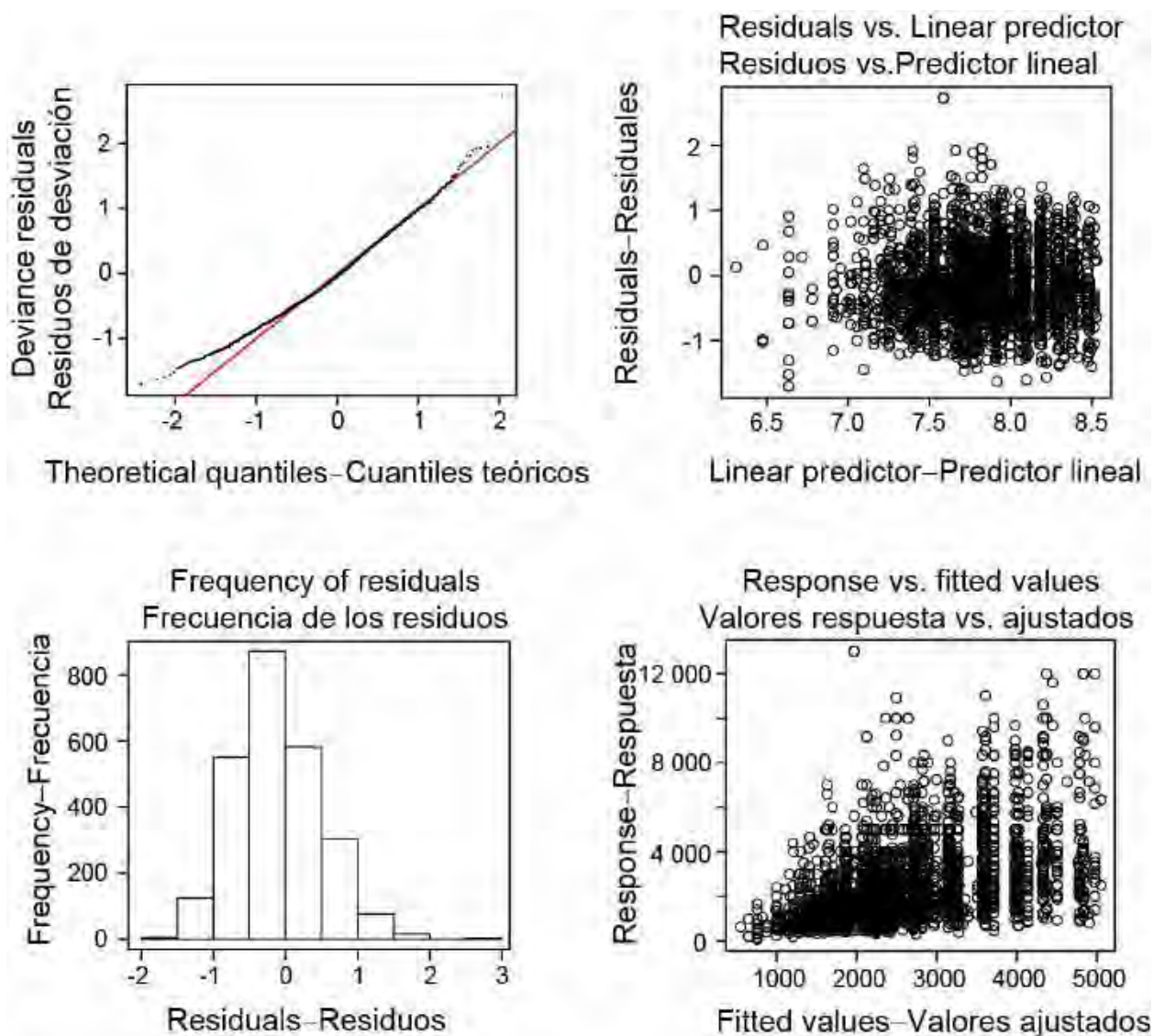


FIGURE A.7. Diagnostic plots for the GAM using CPUE in weight for the Peruvian artisanal fisheries operating in the Southern area during the later period (2011-2014). GAM assumed gamma distribution with log link.

FIGURA A.7. Graficos diagnósticos del MAG usando CPUE en peso de las pesquerías artesanales peruanas que operaron en el área Sur durante el periodo tardío (2011-2014). El MAG supuso una distribución gamma con función de enlace logarítmico.

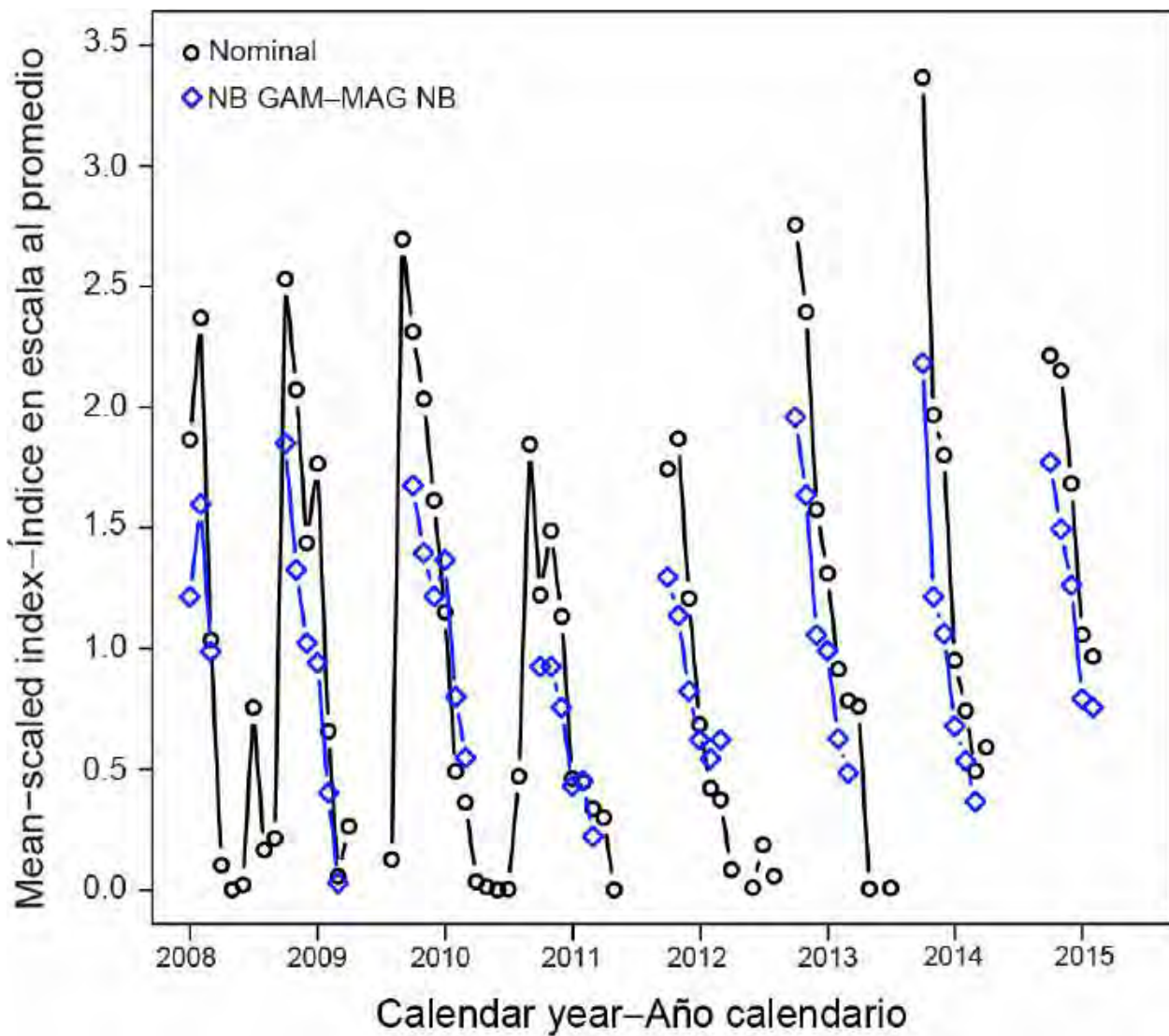


FIGURE A.8. Standardized CPUE from the negative binomial (NB) GAM for numbers of dorado caught by Ecuadorian artisanal fisheries (taking fishing effort into consideration). The nominal CPUEs are also shown.

FIGURA A.8. CPUE estandarizada del MAG binomial negativo (NB) de dorado, en número de pescados, por las pesquerías artesanales ecuatorianas (tomando esfuerzo de pesca en consideración). Se ilustra también la CPUE nominal.

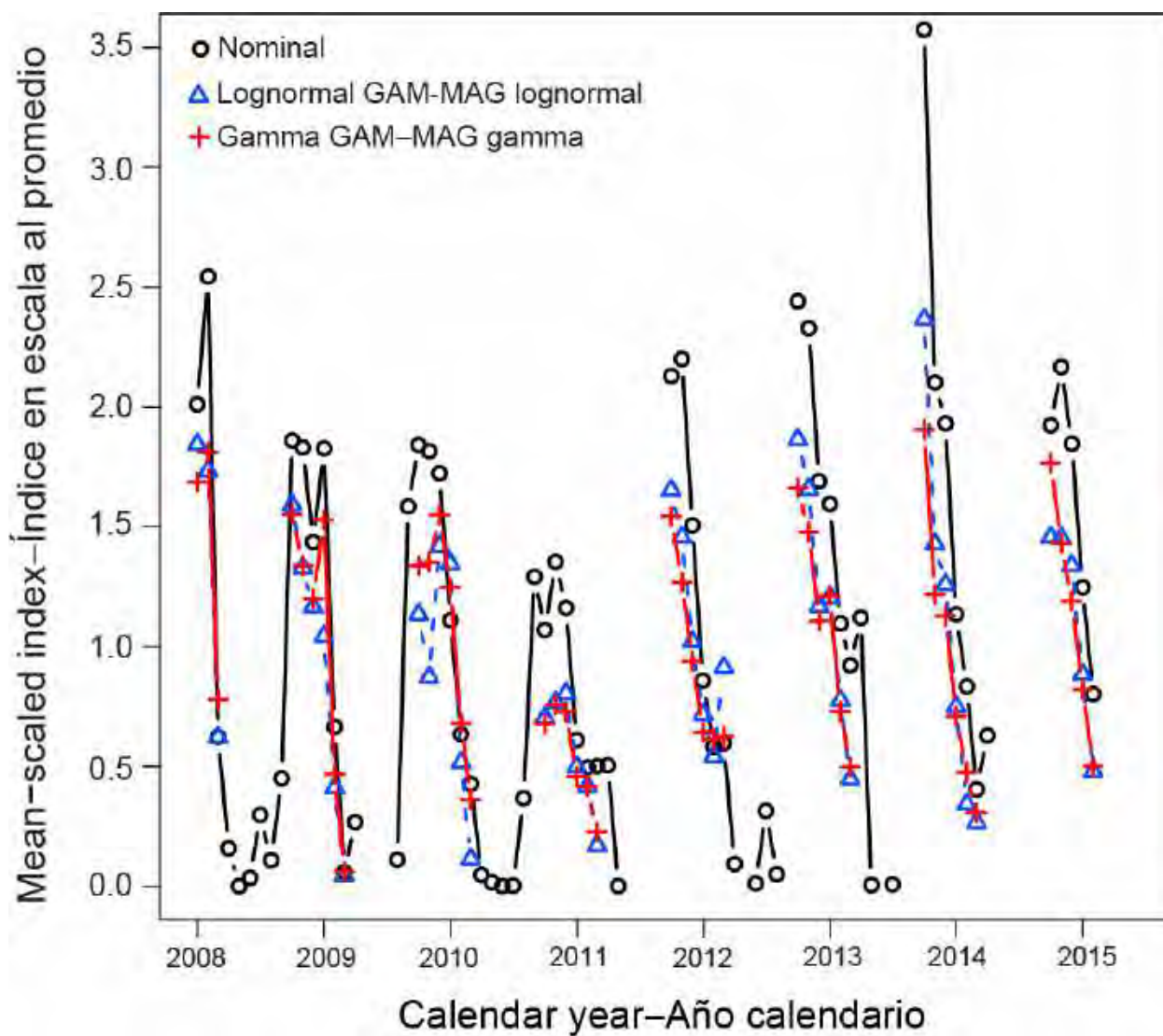


FIGURE A.9. Standardized CPUE from the lognormal and gamma GAMs for CPUE in weight of dorado caught by Ecuadorian artisanal fisheries. The nominal CPUEs are also shown.

FIGURA A.9. CPUE estandarizada de los MAG lognormal y gamma de CPUE en peso de dorado capturado por las pesquerías artesanales ecuatorianas. Se ilustra también la CPUE nominal.

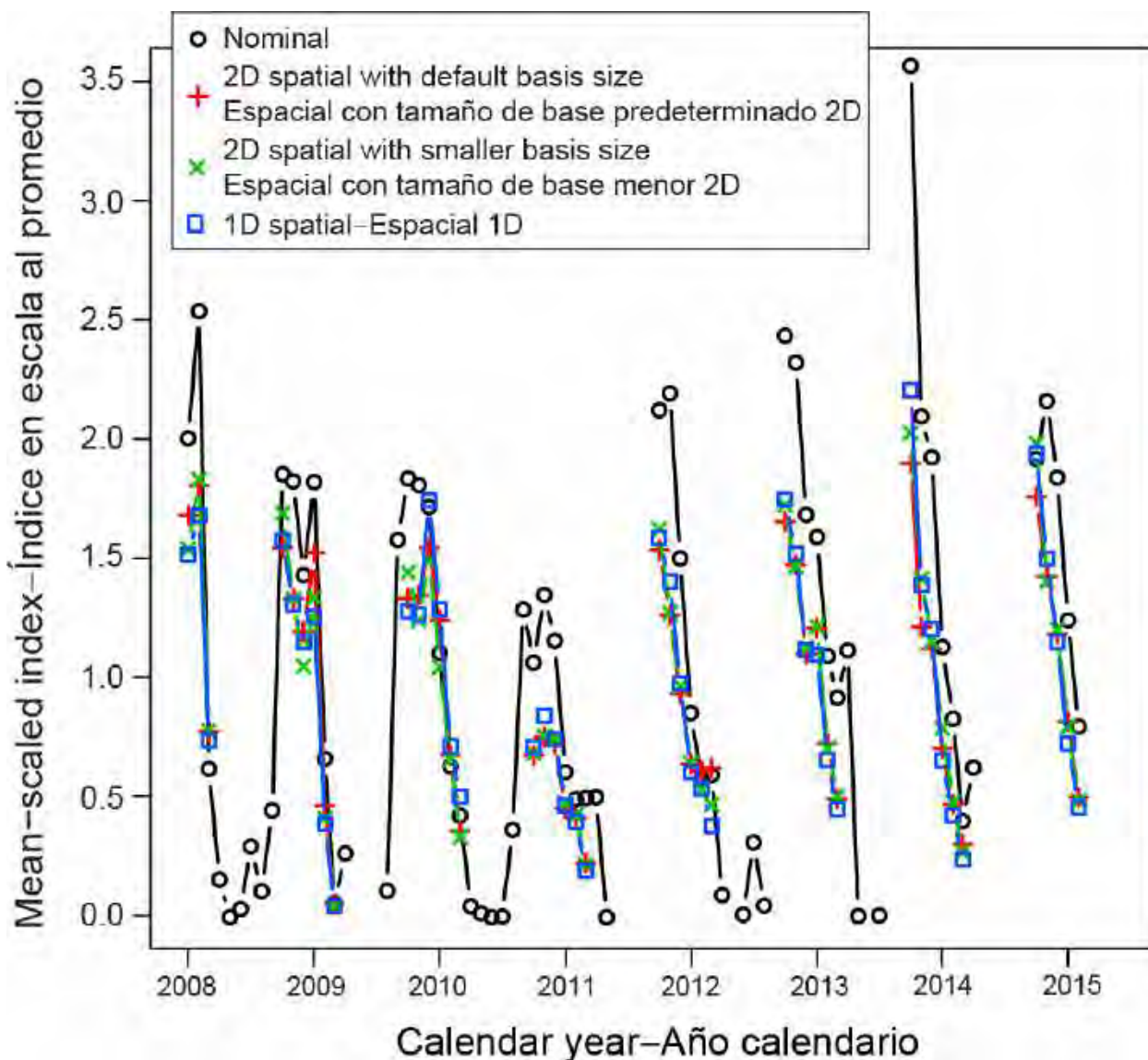


FIGURE A.10. Standardized CPUE from the gamma GAMs for CPUE in weight of dorado caught by Ecuadorian artisanal fisheries. GAM models with different configurations of spatial terms were used (see section 2.3.2). The nominal CPUEs are also shown.

FIGURA A.10. CPUE estandarizada de los MAG gamma de CPUE en peso de dorado capturado por las pesquerías artesanales ecuatorianas. Se usaron modelos MAG con distintas configuraciones de los términos espaciales (ver sección 2.3.2). Se ilustra también la CPUE nominal.

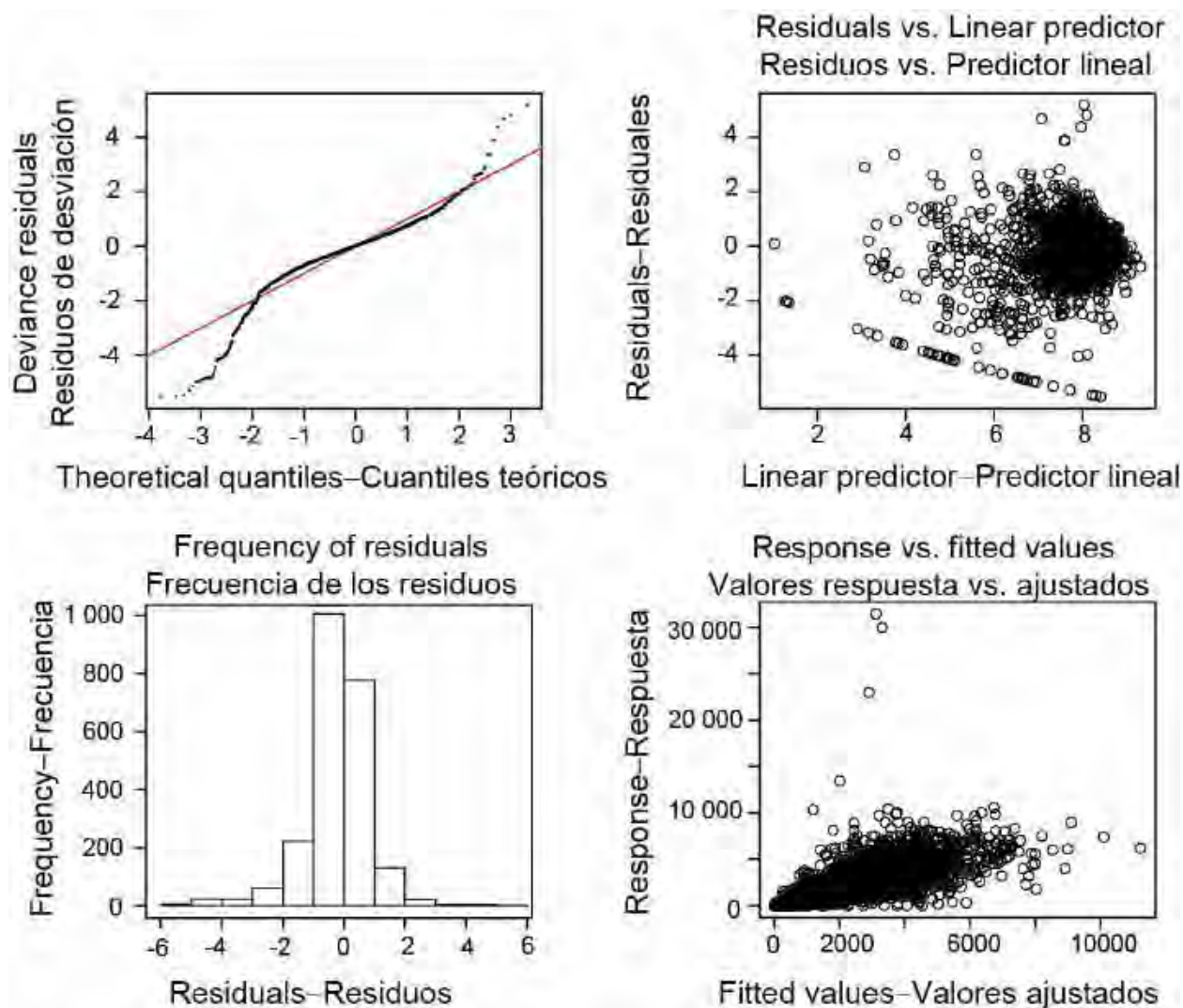


FIGURE A.11. Diagnostic plots for the negative binomial GAM for counts of fish caught by Ecuadorian artisanal fisheries (taking into consideration fishing effort).

FIGURA A.11. Gráficas diagnósticas del MAG binominal negativo de números de peces capturados por las pesquerías artesanales ecuatorianas.

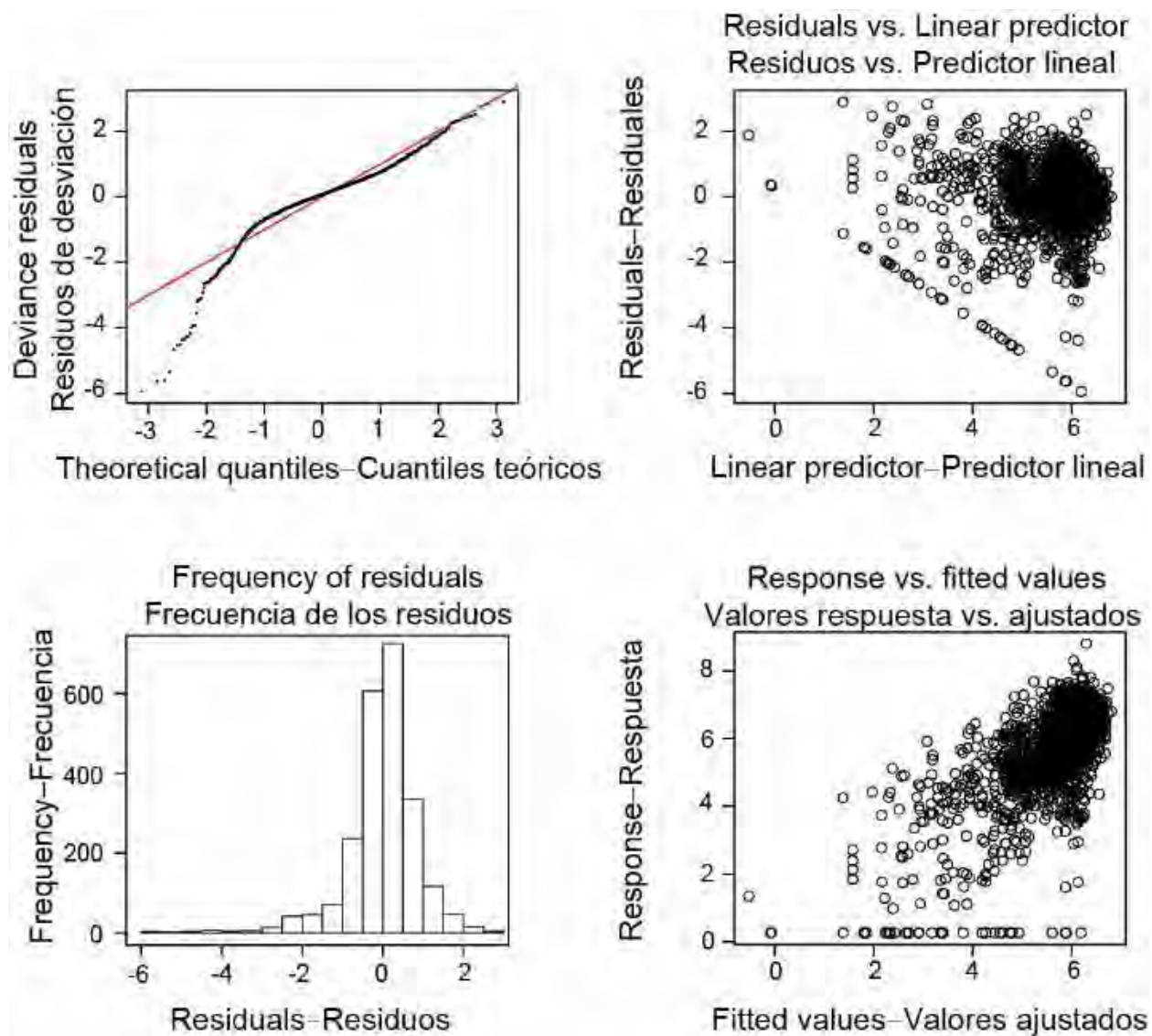


FIGURE A.12. Diagnostic plots for the lognormal GAM for CPUE in weight of dorado caught by Ecuadorian artisanal fisheries.

FIGURA A.12. Gráficas diagnósticas del MAG lognormal de CPUE en peso de dorado capturado por las pesquerías artesanales ecuatorianas.

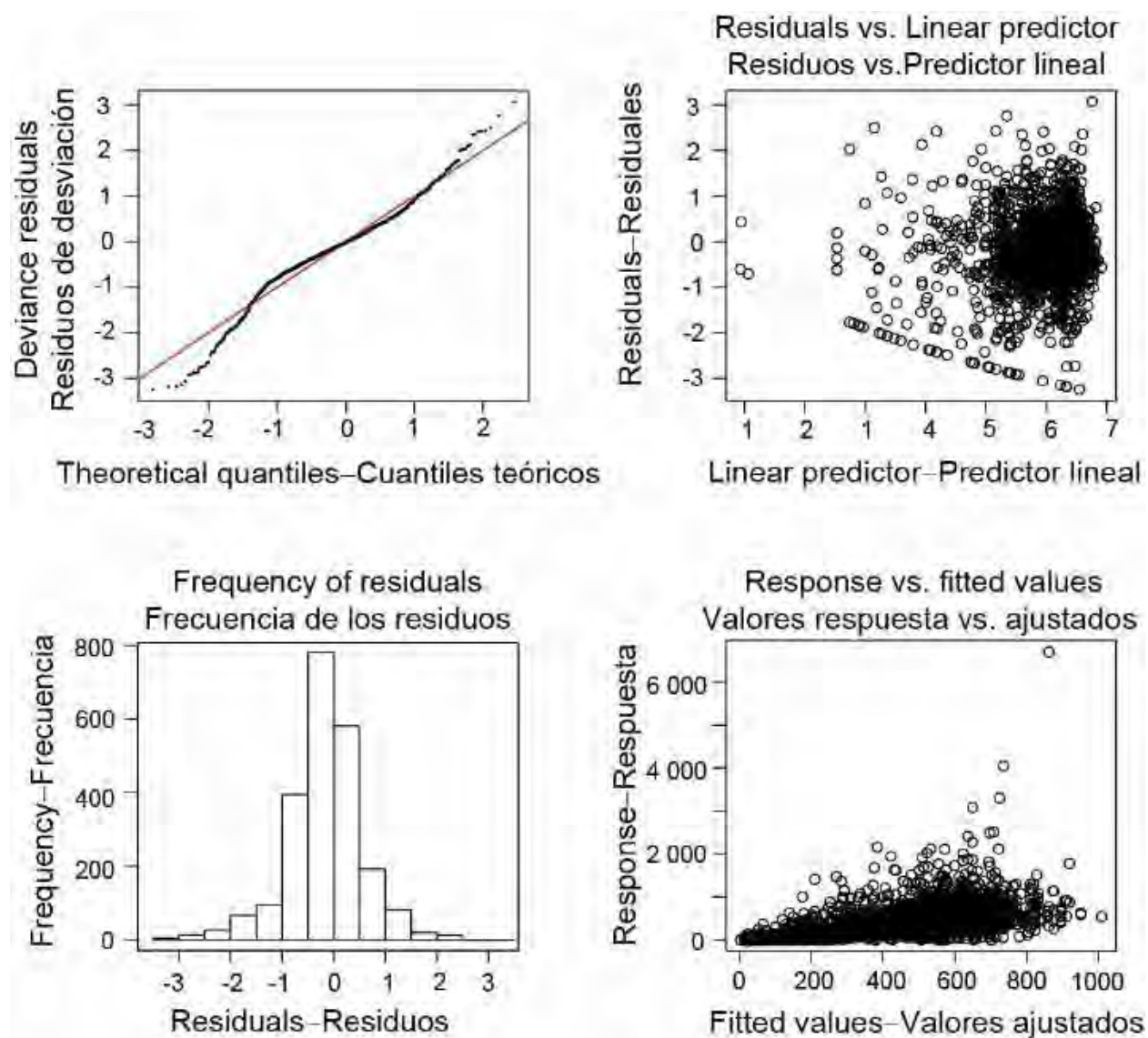


FIGURE A.13. Diagnostic plots for the gamma GAM for CPUE in weight of dorado caught by Ecuadorian artisanal fisheries.

FIGURA A.13. Gráficas diagnósticas del MAG gamma de CPUE en peso de dorado capturado por las pesquerías artesanales ecuatorianas.

Appendix-Anexo B.

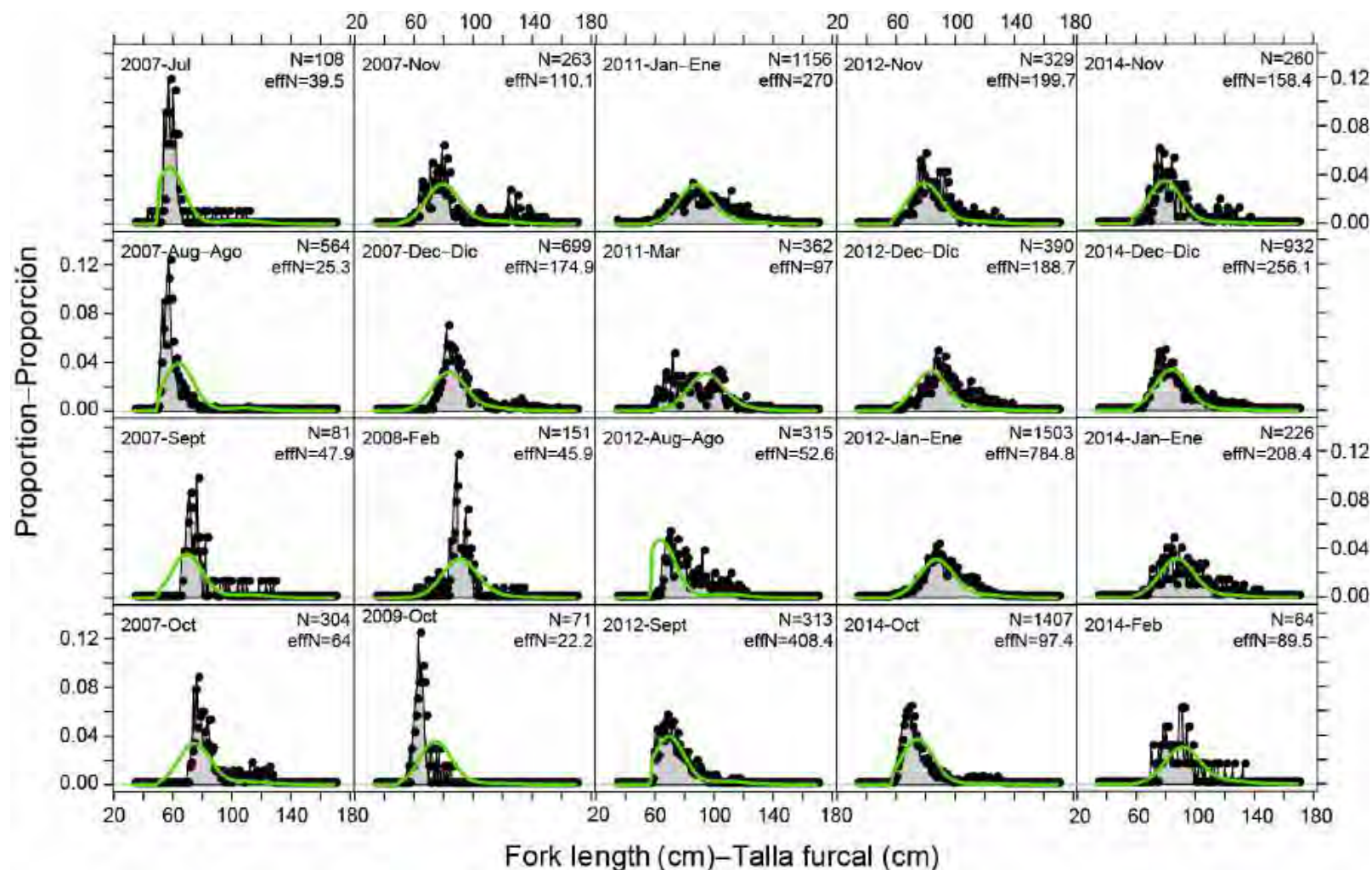


FIGURE B.1. Observed (black dots and grey areas) and predicted (green lines) length compositions of dorado caught in the Peruvian artisanal fishery (F1), July 2007-February 2014. Years are fishing years (July-June).

FIGURA B.1. Composición por talla observada (puntos negros y áreas grises) y predicha (líneas verdes) de dorado capturado en la pesquería artesanal peruana (F1), julio 2007-febrero 2014. Los años son años pesqueros (julio a junio).

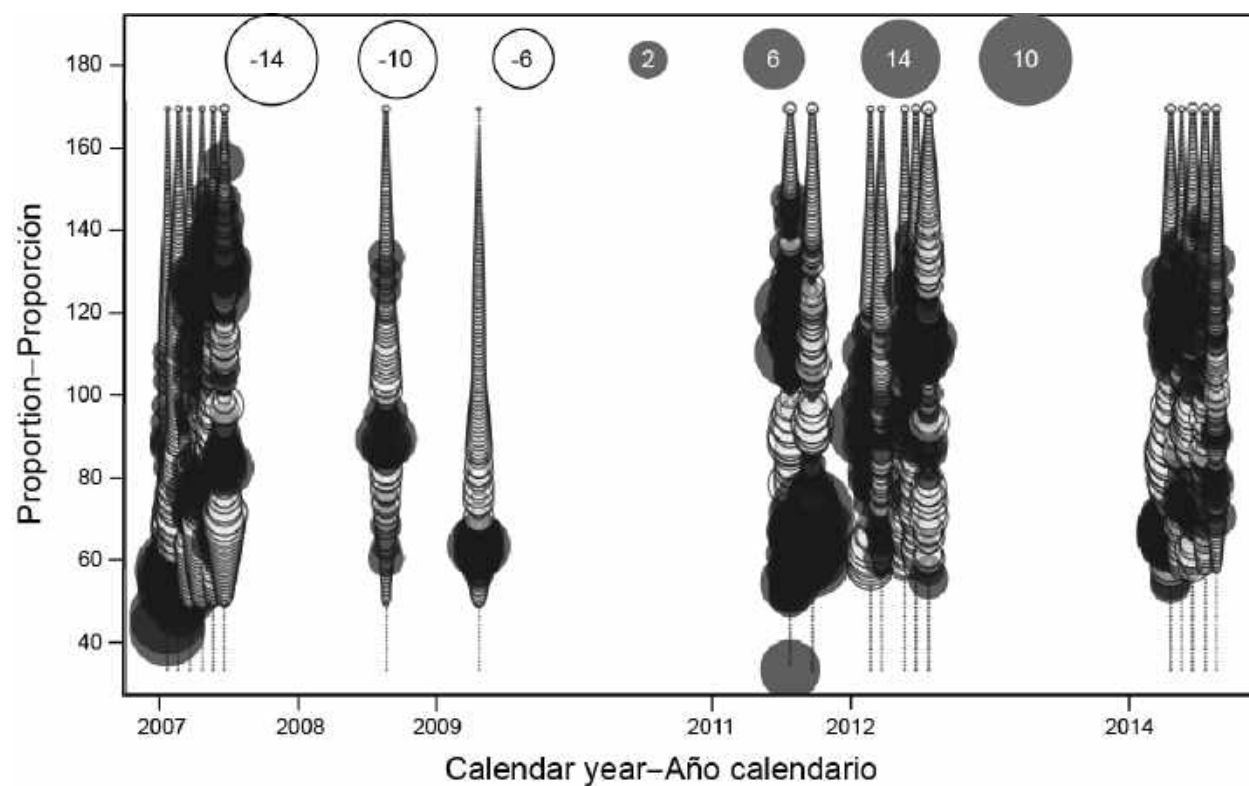


FIGURE B.2. Residuals of the length-composition fit to the Peruvian artisanal fishery (F1).

FIGURA B.2. Residuos del ajuste de la composición por talla a la pesquería artesanal peruana (F1).

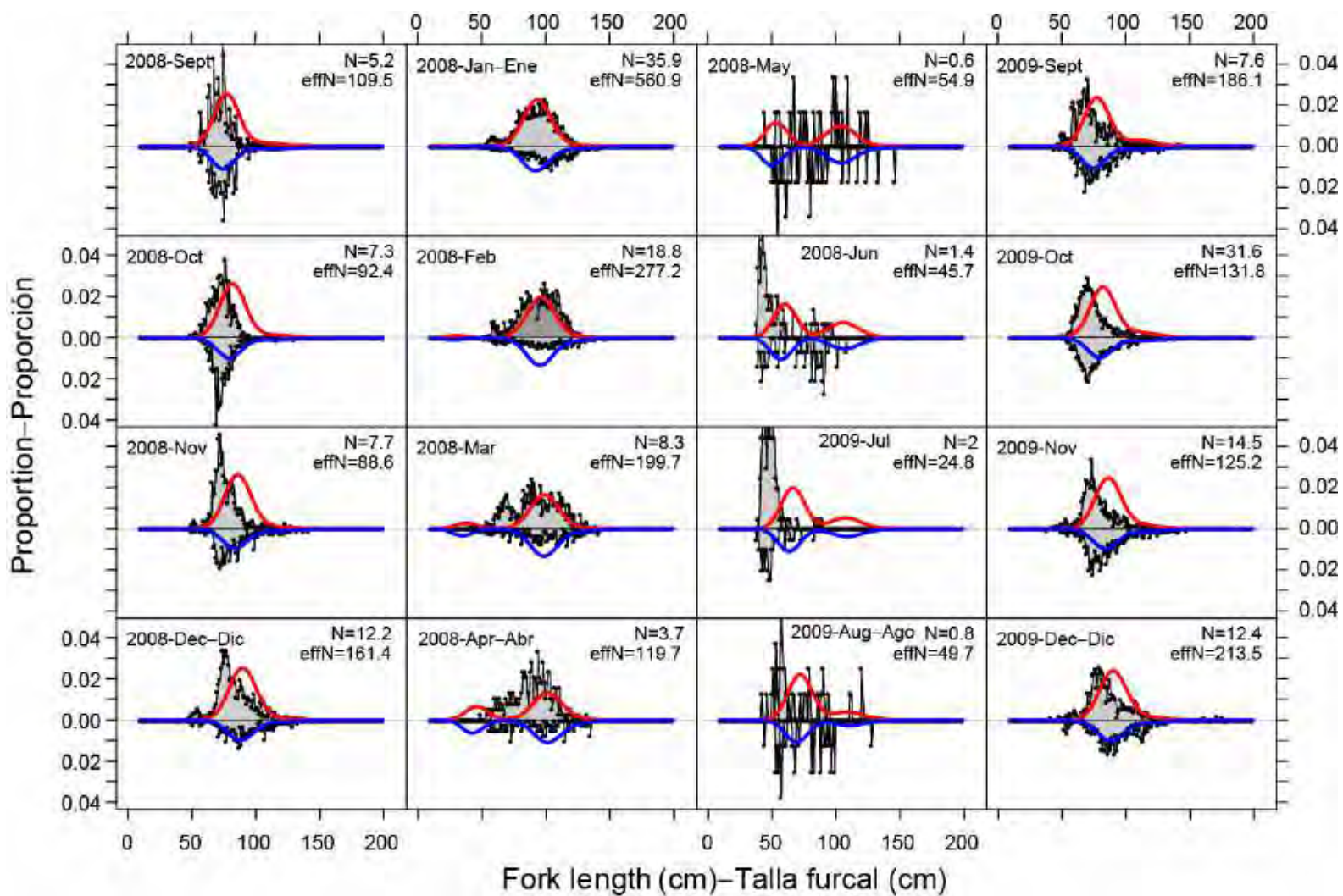


FIGURE B.3. Monthly fit to length-composition data in the Ecuadorian artisanal fishery (F2) for males (blue lines below horizontal line) and females (red lines above horizontal line), September 2008-December 2009. Years are fishing years (July-June).

FIGURA B.3. Ajuste mensual a los datos de composición por talla en la pesquería artesanal ecuatoriana (F2) para machos (líneas azules debajo de la línea horizontal) y hembras (líneas rojas por encima de la línea horizontal), septiembre 2008-diciembre 2009. Los años son años pesqueros (julio a junio).

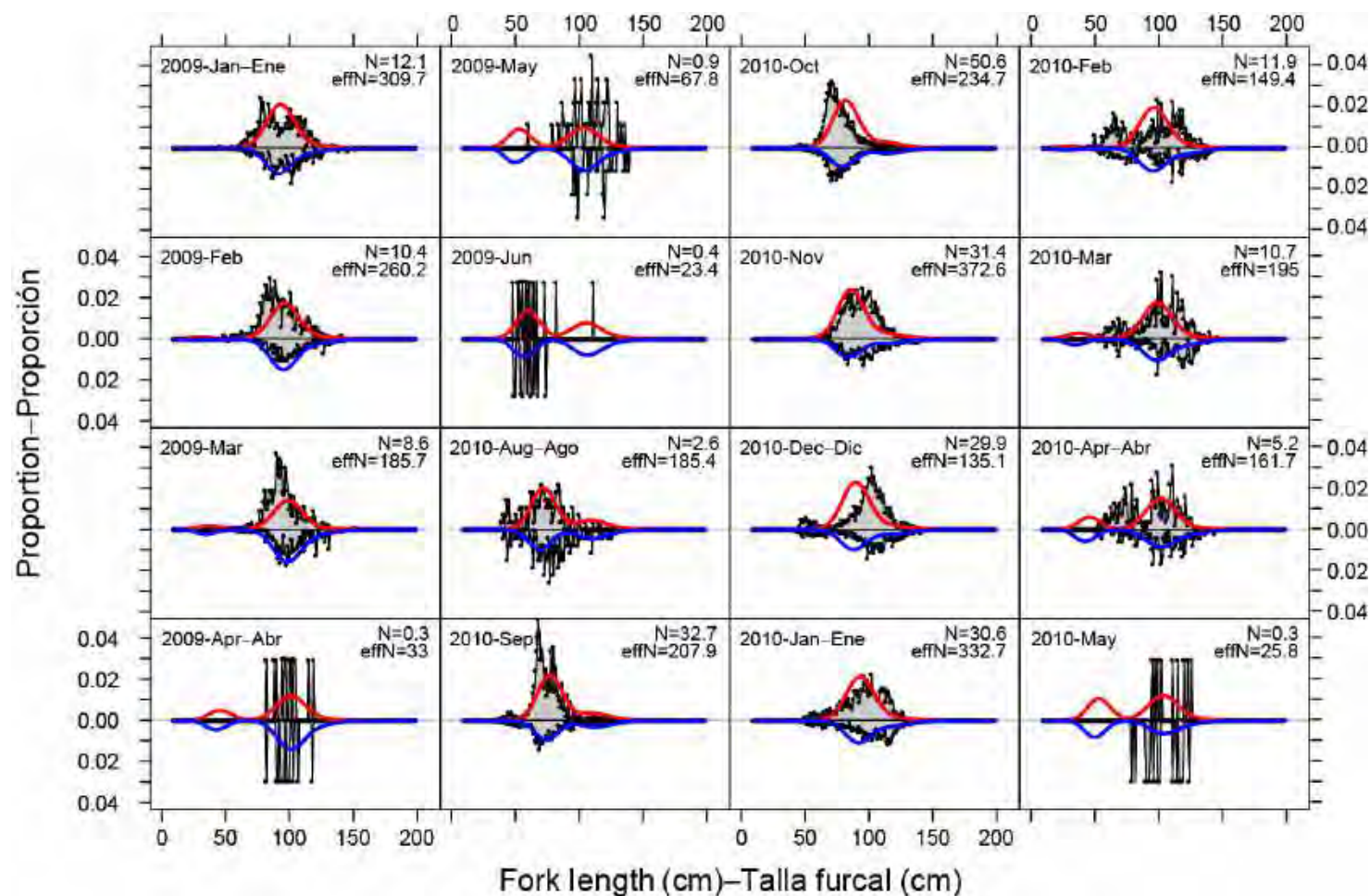


FIGURE B.3 (continued). Monthly fit to length-composition data in the Ecuadorian artisanal fishery (F2) for males (blue lines below horizontal line) and females (red lines above horizontal line), January 2009-May 2010. Years are fishing years (July-June).

FIGURA B.3 (continuación). Ajuste mensual a los datos de composición por talla en la pesquería artesanal ecuatoriana (F2) para machos (líneas azules debajo de la línea horizontal) y hembras (líneas rojas por encima de la línea horizontal), enero 2009-mayo 2010. Los años son años pesqueros (julio a junio).

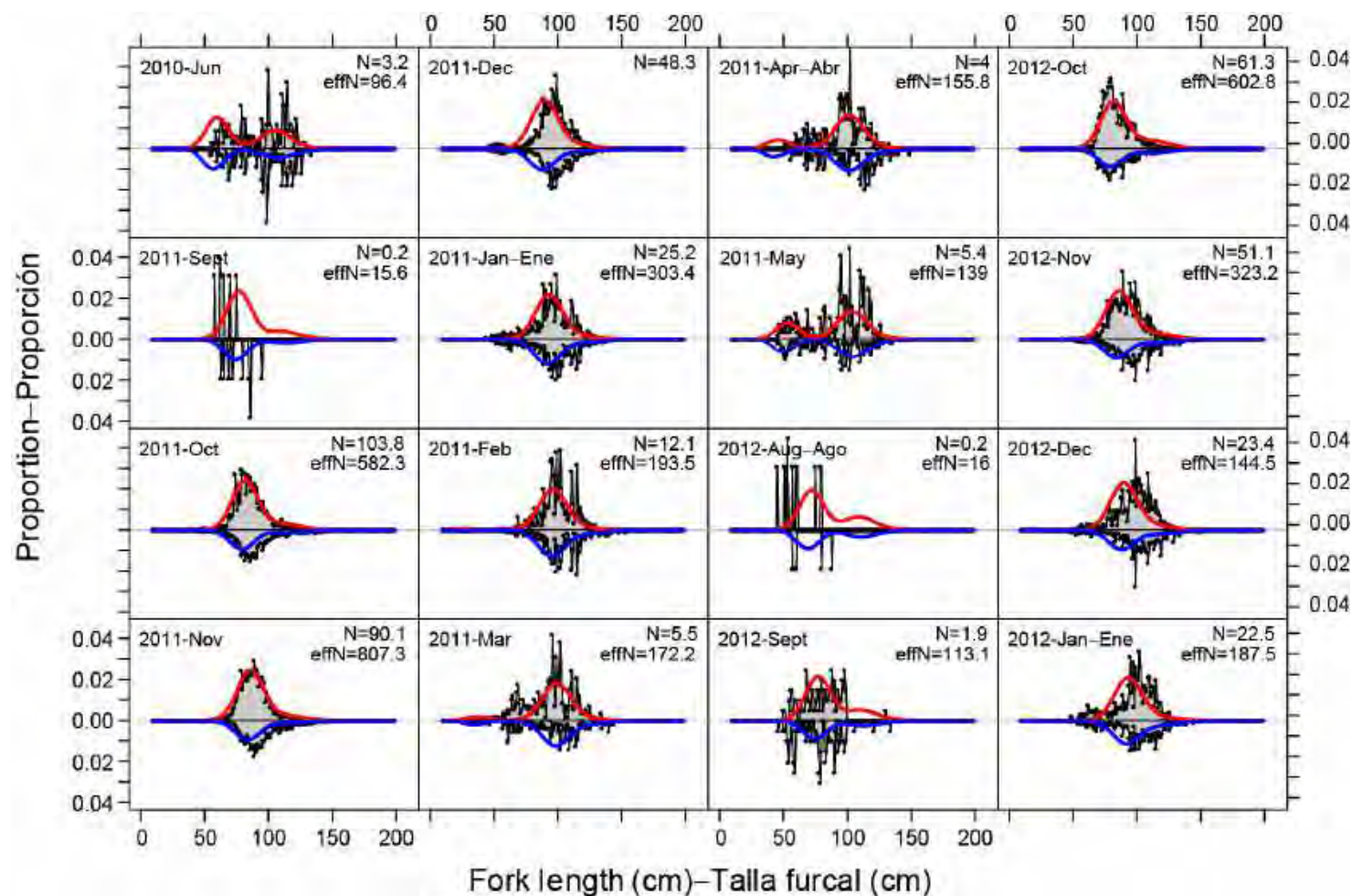


FIGURE B.3 (continued). Monthly fit to length-composition data in the Ecuadorian artisanal fishery (F2) for males (blue lines below horizontal line) and females (red lines above horizontal line), June 2010-January 2012. Years are fishing years (July-June).

FIGURA B.3 (continuación). Ajuste mensual a los datos de composición por talla en la pesquería artesanal ecuatoriana (F2) para machos (líneas azules debajo de la línea horizontal) y hembras (líneas rojas por encima de la línea horizontal), junio 2010-enero 2012. Los años son años pesqueros (julio a junio).

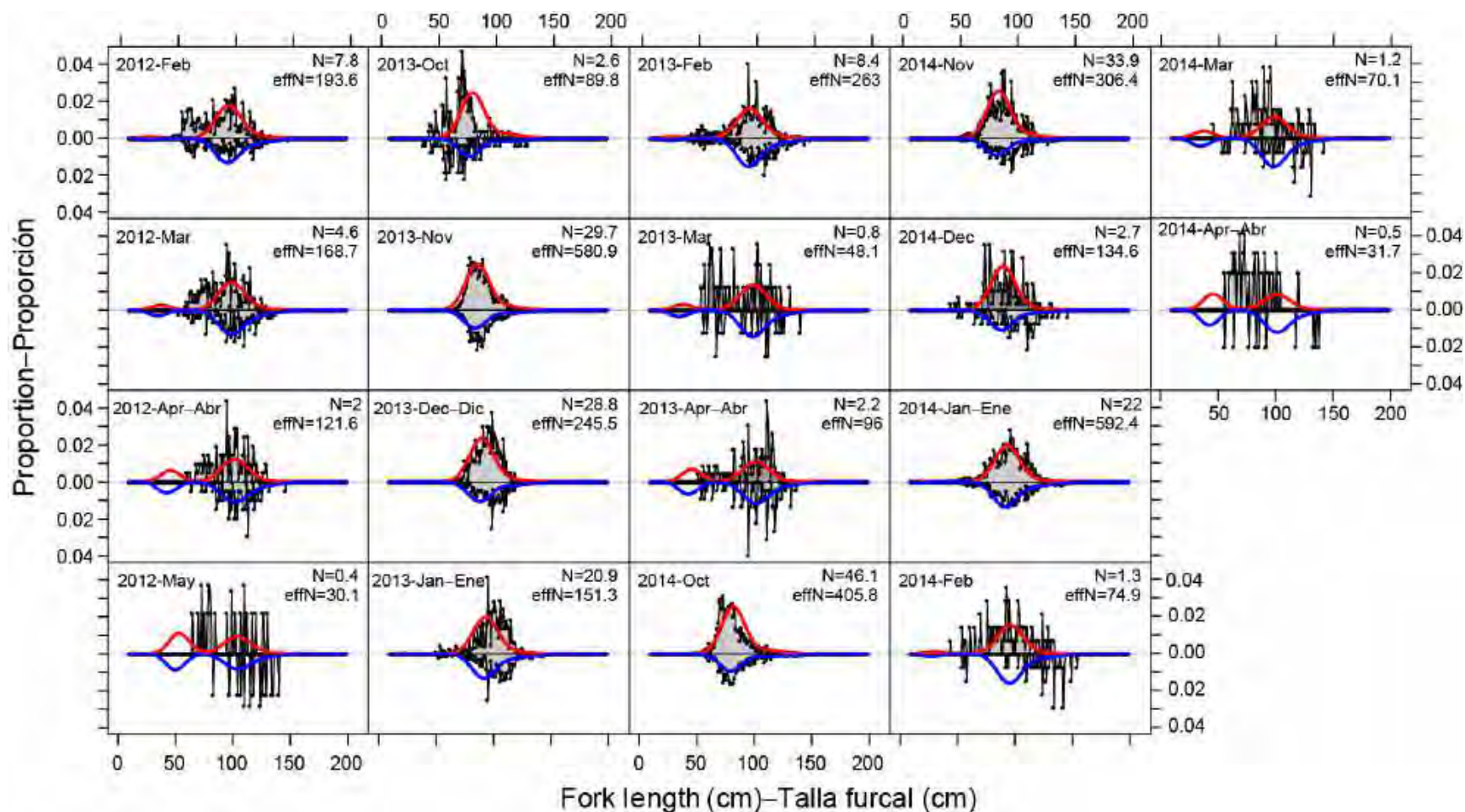


FIGURE B.3 (continued). Monthly fit to length-composition data in the Ecuadorian artisanal fishery (F2) for males (blue lines below horizontal line) and females (red lines above horizontal line), February 2012-April 2014. Years are fishing years (July-June).

FIGURA B.3 (continuación). Ajuste mensual a los datos de composición por talla en la pesquería artesanal ecuatoriana (F2) para machos (líneas azules debajo de la línea horizontal) y hembras (líneas rojas por encima de la línea horizontal), febrero 2012-abril 2014. Los años son años pesqueros (julio a junio).

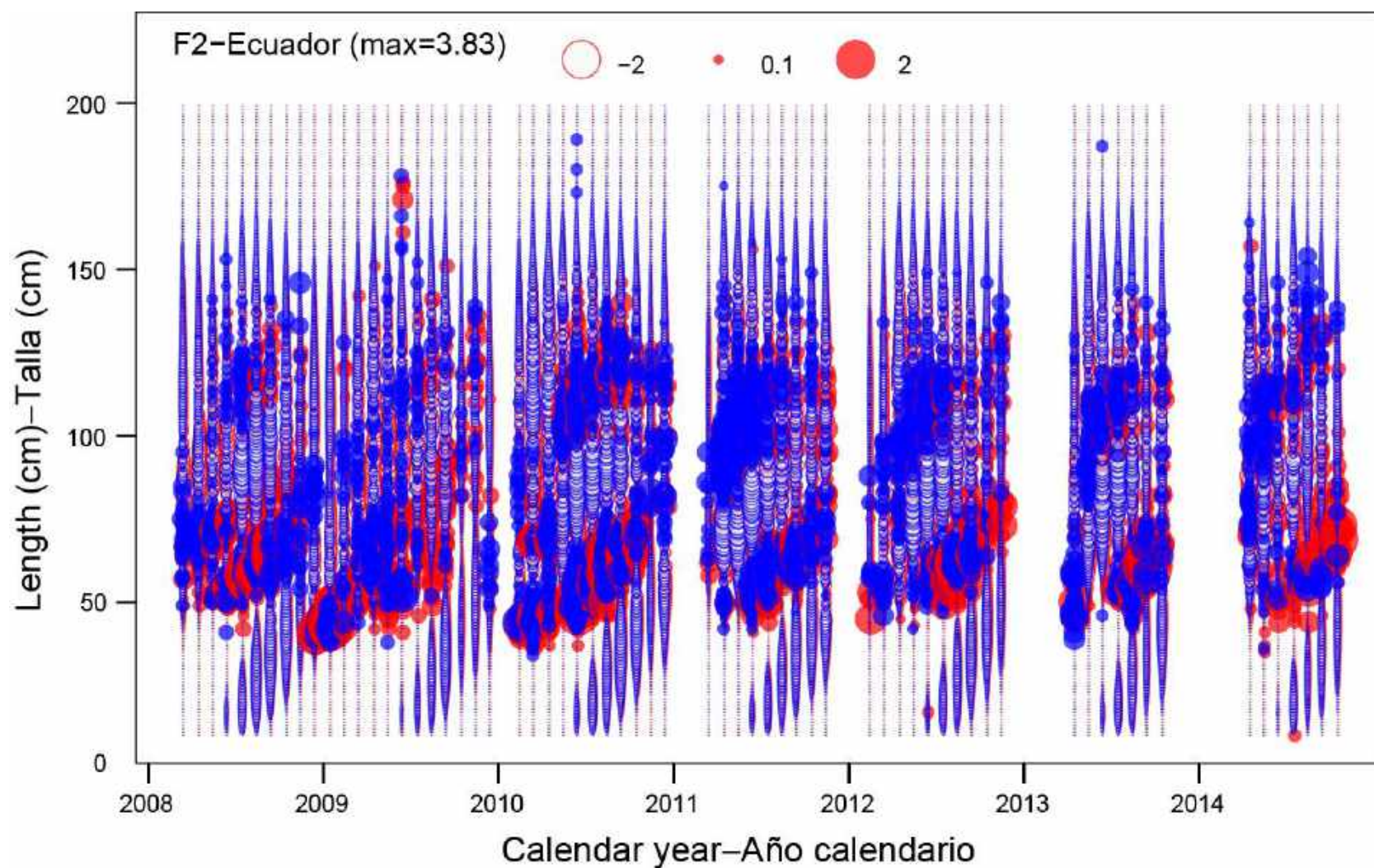


FIGURE B.4. Residuals of the fit to the length-composition data for the Ecuadorean artisanal fishery (F2); red: females; blue: males.

FIGURA B.4. Residuos del ajuste a los datos de composición por talla de la pesquería artesanal ecuatoriana (F2); rojo: hembras; azul: machos.

EVALUACIÓN EXPLORATORIA DE LA POBLACIÓN DE DORADO (*CORYPHAENA HIPPURUS*) EN EL OCÉANO PACÍFICO SUDESTE

Alexandre Aires-da-Silva, Juan L. Valero, Mark. N. Maunder, Carolina V. Minte-Vera, Cleridy Lennert-Cody, Marlon H. Román, Jimmy Martínez-Ortiz, Edgar J. Torrejón-Magallanes, y Miguel N. Carranza

ÍNDICE

Resumen.....	275
1. Introducción	276
2. Datos	279
3. Supuestos y parámetros.....	284
4. Configuraciones de la estructura del modelo	284
5. Resultados	287
6. Cantidades de ordenación.....	290
7. Análisis de rendimiento por recluta.....	291
8. Direcciones futuras.....	292
Referencias.....	205
Figuras	209

RESUMEN

El dorado (*Coryphaena hippurus*) se encuentra ampliamente distribuido por todas las aguas tropicales y subtropicales de los océanos del mundo. Es una de las especies más importantes capturadas en las pesquerías artesanales de las naciones costeras del Océano Pacífico oriental (OPO), alcanzando desde Chile en el sur hasta México en el norte. Las estadísticas pesquerías disponibles indican que el OPO es la región dominante en la producción global de dorado. Se considera la especie altamente resistente a la sobrepesca debido a su alta productividad en todos los océanos del mundo. Sin embargo, son necesarias evaluaciones de las poblaciones para obtener una mejor vista general de la condición de las poblaciones de la especie y desarrollar puntos de referencia para la ordenación. Estados costeros Miembros de la CIAT han solicitado investigaciones colaborativas y asesoramiento del personal de la CIAT en la investigación regional del dorado, en particular en evaluaciones de poblaciones. Se han realizado tres Reuniones Técnicas de la CIAT sobre el dorado, en Ecuador, Perú, y Panamá, en 2014, 2015, y 2016, respectivamente. Se identificó una cantidad grande y diversa de datos biológicos y de la pesca para el dorado disponible de Estados Miembros de la CIAT, y se discutieron supuestos acerca de la estructura de la de las poblaciones, así como las metodologías e indicadores de condición de población por usar. Se consideró que los datos disponibles eran suficientes para intentar una evaluación convencional de la población de dorado en el Océano Pacífico suroriental (al sur de la línea ecuatorial; OPO sur). En el caso de las pesquerías de dorado al norte de la línea ecuatorial (por ejemplo, Colombia, Centroamérica, o México), la situación actual de datos limitados impide el uso de evaluaciones convencionales. Son necesarios mejores programas de recolección de datos de dorado para esas pesquerías.

Este estudio presenta una evaluación exploratoria de la población de dorado en el Océano Pacífico sudeste. La extensión geográfica de la evaluación es la región «núcleo» de la población de dorado en el OPO, situada frente a Perú y Ecuador. En esta región, el dorado es principalmente blanco de pesquerías palangreras artesanales dirigidas de ambos Estados, pero la especie es también capturada incidentalmente en las pesquerías atuneras de cerco. La evaluación es implementada en la plataforma de modelado *Stock Synthesis*, con intervalos mensuales de tiempo, y cubre el periodo de julio de 2007 a junio de -2015. Los datos de captura usados provienen de Perú, Ecuador, y las capturas incidentales cerqueras. Se ajusta el modelo a (i) datos de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de las pesquerías artesanales ecuatorianas, (ii) datos de composición de talla de las pesquerías artesanales peruanas, así como las capturas incidentales cerqueras (sexos combinados), y (iii) datos de composición por talla de las pesquerías artesanales ecuatorianas (sexos

separados). El intervalo mensual de tiempo permite que la reducción causada por la captura y medida por la CPUE informe las estimaciones de abundancia absoluta.

La evaluación produce un buen ajuste a la CPUE y los datos de composición por talla de Ecuador. Aunque el ajuste a los datos de composición por talla es bueno, los patrones residuales para unos meses en la pesquería ecuatoriana sugieren que es necesario más trabajo para capturar los procesos (por ejemplo, crecimiento y/o selectividad) que podrían explicar la falta de ajuste. Aunque los resultados de la evaluación contribuyen a los conocimientos de la dinámica poblacional del dorado y su historial de explotación en el OPO, el personal de la CIAT no puede formar conclusiones acerca de la condición de la población, porque no se han definido puntos de referencia objetivo o límite para el dorado en el OPO. No obstante, se presentan y discuten algunas cantidades de ordenación para consideración. Las capturas recientes están cercanas a las estimaciones del rendimiento máximo sostenible (RMS) de la evaluación de la población. No obstante, los análisis de rendimiento por recluta (RPR) indican que la curva de rendimiento es muy plana, y la mortalidad por pesca necesaria para lograr el RMS no está bien definida. Un [estudio complementario](#) presenta una evaluación de estrategia de ordenación (EEO) exploratoria para el dorado en el OPO sur. En general, este estudio señala que *Stock Synthesis* es una herramienta prometedora para realizar evaluaciones de la población de esta especie en el OPO. Son necesarias investigaciones adicionales a para refinar el modelo y los datos usados, y para priorizar la recolección de datos nuevos para evaluar el dorado. Se podrían considerar en el futuro análisis que amplíen el alcance espacial de la evaluación e incluyan datos de más pesquerías (por ejemplo, Centroamérica, México, y Chile).

El presente informe incluye una serie de recomendaciones para investigaciones futuras para mejorar los análisis de evaluación de la población de dorado en el OPO. Queda por desarrollar una evaluación convencional de la población de dorado en el OPO norte (al norte de la línea ecuatorial). Desgraciadamente, los datos de pesca de dorado disponibles de los Estados costeros del norte son todavía muy limitados, en particular, se sabe poco de la captura total y de potenciales índices relativos de abundancia (ej. tasas de captura o CPUE). Se podría aplicar un enfoque de estimador de reducción mensual en estas situaciones de datos limitados, siempre que se disponga de ciertos datos mínimos de CPUE.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Antecedentes

El dorado (*Coryphaena hippurus*) Linnaeus, 1758, es una especie epipelágica y principalmente oceánica con una amplia distribución por todas las aguas tropicales y subtropicales de los océanos del mundo (Palko *et al.*, 1982). Conocida también como *mahi mahi*, *dolphinfish*, *doradilla*, *lampuga*, *palometa*, y *perico*, es una las especies más importantes capturadas en las pesquerías artesanales de las naciones costeras del Océano Pacífico oriental (OPO). La especie es considerada altamente resistente a la sobrepesca debido a su alta productividad en todos los océanos del mundo (Palko *et al.*, 1982). En el OPO en particular, el dorado de la muestra altas tasas de crecimiento durante una vida muy corta (aproximadamente tres años), madurez temprana (50% de madurez a una edad de 0.5-1 año), fecundidad alta, y la capacidad de desovar durante todo el año en algunas áreas (Martínez-Ortiz y Zúñiga-Flores, 2012).

En el OPO el dorado es explotado por las flotas de casi todas las naciones costeras, desde Chile en el sur hasta México en el norte, y hasta ocasionalmente en las aguas sudoccidentales de Estados Unidos, en el extremo norte de la distribución del recurso (Dapp *et al.*, 2013; Lasso y Zapata, 1999; Martínez-Ortiz y Zúñiga-Flores, 2012; Norton, 1999; Solano-Sare *et al.*, 2008). Las estadísticas pesqueros disponibles indican que el OPO es la región dominante en la producción global del dorado, con entre el 47 y 70% de las capturas mundiales totales durante 2001-2012 (Aires-da-Silva *et al.*, 2014). Se estima que la captura total anual media de dorado en el OPO fue de unas 71,000 toneladas (t) durante 2008-2012 ([Figura 1](#)).

1.2. La CIAT y el dorado

A pesar de la importancia de la pesquería de dorado en el OPO, existe gran incertidumbre acerca de la condición de la población (SFP, 2013). Se intentó una evaluación de la población en 1991, aplicando un

análisis de población virtual basado en talla a datos ecuatorianos (Patterson y Martínez, 1991), pero los resultados de esa investigación son anticuados. La explotación del dorado se ha desarrollado mucho desde los 1990, con nuevas pesquerías que han aparecido y son ahora dominantes en términos de volumen de captura (por ejemplo, las pesquerías artesanales en Perú, que tomaron entre el 57 y 81% de las extracciones totales estimadas de dorado en el OPO durante 2000-2012; [Aires-da-Silva et al. 2014](#)).

El alto valor de las exportaciones de dorado también ha resultado en un interés creciente en la certificación y ecoetiquetado del producto para ciertas pesquerías. Esto, sumado a la demanda existente de una evaluación de la población de dorado, ya que la mayoría de las certificaciones pesqueras exigen evaluaciones exhaustivas de las poblaciones y un sistema de ordenación que funcione, que incluía puntos de referencia (objetivo y límite), y reglas de control de explotación. Son difíciles de determinar sin evaluaciones convencionales de las poblaciones, o al menos conocimientos de la dinámica de la población y la pesca al nivel necesario para realizar una evaluación de la población.

La Convención de Antigua establece que una de las funciones de la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) es «adoptar *medidas apropiadas para evitar, limitar y reducir al mínimo posible ... los efectos sobre las especies asociadas o dependientes*». El dorado es capturado incidentalmente en la pesquería atunera de cerco en el OPO (Martínez-Rincon et al., 2009), en aunque en muy pequeñas cantidades (<5%) comparado con el volumen total de capturas comerciales en el OPO (Aires-da-Silva et al., 2014). En este contexto, algunos Estados costeros Miembros de la CIAT han solicitado investigaciones colaborativas y asesoramiento del personal de la CIAT sobre la investigación del dorado, en particular la evaluación de poblaciones (Aires-da-Silva et al., 2014). Consecuente a esta solicitud, se celebraron tres reuniones técnicas de la CIAT sobre el dorado. La [primera reunión](#), celebrada en Manta, Ecuador, en 2014, ayudó a establecer el foro de investigación colaborativa necesario para trabajar en el dorado a la amplia escala regional del OPO (Anónimo, 2015). Además, se identificó una cantidad grande y diversa de datos biológicos y pesqueros para el dorado disponible de países miembros de la CIAT. La segunda reunión, celebrada en Lima, Perú, en 2015, condujo a avances significativos en dos temas importantes que necesitan ser abordados para la ordenación regional del dorado en el OPO (Anónimo, 2016): 1) supuestos acerca de la estructura de la población, y 2) cuáles metodologías e indicadores de condición de la población usar. En 2016 se celebró una tercera reunión, en Panamá. Esta reunión se enfocó en la evaluación de necesidades de datos y métodos de evaluación para pesquerías de dorado en el OPO con datos limitados.

1.3. Modelo conceptual de historia de vida para el dorado en el OPO

Un resultado importante de la segunda reunión sobre el dorado fue la elaboración por expertos regionales de un modelo conceptual hipotético de la estructura y dinámica poblacionales del dorado en el OPO ([Figura 2a](#)), basado en análisis de conjuntos de datos complementarios tales como los datos de observadores de buques cerqueros grandes (clase 6 de la CIAT; capacidad de acarreo mayor de 363 t), datos de CPUE palangrera artesanal, y compilaciones de capturas mensuales de los países centroamericanos. Los estudios genéticos disponibles son preliminares, pero indican una alta variabilidad genética dentro del OPO, y la mayoría señalan la necesidad de muestras de mayor tamaño y un mejor muestreo espaciotemporal. En este momento, no existen pruebas claras que exista más de una población de dorado en el OPO, pero cierta información sugiere que podrían existir dos sub-poblaciones, costera y oceánica (Téllez and Caballero, 2017). De ser este el caso, la sub-población costera (o «más residente») sería más disponible durante el año entero hacia la costa ligeramente al norte de la línea ecuatorial, mientras que la sub-población oceánica se trasladaría estacionalmente hacia las zonas costeras del OPO alrededor de octubre-noviembre

La temporada de pesca de dorado para la flota palangrera artesanal comienza alrededor de octubre-diciembre, alcanza su nivel máximo alrededor de diciembre, y termina alrededor de febrero-marzo (Martínez-Ortiz et al. 2015). Esto coincide con cambios oceanográficos en las aguas oceánicas frente a Perú y Ecuador, entre 2°S y 10°S desde 90°O hasta 105°O ([Figura 2b](#)), y particularmente con la isoterma de 23°C, con la cual el dorado se encuentra principalmente asociado. Cuando comienza la temporada de dorado, las aguas subtropicales con temperaturas superficiales (TSM) moderadas (20-

25°C) se encuentran al sur del Frente Ecuatorial y al oeste de la masa de agua fría (16-20°C) asociada al afloramiento y el sistema de la Corriente de Humboldt frente a Perú. A medida que estas aguas más cálidas se acercan a la costa, la masa de agua fría se encoge, y el dorado se vuelve vulnerable al arte palangrero artesanal. Para febrero-marzo, cuando termina la temporada de pesca de dorado, el agua más fría está restringida a la zona a lo largo de la costa peruana, y queda poco hábitat de menos de 25°C disponible en el Pacífico ecuatorial y tropical.

Las capturas de dorado por buques cerqueros, aunque responden de menos del 5% de las capturas totales conocidas de la especie en el OPO, pueden ser usadas para ampliar la distribución espacial aproximada del dorado indicada por los datos de la pesquería artesanal. El esfuerzo cerquero está ampliamente distribuido en el OPO, y el dorado está presente en casi todas las áreas de operación de la flota cerquera (Figura 2c); además, todos los viajes de los buques cerqueros grandes son acompañados por observadores, que vienen registrando las capturas incidentales por especie y categoría de talla (0-30 cm, 30-60 cm, y >60 cm) desde 2005. El tamaño de madurez del dorado es alrededor de los 60 cm, por lo que las dos primeras categorías de talla son indicativas de peces juveniles, y la tercera de adultos.

La frecuencia de las capturas incidentales de dorado en la pesquería de cerco es máxima en la pesquería sobre objetos flotantes (OBJ). La captura por lance (en número de peces) en dicha pesquería es máxima cerca de la costa en los trimestres primero y cuarto del año, es decir, desde octubre hasta marzo (Figura 2d). En el cuarto trimestre, existe apenas esfuerzo cerquero sobre objetos flotantes, y por lo tanto apenas captura, en las áreas costeras al sur de la línea ecuatorial, pero esto se ve compensado por las grandes capturas de la pesquería palangrera artesanal (Figuras 2b, 2d). Las pesquerías sobre delfines (DEL) y no asociada (NOA), con su distribución más costera y más al norte, amplían el panorama hacia el norte, y confirman estos patrones espaciales (Figura 2e). En esas dos pesquerías, la captura por lance es máxima en los trimestres primero y cuarto en las áreas costeras, con grandes concentraciones hacia el extremo norte, alrededor de Baja California, y en el sur, frente a Ecuador y Perú, donde las corrientes de California y Humboldt ejercen su mayor influencia. En las aguas centroamericanas, el dorado está presente frente a Nicaragua, Costa Rica y el norte de Panamá, con una interrupción aparente en la distribución frente al sur de México y Guatemala, que parece ser más continua en el segundo trimestre (abril-junio).

La proporción de lances sobre objetos flotantes con capturas de dorado pequeño y grande en distintas áreas del OPO (Figura 2f) muestra un patrón estacional marcado similar en todas las zonas excepto las costeras. La dinámica estacional y anual de la población de dorado es fácil de describir. Desde enero hasta mayo la proporción de lances con peces pequeños (juveniles eclosionados entre aproximadamente octubre y enero) aumenta constantemente; alrededor de junio, cuando los peces tienen unos 6 meses de edad y miden unos 50 cm, pasan a la categoría de "peces grandes", y la proporción de lances con peces grandes aumenta marcadamente. Luego disminuye desde octubre hasta diciembre, principalmente al sur de la línea ecuatorial (Figura 2e; áreas 6-9), y en el área 2, mientras que frente a Centroamérica y Colombia (áreas 4 y 5) permanece más o menos igual, debido muy probablemente a desplazamientos hacia las zonas costeras. Desde enero hasta marzo se observa una disminución marcada en los adultos en todas las zonas, a medida que se agota la cohorte eclosionada un año antes.

Compilar las capturas mensuales de los países costeros del OPO ayuda a elucidar la dinámica del dorado en las zonas costeras en el hemisferio norte (Informe DOR-02: Tabla 1). En Panamá y Costa Rica, se logran las capturas máximas de dorado durante octubre-enero, con un pico en noviembre, pero con un pico secundario alrededor de mayo. En Colombia, se obtienen las capturas máximas durante diciembre-marzo, con el pico en febrero. Más al norte, en Guatemala, se captura dorado durante todo el año, con un pico en noviembre, mientras que en Baja California Sur, México, donde también se captura dorado durante el año entero, las capturas son máximas durante septiembre-noviembre, con el pico en octubre.

En conclusión, la información disponible no brinda pruebas fuertes de que exista más de una población de dorado en el OPO, aunque existen indicaciones de cierta estructura espacial (Figura 2a). La información actual indica que la región «núcleo» de la población de dorado yace al sur de la línea ecuatorial, frente a

Ecuador y Perú, donde los peces adultos van para reproducirse y alimentarse. La pesquería que opera en esa zona explota principalmente una cohorte anual, de entre unos 10 y 16 meses de edad. La distribución de la captura a lo largo del año en distintas zonas sugiere que podrían existir dos sub-poblaciones en el OPO, con una sub-población oceánica que se desplaza estacionalmente hacia la costa, y una sub-población más residente en la región costera. La mayoría de las capturas y de los datos disponibles provienen del hemisferio sur, donde es evidente una estacionalidad marcada, que resulta de los encuentros periódicos de aguas tropicales con la fría Corriente de Humboldt. Existen ciertos indicios de una estacionalidad similar en el hemisferio norte, bajo la influencia de la Corriente de California, pero no se dispone de datos de las zonas frente a México, al norte de 10°N, que se podrían usar para investigar esta hipótesis. Entre aproximadamente 5°N y 10°N, la dinámica de dorado parece ser diferente, con la sub-población costera (o "más residente"), más disponible durante todo el año.

1.4. Objetivos de la evaluación

Este informe presenta una evaluación exploratoria del dorado en el OPO al sur de la línea ecuatorial (OPO sur) que construye sobre las discusiones en las dos primeras reuniones técnicas de la CIAT y los conjuntos de datos y conocimientos resultantes. Durante la segunda reunión, se discutió que una evaluación exploratoria podría comenzar por enfocar en la región «núcleo» de la población de dorado en el OPO, para la cual se dispone de los mejores datos de pesca, y de donde proviene la mayoría de la captura. En esta región, frente a Perú y Ecuador, el dorado es explotado principalmente por pesquerías palangreras artesanales dirigidas de esas dos naciones, pero es también capturado incidentalmente en las pesquerías atuneras de cerco, y juntas estas tres pesquerías responden de alrededor del 90% de la captura total de dorado en el OPO (Aires-da-Silva *et al.*, 2014). Además, son las únicas pesquerías para las cuales se dispone de series de tiempo moderadamente largas de datos de pesca (por ejemplo, captura y esfuerzo, captura por unidad de esfuerzo (CPUE) estandarizada, y composición de la captura) para análisis de evaluación de poblaciones. Las pesquerías de otras naciones costeras del OPO también capturan dorado, pero, hasta donde se sabe, en cantidades mucho menores. Algunas de estas naciones (Chile y Costa Rica, por ejemplo) han iniciado recientemente programas de recolección de datos de dorado; incluir estos datos y ampliar la extensión espacial de esta evaluación podrían ser considerados en el futuro (ver sección 8.2).

El objetivo principal de este trabajo de evaluación es explorar la utilidad potencial de la plataforma de modelado *Stock Synthesis* (Methot y Wetzel, 2013) para la evaluación del dorado en el OPO. Aunque los resultados de la evaluación contribuyen a los conocimientos de la dinámica poblacional del dorado y su historial de explotación en el OPO, el personal de la CIAT no puede formar conclusiones acerca de la condición de la población, porque no se han definido puntos de referencia, ni objetivo ni límite, para el dorado en el OPO. No obstante, se presentan y discuten para consideración algunas cantidades de ordenación. Además, un estudio complementario presenta una evaluación de estrategia de ordenación (EEO) para el dorado en el OPO ([Valero et al. 2016](#)).

2. DATOS

En lo sucesivo se describen las pesquerías que explotan el dorado en el OPO, y los datos de esas pesquerías que se usaron en la evaluación. Tras considerar la calidad de las distintas fuentes de datos disponibles, se decidió que la evaluación de la población debería cubrir el periodo de 2007-2015, ya que las fuentes de datos disponibles para este son consideradas bastante fiables. Para mejorar la definición de la dinámica poblacional del dorado a lo largo del tiempo en la evaluación estacional del modelo (ver Sección 4), es conveniente usar año pesquero (AP), que en este caso comienza el 1 de julio y termina el 30 de junio, en lugar de año calendario (AC). Por lo tanto, el periodo histórico de la evaluación se extiende desde el mes 1 del AP 2007 (julio de 2007) al mes 12 del AP 2014 (junio de 2015).

En la Figura 3 se presentan los datos usados en el modelo de evaluación de poblaciones, por tipo, pesquería, y año pesquero incluido en el modelo. Asimismo presentados en lo sucesivo son las fuentes de los datos obtenidos del periodo antes de 2007. Aunque no se usaron estos datos tempranos en la evaluación, se presentan para ilustrar cómo se construyen series de tiempo de datos de dorado.

2.1. Definiciones de las pesquerías

En el OPO sur, el dorado es principalmente el blanco de pesquerías palangreras artesanales dirigidas de Perú y Ecuador, pero es también capturado incidentalmente en las pesquerías atuneras de cerco. El modelo de evaluación de poblaciones no tiene estructura espacial, en el sentido que no se define ninguna pesquería con base en consideraciones espaciales, excepto al grado implícito en la distribución espacial de las pesquerías ecuatorianas y peruanas. No obstante, estas tres pesquerías son definidas por separado en la presente evaluación para que sus capturas estén asociadas a curvas de selectividad de tamaño separadas ([Tabla 1](#)). A continuación se describen los diferentes conjuntos de datos que describen las capturas de dorado de estas pesquerías.

2.2. Captura

A continuación se describen las series de tiempo de capturas históricas de dorado obtenidas para la evaluación de la población de fuentes en Perú, Ecuador, y la CIAT. No hay información disponible sobre descartes de dorado, y por lo tanto en el presente informe el término «captura» se refiere a captura retenida, y por ende descargas observadas.

2.2.1. Perú (Pesquería F1)

El dorado es explotado por pesquerías artesanales en aguas costeras y oceánicas frente a Perú (Pesquería F1 en la evaluación). La disponibilidad del recurso es altamente estacional, ocurriendo generalmente entre septiembre y marzo, y está asociada a TSM cálidas (21-30°C). Durante esos meses, el dorado forma un 90% del volumen total de descargas de la pesquería artesanal peruana (Solano-Sare *et al.*, 2008). El Instituto del Mar de Perú (IMARPE) cuenta con algunos registros de descargas que datan de fines de la década de 1980, pero la expansión más importante de la pesquería peruana ocurrió a principios de los 2000, consecuente a la mayor disponibilidad de dorado en 1998 que coincidió con el evento fuerte de El Niño de ese año. Aunque Perú tiene las mayores capturas de dorado en el OPO, es segundo a Ecuador en términos de exportaciones (fileteado y fresco) a Estados Unidos (Aires-da-Silva *et al.*, 2014). Información de varias fuentes indica que la mayor parte de la captura peruana es consumida en el país.

Para esta evaluación, IMARPE contribuyó datos oficiales de descargas de capturas, recolectados por el Despacho de Estadística del Ministerio de Producción (PRODUCE), de dorado capturado por las pesquerías artesanales peruanas durante 2000-2015. Se dispone de estadísticas anuales solamente para el periodo de 2000-2005, pero posteriormente están disponibles por mes. Usando esta combinación de datos anuales y mensuales, se intentó construir una serie de tiempo mensual histórica de las capturas peruanas de dorado para el periodo de enero de 2000 a diciembre de 2015 ([Figura 4a](#)). Se obtuvieron estimaciones mensuales para 2000-2005 mediante la aplicación de los datos anuales a las proporciones mensuales medias de las capturas disponibles para 2006-2015 ([Figura 4f](#)).

2.2.2. Ecuador (Pesquería F2)

El dorado es explotado por las pesquerías artesanales ecuatorianas, principalmente la pesquería palangrera multiespecífica dirigida a una variedad de especies de peces pelágicos grandes, lo que incluye el dorado, los atunes, peces picudos, y tiburones. Esta pesquería (Pesquería F2 en la evaluación) comenzó paulatinamente a mediados de los años 1970, pero experimentó una gran expansión durante los años 1990 y 2000. Las áreas tradicionales de pesca, que se encontraban inicialmente a menos de 40 millas náuticas (mn) de la costa, se han extendido gradualmente a lo largo del tiempo hasta 1,400 mn del continente al oeste de las islas Galápagos, estableciendo lo que ahora se conoce como la «pesquería oceánica-artesanal» en Ecuador. Al igual que en el Perú, estas pesquerías son altamente estacionales: la pesquería palangrera dirigida al dorado opera principalmente durante octubre-febrero, con capturas máximas en diciembre y enero. El dorado forma más del 65% de las descargas estimadas de especies de peces pelágicos grandes por las pesquerías artesanales en Ecuador, y del 35 a 40% de las exportaciones de peces pelágicos a Estados Unidos (Martínez-Ortiz y Zúñiga-Flores, 2012). La pesquería palangrera de atunes, peces picudos, y tiburones (TBS) tiene lugar durante el año entero, pero las capturas de estas

especies disminuyen mucho durante la temporada del dorado porque los buques palangreros cambian su arte para capturar dorado, usando los anzuelos *doraderos* más pequeños. Martínez-Ortiz *et al.* (2015) describen extensamente la pesquería artesanal ecuatoriana de pelágicos grandes, incluyendo la composición por especies y dinámica espaciotemporal.

Se intentó construir una serie de tiempo mensual histórica de las capturas de dorado de las pesquerías ecuatorianas durante el periodo de enero de 1987 a junio de 2015 (Figura 4b). Para los años más recientes (2008-2015), se extrajeron las estadísticas de captura de las bases de datos del sistema de seguimiento de descargas de Ecuador para las pesquerías artesanales (*Sistema de Control y Monitoreo*; SCM), operado por la Subsecretaría de Recursos Pesqueros (SRP) (Martínez-Ortiz *et al.*, 2015). Se obtuvieron las estimaciones de descargas del periodo temprano de estadísticas pesqueras publicadas por el Instituto Nacional de Pesca (INP).¹

2.2.3. Captura incidental en las pesquerías atuneras de cerco (Pesquería F3)

El dorado es capturado incidentalmente en las pesquerías atuneras de cerco en el OPO (Pesquería F3 en la evaluación). Existen tres tipos de lance cerquero atunero (sobre atunes asociados a delfines, asociados a objetos flotantes, y atunes no asociados); el dorado es capturado predominantemente en lances sobre objetos flotantes (97% de la captura total en peso). Los observadores de la CIAT a bordo de buques cerqueros grandes han tomado datos sobre en capturas incidentales de dorado desde 1993 (Figura 4c), y los registros disponibles para la evaluación cubren el periodo de 1993-2015. No se dispone de datos de capturas incidentales por buques más pequeños (clases 1- 5; capacidad de acarreo menos de 363 t), por lo que fueron estimadas mediante la aplicación de las tasas de captura por lance de los buques grandes (clase 6) a los lances por los buques más pequeños (23% del número total de lances cerqueros).

2.2.4. Otras pesquerías

Existen otras fuentes de mortalidad por pesca de dorado en el OPO que fueron discutidas en las reuniones técnicas de la CIAT. En el OPO sur, las pesquerías peruanas y ecuatorianas son claramente las fuentes predominantes de las extracciones de dorado, y estos datos están incluidos en la presente evaluación. Sin embargo, existen algunos datos adicionales fiables sobre el dorado de pesquerías chilenas que podrían ser añadidos al modelo del OPO sur en mejoras futuras de la presente evaluación (Anónimo, 2016). Las flotas palangreras de aguas lejanas que pescan atunes y peces picudos también tienen capturas incidentales de dorado. La resolución C-11-08 de la CIAT estableció un programa de observadores científicos para los buques palangreros de más de 20 metros de eslora total, que cubriría al menos el 5% del esfuerzo pesquero (definido como días efectivos de pesca, excluidos los días de tránsito) por dichos buques, comenzando en 2013. Por lo tanto, es posible que en el futuro se disponga de datos adicionales fiables sobre las capturas incidentales de dorado por estas flotas.

2.2.5. Capturas durante el periodo de la evaluación (AP 2007-2014)

En la Figura 4d se ilustran las capturas anuales totales de dorado durante el periodo de la evaluación. La captura anual media fue aproximadamente 61,000 t durante el periodo de la evaluación, con el 82%, 16%, y 2% de las capturas tomadas por Perú, Ecuador, e incidentalmente en la pesquería cerquera atunera, respectivamente. Mientras que las capturas anuales totales alcanzaron su máximo en el AP 2009 en unas 76,000 t, la captura más baja fue de aproximadamente 39,000 t durante el AP 2010. Las capturas mensuales de dorado en el OPO sudeste muestran un patrón estacional pronunciado que generalmente alcanza un pico en diciembre (Figura 4e).

2.3. Índices de abundancia

Se usaron datos de CPUE de las pesquerías palangreras artesanales peruanas y ecuatorianas para producir

¹ Instituto Nacional de Pesca Ecuador (1999) Estadísticas de los Desembarques Pesqueros en el Ecuador 1985-1997. Departamento Procesamiento de Datos división de Biología y Evaluación de Recursos Pesqueros. Marín de López C, Ormaza-González F y Arriaga-Ochoa L (eds). INP. 152 pp.

un conjunto de candidatos de índice de abundancia relativa. Los cambios reales en la abundancia del dorado que se supone están representados en los datos de CPUE podrían ser confundidos con cambios a lo largo del tiempo en las prácticas de pesca y/o efectos espaciotemporales. «Estandarización de captura-esfuerzo (o captura)» es el procedimiento que toma en cuenta (o sea, elimina) el impacto sobre las tasas de captura de cambios a lo largo del tiempo en factores aparte de la abundancia (Maunder y Punt, 2004). Se usaron modelos aditivos generalizados (MAG) para la estandarización de captura-esfuerzo de los datos de CPUE de dorado; a continuación se resumen los resultados, que se presentan en detalle en el anexo A.

2.3.1. Perú

Se usó un MAG para la CPUE de dorado en peso que supone una distribución gamma del error para estandarizar los datos de CPUE peruana. Las variables explicativas en el MAG fueron año, mes, y capacidad de acarreo del buque. No se dispone en esta etapa de información de posición geográfica (latitud y longitud) en los registros de viaje peruanos. Se intentó tomar en cuenta los efectos espaciales sobre la CPUE mediante la producción de índices de abundancia separados para tres regiones de pesca principales basadas en puerto de descarga: Norte (Paíta); Central (Chimbote-Pucusana); y Sur (Ilo). Ya que los datos de CPUE a partir del AP 2010 podrían ser de mejor calidad que aquellos de años previos, se computaron por separado CPUE estandarizadas para dos periodos de tiempo (AP 2003-2010 y 2011-2014; Figura A.1). En las Figuras A.2-A.7 se ilustran los diagnósticos del modelo para el MAG producido para las distintas regiones y periodos de tiempo de la pesquería peruana.

2.3.2. Ecuador

Se usaron MAG para desarrollar un índice de CPUE estandarizada para la pesquería palangrera ecuatoriana dirigida al dorado durante los AP 2007-2014. Se exploraron varios MAG diferentes para los datos de captura: un MAG binomial negativo (BN) para conteos de peces (tomando el esfuerzo en consideración) (Figura A.8), y dos MAG diferentes para la CPUE en peso, uno basado en una distribución gamma con enlace logarítmico (*log link*) y el otro basado en una distribución lognormal (Figuras A.9-A.10). El MAG BN ajustado a los datos de conteo tuvo la forma siguiente para el lado derecho de la ecuación en el modelo:

$$= \text{efecto año-mes} + \text{superficie espacial 2-D lisa} + \text{término lineal para log(esfuerzo)}$$

donde el esfuerzo es en número de anzuelos y la superficie espacial lisa es función de la latitud y longitud de la posición de pesca. Los dos MAG para la CPUE en peso tenían la misma forma en el lado de la ecuación en el modelo:

$$= \text{efecto año-mes} + \text{superficie espacial 2-D lisa}.$$

Para los modelos de CPUE, se añadió una pequeña constante (un valor ligeramente inferior al valor de CPUE más bajo que no fuese cero) a los valores de la CPUE antes de ajustar el modelo, porque solamente el 1.6% de los viajes que usaron anzuelos doraderos no tuvieron captura de dorado; no se consideraron modelos delta-*F* o de cero inflado en este momento porque el porcentaje de observaciones con valor nulo es tan pequeño. Tras revisar los diagnósticos del modelo (Figuras A.11-13), y suponiendo que los datos de pesos sean más exactos que los datos de conteo, se seleccionó el modelo gamma. A juzgar por la puntuación generalizada de validación cruzada, la distribución gamma fue un mejor ajuste a los datos de CPUE que la distribución lognormal, pero no por el porcentaje de desviación explicado o R^2 ajustado. Sin embargo, las gráficas diagnósticas del modelo gamma lucieron ligeramente mejor que el modelo lognormal, y la distribución gamma tiene la ventaja de no necesitar corrección por sesgos para obtener predicciones retrotransformadas de la CPUE. No obstante, todos los tres modelos parecen padecer el mismo problema: sobrestiman con valores bajos y subestiman en los valores más altos. Sin embargo, esto no es sorprendente, en vista de las formulaciones de la varianza de todas las tres distribuciones. En investigaciones futuras se podrán explorar otras distribuciones, incluyendo una distribución truncada a la derecha (lo cual reduciría el énfasis en las capturas más grandes), y distribuciones de mezcla, con miras a capturar mejor las capturas más grandes sin afectar el ajuste de las capturas pequeñas. Estos datos, tanto conteos como CPUE (peso), están demasiado sobredispersados para las distribuciones de BN/gamma/lognormal, dados los predictores disponibles. Se señala que la pendiente del término lineal para log(esfuerzo) en el modelo BN fue diferente

de 1.0 (pendiente estimada = 0.455, error estándar = 0.0338; una pendiente estimada de aproximadamente 1.0 correspondería al $\log(\text{esfuerzo})$ como predictor estructural. Los índices estandarizados computados de estos tres modelos fueron a) ponderado con datos para el MAG BN; y b) ponderado por área para los MAG gamma y lognormal.

Hay diferencias en los índices estandarizados obtenidos de diferentes MAG (Anexo A). Tal como se describe en lo anterior, se seleccionó la CPUE estandarizada derivada del modelo gamma como el mejor índice disponible de abundancia relativa para calibrar el modelo de evaluación de población para el dorado ([Figura 5a](#)). La CPUE refleja principalmente la decadencia de una cohorte de dorado a lo largo del tiempo (meses) año tras año.

2.4. Datos de composición por talla

Se obtuvieron datos de composición por talla de las capturas de dorado de fuentes en Perú, Ecuador, y la CIAT. Se considera típicamente que estos datos informan el modelo de evaluación de poblaciones de la selectividad de las distintas pesquerías y la fuerza de las cohortes. A continuación se describen los datos de composición por talla de diferentes pesquerías.

2.4.1. Perú

Se dispone de datos de composición por talla de dorado, recolectados por IMARPE en los principales puertos donde las pesquerías artesanales peruanas descargan sus capturas, para los AP 2004-2014, pero no separados por sexo. El muestreo fue principalmente oportunista, ya que depende de la disponibilidad del dorado y la logística de acceso a las capturas para muestrearlas. Se midieron las frecuencias de talla de dorado como talla furcal al próximo centímetro inferior. Para la presente evaluación de la población se usaron solamente los datos de composición por talla para los que se cuenta con información mensual (AP 2007-2014, [Figura 6a](#)). Aunque estos datos son muy escasos a lo largo del periodo ([Figura 6a](#)), pueden ser informativos acerca de la selectividad de dorado por tamaño de la pesquería peruana.

2.4.2. Ecuador

Los datos de composición por talla de dorado de las pesquerías artesanales ecuatorianas fueron tomados en los puertos de Esmeraldas, San Pablo de Manta, y Anconcito, principalmente por muestreadores de la SRP, que registran la talla furcal, peso total, y sexo (Martínez-Ortiz y Zúñiga-Flores, 2012). Se dispone también de algunos datos de tamaño recolectados por observadores pesqueros. Para la presente evaluación se usaron solamente los datos mensuales de composición por talla de los AP 2008-2014, por sexo, de las pesquerías artesanales dirigidas al dorado.

Los datos de composición por talla de Ecuador ilustran la clara predominancia y progresión de una sola cohorte de dorado a lo largo de los meses de cada año pesquero ([Figura 6b](#)). Los dorados más pequeños (40-60 cm TF) comienzan a ser reclutados a la pesquería en junio-julio, y esta nueva cohorte es entonces el blanco de la pesquería hasta el fin de la temporada de pesca alrededor del marzo-abril. La talla media de los pescados en la captura aumenta paulatinamente a medida que avanza la temporada y la pesquería se dirige a una cohorte individual que está creciendo en tamaño ([Figura 6b](#)). Ocurre una reducción brusca del tamaño medio del pescado en la captura hacia el fin de la temporada de pesca, a medida que los reclutas de la cohorte siguiente ingresan a la pesquería.

2.4.3. Pesquería atunera de cerco

Desde 1993, los observadores de la CIAT estiman la composición por tamaño de las capturas de dorado en la pesquería atunera de cerco, clasificando los peces en tres categorías de tamaño (0-30 cm, 31-60 cm, > 60 cm) ([Figura 6c](#)). Aunque existen preocupaciones sobre la fiabilidad de estas estimaciones, fueron incluidas en el modelo de evaluación como aproximación de la selectividad de dorado por la pesquería atunera de cerco (AP 2007-2014).

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica

Definir los parámetros biológicos es un primer paso importante en la construcción de cualquier modelo de evaluación de poblaciones con estructura por edad. A continuación se describen los supuestos biológicos definidos en el modelo de evaluación de dorado.

3.1.1. Crecimiento

Se adoptó Goicochea *et al.* (2012) como el mejor estudio disponible para definir los parámetros de edad y crecimiento para el dorado. Según ese estudio, que utiliza una técnica de determinación de edad basada en conteos de microincrementos en los otolitos obtenidos de dorados capturados en aguas del norte de Perú, el crecimiento del dorado es casi lineal durante su primer año de vida, alcanzando unos 80 cm TF a la edad de un año. Se estima el parámetro de talla asintótica en 128 y 147 TF para machos y hembras, respectivamente. Las curvas de crecimiento estimadas en este estudio para hembras y machos son supuestas en el modelo de evaluación de poblaciones ([Figura 7a](#)).

Otro componente importante del crecimiento usado en los modelos estadísticos de captura por talla con estructura por edad es la variación de la talla por edad. Se puede obtener información sobre la variabilidad de la talla por edad de los datos de edad por talla, disponibles de Goicochea *et al.* (2012). Desgraciadamente, las muestras de dorado no fueron tomadas al azar, sino para cubrir una gama de tamaños para producir información sobre la talla media por edad. Por lo tanto, los datos de otolitos no forman la mejor base para medir de forma fiable la variación de la talla por edad. Los parámetros que definen la variación de la talla por edad fueron estimados a partir de una inspección de cohortes identificables en los datos de composición por talla. Estas estimaciones fueron fijadas en el modelo de evaluación de poblaciones ([Figura 7b](#)).

Se usaron las relaciones talla-peso determinadas por Zúñiga-Flores (2014) para convertir tallas en pesos en la evaluación actual de la población ([Figura 8](#)). El estudio presenta relaciones talla-peso obtenidas de peces de ambos sexos muestreados en diferentes puertos en Ecuador. Para esta evaluación se usaron las relaciones estimadas para los puertos de Santa Rosa y Anconcito. Estos puertos están más cerca de los caladeros principales del sur explotados por la flota ecuatoriana, pero de mayor importancia es que se encuentran más cercanas a las áreas explotadas por las pesquerías artesanales peruanas, donde ocurre la mayoría de las extracciones.

3.1.2. Mortalidad natural (M)

Se han producido estimaciones de M para el dorado usando métodos indirectos (Martínez-Ortiz y Zúñiga-Flores, 2012; Zúñiga-Flores, 2014), pero estas estimaciones varían mucho ($0.43\text{--}2.5 \text{ año}^{-1}$) según la metodología usada. Un valor de M de 1 año^{-1} es considerado razonable para usar en la evaluación del dorado. Para una población virgen ($F = 0$) o intensamente explotada ($F = 2$), $M = 1$ permite cierta supervivencia más allá de un año de edad ([Figura 9](#)).

3.1.3. Reclutamiento y reproducción

La ojiva de madurez de dorado estimada por Zúñiga-Flores (2014) fue usada en la evaluación. Se supone que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población reproductora porque el dorado es un desovador pelágico altamente fecundo. En la parametrización de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt usada en el modelo de evaluación (ver sección 4), se define este supuesto fijando el parámetro de inclinación (h) en 1.

4. CONFIGURACIONES DE LA ESTRUCTURA DEL MODELO

Se usó el modelo *Stock Synthesis* (SS – Versión 3.24f; Methot y Wetzel 2013) para evaluar la condición del dorado en el OPO sur. Consiste en un modelo estadístico de evaluación de poblaciones de captura por talla, con estructura por edad, integrado (ajustado a muchos tipos de datos diferentes). Para ajustarlo a los datos observados (índices de abundancia relativa y composiciones por tamaño) se busca un conjunto de

parámetros de dinámica poblacional y pesca que maximizan una verosimilitud penalizada, dada la cantidad de captura tomada por cada pesquería. El concepto subyacente del modelo es que disminuciones mensuales de la CPUE son explicadas por la captura y por lo tanto brindan información sobre la abundancia absoluta supuesta en los estimadores estándar de reducción ([Maunder et al. 2015](#)).

En la [sección 3](#) se describen los principales supuestos y parámetros de la evaluación actual de la población del dorado en el OPO sur. Se supone que se conocen los parámetros siguientes:

1. Talla media por edad, y variabilidad de la talla por edad ([Figura 7b](#));
2. Relación talla-peso ([Figura 8](#));
3. Tasa de mortalidad natural ($M = 1 \text{ año}^{-1}$ para ambos sexos);
4. Proporción de sexos de peces de edad 0 (poslarvales) (0.5)
5. Curva de madurez por talla ([Figura 10](#));
6. Inclinación (h) de la relación población-reclutamiento ($h = 1$).
7. Se seleccionó la serie de tiempo de CPUE de la pesquería artesanal ecuatoriana como el índice de abundancia más fiable para calibrar el modelo de evaluación de poblaciones. Por este motivo, se fijó su coeficiente de variación (CV) en 0.2.
8. Se supone que las curvas de selectividad de hembras de las pesquerías peruanas y ecuatorianas, que capturan dorado más grande, son asintóticas. Se permite a los machos una selectividad más baja que las hembras y una selectividad en forma de domo. Se supuso que la selectividad de la pesquería de captura incidental cerquera es asintótica.

Se estimaron los parámetros siguientes:

1. **Reclutamiento** a edad 0 (poslarval) que ocurrió durante diciembre-enero de cada año del periodo de 2007-2014 (incluye estimación de reclutamiento virgen - o promedio - y anomalías temporales mensuales del reclutamiento).
2. **Coefficientes de capturabilidad para la serie de tiempo de la CPUE ecuatoriana** usada como índice principal de abundancia. La disponibilidad del dorado podría estar fuertemente ligada a las condiciones ambientales, que son muy dinámicas frente a Ecuador y Perú, donde se logra la mayoría de las capturas de dorado, y esto podría afectar la capturabilidad del dorado por las flotas pesqueras sobre una base anual. Por lo tanto, se supone que la capturabilidad (Q) varía a lo largo del tiempo, con un parámetro de capturabilidad estimado para cada año pesquero (que se aplica principalmente a una sola cohorte).
3. **Parámetros que definen las curvas de selectividad** para las tres pesquerías definidas en el modelo. Ya que se dispone de los datos de composición por talla de dorado capturado por las pesquerías ecuatorianas por sexo, se estiman curvas de selectividad para ambos sexos por separado. En el caso del Perú, se agrupan los sexos en los datos de composición por talla, por lo que no se cuenta con información sobre la composición por sexos de la captura; por lo tanto, se fija la selectividad de los machos en el desfase (*offset*) entre machos y hembras estimado a partir de los datos ecuatorianos en una ejecución exploratoria del modelo.
4. **Tamaño inicial y estructura por edad de la población.** Las condiciones iniciales de la evaluación no pueden ser consideradas como sin pesca porque existe un historial de captura antes del periodo modelado en la evaluación. *Stock Synthesis* permite estimar una mortalidad por pesca inicial, para que el modelo tome en cuenta capturas antes del inicio del modelo. En la presente evaluación, se estima un parámetro inicial de mortalidad por pesca (para Perú, que domina las capturas). La intención no es describir ningún proceso particular en la dinámica de la pesquería, ni tampoco significa que se asigna toda la captura temprana a Perú, es simplemente una forma de iniciar el

modelo de forma parca de una condición con pesca.

Una decisión importante que necesita ser tomada en los modelos estadísticos integrados de evaluación de poblaciones es la ponderación relativa asignada a los distintos componentes de datos. Francis (2011) argumenta que la información sobre abundancia debería provenir principalmente de los índices de abundancia (CPUE) y no de los datos de composición. Siguiendo este método, se redujo la ponderación de las composiciones por tamaño de las diferentes pesquerías para que la CPUE ecuatoriana fuese el conjunto de datos principal que impulsa la dinámica poblacional y define la escala absoluta (R_0) en el modelo. Se aplicaron factores de ponderación multiplicativos (λ (*lambda*)) a las verosimilitudes de los datos de composición, como sigue: 0.05 para Perú, 0.5 para Ecuador, y 0.005 y para la pesquería atunera de cerco. De esta forma, se asigna la ponderación más alta a los datos ecuatorianos de composición por talla y por sexo, y la más baja a los datos de composición por talla de la CIAT.

Existe incertidumbre en los resultados de la evaluación actual de la población, porque los datos observados no representan perfectamente la población de dorado en el OPO sur, y también en el modelo, que podría no representar perfectamente la dinámica de la población de dorado o de las pesquerías que operan en el OPO. Se expresa la incertidumbre en intervalos de confianza aproximados y CV, que se estiman bajo el supuesto que el modelo sí representa perfectamente la dinámica del sistema. Ya que es poco probable que se satisfaga este supuesto, estos nuevos valores podrían subestimar la cantidad de incertidumbre en los resultados de la evaluación actual. Se investiga la incertidumbre en la estructura del modelo en varios análisis de sensibilidad.

Los aspectos importantes de la evaluación de caso base (1) y los tres análisis de sensibilidad (2-4) pueden ser resumidos como sigue:

1. **Evaluación de caso base:** se fijan la inclinación de la relación población-reclutamiento = 1 (ninguna relación entre población y reclutamiento); talla media por edad, y los parámetros que definen la variabilidad de la talla por edad; ajustada a la serie del tiempo de CPUE de la pesquería artesanal ecuatoriana; selectividades asintóticas basadas en talla para hembras capturadas por las pesquerías ecuatorianas y peruanas; ponderación de datos de composición por tamaño reducida para todas las pesquerías ($\lambda = 0.05$ para Perú, 0.5 para Ecuador, 0.005 para la pesquería atunera de cerco; ver anterior).
2. **Sensibilidad a valores alternativos de mortalidad natural (M)**
Se usaron valores de M de entre 0.1 año^{-1} y 1.6 año^{-1} como alternativas a la M de 1 año^{-1} supuesta en el caso base. Esta gama de alternativas se basa parcialmente en el amplio rango de valores reportados de para el dorado, desde 0.43 año^{-1} (Zúñiga, 2014) hasta 2.5 año^{-1} (método de Hoening aplicado a datos de Zúñiga, 2009).
3. **Sensibilidad a capturabilidad con variabilidad temporal**
El modelo de caso base estima que la capturabilidad (Q) de la CPUE ecuatoriana varía a lo largo del tiempo. Se realizó un análisis alternativo con la capturabilidad estimada como un solo parámetro sin desviaciones temporales (Q_{notv}).
4. **Sensibilidad a curvas de selectividad alternativas**
El caso base supone que la forma funcional de la selectividad es asintótica. Permitimos a la selectividad tener forma de domo en la pesquería peruana, donde se permite a la selectividad ser más baja para los peces más grandes.

5. RESULTADOS

5.1. Modelo de caso base

5.1.1. Ajuste del modelo

El modelo produce un ajuste razonablemente bueno a la CPUE ecuatoriana, que fue seleccionada como índice principal de abundancia para calibrar el modelo ([Figura 11a](#)). Para todos los años, el modelo puede capturar la disminución de la CPUE, que mide principalmente la reducción mensual de una sola cohorte debido a mortalidad natural y explotación pesquera. En general, el modelo captura los altos valores de la CPUE al principio de la temporada de pesca (alrededor de septiembre), y sigue su disminución rápida a medida que avanza la temporada antes de decaer a cero alrededor de abril. Sin embargo, la calidad del ajuste del modelo varía entre años, particularmente el principio y fin de la temporada de pesca ([Figura 11b](#)). En algunos años (AP 2011 y 2013, por ejemplo), es incapaz de capturar los altos valores de la CPUE el principio de la temporada. Similarmente, es incapaz de ajustar los valores más bajos de la CPUE al fin de la temporada en la mayoría de los años. Esto podría ser causado por una especificación errónea en el modelo que necesita ser resuelta en el futuro. Por ejemplo, cambios rápidos en la disponibilidad a medida que el dorado entra y sale de los caladeros (Martínez-Ortiz *et al.*, 2015) o diferentes fechas de reclutamiento entre años. Estos procesos podrían ser especificados mejor en el modelo. Se podrían hacer mejoras en el futuro mediante el uso de las opciones de reclutamiento con selectividad temporal/estacional en *Stock Synthesis*.

Aunque, tal como se explicó anteriormente, los datos de CPUE de las pesquerías peruanas no fueron considerados suficientemente fiables para inclusión en el modelo de evaluación de población en esta etapa, fueron incluidos en el modelo para permitir comparaciones entre las tendencias en estos datos y las predicciones del modelo de abundancia relativa obtenidas del ajuste de los datos de CPUE ecuatorianos solamente. Es de destacar que las tendencias de la CPUE observadas en las tres regiones de pesca explotadas por las pesquerías peruanas en el período tardío (2011-2014) son razonablemente consistentes con el ajuste del modelo a la CPUE ecuatoriana ([Figura 11c](#)), pero esto no es sorprendente considerando que ambas pesquerías explotan la misma población de dorado y se solapan, al menos en algún punto durante la temporada de pesca. También apoya la opinión que la calidad de los datos obtenidos de las pesquerías artesanales peruanas ha mejorado desde 2010. Esta mejora debería continuar, particular mediante la obtención de datos georreferenciados (latitud y longitud) para los registros de captura y esfuerzo de los viajes de pesca. Esto permitirá tratar el espacio explícitamente en la estandarización de la CPUE, en lugar de separar por puerto principal de descarga, sustituto de área geográfica de operación.

El ajuste del modelo a los datos de composición por talla de la pesquería peruana de todos los años agrupados es bueno ([Figura 12a](#)). En el Anexo B se presenta el ajuste a los datos mensuales de composición por talla de las pesquerías artesanales de dorado peruana y ecuatoriana, así como los datos de composición por clase de tamaño de las capturas incidentales de los cerqueros atuneros. Se ajusta también muy bien a los datos mensuales de composición por talla de Perú ([Figura B.1](#)). En general, los picos de modales para cada cohorte predichos por el modelo corresponden muy bien con aquellos observados en los datos. Esto indica consistencia con la talla media por edad predicha por la curva de crecimiento supuesta del modelo, que fue derivada de dorado capturado por la pesquería peruana (Goicochea *et al.*, 2012). La variabilidad de la talla por edad predicha por el modelo es muy consistente con aquella observada en los datos, particularmente para los peces más grandes que son capturados hacia fines de la temporada. Sin embargo, la variabilidad de la talla por edad estimada por el modelo no es consistente con las proporciones observadas para peces más pequeños (por ejemplo, julio-octubre de 2007; [Figura B.1](#)).

El ajuste del modelo a los datos de composición por talla y por sexo de la pesquería ecuatoriana de todos los años agrupados es bueno para ambos sexos ([Figura 12b](#)). El ajuste a los datos mensuales de composición por talla de Ecuador es razonablemente bueno en la mayoría de los meses, particularmente aquellos en los que se logra la mayor parte de la captura (septiembre-febrero); sin embargo, en algunos años el ajuste a las modas principales de los datos es malo. Además, el modelo produce ajustes pobres para otros meses, particularmente entre abril y agosto ([Figura B.3](#)). Esto podría resultar de varios procesos. En primer lugar,

el modelo no estima el crecimiento, que se fija en las curvas de crecimiento de dorado capturado por la pesquería peruana (Goicochea *et al.* 2012). Aunque existe información de Ecuador sobre talla por edad, no fue incluida en la evaluación porque las edades fueron estimadas usando un método distinto basado en lectura de escamas, y no se cuenta con ningún estudio comparativo riguroso que haya evaluado ambas técnicas de determinación de edad (otolitos y escamas). Estimar el crecimiento dentro del modelo podría mejorar los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de todas las flotas. En segundo lugar, podrían existir diferencias en el crecimiento dentro de cohortes que no son tomadas en cuenta en el modelo. En tercer lugar, los ajustes pobres al principio y fin de la temporada de pesca podrían resultar de cambios en la disponibilidad o selectividad a medida que los peces comienzan a estar disponibles a la pesquería o se dispersan al fin de la temporada de pesca. Podrían existir otros procesos, o combinaciones de procesos, que son responsables de esta falta de ajuste. Sin embargo, el hecho que los ajustes sean buenos cuando se agrupan los datos de todos los años y ambos sexos ([Figure 12b](#)), y asimismo buenos para los meses en los que se toma la mayoría de la captura, indica que el modelo está extrayendo peces de tamaños consistentes con los datos.

En la [Figura 13](#) se ilustran las curvas de selectividad estimadas para el dorado de distintas pesquerías.

5.1.2. Reclutamiento y biomasa

En la [Figura 14](#) se ilustran las estimaciones de caso base del reclutamiento anual de dorado en el OPO sur durante los AP 2007-2014. Existe variabilidad en el reclutamiento interanual. Aunque el parámetro que define la variabilidad de reclutamiento (σ_R) es fijo en la evaluación ($\sigma_R = 0.6$), la raíz del error cuadrado medio (RCEM) de las desviaciones estimadas del reclutamiento es muy similar (0.56). Las desviaciones del reclutamiento no fueron limitadas (es decir, no se penalizó su desviación), la cual sugiere que la de la variabilidad supuesta del reclutamiento fue similar a aquella apoyada por los datos. Ya que los datos de captura y de composición por talla del AP 2015 no están disponibles para la evaluación, no es posible estimar con confianza el reclutamiento en 2014, que comienza a ocurrir al fin de año (diciembre y enero, tal como se define en el modelo). Por este motivo, se estima el reclutamiento de 2014 en condiciones medias (reclutamiento virgen, R_0). Se estima que, durante el periodo histórico de la evaluación (AP 2007-2014), los reclutamientos anuales máximos y mínimos ocurrieron en los AP 2008 y 2009, respectivamente. En el modelo de evaluación de poblaciones, se estima que el reclutamiento larval (a edad cero) ocurre durante diciembre-enero, a mediados del año pesquero (julio-junio). Por lo tanto, las cohortes anuales son reclutadas a la pesquería, y pasan por la misma, durante el año pesquero siguiente. Por ende, los reclutamientos máximos y mínimos fueron seguidos por las capturas anuales máximas y mínimas observadas, en los AP 2009 and 2010, respectivamente ([Figura 4d](#)).

Ocurren fluctuaciones estacionales estacionales(mensuales) pronunciadas en la biomasa de dorado en el OPO sur ([Figura 15](#)). En promedio, la biomasa sumaria anual (la biomasa total de peces de más de un mes de edad) alcanza un pico a fines del año calendario (septiembre-diciembre), y desciende rápidamente a sus valores mínimos alrededor de mayo-junio del año siguiente. Este patrón generalmente representa el peso total de una cohorte, que aumenta inicialmente porque las tasas de crecimiento son más altas que la mortalidad total, y luego disminuye a medida que disminuyen las tasas de crecimiento y/o aumenta la mortalidad. Según el caso base, y medido al principio de la temporada de desove (noviembre, tal como se define en el modelo), la biomasa sumaria del dorado ha permanecido bastante estable durante el periodo histórico de la evaluación, con un promedio de unas 90,000 t por año ([Figura 15](#)). Similarmente, la biomasa reproductora, asimismo medida al principio de la temporada de desove, ha permanecido muy estable durante el periodo histórico de la evaluación, con un promedio de unas 18,000 t ([Figura 16](#)). La precisión de las estimaciones de biomasa reproductora es muy alta (CV promedio = 0.1).

5.1.3. Mortalidad por pesca (F)

Las estimaciones de caso base de la tasa anual de mortalidad por pesca (F) variaron de 0.53 a 0.85 durante 2007-2014 ([Figura 17.a](#)). En la [Figura 17.b](#) se ilustran las tasas mensuales instantáneas de mortalidad por pesca por pesquería. Nótese que las tasas de mortalidad están en escala anual.

5.1.4. Diagnósticos del modelo

5.1.4.a Perfil R_0

Se aplicaron a la evaluación del dorado perfiles de verosimilitud del reclutamiento virgen, un método para diagnosticar ponderaciones excesivas de datos de composición por tamaño, conflictos de datos, y especificación errónea del modelo. El reclutamiento virgen (R_0 ; el reclutamiento de equilibrio en ausencia de pesca) es un parámetro común en las evaluaciones de poblaciones que fija la escala del tamaño de la población. La información sobre el tamaño de una población proviene de dos fuentes principales: 1) cómo la captura cambia los índices de abundancia relativa; y 2) cómo cambia la abundancia relativa en edades consecutivas de datos de composición por edad (o datos de composición por talla adecuadamente ajustados). Francis (2011) argumenta que la información de abundancia debería provenir principalmente de los índices de abundancia, y no de los datos de composición. El diagnóstico indica una sobreponderación de los datos de composición o especificación errónea del modelo cuando el componente de composición del perfil de verosimilitud para R_0 proporciona información sustancial sobre R_0 y entra en conflicto con información de los datos del índice de abundancia relativa. Se debería corregir la especificación errónea del modelo (por ejemplo, se debería modificar la curva de selectividad para la pesquería o estudio relacionado con esos datos de composición) o reducir la ponderación de los datos de composición, para que tengan poca información sobre R_0 .

Un perfil de verosimilitud del reclutamiento medio (R_0) mostró que los tipos de datos divergen con respecto a su información sobre niveles de la abundancia (Figura 19). Los datos de CPUE apoyan un R_0 más bajo que los datos de composición por tamaño, pero tanto los datos de CPUE como de composición por tamaño tienen pendientes de verosimilitud muy empinadas en valores no mucho más bajos que el R_0 estimado en el caso base (Figura 19). Los datos de composición por talla apoyan valores de R_0 más altos, pero no hay mucha información de composición por talla en valores altos de R_0 , es decir, la verosimilitud es muy plana. El perfil fue muy inestable, con problemas de convergencia en un número de valores intermedios. La divergencia en apoyo entre los datos de CPUE y composición por talla sugiere que es probable alguna especificación errónea en el modelo base, y se podrían añadir más procesos al modelado de los datos de CPUE y talla (por ejemplo, estimar crecimiento internamente en el modelo de evaluación en lugar de fijar a una curva derivada externamente, patrones alternativos de selectividad). Sin embargo, añadir procesos con parámetros estimables podría incrementar los problemas de convergencia. Independientemente de mejoras potenciales que se puedan realizar en el futuro, en el modelo de caso base la estimación de verosimilitud máxima de R_0 (log-verosimilitud negativa mínima) es impulsada principalmente por los datos de CPUE, no los datos de composición. No permitir a los datos de composición por talla dominar los datos de CPUE en el ajuste del modelo fue el principal efecto deseado para la ponderación de datos específica asignada a los distintos conjuntos de datos (índices de abundancia y datos de composición).

5.1.4.b Diagnóstico de producción por edad

El diagnóstico de modelo de producción con estructura por edad (*age-structured production model*, ASPM) fue propuesto por Maunder y Piner (2015) como forma de: (i) evaluar más a fondo las especificaciones erróneas del modelo, (ii) averiguar la influencia de los datos de composición sobre las estimaciones de abundancia absoluta y las tendencias de la abundancia, y (iii) verificar si la captura puede por sí misma explicar las tendencias de los índices de abundancia. El diagnóstico produce estimaciones de abundancia similares a aquellas del análisis integrado completo, lo cual sugiere que existe información en los índices de abundancia relativa acerca de la abundancia absoluta y cómo es reducida por la captura (Figura 20). Esto es de esperar porque la CPUE mensual generalmente incluye una sola cohorte y es parecida a un estimador basado en reducción. Los ASPM estiman abundancia más baja y más variable. El reclutamiento anual puede ser estimado en el diagnóstico (ASPM-Rdev) porque la estimación de la reducción es esencialmente aplicada a cada cohorte para estimar su fuerza inicial. Las estimaciones de biomasa son más bajas, pero la variación en la biomasa es aproximadamente igual que en el modelo integrado completo. Estos resultados sugieren que los datos de composición ejercen cierta influencia sobre las estimaciones de abundancia

absoluta, pero no tanta como se descubrió en muchas otras evaluaciones de especies de vida corta que no presentan la señal fuerte de una reducción de cohorte año tras año observada en los datos y modelo de evaluación de dorado.

6. CANTIDADES DE ORDENACIÓN

6.1. Modelo de caso base

Actualmente, no existen puntos de referencia (objetivo o límite) definidos para el dorado en el OPO. En el caso del atún, la CIAT evalúa la condición de la población sobre la base de cálculos basados en biomasa reproductora y el rendimiento máximo sostenible (RMS). En la presente evaluación exploratoria de la población, se presentan ciertas cantidades relacionados con la biomasa o el RMS, y se comenta su aplicabilidad potencial a la ordenación del dorado en el OPO.

Se ha usado el cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, SBR; el cociente de la biomasa reproductora actual la aquella de la población en ausencia de pesca), descrito por Watters y Maunder (2001), para definir puntos de referencia muchas pesquerías. Tiene un límite inferior de cero. Si está cerca de cero la población ha sido gravemente reducida y está probablemente sobreexplotada. Si el SBR es uno, o ligeramente menos que uno, la pesquería probablemente no ha reducido la población reproductora. Si el SBR es más que uno, es posible que la población haya comenzado un régimen de producción incrementada.

Esta definición del SBR de Watters y Maunder (2001) puede ser considerada una cantidad *estática*, ya que está relacionada con el estatus de equilibrio de la población en ausencia de pesca. En lo sucesivo, para diferenciarlo del concepto de SBR *dinámico* descrito a continuación, esta medida de SBR estático es denominada sSBR. Se calculó el sSBR de dorado como la razón de la biomasa reproductora (S) en un año dado a aquel de la población en ausencia de pesca, ambos medidos al principio de la temporada de desove (noviembre). Las estimaciones de sSBR producidas por el modelo de caso base son bastante estables durante el periodo de la evaluación, con un promedio de aproximadamente 0.20 (Figura 18). Este valor coincide con la estimación del modelo de caso base del sSBR correspondiente al RMS ($sSBR_{RMS} = S_{RMS}/S_{F=0}$).

Varios estudios (por ejemplo, Clark 1991, Francis 1993, Thompson 1993, Mace 1994) sugieren que algunas poblaciones de peces son capaces de producir el RMS si el sSBR es aproximadamente 0.3 a 0.5, y que otros no son capaces de producir el RMS si la biomasa reproductora durante un período de explotación es menos de aproximadamente 0.2. Desgraciadamente, los tipos de dinámica poblacional que caracterizan las poblaciones de atunes y otras especies altamente productivas tales como el dorado no fueron generalmente considerados en esos estudios, y sus conclusiones son sensibles a supuestos acerca de la relación entre la biomasa adulta y el reclutamiento y las tasas de mortalidad natural y crecimiento. El efecto de especificar erróneamente el SBR que produce el RMS y usar puntos de referencia basados en RMS para la ordenación podría ser evaluado mediante trabajos de simulación similares a aquel de [Valero et al. \(2016\)](#).

Un concepto *dinámico* de SBR (Wang et al. 2009), en lo sucesivo denominado dSBR, puede también ser considerado para el dorado. Específicamente, el SBR puede ser computado como la razón de la biomasa reproductora al principio de la temporada de desove con y sin pesca. Usar dSBR produce estimaciones del SBR más altas que aquellas computadas con el método estático (sSBR) ([Figura 21](#)).

Se están implementando ampliamente los puntos de referencia precautorios, descritos en el Código de Conducta para la Pesca Responsable de la FAO y los acuerdos de la ONU sobre poblaciones de peces, como guías para la ordenación pesquera. Se define el rendimiento máximo sostenible (RMS) como la captura o rendimiento promedio máximo a largo plazo que se puede tomar de una población o complejo de poblaciones con la mortalidad por pesca constante bajo las condiciones ecológicas y ambientales prevalentes y al mismo tiempo mantener el reclutamiento en niveles promedio. La estimación de caso base del RMS es 89,211 t, 17% mayor que la captura anual total máxima registrada de unas 76,000 t. Sin embargo, ya que la curva de rendimiento es plana, la mortalidad por pesca necesaria para obtener el RMS es tres veces mayor que la mortalidad por pesca actual (ver [sección 7](#)).

6.1.1. Sensibilidad a configuraciones alternativas del modelo

En series de tiempo de cantidades de interés (biomasa reproductora, SBR, reclutamiento; [Figuras 23-26](#), [Tabla 2](#)) se resumieron los resultados de un análisis de sensibilidad a la configuración del modelo.

1. Sensibilidad a valores alternativos de mortalidad natural (M)

El modelo de caso base supone una M de 1 año^{-1} , pero el perfil de verosimilitud en M indica que los datos de CPUE y composición por talla apoyan valores de M más bajos, alrededor de 0.6 año^{-1} ([Figura 22](#), panel superior) para los datos de talla y alrededor de 0.24 año^{-1} para la CPUE. Aunque se han reportado valores bajos de hasta 0.43 año^{-1} para el dorado (Zúñiga-Flores 2014), los valores apoyados por el perfil de verosimilitud en M son sospechosos por varios motivos. Por un lado, M es notoriamente difícil de estimar (Lee *et al.* 2011), aún en casos con tipos de datos informativos (como composiciones por edad) e historiales de explotación (historial largo de explotación con niveles variables de explotación), ninguno de los cuales es el caso con el dorado. Por otro lado, el perfil de M está condicionado en una especificación correcta del modelo y, tal como se comentó anteriormente, el perfil de R_0 indica que es errónea en algún nivel. En la [Figura 22](#), panel inferior, se ilustra el RMS esperado con distintos niveles de M .

2. Sensibilidad a capturabilidad con variabilidad temporal

Estimar la capturabilidad (Q) como un solo parámetro sin desviaciones temporales resulta en una variabilidad del reclutamiento ligeramente mayor ([Figura 23](#)), pero las series de tiempo de reclutamiento a edad 0 ([Figura 24](#)), biomasa reproductora ([Figura 25](#)), y SBR ([Figura 26](#)), no son marcadamente diferentes del caso base.

3. Sensibilidad a curvas de selectividad alternativas

Permitir a la pesquería peruana tener una selectividad en forma de domo resulta en selectividades estimadas en forma de domo, pero los resultados fueron muy similares al modelo de caso base ([Figuras 23-26](#)).

7. ANÁLISIS DE RENDIMIENTO POR RECLUTA

Se realizó un análisis de rendimiento por recluta (RPR) usando el modelo *Stock Synthesis*, que hace que el análisis de RPR sea consistente con los supuestos de la evaluación de la población. Se usó el análisis de RPR para investigar el impacto de vedas estacionales y el impacto de una talla legal mínima (TLM). Para implementar el análisis de RPR, se ejecutó de nuevo el modelo *Stock Synthesis*, usando las mortalidades por pesca como parámetros, y fue verificado por asegurar que los resultados sean los mismos que cuando se usó el método híbrido (un método eficaz de resolver la ecuación de captura) para implementar la mortalidad por pesca. Usar las mortalidades por pesca como parámetros permite fijar las tasas de mortalidad por pesca para el análisis de RPR y manipularlas para implementar el TLM través de una curva de retención de filo de cuchillo. Generalmente, las vedas estacionales pueden ser manipuladas si se cambia la mortalidad por pesca durante los meses de veda a cero. Investigamos TLM de 80, 90, 100, y 110 cm, con tasas de mortalidad (seleccionadas arbitrariamente para fines ilustrativos solamente) de cero y 30% para los peces descartados por ser de tamaño inferior al TLM. Investigamos demorar el comienzo de la temporada y vedar la temporada temprano. Se realiza el análisis de RPR usando el rendimiento absoluto, que es equivalente al RMS porque la evaluación de la población supone que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población, y todos los escenarios usan el mismo reclutamiento medio.

La curva de rendimiento que resulta del análisis de RPR tiene una cumbre muy plana, y las tasas de mortalidad que maximizan el RPR son aproximadamente tres veces mayores que las tasas de mortalidad por pesca actuales (multiplicador de $F = 3$) ([Figura 27](#)). No obstante, no se recomienda una estrategia de pesca dirigida a maximizar el rendimiento por recluta porque la curva de rendimiento es muy plana, e incrementar la mortalidad por pesca por un factor de tres resultaría en poca ganancia en términos de rendimiento. Análisis basados en proyecciones con el esfuerzo al nivel actual o en la implementación de

ordenación retrospectivamente pueden ser más útiles (ver [Valero et al. 2016](#)). El rendimiento máximo de equilibrio podría ser incrementado moderadamente si se implementara un TLM, aún con una tasa de mortalidad de descartes de 30% ([Tabla 3](#)). La mortalidad de descartes ejerce una influencia moderada sobre el rendimiento máximo de equilibrio. Un TLC causa solamente un pequeño incremento del SBR en el momento de desove (noviembre). Las vedas estacionales tienen menos impacto sobre el rendimiento de equilibrio máximo, pero un impacto mayor sobre el SBR, que el TLM ([Tabla 4](#)). Demorar el comienzo de la temporada de pesca es de mayor beneficio en términos de tanto el rendimiento de equilibrio máximo y el SBR correspondiente.,

8. DIRECCIONES FUTURAS

Las siguientes cuestiones relacionadas con la evaluación de la población de dorado en el OPO, presentadas en ningún orden en particular, precisan investigación adicional:

8.1. Crecimiento

Estimar el crecimiento dentro del modelo de evaluación, usando datos de edad y tamaño no sólo de Perú sino también de Ecuador. Esto precisaría una comparación de las distintas metodologías usadas en Perú (basadas en otolitos) y Ecuador (basadas en escamas). Explorar diferencias potenciales en el crecimiento entre cohortes (crecimiento por cohorte). Podría ser necesaria una curva de crecimiento más flexible.

8.2. Extensión espacial de la evaluación

El dorado es explotado por las flotas de casi todas las naciones costeras en el OPO, desde Chile en el sur hasta México en el norte. La evaluación exploratoria actual de la población vale para el OPO sur, ya que usa datos de Perú y Ecuador solamente. Las investigaciones futuras deberían considerar incluir datos de otras flotas de otras naciones costeras en el OPO sur, en particular Chile, que también explota el recurso.

Queda por desarrollar una evaluación convencional de la población de dorado en el OPO norte - el OPO al norte de la línea ecuatorial. Desgraciadamente, los datos de pesca de dorado disponibles de las naciones costeras del norte son muy limitados; en particular, se sabe poco de la captura total y de potenciales índices relativos de abundancia (CPUE, por ejemplo). Se podría aplicar un enfoque de estimador de reducción mensual en estas situaciones de datos limitados si se dispone de algunos datos mínimos de CPUE.

Se sabe poco acerca del grado de conectividad entre las poblaciones de dorado del OPO norte y del OPO sur, pero la escala geográfica de las evaluaciones de dorado en el OPO debería evolucionar a medida que mejoran los conocimientos de la estructura de las poblaciones en el OPO y de otras áreas. A medida que se obtengan series de datos del OPO norte, se podrían realizar evaluaciones convencionales para una población potencial en el OPO norte, o a la larga una evaluación del dorado a escala del OPO entero.

8.3. Integración de la evaluación de la población y estrategias alternativas de ordenación

La cantidad, tipo, y calidad de los datos disponibles varían limitados mucho entre las naciones costeras que pescan dorado en el OPO (CIAT 2014). Aunque los datos podrían impedir, en algunas instancias, realizar una evaluación integrada del tipo aquí presentado, propiedades emergentes de la evaluación (por ejemplo, tendencias estacionales fuertes de la CPUE, progresión modal estacional fuerte en tamaños, etc.) podrían permitir la implementación de reglas de control de extracción sencillas basadas en datos limitados, y estrategias de ordenación basadas en datos disponibles o fáciles de obtener podrían ser probadas formalmente de manera integrada con evaluaciones disponibles de la población, como en Valero et al. (2016).

8.4. Recolección de datos

Mejorar tanto el proceso de recolección de datos y la calidad de los datos recolectados. Por ejemplo, georreferenciar las capturas en Perú podría mejorar la estandarización de la CPUE. Información más básica, tal como CPUE mensual y datos de composición por talla, sería muy informativa. Obtener más información sobre las estadísticas de captura, incluyendo extracciones por pesquerías recreacionales, y estimaciones de

capturas probablemente no reportadas.

8.5. Marcado

Los programas de marcado producirían información de gran valor, por ejemplo, estimaciones independientes de la mortalidad por pesca, mortalidad natural, y desplazamientos al norte y sur de la línea ecuatorial, y los datos podrían ser integrados con los datos de otolitos y escamas para estimar las tasas de crecimiento, al igual que en análisis similares realizados con atunes (Aires-da-Silva *et al.* 2016). Determinar los desplazamientos de dorado al norte y al sur de la línea ecuatorial, si es que ocurren, es importante para conceptualizar la historia de vida de la especie y su impacto potencial sobre la estructura de la población en el OPO. Se debe tener cuidado al diseñar programas de marcado cuyo objetivo es describir patrones de desplazamiento a largo plazo en un periodo de cambios rápidos en el medio ambiente, como por ejemplo el evento reciente de El Niño, que podría resultar en descripciones sesgadas de los desplazamientos del dorado. Por ejemplo, en años recientes las capturas de dorado han estado por debajo del nivel normal en Ecuador y por encima del mismo en Perú, aunque esta evaluación supone que todo el dorado en la zona forma parte de una sola población. Las capturas en Centroamérica han sido también más bajas que en años recientes, aunque no queda claro todavía si estos peces forman una población diferente de aquellos del OPO sur.

8.6. Entradas y salidas de las zonas de pesca y cuándo ocurren

Persisten dudas importantes acerca del proceso de cómo y cuándo el dorado entra y sale de las zonas de pesca, que se confunde con la mortalidad por pesca. Mejores conocimientos de esta dinámica permitirían un modelo conceptual mejor de los procesos al principio y fin de la temporada de pesca, y brindarían información sobre cómo parametrizar los procesos de la evaluación de la población (por ejemplo, selectividad y capturabilidad). Un supuesto importante en esta evaluación es que el recurso está completamente disponible al arte de pesca durante parte del año (la temporada de pesca de dorado). Violar este supuesto pueden resultar en sesgos. Se podrían realizar estudios de marcado para investigar dichas violaciones.

8.7. Diferencias de proporciones de sexos en la captura

Los participantes en la segunda Reunión Técnica sobre Dorado compartieron información sobre las proporciones de sexos de dorado por área. Se presentó y discutió una compilación de los datos disponibles, con un enfoque en la identificación de los procesos subyacentes de cambios aparentes en las proporciones de sexos del dorado. No queda claro si la variabilidad de las proporciones de sexos se debe a procesos biológicos (por ejemplo, proporciones de sexos al eclosionar, diferencias en tasas de mortalidad natural), pesqueros (tasas de disponibilidad o explotación) o muestreo (por ejemplo, posible identificación errónea de machos y hembras inmaduras). Se exploró el impacto de algunas de esas alternativas durante la construcción del modelo, y finalmente fue modelado con los machos menos seleccionados que las hembras y permitiendo selectividades en forma de domo para los machos. Sin embargo, se ignoran las causas subyacentes de las diferencias en las proporciones de sexos y son necesarias investigaciones adicionales para identificarlas.

8.8. Disponibilidad o reclutamiento

No queda claro si diferencias interanuales en la CPUE se deben principalmente a cambios en disponibilidad, cambios en el reclutamiento entre años, o una combinación de los dos. Similarmente, cambios intra-anales en la capturabilidad podrían deberse a desplazamientos dentro y fuera de la zona de pesca o variación temporal en el reclutamiento o crecimiento. Son asimismo necesarias investigaciones adicionales de los impulsores potenciales del reclutamiento o cambios en disponibilidad, tales como los efectos potenciales entre las TSM y esos procesos.

EXPLORATORY MANAGEMENT STRATEGY EVALUATION (MSE) OF DORADO (*CORYPHAENA HIPPURUS*) IN THE SOUTHEASTERN PACIFIC OCEAN

Juan L. Valero, Alexandre Aires-da-Silva, Mark N. Maunder, Carolina Minte-Vera, Jimmy Martínez-Ortiz, Edgar J. Torrejón-Magallanes and Miguel N. Carranza

CONTENTS

Executive summary.....	295
1. Introduction	295
2. Methods.....	296
2.1. Operating models	297
2.2. Conditioning.....	297
2.3. Projections.....	297
2.4. Harvest strategies	297
2.5. Retrospective model runs under alternative scenarios	298
2.6. Evaluation	299
2.7. Yield per recruit (YPR) and spawning biomass ratio (SBR)	299
3. Results.....	299
3.1. Season closures based on alternative closing and openings.....	299
3.2. Size limits and discard mortality	299
3.3. Retrospective model runs under alternative scenarios	300
3.4. Yield per recruit (YPR) and spawning biomass ratio (SBR)	300
4. Discussion	300
5. Future directions.....	300
Acknowledgements.....	301
References.....	301

EXECUTIVE SUMMARY

In this study we develop an exploratory management strategy evaluation (MSE) for dorado (*Coryphaena hippurus*) in the southern Eastern Pacific Ocean (EPO). MSE is a framework used to evaluate management procedures. A management procedure is a set of pre-agreed decision rules that specify what data are to be collected and how the data are to be used to set catches, or determine input controls such as allowable fishing effort or fishing seasons. The evaluation of alternative management procedures is typically done by comparing performance statistics reflecting management objectives and the interests of managers, resource users, and scientists. We conditioned the operating model to all available data used in the current exploratory assessment for dorado, which spans the 2007-2014 period, using the stock assessment modeling platform Stock Synthesis. We projected population and fisheries dynamics for 2015-2019 under alternative harvest strategies and scenarios, including alternative monthly closures and openings, minimum size limits for the dorado in the catch, and discard mortality rates. The alternative harvest strategies were also evaluated retrospectively. Yield per recruit (YPR) analyses were conducted to describe expected YPR and spawning biomass ratio (SBR) as a function of age of entry to the fishery and annual fishing mortality. We present tradeoffs between SBR and yield for strategies based on alternative openings and closings of the fishing season, as well as minimum size limits with different assumptions regarding mortality rates of discarded undersized fish. We found that alternative season closings and openings have similar general effects on SBR and total yield. However, later season openings increase SBR without marked reductions in expected yield, while earlier closings increase SBR, but at the expense of reduced catch. YPR analyses show that the age of entry that will produce the maximum YPR is around 10 months, based on the annual fishing mortalities estimated by the assessment. That would mean that openings around October-November would be consistent with YPR considerations. The age of entry consistent with maximum YPR would be higher at fishing mortalities higher than those estimated by the assessment. SBR is expected to increase with minimum size limits, while yield is expected to increase under no or moderate discard mortality and to decrease at greater discard mortality rates. Under an assumed moderate discard mortality, increased minimum size limits are expected to result in increased SBR, but at the expense of reduced yield.

This exploratory study is not intended in any way as a final MSE to be used for the management of dorado; it is rather the first step in a process of evaluating the utility of MSE for dorado, and is intended to further collaboration between all interested parties in order to continue developing this framework for dorado and, if found useful and appropriate, consider its utility for determining the potential outcome of alternative decisions.

1. INTRODUCTION

There are various approaches to the provision of scientific advice for fisheries management. One approach is assessment-based, and relies on a regular (usually annual) cycle of evaluation of the status of stocks, the determination of “best” estimates of biomass, and the calculation of quotas based on a predetermined target harvest rate. Target harvest rates can be calculated in different ways, depending on specific management goals; for example, maximizing yield (MSY based), minimizing risk to the stock, and coping with fluctuating populations. The early historical emphasis on maximum sustainable yield (MSY) and optimal target rates has seen a transition into a framework of harvest control rules that includes target and limit reference points, and associated target harvest rates (Mace and Sissenwine 2002). This change has been motivated by a transition towards a precautionary approach to fisheries management (FAO 1996), and by the realization of the uncertainty associated with assessment model errors, uncertainty around reference points, and implementation errors, and their combined impact on the ability to manage fisheries successfully. An alternative, often complementary approach, takes into account a greater spectrum of relevant uncertainties using “feedback control policies” (Mace and Sissenwine 2002). These have been referred to as a “fisheries control system” (Hilborn 1979), “revised management procedure” (IWC 1994), “system for evaluating management strategies” (ICES 1994), “management procedures simulation” (ICCAT 2000), “management procedure approach” (Butterworth 2007), and “management strategy evaluation”, or MSE (Smith 1994, Smith *et al.* 1996, Polacheck *et al.* 1999, De Oliveira *et al.* 2008, Butterworth *et al.* 2010), but they have similar a meaning: a framework for evaluating management

procedures. A management procedure (Butterworth *et al.* 1997) is a set of pre-agreed decision rules that specify what data are to be collected and how they are to be used to set a total allowable catch (TAC) or determine input controls such as allowable fishing effort. The evaluation of alternative management procedures is typically done by comparing performance statistics reflecting management objectives and the interests of managers, resource users, and scientists (Butterworth and Punt 1999; Parma 2002). Rather than focusing on optimality and best estimates (as in the assessment-based approach), the overall objectives of MSE are to evaluate management alternatives under different biological scenarios, and determine those that are robust to the associated uncertainty and provide reasonable outcomes. The IATTC staff has conducted research-oriented exploratory MSE work for Pacific bluefin tuna (Maunder 2014) and bigeye tuna (Maunder *et al.* 2015).

Dorado (*Coryphaena hippurus*) is one of the most important species caught by Latin American artisanal fisheries in the eastern Pacific Ocean (EPO). In Peru, for example, it is estimated that catches in recent years average about 50 thousand metric tons (t), most of which is consumed internally. In Ecuador, dorado accounts for over 65% of the estimated landings of the artisanal fishery for large pelagics and 35-40% of pelagic fish exports. Dorado is also caught, both as a target and bycatch species, in other fisheries throughout the Pacific coastal States of Latin America. It is therefore important that the stock status of dorado is monitored and alternative management strategies evaluated, in order to provide a basis for guiding sustainable fisheries management of the species in the EPO.

The fisheries for dorado in Peru and Ecuador are managed using a combination of minimum size limits and seasonal closures. Specifically, the minimum legal size is 70 cm in fork length (with a 10% tolerance) in Peru and 80 cm in total length and Ecuador, and the dates of opening and closing the fishery are 30 September and 1 May in Peru (since 2014), and 7 October and 1 July in Ecuador (since 2011) (IATTC 2015). These regulations are intended to improve yields, and to ensure that sufficient spawning biomass is left to perpetuate the population, particularly when stock assessments are uncertain and the form of the stock-recruitment relationship is unknown.

At the request of some EPO coastal Members, the IATTC staff initiated collaborative work on dorado stock assessment methodologies (Aires-da-Silva *et al.* 2014). A large and diverse amount of fishery and biological data for dorado available from IATTC member countries was identified at the first IATTC Technical Meeting on Dorado, held in Manta, Ecuador, in October 2014 (IATTC 2014). In addition, the collaborative efforts between members of the IATTC Stock Assessment Program and Ecuadorian scientists produced a research paper describing the Ecuadorian artisanal fisheries in great detail, with emphasis on dorado and tuna-billfish-sharks (Martinez-Ortiz *et al.* 2015). More recently, a second IATTC Technical Meeting on Dorado was held in Lima, Peru, in October 2015, with the main objectives of discussing the assumptions about stock structure of dorado and indicators for monitoring the status of the species in the EPO. One important outcome of this second meeting was a preliminary assessment model for dorado, using Stock Synthesis (SS) (Methot and Wetzel 2013). The fishery and biological data used in that model were updated with the best available data from Peru and Ecuador, the two countries with the main fisheries; the resulting improved model was used to conduct a full stock assessment of dorado (Aires-da-Silva *et al.* 2016).

In this study we develop an exploratory MSE for dorado in the EPO. This is not intended in any way as a final MSE to be used in the management of dorado; it is rather the first step in a process of evaluating the utility of MSE for dorado, and is intended to further collaboration between all interested parties in order to continue developing this framework for dorado and, if found useful and appropriate, consider its utility for determining the potential outcome of alternative decisions.

2. METHODS

Reference points (RPs), harvest control rules (HCRs), and management strategy evaluations (MSE) are becoming important tools for fisheries management. Their use is being widely promoted for the management of a variety of stocks, from data-poor to data-rich. An MSE can provide a formal framework for evaluating the performance of a current harvest strategy with different types and levels of uncertainty.

It can also be used to evaluate different management procedures that could be considered as alternatives to the current management approach. Decisions regarding the selection and evaluation of alternative strategies are informed by testing alternative candidates against a series of performance indicators that reflect management goals. One of most important components of the MSE process is the construction of simulation models, called operating models, that describe potential past and future scenarios for the dynamics of the stock and the fishery and include key uncertainties. Other components of the MSE approach are a conditioning module, a projection module, and an evaluation module, as illustrated in [Figure 1](#) and described below.

2.1. Operating models

The goal of the operating models is to describe population and fishery dynamics under alternative hypotheses and model formulations to capture the real (statistical and structural) uncertainty. The Stock Synthesis stock assessment model (Aires-da-Silva *et al.* 2016) developed after the second meeting on dorado was used as the basis for the operating model for testing the alternative harvest strategies.

2.2. Conditioning

The goal of the conditioning component is to condition the operating models on available historic data in order to make them consistent with the historic dynamics of the stock. It is important to note that conditioning operating models is not the same as conducting a full stock assessment. The focus of the conditioning component is not to arrive at the best assessment of the stock, but to ensure that the operating models are consistent with the historical data. This is an important distinction, since operating models often include processes for which the data necessary for fitting are not available. For example, operating models may focus on potential climate impacts on individual growth, or sea-surface temperature effects on CPUE. Even if the data necessary for providing a definitive description and fit to the process are not available, we still want to have operating models that incorporate such an effect in a way that is consistent with historic data on the dynamics of the stock. In other MSE projects underway in the fisheries community, the conditioning of operating models has been done using different approaches, including recent stock assessments, all available data, and expert opinion. The choice of type of conditioning depends on the hypothesis and focus of the operating model and the data on which the model will be conditioned. In this study we conditioned the operating model on all the available data used in the current exploratory assessment of dorado in Stock Synthesis (Aires-da-Silva *et al.* 2016), which spans the 2007-2014 period.

2.3. Projections

The goal of the projection component is to re-create all the steps involved in the annual management cycle ([Figure 1](#)). This includes how catches are removed from the conditioned operating models (as described in previous sections), what data to collect, how to use the data to determine stock status and trends, how to estimate the following year's catches, and any other relevant management actions. For evaluation purposes, this process is not only repeated over several years during a pre-specified projection time, but it is also repeated many times to incorporate different types of uncertainty in the process. We used a modelling approach based on work done previously by Maunder (2014) and Maunder *et al.* (2015) for MSE research on Pacific bluefin and bigeye tunas. The procedure uses samples from the posterior distribution of a Bayesian application of Stock Synthesis using Markov Chain Monte Carlo (MCMC) simulation methods to represent possible states of nature, allowing for uncertainty in parameters of the operating model. R code was developed to communicate between the Stock Synthesis-based operating model and the harvest strategy that was being evaluated. The projection period was 2015-2019, and 300 MCMC posterior samples were used for each scenario.

2.4. Harvest strategies

Projections were conducted under alternative harvest strategies and scenarios, including various dates and durations of the fishery closures, size limits for the dorado in the catch, and discard mortality rates.

2.4.1. Season closures based on alternative closing and openings

The 12 scenarios in the table below and illustrated in [Figure 2](#), based on alternative months of opening and closing of the fishery and resulting closures of different durations, were used in this study. They apply to the Peru and Ecuador fisheries only; the fishing mortality associated with bycatch removals from purse-seine fisheries is not affected by the closures. No minimum size limits are considered; however, the selectivities estimated in the assessment for the historical period correspond to the time when size limits were first being implemented, so the estimated selectivities reflect in part their implementation. All monthly fishing mortalities are set at the average monthly estimates from the stock assessment during 2007-2014 except *NoFishing*, where the mortalities are set at zero.

	Name	Opening	Closing	No fishing (closure)
1.	<i>Base</i>	-	-	-
2.	<i>NoFishing:</i>	-	-	-
3.	<i>January</i>	-	January	January-April
4.	<i>February</i>	-	February	February-April
5.	<i>March</i>	-	March	March-April
6.	<i>April</i>	-	April	April
7.	<i>July</i>	August	-	July
8.	<i>August</i>	September	-	July-August
9.	<i>September</i>	October	-	July-September
10.	<i>October</i>	November	-	July-October
11.	<i>November</i>	December	-	July-November
12.	<i>December</i>	January	-	July-December

2.4.2. Size limits and discard mortality

In this section we describe how we further incorporate the effect of size limits by implementing retention curves and discard mortality. The retention curves corresponding to each size limit were computed in Stock Synthesis from the selectivities estimated in the assessment ([Figure 4](#)). We assume that all dorado below the size limit are discarded. The values of discard mortality are chosen for illustrative purposes only, and ranged from 0 (no discard mortality) to 0.5 (50% of the discarded dorado below the minimum size limit die).

Projections were conducted with the following combinations of minimum size limits, in cm of fork length, and discard mortalities. In all cases the monthly fishing mortalities were set at the average monthly estimates from the stock assessment during 2007-2014.

	Size limit (cm)	Discard mortality
1.	70	0.0
2.	80	0.0
3.	90	0.0
4.	100	0.0
5.	80	0.1
6.	80	0.3
7.	80	0.5

2.5. Retrospective model runs under alternative scenarios

A retrospective analysis was conducted to determine the potential impact of minimum size limits and seasonal closures. For illustrative purposes we chose the size limits and seasonal closures that showed

potential benefits to the stock based on yield-per-recruit analyses. The retrospective analysis was carried out using the Stock Synthesis model, which makes the analysis consistent with the stock assessment assumptions. To implement the retrospective analysis, the Stock Synthesis model was first re-run using the fishing mortalities as parameters, and checked to ensure that the results were the same as when using the hybrid approach (an efficient method of solving the catch equation in Stock Synthesis; see Methot and Wetzel 2013) to implement fishing mortality. Using the fishing mortalities as parameters allowed the fishing mortality rates to be fixed for the retrospective analysis, and to be changed to implement the size limit through a knife-edge retention curve; similarly, the seasonal closures can be manipulated by changing the fishing mortality to zero for the closed months. We investigated a size limit of 90 cm with a 30% mortality rate for the discarded dorado, chosen arbitrarily for illustrative purposes only. We investigated delaying the opening of the season by closing the fishery during July-January.

2.6. Evaluation

The evaluation component summarizes the results of simulations based on performance indicators for alternative management strategies. Performance indicators reflect management goals, and are instrumental in the evaluation and comparison of alternative strategies. Common indicators include measures of yield, conservation risk, and stability; additional specific indicators could be identified by consulting stakeholders involved in the process. For this study we used total catch during the projected years (2015-2019) and the spawning biomass ratio (SBR; the ratio of the spawning biomass at that time to that of the unfished stock) for the last year in the projection (2019).

2.7. Yield per recruit (YPR) and spawning biomass ratio (SBR)

A simple YPR analysis was conducted to describe expected YPR and SBR as a function of age of entry to the fishery and annual fishing mortality. We used the population (*e.g.* growth, natural mortality, maturity) and fishery (*e.g.* selectivity) parameters used by Aires-da-Silva *et al.* (2016) in the dorado stock assessment.

3. RESULTS

3.1. Season closures based on alternative closing and openings

The results of the analyses presented in this report are preliminary. Under the *Base* scenario, which represents the implied strategy applied during the assessment period (2007-2014), used for conditioning the operating model, the projected spawning biomass (2015-2019) and SBR stay at levels comparable to those estimated before the projection period (Figure 5). Under the *NoFishing* scenario, the stock is projected to increase rapidly, to close to its unfished biomass (SBR of 0.95) by the end of the projection period (Figure 5). However, the projections are highly uncertain, due to uncertainty in the parameters used to condition the model and in the projected recruitment levels. There is less uncertainty in the projected SBRs than in the projected spawning biomasses (Figure 5). Closures during January-April result in intermediate trajectories between the *NoFishing* and *Base* scenarios (Figure 5).

Alternative fishery closures have similar general effects on the SBR and total yield in 2019, the last year of the projection (Figure 6). However, opening the fishery later than in the *Base* scenario increases the projected terminal SBR without marked reductions in expected yield compared to the *Base* scenario (Figure 6, right panel), while earlier closures increase SBR but at the expense of reduced expected catch (Figure 6, left panel).

3.2. Size limits and discard mortality

A minimum size limit of 80 cm fork length with discard mortalities between 0 (no discard mortality) and 0.5 (50% discard mortality) resulted in higher SBRs than in the *Base* scenario (Figure 7, left panel). Yield is expected to increase slightly with a size limit of 80 cm; however, it is expected to decrease with discard mortalities at 30% or above (Figure 7, left panel). Assuming 30% mortality of discarded fish, increasing the size limit from 70 cm to 100 cm is expected to increase the SBR relative to the *Base* scenario, but at the expense of yield (Figure 7, right panel).

3.3. Retrospective model runs under alternative scenarios

Closures have a much greater impact than size limits on both catches and biomass, reducing the former and increasing the latter (Figure 9). A closure eliminates catch in the months it is in effect, but then results in larger catches in the months that are open to the fishery. Over the entire assessment period, the loss in catch is 34% for the closure and 16% for the size limits, but by the final year of the analysis the loss in catch due to the closure is only 11%, about the same as for the size limits (12%). Note that the biomass associated with closures starts off at the same level as in the *Base* scenario, but the biomass associated with minimum size limits starts at a higher level, because they are implemented in the initial conditions, but the closure is not. This is a consequence of the setup for Stock Synthesis, and further investigation is needed.

3.4. Yield per recruit (YPR) and spawning biomass ratio (SBR)

The yield curve is very flat at high fishing mortalities (F), and therefore the YPR keeps increasing with increasing F (Figure 9). On the other hand, maximum YPR is achieved with an age of recruitment to the fishery of around 10 or 11 months with the annual F s (median $F = 0.8$, range 0.5-0.9) estimated by the stock assessment model (Aires-da-Silva *et al.* 2016).

4. DISCUSSION

This work should be considered a first exploratory evaluation of alternative strategies for dorado in the EPO. Although the results are informative regarding the expected effect of alternative strategies on metrics of interest, more work is needed to be able to more adequately compare additional alternative strategies relative to additional metrics of interest, and under a wider range of model uncertainties. We have shown tradeoffs between SBR and yield for strategies based on different months of opening and closing the fishery and on different minimum size limits with various assumed discard mortality rates for dorado below the legal size limit. The preliminary results suggest that, without a size limit, opening the fishery later than in the *Base* scenario would increase the SBR but have little effect on yield, unless the fishery opened later than November, in which case yield decreases. Alternative opening dates have an effect on the age at which dorado enter the fishery: YPR analyses show that, with the annual fishing mortalities estimated by the assessment, the age of entry that would maximize the YPR is around 10 months. Our model assumes that dorado are recruited in December and January, at age 0, which means that opening the fishery around October-November would be consistent with YPR considerations. The age of entry consistent with maximum YPR would be higher with fishing mortalities higher than those estimated by the assessment.

The SBR is expected to increase with minimum size limits, while yield is expected to increase with no or moderate discard mortality and decrease with higher discard mortalities. Assuming moderate discard mortality, increasing the minimum size limit would increase the SBR, but at the expense of reduced yield. This is because the pattern and level of fishing mortalities are fixed at those of the stock assessment, which assumes no minimum size limit; in other words, with a minimum size limit, fishing mortality would have to be higher than is estimated by the stock assessment in order for catches to be comparable to those seen in the recent history.

5. FUTURE DIRECTIONS

The following topics should be a priority in future research into MSE for dorado:

1. Additional candidates should be identified for the different components of management strategies (*e.g.* data, assessment method, harvest control rule, reference points) and the performance measures for evaluating those strategies (*e.g.* SBR, total catch, average catch, size of dorado in the catch).
2. Additional harvest strategy options should be explored. Candidates include CPUE thresholds (either in absolute units, or relative to, for instance, CPUE at the start of the season) that would trigger management action. These strategies could use a reference CPUE that triggers a reduction in effort, and a limit CPUE that closes the fishery. Dynamic seasonal strategies could be based on timing of recruitment, expected growth, and time of the year when the recruited cohort is expected to maximize YPR. Other alternatives

resulting from discussions between project participants could be evaluated.

3. Reference points, whether target, threshold, or limit, have not been implemented in the fisheries for dorado in the EPO. MSY-based reference points seem problematic given how flat the relationship between fishing mortality and yield is. Another alternative is reference points based on SBR. Once reference points are decided, MSE is a valuable tool for evaluating alternative harvest strategies and their expected performance relative to the chosen reference points.
4. Alternative dynamics should be incorporated in the operating model. Given the uncertainty in the magnitude of availability or recruitment, as seen in the interannual differences in the CPUE at the start of each fishing season, alternative operating models should be used that describe various different levels of these processes. A relationship between sea-surface temperature and the CPUE of dorado has been proposed; operating models and/or management procedures incorporating this process could be used in the MSE. The current operating model represents the parameter uncertainty from the stock assessment. Additional uncertainty in parameters that are fixed in the assessment model (*e.g.* natural mortality, the stock-recruitment relationship, and growth) should also be considered.

ACKNOWLEDGEMENTS

Many IATTC and member country staff provided data and participated in discussions that made possible the dorado assessment, which served as the first step in this exploratory MSE. The authors thank the participants at the 2nd Technical Meeting on Dorado in 2015 for the discussion and input on candidate alternative strategies. World Wildlife Fund (WWF) partially funded Juan Valero to conduct this work.

REFERENCES–REFERENCIAS

- Aires-da-Silva, A., Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., Roman-Verdesoto, M., Mente-Vera, C., Vogel, N.W., Martinez-Ortiz, J., Carvajal, J.C., Guerrero, P.X. and Sondheimer, F. (2014). Preliminary results from IATTC collaborative research activities on dorado in the eastern Pacific Ocean and future research plan. Document SAC-05-11b. Inter-American Tropical Tuna Commission, Fifth Meeting of the Scientific Advisory Committee. La Jolla, California, USA, 12-16 May 2014.
- Aires-da-Silva, A., Valero, J.L., Maunder, M.N., Mente-Vera, C., Lennert-Cody, Roman, M. H., Martinez-Ortiz, J., Torrejón-Magallanes, E.J., and Carranza, M.N. (2016). Exploratory Stock Assessment of Dorado (*Coryphaena hippurus*) in the South Eastern Pacific Ocean in 2015. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 7th Scient. Adv. Com. Meeting. SAC-07-06a(i).
- Butterworth, D. S., Cochrane, K. L. and De Oliveira, J. A. A. (1997). Management procedures: a better way to manage fisheries? The South African experience. In Pikitch, E. K., Huppert, D. D. and Sissenwine, M. P., eds. Global Trends: Fisheries Management (Proceedings of the Symposium held at Seattle, Washington, 14 - 16 June, 1994). Am. Fish. Soc. Symp. 20, 83-90.
- Butterworth, D. S. and Punt, A.E. (1999). Experiences in the evaluation and implementation of management procedures. ICES J. Mar. Sc. 56:985-998.
- Butterworth, D. S. (2007). Why a management procedure approach? Some positives and negatives. ICES Journal of Marine Science, 64: 613–617.
- Butterworth, D. S., Bentley, N., De Oliveira, J. A. A., Donovan, G. P., Kell, L. T., Parma, A. M., Punt, A. E., Sainsbury, K., Smith, A. D. M. and Stokes, T. K. (2010). Purported flaws in management strategy evaluation: basic problems or misinterpretation? ICES Journal of Marine Science, 67: 567–574.
- De Oliveira, J. A. A., Kell, L. T., Punt, A. E., Roel, B. A., and Butterworth, D. S. (2008). Managing without best predictions: the management strategy evaluation framework. In Advances in Fisheries Science. 50 Years on from Beverton and Holt, pp. 104–134. Ed. by A. Payne, J. Cotter, and T. Potter. Blackwell Publishing, Oxford. xxi þ 546 pp.
- FAO. (1996). Precautionary approach to capture fisheries and species introductions. Elaborated by the Technical Consultation on the Precautionary Approach to Capture Fisheries (Including Species

- Introductions). Lysekil, Sweden, 6-13 June 1995. Published as FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries No. 2. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- Hilborn, R. (1979). Comparison of fisheries control systems that utilize catch and effort data. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 36:1477-1489.
- IATTC (2015). Report of the 1st Inter-American Tropical Tuna Commission Technical Meeting on Dorado. Manta, Ecuador, October 14–16, 2014. Available at: <https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2014/OCTDorado/Pdfs/DOR-01-Meeting-Report-ENG.pdf>
- ICCAT. (2000). Report of the meeting of the ICCAT ad hoc working group on the precautionary approach (Dublin, Ireland, 17-21 May.) 1999. ICC AT Collective Volume of Scientific Papers 51: 1941 -2057.
- ICES. 1994. Report of the working group on long term management measures. ICES CM 1994/ Assess: II.
- Kolody, D. and Angannuzzi, A. (2010). Management Strategy Evaluation as a tool to assist the IOTC in meeting its management objectives. Indian Ocean Tuna Commission Working Party on Billfish Working Paper.
- Mace, P. M., and Sissenwine, M. P. (2002). Coping with uncertainty: evolution of the relationship between science and management. In: *Incorporating Uncertainty into Fisheries Models*. American Fisheries Society Symposium, 27, pp. 9-28. Ed. by J. M. Berkson, L. L. Kline, and D. J. Orth. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Martinez-Ortiz, J., Aires-da-Silva, A.M., Lennert-Cody, C.E. and Maunder M.N. (2015). The Ecuadorian artisanal fishery for large pelagics: species composition and spatio-temporal dynamics. *PLoS ONE* 10(8): e0135136. doi:10.1371/journal.pone.0135136
- Maunder, M. N. (2014). Management strategy evaluation (MSE) implementation in stock synthesis: Application to Pacific bluefin tuna. IATTC Stock Assessment Report 15: 100-117.
- Maunder, M. N., Zhu, J. and Aires-da-Silva, A. (2015). Preliminary management strategy evaluation to evaluate the IATTC interim reference points and proposed harvest control rule. IATTC Document SAC-06-10b. <http://www.iattc.org/Meetings/Meetings2015/6SAC/PDFs/SAC-06-10b-Preliminary-MSE.pdf>
- Methot, R. D., and Wetzel, C. (2013). Stock Synthesis: a biological and statistical framework for fish stock assessment 557 and fishery management. *Fisheries Research*, 142: 86–99.
- Parma, A. M. (2002). In search of robust harvest rules for Pacific halibut in the face of uncertain assessments and decadal changes in productivity. *Bulletin of Marine Science* 70: 423-453.
- Polacheck, T., Klaer, N. L., Millar, C. and Preece, A. L. 1999. An initial evaluation of management strategies for the southern bluefin tuna fishery. *ICES Journal of Marine Science* 56:81 1- 826.
- Smith, A. D. M. (1994). Management strategy evaluation: The light on the hill. In: D.A. Hancock (ed.), *Population dynamics for fisheries management*. Australian Society for Fish Biology, Perth, Western Australia, pp. 249-253.
- Smith, A. D. M., Punt, A. E., Wayte, S. E. and Klaer, N. L. (1996). Evaluation of harvest strategies for eastern gemfish (*Rexea solandri*) using Monte Carlo simulation. Pages 120--164 in A. D.M. Smith, editor. *Evaluation of harvesting strategies for Australian fisheries at different levels of risk from economic collapse*. Fisheries Research and Development Corporation Report T93/238, Australia.

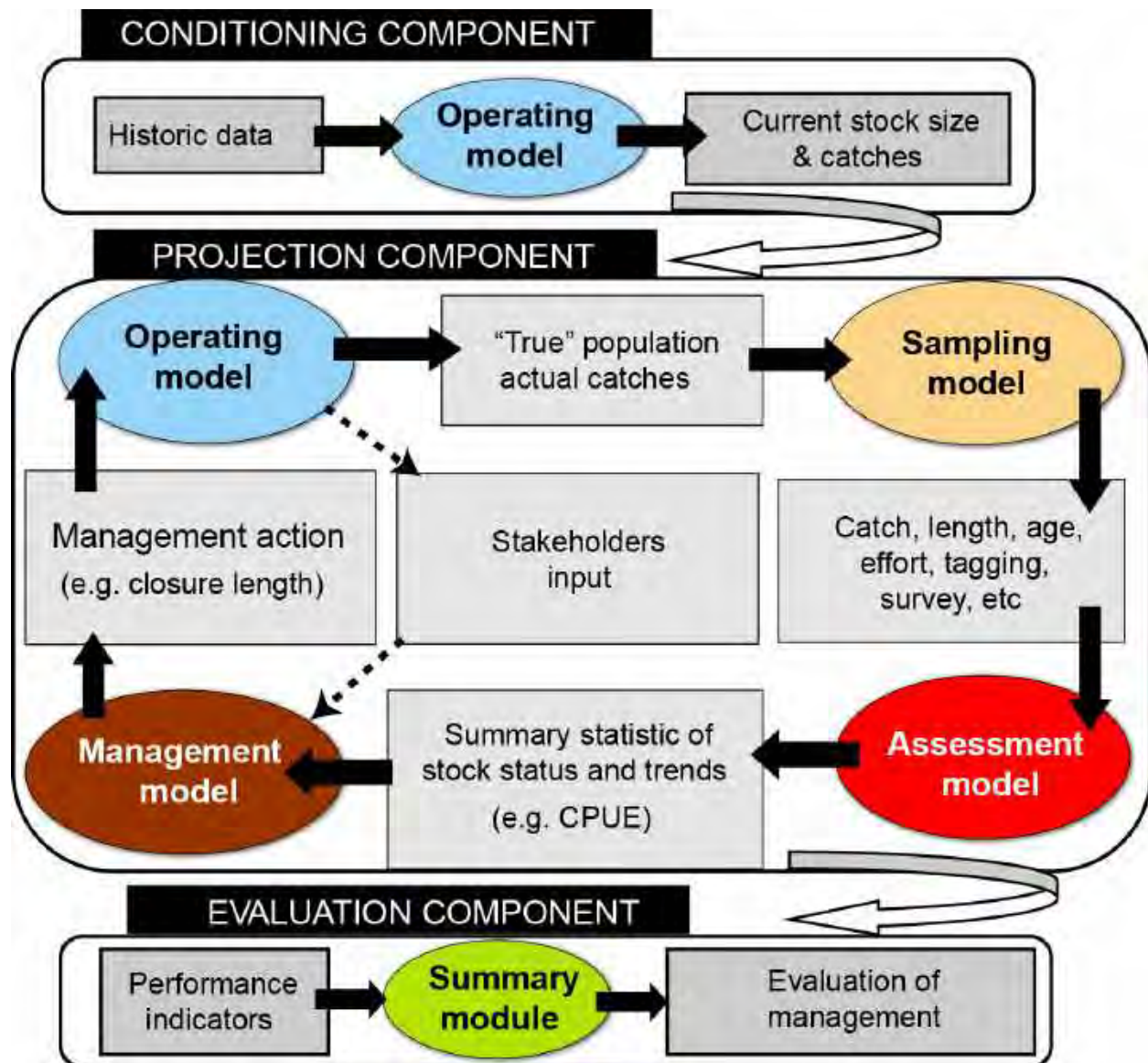


FIGURE 1. Schematic of the main components of a Management Strategy Evaluation (MSE).

FIGURA 1. Diagrama esquemático de los componentes principales de una Evaluación de Esquemas de Ordenación (EEO).



FIGURE 2. Scenarios based on alternative openings and closures of the fisheries; see text, Section 2.4. Red: closed to fishing; green: open to fishing.

FIGURA 2. Escenarios basados en fechas alternativas de apertura y cierre de las pesquerías; ver texto, sección 2.4. Rojo: cerrado a la pesca; verde: abierto a la pesca.

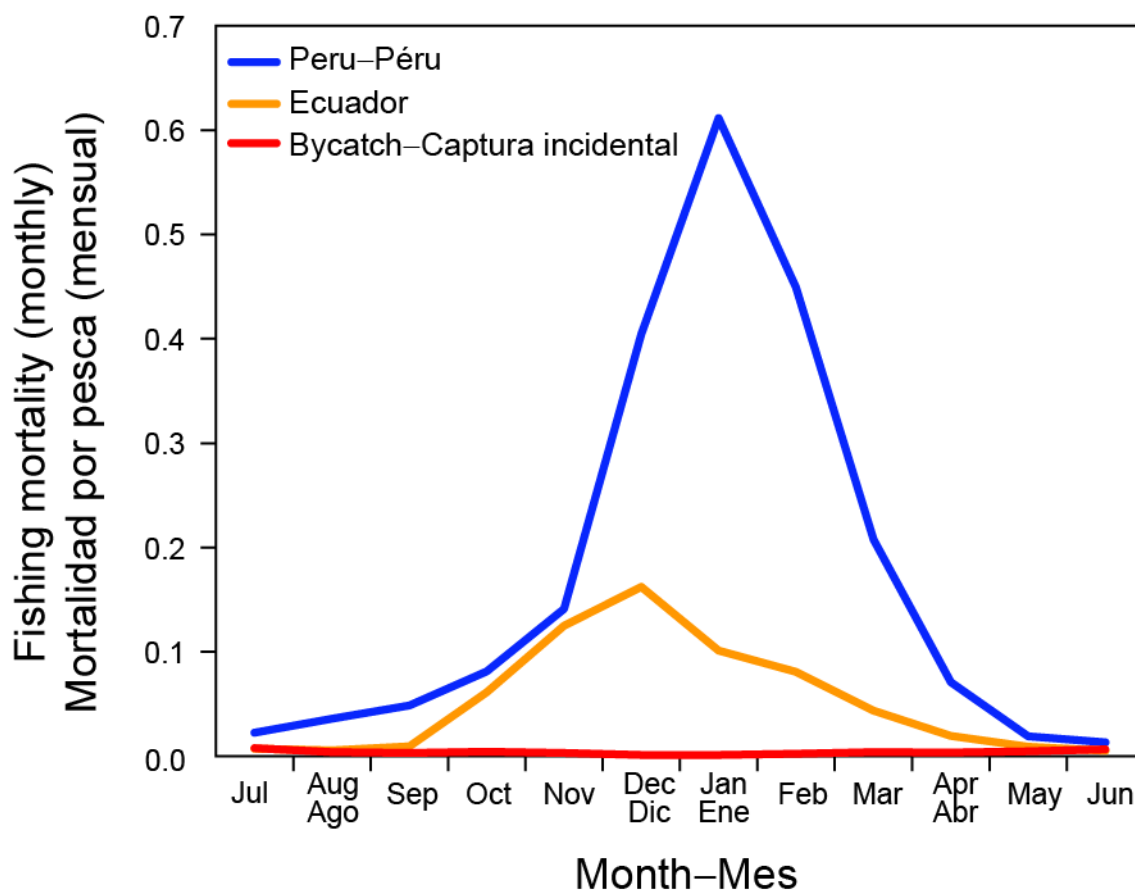


FIGURE 3. Monthly fishing mortality for each of the three fisheries modeled during the projection period.
FIGURA 3. Mortalidad por pesca mensual en cada una de las tres pesquerías modeladas en el periodo de proyección.

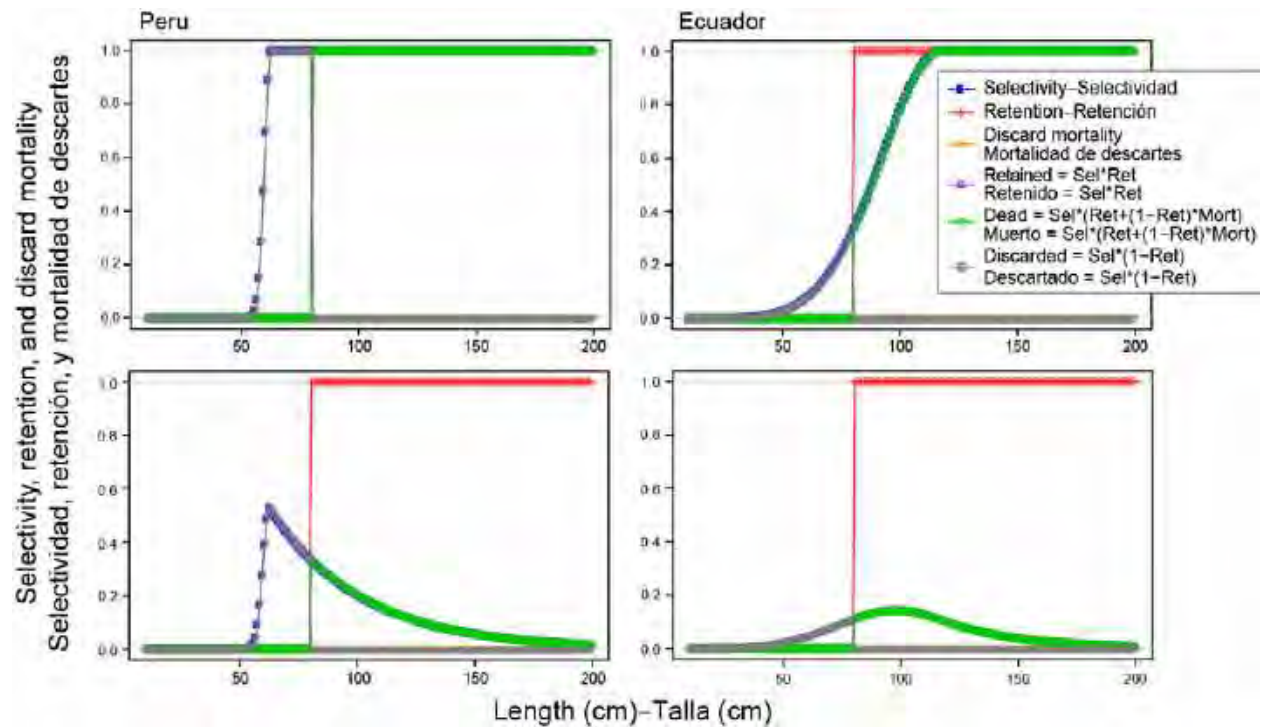


FIGURE 4. Selectivity, retention, and discard mortality curves for females (top panels) and males (bottom panels) in the fisheries of Peru (left panels) and Ecuador (right panels) corresponding to a minimum size limit of 80 cm.

FIGURA 4. Curvas de selectividad, retención, y mortalidad de descartes de hembras (paneles superiores) y machos (paneles inferiores) en las pesquerías de Perú (izquierda) y Ecuador (derecha) correspondientes a un límite de talla mínima de 80 cm.

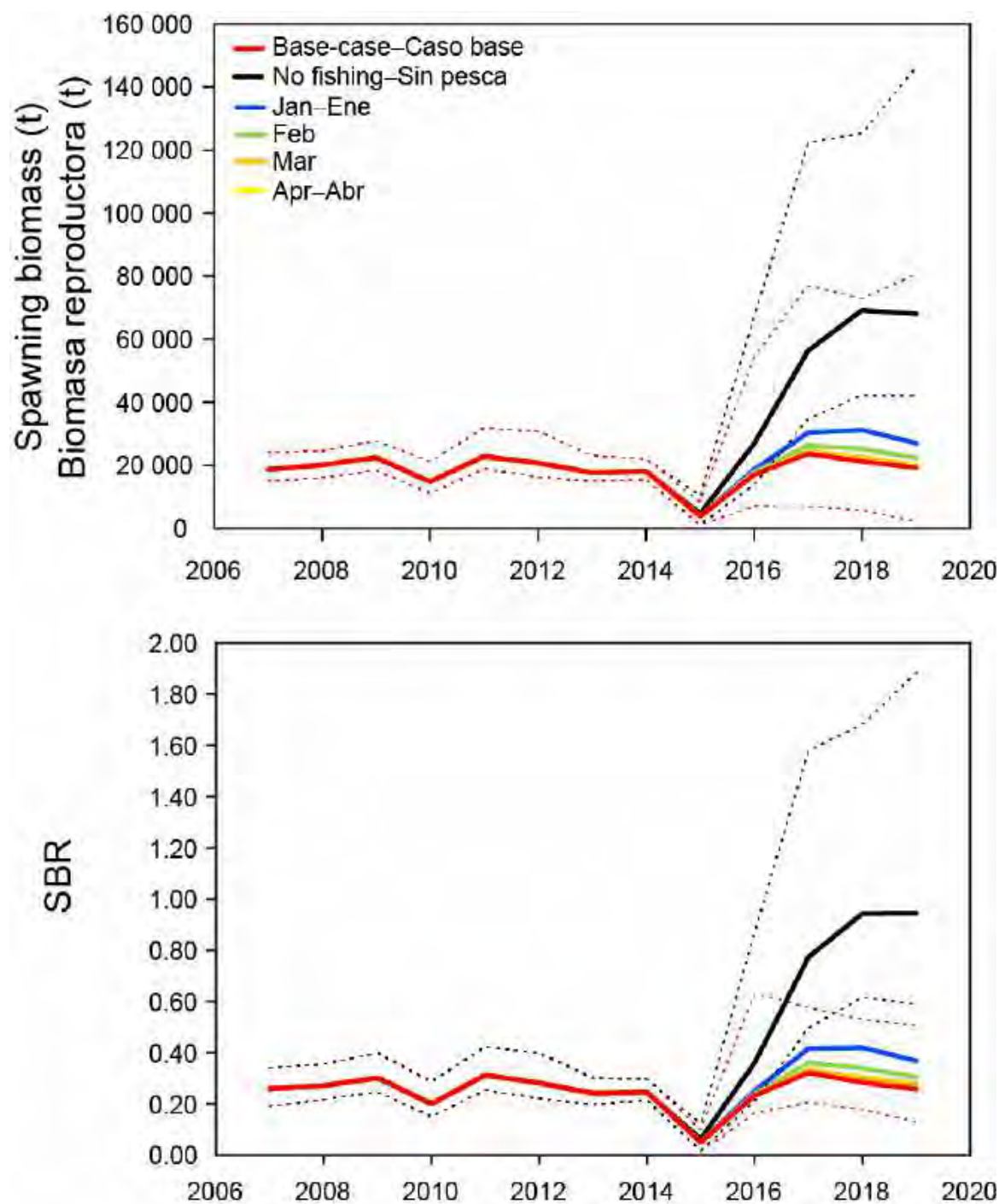


FIGURE 5. Projected spawning biomass, in tons (top panel), and SBR (see text; bottom panel) of dorado, 2015-2019, under six alternative scenarios (see Figure 2). The dotted lines represent the 95% confidence intervals.

FIGURA 5. Proyecciones de la biomasa reproductora, en toneladas (panel superior), y el SBR (ver texto; panel inferior) de dorado, 2015-2019, bajo seis escenarios alternativos (ver Figura 2). Las líneas de trazos representan los intervalos de confianza de 95%.

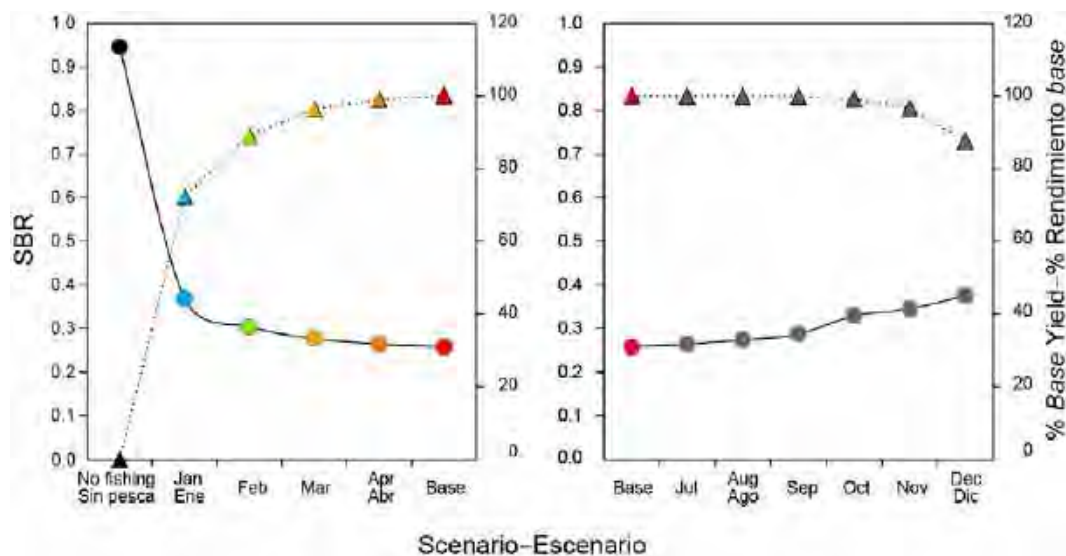


FIGURE 6. Predicted spawning biomass ratio (SBR, circles) in 2019, and total yield during 2015-2019 as a percentage of the *Base* scenario (triangles), under several alternative scenarios based on different fishery closing (left) and opening (right) dates.

FIGURA 6. Predicciones del cociente de biomasa reproductora (SBR, círculos) en 2019, y el rendimiento total durante 2015-2019 como porcentaje del escenario *Base* (triángulos), bajo varios escenarios alternativos basados en diferentes fechas de cierre (izquierda) y apertura (derecha) de la pesquería.

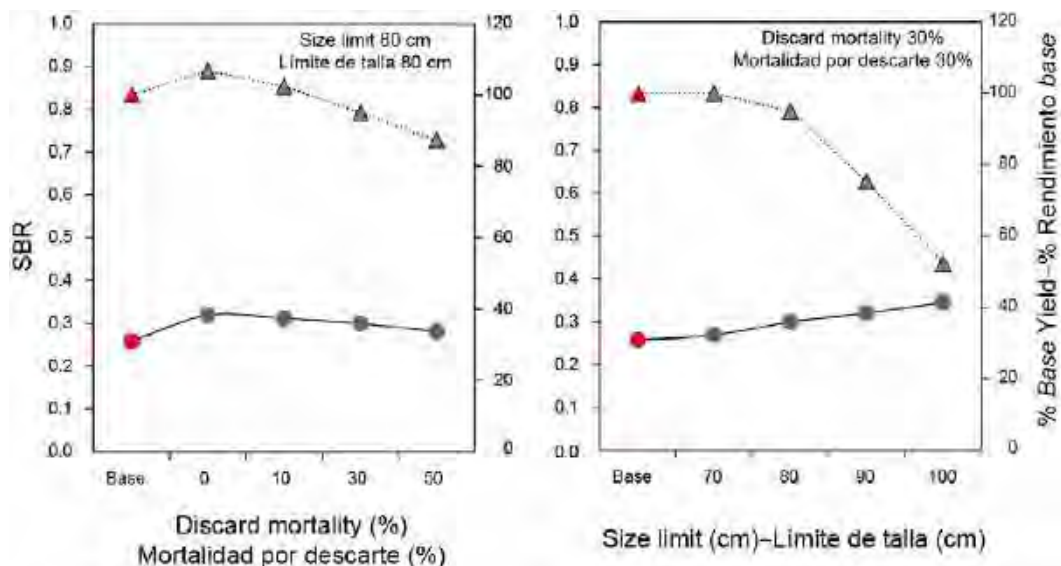


FIGURE 7. Predicted spawning biomass ratio (SBR, circles) in 2019, and total yield during 2015-2019 as a percentage of the *Base* scenario (triangles), based on a minimum size limit of 80 cm with discard mortalities between 0 and 50% (left panel) and a 30% discard mortality with alternative size limits between 70 and 100 cm (right panel).

FIGURA 7. Predicciones del cociente de biomasa reproductora (SBR, círculos) en 2019, y el rendimiento total durante 2015-2019 como porcentaje del escenario *Base* (triángulos), basadas en un límite de talla mínima de 80 cm con mortalidad de descartes de entre 0 y 50% (izquierda) y una mortalidad de descartes de 30% con límites de talla alternativos de entre 70 y 100 cm (derecha).

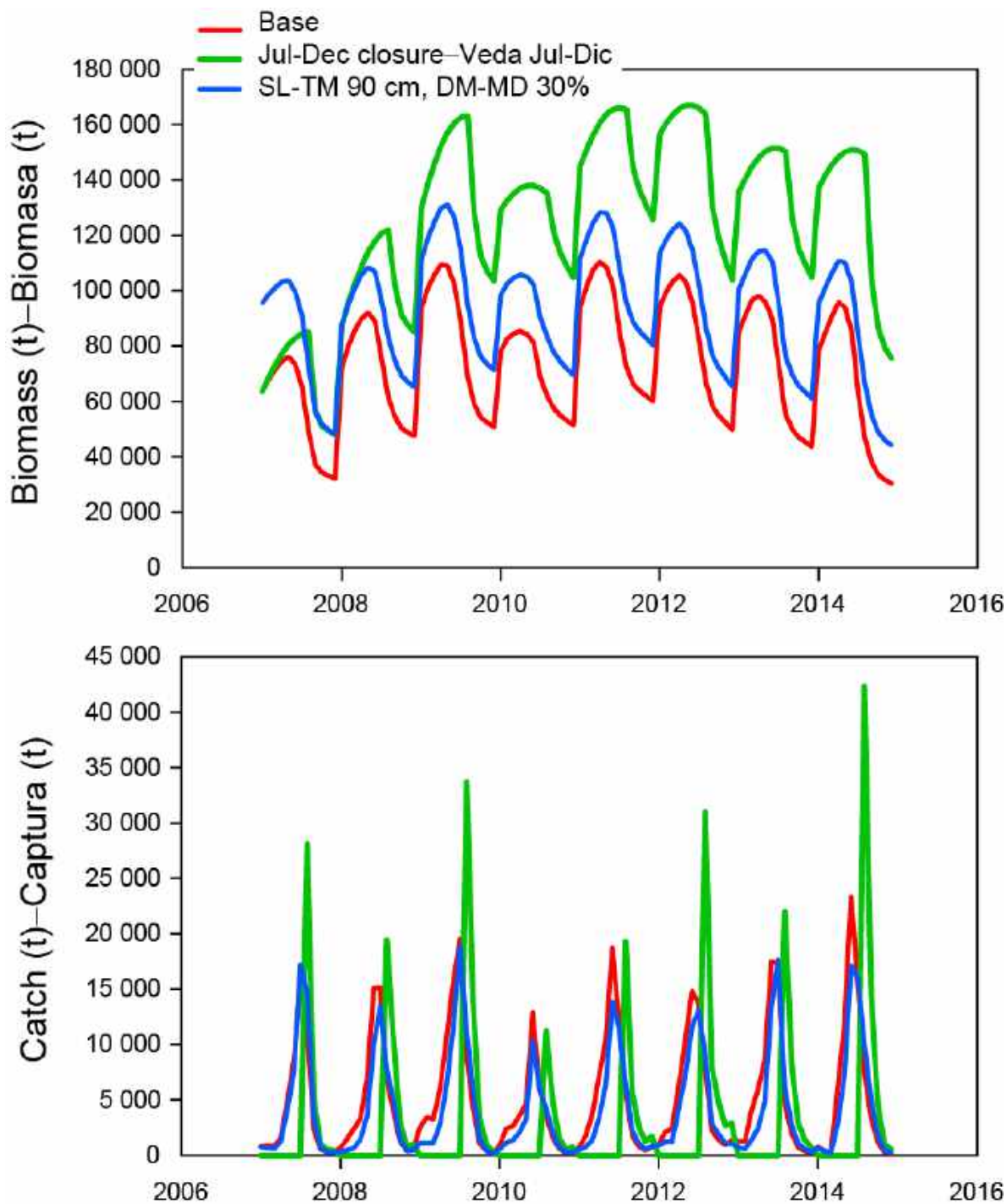


FIGURE 8. Simulated time series of monthly biomass (top) and catch (bottom) of dorado, in tons, from the retrospective model runs, from the *Base* scenario (red line), with a July-December closure (Scenario 12) (green line), and with a minimum size limit of 90 cm fork length and an assumed mortality rate of 30% for discarded fish < 90 cm (blue line).

FIGURA 8. Series de tiempo simuladas de biomasa mensual (arriba) y captura (abajo) de dorado, en toneladas, de las ejecuciones retrospectivas del modelo, del escenario *Base* (línea roja), con veda durante julio-diciembre (Escenario 12) (línea verde), y con un límite de talla mínima de 90 cm de talla furcal y una tasa de mortalidad supuesta de 30% de peces descartados de talla < 90 cm (línea azul).

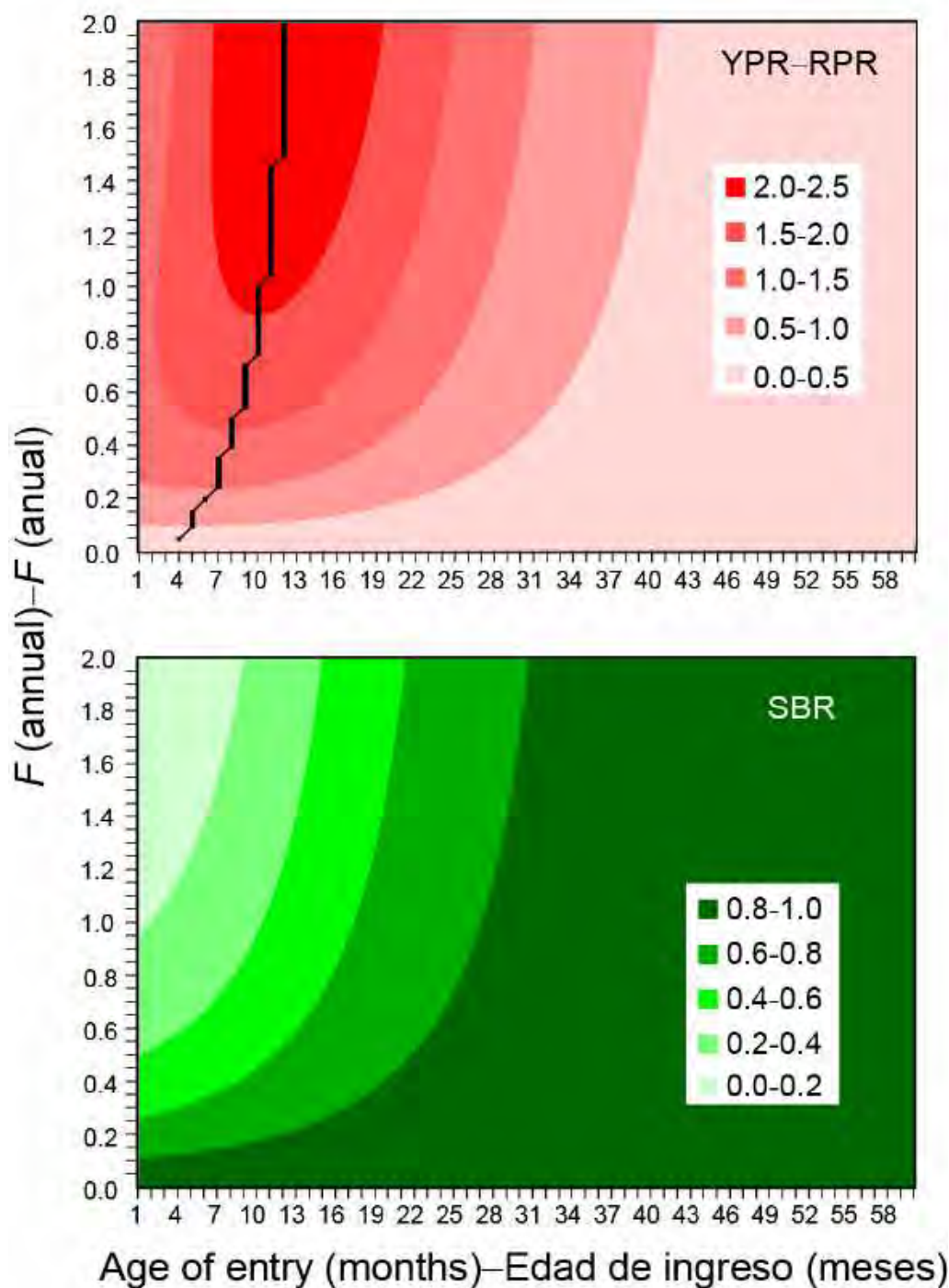


FIGURE 9. Yield per recruit (YPR, top panel) and spawning biomass ratio (SBR, bottom panel) as a function of age of entry to the fishery, in months, and annual fishing mortality (F). The black line in the YPR plot represents the age corresponding to the maximum YPR at each level of fishing mortality.

FIGURA 9. Rendimiento por recluta (RPR, panel superior) y cociente de biomasa reproductora (SBR, panel inferior) como función de edad de ingreso a la pesquería, en meses, y mortalidad por pesca anual (F). La línea negra en la gráfica de RPR representa la edad correspondiente al RPR máximo en cada nivel de mortalidad por pesca.

EVALUACIÓN DE ESTRATEGIAS DE ORDENACIÓN (EEO) EXPLORATORIA DE DORADO (*CORYPHAENA HIPPURUS*) EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL SUR

Juan L. Valero, Alexandre Aires-da-Silva, Mark N. Maunder, Carolina Minte-Vera,
Jimmy Martínez-Ortiz, Edgar J. Torrejón-Magallanes, y Miguel N. Carranza

ÍNDICE

Resumen ejecutivo	312
1. Introducción	312
2. Métodos.....	314
2.1. Modelos operativos	314
2.2. Condicionamiento	314
2.3. Proyecciones	314
2.4. Estrategias de extracción.....	315
2.5. Corridas de modelo retrospectivas bajo escenarios alternativos	316
2.6. Evaluación.....	316
2.7. Rendimiento por recluta (RPR) y cociente de biomasa reproductora (SBR).....	316
3. Resultados	316
3.1. Vedas estacionales basadas en fechas alternativas de apertura y cierre	316
3.2. Límites de talla y mortalidad de descartes	317
3.3. Ejecuciones retrospectivas del modelo bajo escenarios alternativos	317
3.4. Rendimiento por recluta (RPR) y cociente de biomasa reproductora (SBR).....	317
4. Discusión.....	317
5. Direcciones futuras.....	318
Reconocimientos.....	318
Referencias.....	301

RESUMEN EJECUTIVO

En el presente estudio desarrollamos una evaluación de estrategias de ordenación (EEO) para el dorado (*Coryphaena hippurus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO) sur. EEO es un marco usado para evaluar los procedimientos de ordenación. Un procedimiento de ordenación es un conjunto de reglas de decisión preacordadas que especifican cuáles datos han de obtenerse y cómo se usarán para fijar capturas, o determinar controles de entrada tales como esfuerzo de pesca permisible o temporadas de pesca. Típicamente se realiza una evaluación de procedimientos alternativos de ordenación mediante la comparación de estadísticas de desempeño que reflejan objetivos de ordenación y los intereses de administradores, usuarios del recurso, y científicos. Condicionamos el modelo operativo a todos los datos disponibles usados en la evaluación exploratoria actual del dorado, que abarca el periodo de 2007-2014, usando la plataforma de modelado *Stock Synthesis*. Proyectamos dinámicas poblacional y pesquera para 2015-2019 usando diferentes estrategias y escenarios de extracción, límites de talla mínima del dorado en la captura, y tasas de mortalidad de descartes. Las estrategias alternativas de extracción fueron también evaluadas retrospectivamente. Se realizaron análisis de rendimiento por recluta (RPR) para describir el RPR y el cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, SBR) esperados como función de edad de ingreso a la pesquería y mortalidad por pesca anual. Presentamos el balance entre el SBR y el rendimiento para estrategias basadas en diferentes fechas de apertura y cierre de la temporada de pesca, así como también límites de talla mínima de captura con distintos supuestos sobre las tasas de mortalidad de peces pequeños descartados. Descubrimos que diferentes aperturas y cierres de la temporada de pesca ejercen efectos generales similares sobre el SBR y el rendimiento total, pero fechas posteriores de apertura incrementan el SBR sin reducciones marcadas del rendimiento esperado, mientras que cierres más tempranos incrementan el SBR pero a costo de una reducción de la captura. Los análisis de RPR indican que la edad de ingreso que produciría el RPR máximo es alrededor de 10 meses, con base en las mortalidades por pesca anuales estimadas por la evaluación. Eso significaría que aperturas alrededor de octubre-noviembre serían consistentes con las consideraciones de RPR. La edad de ingreso consistente con un RPR máximo sería mayor con mortalidades por pesca mayores que aquellas estimadas por la evaluación. Se espera que el SBR aumente con límites de talla mínima de captura, mientras que se espera que el rendimiento aumente con mortalidad por descarte nula o moderada y disminuya con tasas de mortalidad por descarte mayores. Suponiendo una mortalidad por descarte moderada, se espera que límites de talla mínima mayores resulten en un SBR mayor, pero a costo de una reducción del rendimiento.

El presente estudio exploratorio no pretende ser de ninguna manera una EEO final para usar para la ordenación del dorado; es más bien el primer paso en un proceso de evaluación de la utilidad de las EEO para el dorado. La intención es fomentar la colaboración entre todas las partes interesadas a fin de continuar la elaboración de este marco para el dorado y, si resulta ser útil y apropiado, considerar su utilidad para determinar el resultado potencial de decisiones alternativas.

1. INTRODUCCIÓN

Existen varios enfoques a la provisión de asesoramiento científico para la ordenación pesquera. Un enfoque se basa en evaluaciones de la condición de las poblaciones, y depende de un ciclo de evaluación regular (generalmente anual), la determinación de las "mejores" estimaciones de biomasa, y el cálculo de cuotas basadas en una tasa de extracción objetivo predeterminada. Las tasas de extracción objetivo pueden ser calculadas de diferentes formas, según los objetivos específicos de la ordenación; por ejemplo, maximizar el rendimiento (basado en el rendimiento máximo sostenible (RMS)), minimizar el riesgo a la población, y ajustar por poblaciones fluctuantes. El énfasis histórico temprano en RMS y tasas objetivo óptimas se ha transformado en un marco de reglas de control de extracción que incluyen puntos de referencia objetivo y límite, y las tasas de extracción objetivo asociadas (Mace y Sissenwine 2002). Este cambio ha sido motivado por una transición hacia un enfoque precautorio a la ordenación pesquera (FAO 1996), y por la comprensión de la incertidumbre asociada a los errores en los modelos de evaluación, la incertidumbre en torno a los puntos de referencia, y los errores de implementación, y su impacto combinado sobre la capacidad de gestionar las pesquerías con éxito. Un enfoque alternativo, a menudo complementario, toma en cuenta un mayor espectro de las incertidumbres pertinentes usando "políticas de control de retroalimentación" (*feedback control policies*;

Mace y Sissenwine 2002). Ha sido denominado “sistema de control pesquero” (Hilborn 1979), “procedimiento de ordenación revisado” (IWC 1994), “sistema para evaluar estrategias de ordenación” (ICES 1994), “simulación de procedimientos de ordenación” (ICCAT 2000), “enfoque de procedimiento de ordenación” (Butterworth 2007), y “evaluación de estrategias de ordenación”, o EEO (Smith 1994, Smith *et al.* 1996, Polacheck *et al.* 1999, De Oliveira *et al.* 2008, Butterworth *et al.* 2010), pero el sentido es similar: un marco para evaluar procedimientos de ordenación. Un procedimiento de ordenación (Butterworth *et al.* 1997) es un conjunto de reglas de decisión preacordadas que especifican los datos que se han de obtener y cómo se han de usar para fijar una captura total permisible (CTP) o determinar controles de insumo tales como el esfuerzo de pesca permisible. Típicamente se realiza una evaluación de procedimientos alternativos de ordenación mediante la comparación de estadísticas de desempeño que reflejan objetivos de ordenación con los intereses de administradores, usuarios del recurso, y científicos (Butterworth y Punt 1999; Parma 2002). En lugar de enfocarse en optimalidad y mejores estimaciones (como en el enfoque basado en evaluaciones), los objetivos generales de la EEO son evaluar alternativas de ordenación bajo diferentes escenarios biológicos, y determinar aquellos que son robustos a la incertidumbre asociada y producen resultados razonables. El personal de la CIAT ha realizado trabajos exploratorios de EEO con fines investigativos para los atunes aleta azul del Pacífico (Maunder 2014) y patudo (Maunder *et al.* 2015).

El dorado (*Coryphaena hippurus*) es una de las especies más importantes capturadas por las pesquerías artesanales latinoamericanas en el Océano Pacífico oriental (OPO). En Perú, por ejemplo, se estima que las capturas en los últimos años fueron en promedio unas 50,000 toneladas (t), consumidas mayormente en el territorio nacional. En Ecuador, el dorado constituye más del 65% de las descargas estimadas de la pesquería artesanal de grandes peces pelágicos y del 35 a 40% de las exportaciones de peces pelágicos. La especie es también capturada, como objetivo o incidentalmente, en otras pesquerías en todos los Estados latinoamericanos ribereños del Pacífico. Es por lo tanto importante dar seguimiento a la condición de la población de dorado y evaluar estrategias alternativas de ordenación, a fin de establecer las bases para la orientación de una ordenación sostenible de la pesquería de la especie en el OPO.

En Perú y Ecuador las pesquerías de dorado se administran mediante una combinación de tallas mínimas límite y vedas estacionales. Concretamente, el tamaño legal mínimo es 70 cm de talla furcal (con una tolerancia de 10%) en Perú y 80 cm de talla total en Ecuador, y las fechas de apertura y cierre de la pesquería son el 30 de septiembre y 1 de mayo en Perú (desde 2014), y el 7 de octubre y 1 de julio en Ecuador (desde 2011) (IATTC 2015). El objetivo de estos reglamentos es mejorar el rendimiento, y asegurar que quede suficiente biomasa reproductora para perpetuar la población, particularmente si las evaluaciones son inciertas y se ignora la forma de la relación población-reclutamiento.

A solicitud de algunos Miembros ribereños del OPO, el personal de la CIAT inició un trabajo colaborativo sobre metodologías de evaluación de poblaciones del dorado (Aires-da-Silva *et al.* 2014). En la primera reunión técnica de la CIAT sobre el dorado, celebrada en Manta (Ecuador) en octubre de 2014, se identificó una cantidad grande y diversa de datos biológicos y de las pesquerías para el dorado disponible de Estados Miembros de la CIAT. Además, los esfuerzos colaborativos entre miembros del programa de evaluación de poblaciones de la CIAT y científicos ecuatorianos produjeron un trabajo que describe las pesquerías artesanales ecuatorianas en detalle, con énfasis en el dorado y atunes-picudos-tiburones (Martínez-Ortiz *et al.* 2015). Más recientemente, en octubre de 2015 se celebró en Lima (Perú) una segunda reunión técnica sobre el dorado, con los objetivos principales de discutir los supuestos acerca de la estructura poblacional del dorado e indicadores para dar seguimiento a la condición de la especie en el OPO. Un resultado importante de esta segunda reunión fue un modelo preliminar de evaluación para el dorado, que usa *Stock Synthesis* (SS) (Methot y Wetzel 2013). Los datos de pesquerías y biológicos usados en ese modelo fueron actualizados con los mejores datos disponibles de Perú y Ecuador, los dos países con las pesquerías más importantes; el modelo mejorado resultante fue usado para realizar una evaluación completa de la población de dorado (Aires-da-Silva *et al.* 2016).

En el presente estudio desarrollamos una EEO exploratoria para el dorado en el OPO. No pretende ser de ninguna manera una EEO final para usar en la ordenación del dorado; es más bien el primer paso en un proceso de

evaluación de la utilidad de las EEO para el dorado. La intención es fomentar la colaboración entre todas las partes interesadas a fin de continuar la elaboración de este marco para el dorado y, si resulta ser útil y apropiado, considerar su utilidad para determinar el resultado potencial de decisiones alternativas.

2. MÉTODOS

Los puntos de referencia (PR), las reglas de control de extracción (RCE), y las evaluaciones de estrategias de ordenación (EEO) se están convirtiendo en herramientas importantes para la ordenación pesquera. Se está promoviendo ampliamente su uso para la ordenación de una variedad de poblaciones, ya sea con abundancia o escasez de datos. Una EEO puede brindar un marco formal para la evaluación del desempeño de una estrategia actual de extracción con distintos tipos y niveles de incertidumbre. Puede también ser usada para evaluar diferentes procedimientos de ordenación que podrían ser considerados como alternativas al enfoque actual de ordenación. Las decisiones relativas a la selección y evaluación de estrategias alternativas son informadas por pruebas de los candidatos alternativos contra una serie de indicadores de desempeño que reflejan objetivos de ordenación. Uno de los componentes más importantes del proceso de EEO es la construcción de modelos de simulación, denominados modelos operativos, que describen escenarios potenciales pasados y futuros para la dinámica de la población o la pesquería e incluyen incertidumbres clave. Otros componentes del método de EEO son un módulo de condicionamiento, un módulo de proyección, y un modelo de evaluación, ilustrados en la [Figura 1](#) y descritos a continuación.

2.1. Modelos operativos

El objetivo de los modelos operativos es describir la dinámica poblacional y pesquera bajo diferentes hipótesis y formulaciones del modelo para capturar la incertidumbre real (estadística y estructural). El modelo desarrollado en *Stock Synthesis* (Aires-da-Silva *et al.* 2016) después de la segunda reunión sobre el dorado fue usado como base para el modelo operativo para probar las diferentes estrategias de extracción.

2.2. Condicionamiento

El objetivo del componente de condicionamiento es condicionar los modelos operativos a los datos históricos disponibles a fin de hacerlos consistentes con la dinámica histórica de la población. Es importante señalar que condicionar los modelos operativos no es lo mismo que realizar una evaluación completa de la población. El objetivo del componente de condicionamiento no es llegar a una evaluación óptima de la población, sino asegurar que los modelos operativos sean consistentes con los datos históricos. Esto es una distinción importante, ya que los modelos operativos a menudo incluyen procesos para los cuales no se dispone de los datos necesarios para realizar un ajuste. Por ejemplo, los modelos operativos podrían enfocarse en los potenciales impactos climáticos sobre el crecimiento individual o los efectos de la temperatura superficial del mar sobre la CPUE. Aún si no se dispone de los datos necesarios para una descripción definitiva y ajustes al proceso, sigue siendo deseable contar con modelos operativos que incorporen un efecto de este tipo de una forma que sea consistente con los datos históricos de la dinámica de la población. En otros proyectos actuales de EEO en la comunidad pesquera, se realizó el condicionamiento de los modelos operativos usando diferentes enfoques, incluyendo evaluaciones recientes de poblaciones, todos los datos disponibles, y opinión experta. La selección del tipo de condicionamiento depende de la hipótesis y el enfoque del modelo operativo y los datos al cual será condicionado el modelo. En el presente estudio condicionamos el modelo operativo a todos los datos disponibles usados en la evaluación exploratoria actual del dorado en *Stock Synthesis* (Aires-da-Silva *et al.* 2016), que abarca el periodo de 2007-2014.

2.3. Proyecciones

El objetivo del componente de proyección es recrear todos los pasos del ciclo anual de ordenación (Figura 1). Esto incluye la forma de extraer las capturas de los modelos operativos condicionados (arriba descrito), cuáles datos recolectar, cómo usar los datos para determinar la condición y tendencias de la población, cómo estimar las capturas del año siguiente, y cualquier otra acción de ordenación pertinente. Para los fines de evaluación, se repite este proceso no sólo para varios años durante un periodo determinado de proyección, sino también muchas

veces para incorporar distintos tipos de incertidumbre en el proceso. Usamos un enfoque de modelado basado en trabajo realizado previamente por Maunders (2014) y Maunders *et al.* (2015) para investigaciones de EEO de los atunes aleta azul del Pacífico y patudo. El procedimiento usa muestras de la distribución posterior de una aplicación bayesiana de *Stock Synthesis* que usa métodos de simulación Monte Carlo con cadena de Markov (MCMC) para representar posibles estados de naturaleza, pero tomando en cuenta la incertidumbre en los parámetros del modelo operativo. Se desarrolló código R para comunicar entre el modelo operativo basado en *Stock Synthesis* y la estrategia de extracción bajo evaluación. El periodo de proyección fue 2015-2019, y para cada escenario se usaron 300 muestras posteriores MCMC.

2.4. Estrategias de extracción

Se realizaron las proyecciones bajo estrategias y escenarios alternativos de extracción, incluyendo varias fechas y duraciones de las vedas de las pesquerías, límites de talla del dorado en la captura, y tasas de mortalidad de descartes.

2.4.1. Vedas estacionales basadas en fechas alternativas de apertura y cierre

En el presente estudio se usaron los 12 escenarios en la tabla siguiente e ilustrados en la [Figura 2](#), basados en diferentes meses de apertura y cierre y duraciones de las vedas resultantes. Son aplicables a las pesquerías peruanas y ecuatorianas solamente; la mortalidad por pesca asociada a extracciones por captura incidental en las pesquerías de cerco no es modificada por las vedas. No se consideran límites de talla; sin embargo, las selectividades estimadas en la evaluación para el periodo histórico corresponden a la época cuando se estaban implementando por primera vez los límites de talla, por lo que las selectividades estimadas reflejan en parte su implementación. Se fijan todas las mortalidades por pesca mensuales en las estimaciones mensuales promedio de la evaluación de la población durante 2007-2014 excepto *SinPesca*, donde las mortalidades se fijan a cero.

	Nombre	Apertura	Cierre	Sin pesca (veda)
1.	<i>Base</i>	-	-	-
2.	<i>SinPesca</i>	-	-	-
3.	<i>Enero</i>	-	Enero	Enero - abril
4.	<i>Febrero</i>	-	Febrero	Febrero - abril
5.	<i>Marzo</i>	-	Marzo	Marzo - abril
6.	<i>Abril</i>	-	Abril	Abril
7.	<i>Julio</i>	Agosto	-	Julio
8.	<i>Agosto</i>	Septiembre	-	Julio-agosto
9.	<i>Septiembre</i>	Octubre	-	Julio-septiembre
10.	<i>Octubre</i>	Noviembre	-	Julio-octubre
11.	<i>Noviembre</i>	Diciembre	-	Julio-noviembre
12.	<i>Diciembre</i>	Enero	-	Julio-diciembre

2.4.2. Límites de talla y mortalidad de descartes

En la presente sección describimos cómo incorporamos adicionalmente el efecto de los límites de talla mediante la implementación de curvas de retención y mortalidad de descartes. La curva de retención correspondiente a cada límite de talla fue computada en *Stock Synthesis* a partir de las selectividades estimadas en la evaluación ([Figura 4](#)). Suponemos que todos los dorados de talla inferior al límite son descartados. Los valores de mortalidad de descartes son elegidos con fines ilustrativos solamente, y variaron de 0 (ninguna mortalidad de descartes) a 0.5 (50% de los dorados descartados de talla inferior al límite muere).

Se realizaron proyecciones con las siguientes combinaciones de tallas mínimas límite, en centímetros de talla furcal, y mortalidad de descartes. En todos los casos se fijó la mortalidad por pesca mensual en las estimaciones mensuales medias de la evaluación de la población durante 2007-2014.

	Límite de talla (cm)	Mortalidad de descartes
1.	70	0.0
2.	80	0.0
3.	90	0.0
4.	100	0.0
5.	80	0.1
6.	80	0.3
7.	80	0.5

2.5. Corridas de modelo retrospectivas bajo escenarios alternativos

Se realizó un análisis retrospectivo para determinar el impacto potencial de los de tallas mínimas límite y las vedas estacionales. Con fines ilustrativos seleccionamos los límites de talla y las vedas estacionales que señalaron beneficios potenciales para la población con base en análisis de rendimiento por recluta. El análisis retrospectivo fue realizado con el modelo *Stock Synthesis*, lo cual hace el análisis consistente con los supuestos de la evaluación de la población. Para implementar el análisis retrospectivo, primero se ejecutó el modelo de nuevo usando las mortalidades por pesca como parámetros, y se verificó que los resultados fueran iguales a aquellos obtenidos con el enfoque híbrido (un método eficaz de resolver la ecuación de captura en *Stock Synthesis*; ver Methot y Wetzel 2013) para implementar la mortalidad por pesca. El uso de mortalidad por pesca como parámetro permite fijar las tasas de mortalidad por pesca para el análisis retrospectivo, y cambiarlo para implementar el límite de talla mediante una curva de retención de filo de cuchillo; similarmente, se puede manipular las vedas estacionales al cambiar la mortalidad por pesca a cero para los meses de veda. Investigamos un límite de talla de 90 cm con una tasa de mortalidad de 30% para los dorados descartados, seleccionado arbitrariamente para fines ilustrativos solamente. Investigamos aplazar el inicio de la temporada mediante una veda de la pesquería durante julio-enero.

2.6. Evaluación

El componente de evaluación resume los resultados de simulaciones basadas en indicadores de desempeño para distintas estrategias de ordenación. Los indicadores de desempeño reflejan los objetivos de la ordenación, y son instrumentales en la evaluación y comparación de estrategias alternativas. Los indicadores comunes incluyen mediciones del rendimiento, riesgo de conservación, estabilidad, y otros. Se podrían identificar indicadores de desempeño específicos adicionales mediante consultas con interesados involucrados en el proceso. Para el presente estudio usamos captura total durante los años proyectados (2015-2019) y el cociente de biomasa reproductora (SBR; el cociente de la biomasa reproductora en ese momento y aquella de la población no explotada) para el último año de la proyección (2019).

2.7. Rendimiento por recluta (RPR) y cociente de biomasa reproductora (SBR)

Se realizó un análisis sencillo de RPR para describir los RPR y SBR esperados como función de la edad de ingreso a la pesquería y la mortalidad por pesca anual. Usamos los parámetros de población (por ejemplo, crecimiento, mortalidad natural, madurez) y de pesca (por ejemplo, selectividad) usados por Aires-da-Silva *et al.* (2016) en la evaluación de la población de dorado.

3. RESULTADOS

3.1. Vedas estacionales basadas en fechas alternativas de apertura y cierre

Los resultados de los análisis presentados en este informe son preliminares. En el escenario *Base*, que representa la estrategia implícita aplicada durante el periodo de la evaluación (2007-2014), usado para condicionar el modelo operativo, la biomasa reproductora y SBR proyectados (2015-2019) permanecen en niveles comparables con aquellos estimados antes del periodo de proyección ([Figura 5](#)). En el escenario *SinPesca*, se predice que la población aumentará rápidamente, y terminará cerca de su biomasa no explotada

(SBR = 0.95) al fin del periodo de proyección (Figura 5). Sin embargo, las proyecciones tienen una incertidumbre alta, debido a incertidumbre en los parámetros usados para condicionar el modelo y en los niveles de reclutamiento proyectados. Los SBR proyectados tienen un nivel de incertidumbre menor que las biomazas reproductoras proyectadas (Figura 5). Vedas estacionales durante enero-abril resultan en trayectorias intermedias entre los escenarios *SinPesca* y *Base* (Figura 5).

Las vedas alternativas de las pesquerías ejercen efectos generales similares sobre el SBR y el rendimiento total en 2019, el último año de la proyección (Figura 6). Sin embargo, abrir la pesquería más tarde que en el escenario *Base* aumenta el SBR terminal proyectado sin reducciones marcadas del rendimiento esperado comparado con el escenario *Base* (Figura 6, panel derecho), mientras que cierres más tempranos incrementan el SBR pero a costo de una captura esperada reducida (Figura 6, panel izquierdo).

3.2. Límites de talla y mortalidad de descartes

Un límite de talla mínima de 80 cm de talla furcal con mortalidad de descartes de entre 0 (ninguna mortalidad de descarte) y 0.5 (50% mortalidad de descartes) resultó en SBR mayores que en el escenario *Base* (Figura 7, panel izquierdo). Se espera que el rendimiento aumente ligeramente con un límite de talla de 80 cm; sin embargo, se espera que disminuya con una mortalidad de descartes de 30% o más (Figura 7, panel izquierdo). Suponiendo una mortalidad de descartes de 30%, se espera que incrementar el límite de talla de 70 cm to 100 cm incremente el SBR relativo al escenario *Base*, pero a expensas del rendimiento (Figura 7, panel derecho).

3.3. Ejecuciones retrospectivas del modelo bajo escenarios alternativos

Las vedas ejercen un impacto mucho mayor que los límites de talla sobre tanto las capturas como la biomasa, reduciendo el primero e incrementando el segundo (Figura 9). Eliminan la captura en los meses en que están en vigor, pero luego resultan en capturas mayores en los meses abiertos a la pesquería. Durante el periodo entero de la evaluación, la pérdida de captura es de 34% para la veda y 16% para los límites de talla, pero para el año final del análisis la pérdida de captura debido a la veda es solamente 11%, aproximadamente igual que los límites de talla (12%). Cabe destacar que la biomasa asociada a la veda comienza en aproximadamente el mismo nivel que en el escenario *Base*, pero la biomasa asociada a los límites de talla comienza en un nivel más alto porque son implementados en las condiciones iniciales, a diferencia de la veda. Esto es consecuencia de la formulación de *Stock Synthesis*, y son necesarias investigaciones adicionales.

3.4. Rendimiento por recluta (RPR) y cociente de biomasa reproductora (SBR)

La curva de rendimiento es muy plana con mortalidades por pesca (F) altas, y por lo tanto el RPR sigue aumentando con aumentos de F (Figura 9). Por otro lado, se logra el RPR máximo con una edad de reclutamiento a la pesquería de aproximadamente 10 u 11 meses con las F anuales (F mediana = 0.8, rango 0.5-0.9) estimadas por el modelo de evaluación de poblaciones.

4. DISCUSIÓN

Este trabajo debe ser considerado una primera evaluación exploratoria de estrategias alternativas para el dorado en el OPO. Aunque los resultados son informativos con respecto al efecto esperado de estrategias alternativas sobre métricas de interés, es necesario trabajo adicional para poder comparar adecuadamente estrategias alternativas adicionales relativas a métricas de interés adicionales, y bajo una amplia gama de incertidumbres del modelo. Hemos demostrado el balance entre el SBR y el rendimiento para estrategias basadas en diferentes fechas de apertura y cierre y duraciones de veda y en diferentes límites de talla mínima con varias tasas de mortalidad de descartes supuestas para dorado de talla menor a la mínima legal. Los resultados preliminares sugieren que, sin límites de talla, abrir la pesquería más tarde que en el escenario *Base* incrementaría el SBR pero tendría poco efecto sobre el rendimiento, a menos que la pesquería abriera después de noviembre, en cual caso el rendimiento disminuye. Diferentes fechas de apertura afectan la edad a la cual el dorado ingresa a la pesquería. Los análisis de RPR indican que, con las mortalidades por pesca

anuales estimadas por la evaluación, la edad de ingreso que maximizaría el RPR es alrededor de 10 meses. Nuestro modelo supone que el dorado es reclutado en diciembre y enero, a edad 0, lo cual significa que abrir la pesquería alrededor de octubre-noviembre sería consistente con consideraciones de RPR. La edad de ingreso consistente con un RPR máximo sería más alta, con mortalidades por pesca más altas que aquellas estimadas por la evaluación.

Se espera que el SBR aumente con límites de talla mínima, mientras que se espera que el rendimiento aumente con mortalidad de descartes nula o moderada y disminuya con mortalidades de descartes más altas. Suponiendo una mortalidad de descartes moderada, incrementar el límite de talla mínima incrementaría el SBR, pero a costo de rendimiento reducido. Esto se debe a que se fijaron el patrón y nivel de mortalidad por pesca en aquellos de la evaluación de la población, que supone ningún límite de talla mínima; en otras palabras, con un límite de talla mínima, la mortalidad por pesca tendría que ser más alta que lo estimado por la evaluación de la población para que las capturas sean comparables con aquellas observadas en la historia reciente.

5. DIRECCIONES FUTURAS

Los temas siguientes deberían ser prioritarios en investigaciones futuras de EEO para el dorado:

1. Se deberían identificar candidatos adicionales para los diferentes componentes de las estrategias de ordenación (por ejemplo, datos, método de evaluación, regla de control de extracción, puntos de referencia) y las medidas de desempeño para evaluar esas estrategias (por ejemplo, SBR, captura total, captura promedio, tamaño del dorado en la captura).
2. Se deberían explorar opciones adicionales de estrategia de extracción. Los candidatos incluyen umbrales de CPUE (en unidades absolutas o relativas a, por ejemplo, la CPUE al principio de la temporada) que activarían acciones de ordenación. Estas estrategias podrían usar una CPUE de referencia que activa una reducción del esfuerzo, y una CPUE límite que cierra la pesquería. Estrategias estacionales dinámicas podrían basarse en cuándo ocurre el reclutamiento, el crecimiento esperado, y la época del año en la que se espera que la cohorte reclutada maximice el RPR. Se podrían evaluar otras alternativas que resulten de las discusiones de los participantes en el proyecto.
3. No se han implementado en las pesquerías de dorado en el OPO puntos de referencia, ya sea objetivo, umbral, o límite. Los puntos de referencia basados en RMS parecen ser problemáticos en vista de la relación plana entre la mortalidad por pesca y el rendimiento. Otra alternativa sería puntos de referencia basados en SBR. Una vez definidos los puntos de referencia, una EEO es una herramienta valiosa para evaluar diferentes estrategias de extracción y su desempeño esperado relativo a los puntos de referencia seleccionados.
4. Se deberían incorporar dinámicas alternativas en el modelo operativo. En vista de la incertidumbre en la magnitud de la disponibilidad o el reclutamiento, observada en las diferencias interanuales en la CPUE al principio de cada temporada de pesca, se deberían usar modelos operativos alternativos para describir varios niveles diferentes de estos procesos. Se ha propuesto una relación entre la temperatura superficial del mar y la CPUE de dorado; se podrían usar en la EEO modelos operativos y/o procedimientos de ordenación que incorporen este proceso. El modelo operativo actual representa la incertidumbre en los parámetros de la evaluación de la población. Se debería considerar también la incertidumbre adicional en los parámetros fijos en el modelo de evaluación (por ejemplo, mortalidad natural, relación población-reclutamiento, y crecimiento).

RECONOCIMIENTOS

Muchos miembros del personal de la CIAT y de países miembros proporcionaron datos y participaron en las discusiones que posibilitaron la evaluación del dorado, que sirvió como primer paso en la presente EEO exploratoria. Los autores agradecen a los participantes en la segunda Reunión Técnica sobre Dorado en 2015 la discusión y las contribuciones sobre posibles estrategias alternativas. El Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) financió parcialmente a Juan Valero para realizar este trabajo.

UPDATED STOCK STATUS INDICATORS FOR SILKY SHARKS IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN (1994-2015)

Cleridy Lennert-Cody, Alexandre Aires-da-Silva, Mark N. Maunder, Marlon H. Román

CONTENTS

1.	Summary	319
2.	Background.....	319
3.	Data and methods.....	319
4.	Updated trends	320
5.	Future work.....	321

1. SUMMARY

Purse-seine indices for the silky shark have been updated with data from 2015. The index for all silky sharks in the northern area shows an increase in 2015 relative to 2014, but the index for all silky sharks in the southern area remains at the 2014 level. This increase in the index in the northern area may be in part the result of changes in availability, rather than abundance, due to strong El Niño conditions. Differences among trends computed for sub-areas in the north suggest that the overall recent increasing trend in the north may reflect an integration of spatially-distinct processes, including the effect of fishing pressure closer to the coast, and environmentally-mediated movement of individuals into the tropical eastern Pacific Ocean (EPO) from the west. The IATTC staff does not consider the more optimistic recent trends to be strong enough to offset the urgent need for precautionary management actions, and reiterates its previous recommendations. It is critical that improvements are made in shark fishery data collection in the EPO so that conventional stock assessments and/or other indicators of stock status can be developed and the results made available to better inform the management of silky and other shark species.

2. BACKGROUND

An attempt by the IATTC staff in 2013 to assess the status of the silky shark (*Carcharhinus falciformis*) in the EPO, using conventional stock assessment models, was severely handicapped by major uncertainties in the fishery data, mainly regarding total catch levels in the early years for all fisheries operating in the EPO that caught silky sharks ([SAC-05 INF-F](#)). Although this stock assessment attempt produced a substantial amount of new information about the silky shark in the EPO (*e.g.*, absolute and relative magnitude of the catch by different fisheries, and their selectivities), the absolute scale of population trends and the derived management quantities were compromised. Since a conventional stock assessment was not possible, in 2014 the staff proposed a suite of possible stock status (or stability) indicators (SSIs) which could be considered for managing the silky sharks in the EPO ([SAC-05-11a](#)), including standardized catch-per-unit-effort (CPUE) indices from the purse-seine fishery. This document updates the purse-seine CPUE indices with data for 2015.

3. DATA AND METHODS

Data collected by IATTC observers aboard Class-6¹ purse-seine vessels were used to generate CPUE-based indices of relative abundance for the silky shark. The observers recorded bycatch of silky sharks by size category: small (< 90 cm total length (TL), medium (90-150 cm TL), and large (>150 cm TL)). Bycatches of silky sharks occur predominantly in floating-object sets (SAC-07-07b Ecosystem considerations). Annual summaries of spatial data on bycatches of silky sharks in floating-object sets, by shark size category and for all silky sharks, are shown in [Figure 1](#).

CPUE trends for floating-object sets (CPUE-OBJ) were estimated using generalized additive models (GAMs). A zero-inflated negative binomial GAM was used to model the bycatch data from floating-object

¹ Carrying capacity > 363 t

sets because of the presence of many zeros and also large bycatch amounts. Predictors used in this model were: year (factor); smooth terms for latitude, longitude, time of the set, and day of the year (to capture seasonal patterns); and linear terms for depth of the purse-seine net, depth of the floating object, sea-surface temperature, natural logarithm of non-silky bycatch, natural logarithm of tuna catch, and two proxies for local floating-object density. Trends were computed by shark size category and for all silky sharks, using the method of partial dependence, which produces a data-weighted index. Approximate 95% pointwise confidence intervals were computed for the trends for all silky sharks by resampling from the posterior distribution of estimated GAM coefficients, assuming known smoothing and scale parameters. As in previous years, EPO trends were computed for two areas, north and south of the equator.

4. UPDATED TRENDS

For the northern area, the CPUE-OBJ index shows an initial sharp decline during 1994-1998, followed by a period of relative stability at a low level (1999-2009), then a sharp increase from 2009 to 2010, a sharp decrease from 2010 through 2012, and again a sharp increase from 2012 through 2015 ([Figure 2](#)). The increase in variability of the index in recent years may be in part the result of changes in availability, rather than abundance, due to environmental effects associated with El Niño events in 2010 and 2015, and La Niña events in 2011-2012. However, such events in previous years have not elicited a similar level of variability in the overall index; in particular, an increase in this index around 1998 is not apparent, despite strong El Niño conditions. In spite of this, the CPUE-OBJ trend in the northern area shows agreement with standardized presence/absence indices for all silky sharks in the northern area (obtained using logistic GAMs) for dolphin sets and unassociated sets ([Figure 3](#)).

The trends of the three size categories of silky sharks in the northern area ([Figure 4a](#)) are generally similar to the trend for all silky sharks in the northern area ([Figure 2](#)). Year-to-year changes in the index for small sharks have not always been the same as those of the indices for medium and large sharks ([Figure 4b](#)). This might be expected if the small shark category is a proxy for recruitment (ages 0 and 1). Since about 2009, however, the year-to-year changes in the small shark index more closely follow the trends for medium and large sharks ([Figure 4b](#)). Increases in a size category can only come from recruitment or from growth from one category to the next. Therefore, any increases in abundance should first occur in the smallest size category, as recruitment, and then propagate through into the larger categories. However, since all categories tend to increase at the same time, the increase in the index must be due to movement from outside the area or increases in catchability. Both of these could be related to environmental conditions, and could also be the cause of declines in the index.

Trends computed by sub-area within the northern EPO suggest that the recent overall increases ([Figures 2 and 4](#)) may be influenced by data from the more offshore equatorial region (Area 2, [Figure 5](#)). Updated indices show no increase in 2015 in the far northern area (Area 1, [Figure 5](#)) and there was no increase in 2015 in the index for small sharks in the nearshore area (Area 4, [Figure 5](#)). By contrast, in the more offshore equatorial areas (Areas 2-3, [Figure 5](#)), the updated indices show an increase for all size categories in 2015. Thus, the overall recent increasing trends in the northern EPO may reflect an integration of spatially-distinct processes, including the effect of fishing pressure closer to the coast, and the arrival of individuals from the west, perhaps as a result of recent environmental changes.

For the southern area, the CPUE-OBJ indicator shows a sharp decline during 1994-2004, followed by a period of stability at much lower levels until 2013, and then a small increase in 2014, with little change in 2015 ([Figure 2](#)). The trends for medium and large sharks show a generally similar pattern ([Figure 4](#)). The lack of increase in the index for all silky sharks in 2015 appears to be due at least in part to a decrease in the large shark index in 2015. Trends by sub-area and for other set types were not computed for the southern area because of the low levels of silky shark bycatch ([Figure 1](#)). In particular, there are very few small silky sharks in the bycatch in the southern area ([Figure 1a](#)). These very low levels of bycatch may be due to a lack of recruitment in the southern area. The source of recruits to the southern area is unclear; possible sources include movement of animals into that area from the north or the west.

5. FUTURE WORK

With respect to future research on SSIs for the silky shark in the EPO, priority should be given to improving the collection of shark fishery data in the EPO. As part of this effort, it is essential that data from other sources be collected to develop additional indicators. The purse-seine indicators alone are not sufficient to determine stock status for a species that may be impacted by different factors in different regions within the EPO. Obtaining reliable catch data for all fisheries catching silky sharks in the EPO, indices of abundance for other fisheries (*e.g.*, longline fisheries, which take the majority of the catch), and composition data, is vital. To date, no target or limit reference points or harvest control rules have been developed for the silky shark. While the current data shortcomings persist, management strategy evaluation (MSE) work to simulation-test and identify the reference points and harvest control rules that will achieve the conservation goals for the EPO should be conducted.

Given the spatial differences in the purse-seine indices noted above, and the possibility of environmental effects, future work on standardized trends from the purse-seine fishery data will include incorporating more environmental predictors into the GAMs used for standardization and development of an area-weighted index. Unconditional variance estimates for the indices will also be developed.

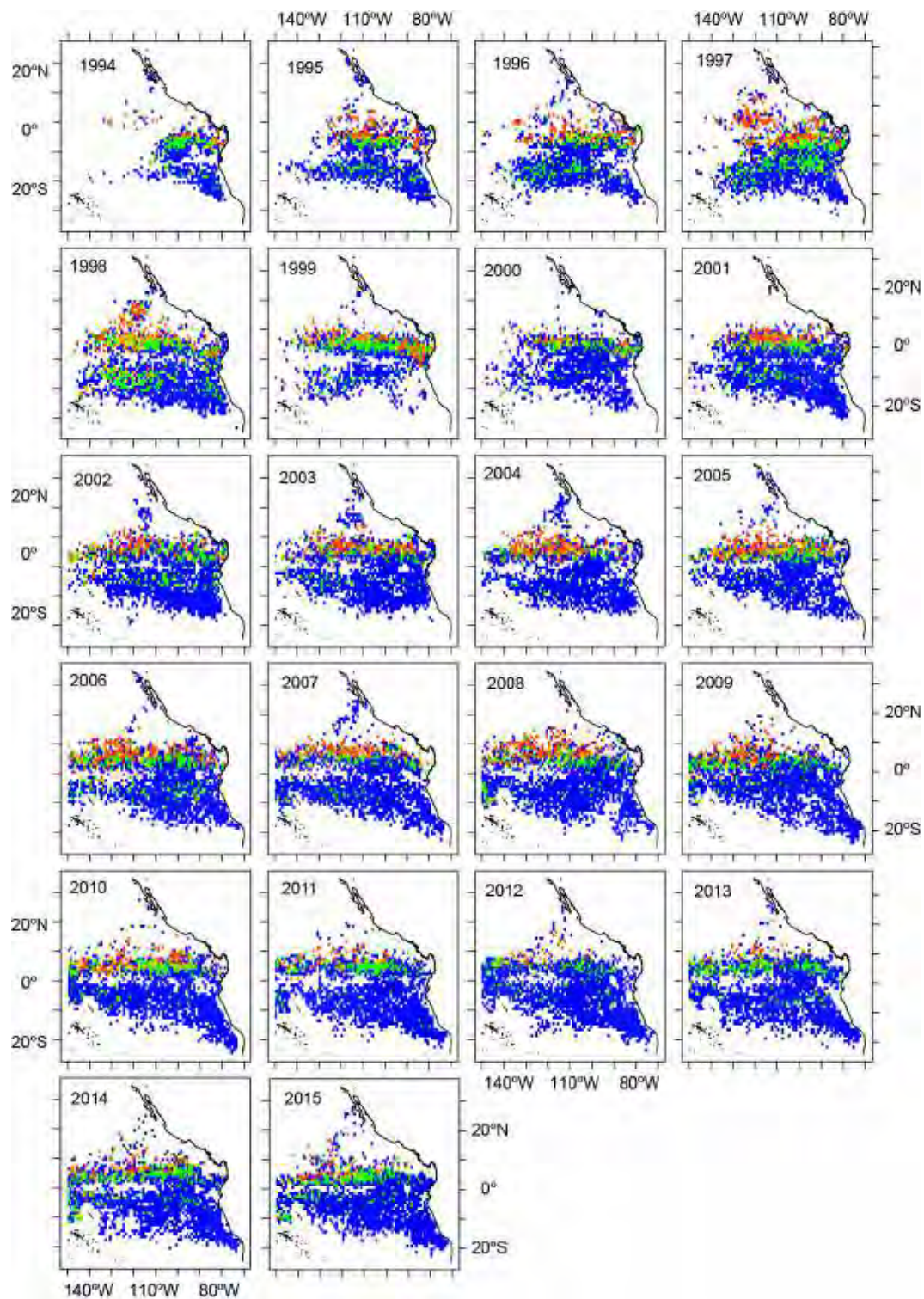


FIGURE 1a. Average bycatch per set in floating-object sets, in numbers, of small (< 90 cm total length) silky sharks, 1994-2015. Blue: 0 sharks per set, green: ≤ 1 shark per set; yellow: 1-2 sharks per set; red: > 2 sharks per set.

FIGURA 1a. Captura incidental media por lance en lances sobre objetos flotantes, en número, de tiburones sedosos pequeños (< 90 cm de talla total), 1994-2015. Azul: 0 tiburones por lance, verde: ≤ 1 tiburones por lance; amarillo: 1-2 tiburones por lance; rojo: > 2 tiburones por lance.

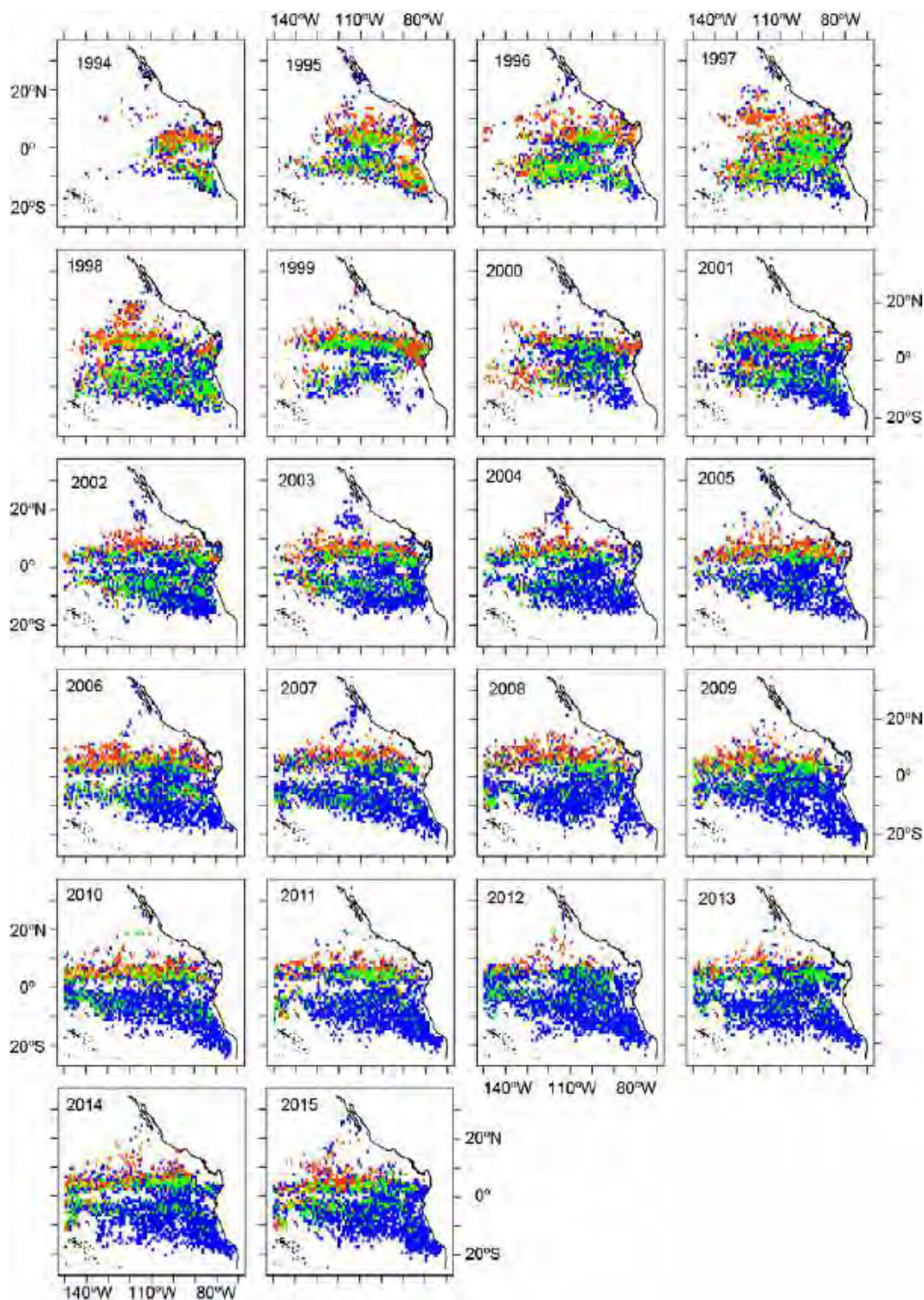


FIGURE 1b. Average bycatch per set in floating-object sets, in numbers, of medium (90-150 cm total length) silky sharks, 1994-2015. Blue: 0 sharks per set, green: ≤ 1 shark per set; yellow: 1-2 sharks per set; red: > 2 sharks per set.

FIGURA 1b. Captura incidental media por lance en lances sobre objetos flotantes, en número, de tiburones sedosos medianos (90-150 cm de talla total), 1994-2015. Azul: 0 tiburones por lance, verde: ≤ 1 tiburones por lance; amarillo: 1-2 tiburones por lance; rojo: > 2 tiburones por lance.

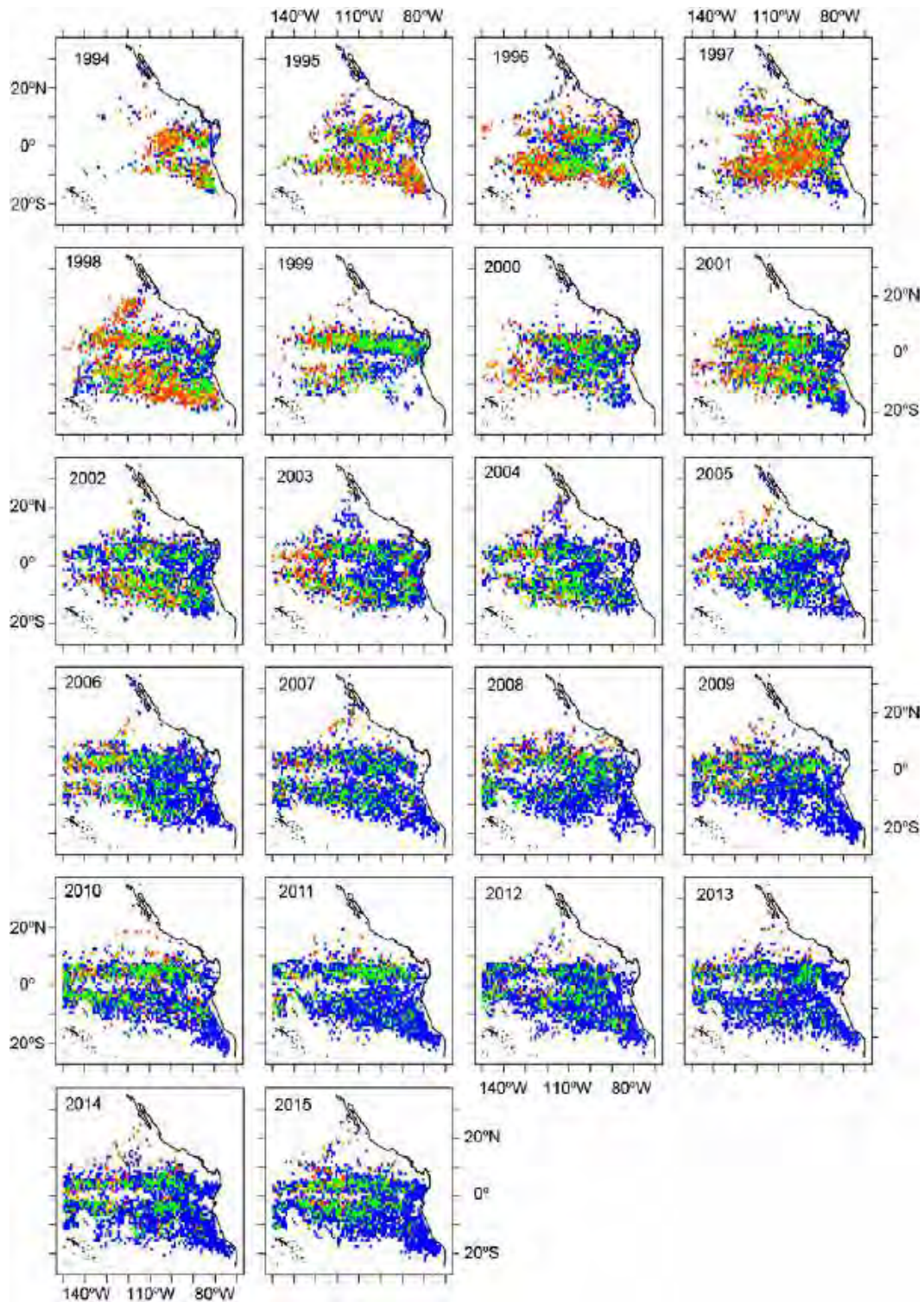


FIGURE 1c. Average bycatch per set in floating-object sets, in numbers, of large (> 150 cm total length) silky sharks, 1994-2015. Blue: 0 sharks per set, green: ≤ 1 shark per set; yellow: 1-2 sharks per set; red: > 2 sharks per set.

FIGURA 1c. Captura incidental media por lance en lances sobre objetos flotantes, en número, de tiburones sedosos grandes (> 150 cm de talla total), 1994-2015. Azul: 0 tiburones por lance, verde: ≤ 1 tiburones por lance; amarillo: 1-2 tiburones por lance; rojo: > 2 tiburones por lance.

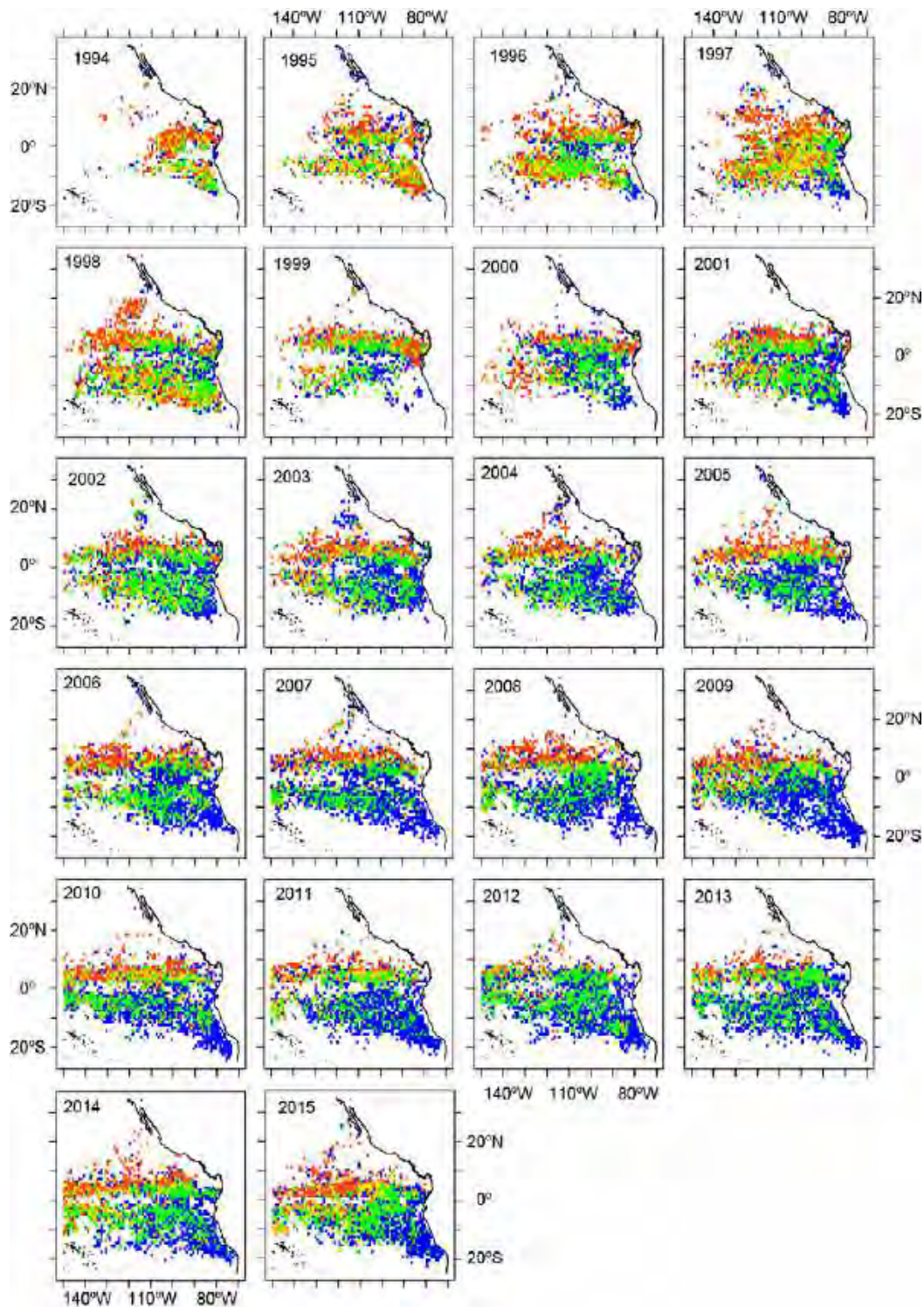


FIGURE 1d. Average bycatch per set in floating-object sets, in numbers, of all silky sharks, 1994-2015. Blue: 0 sharks per set, green: ≤ 2 shark per set; yellow: 2-5 sharks per set; red: > 5 sharks per set.

FIGURA 1d. Captura incidental media por lance en lances sobre objetos flotantes, en número, de todos tiburones sedosos, 1994-2015. Azul: 0 tiburones por lance, verde: ≤ 2 tiburones por lance; amarillo: 2-5 tiburones por lance; rojo: > 5 tiburones por lance.

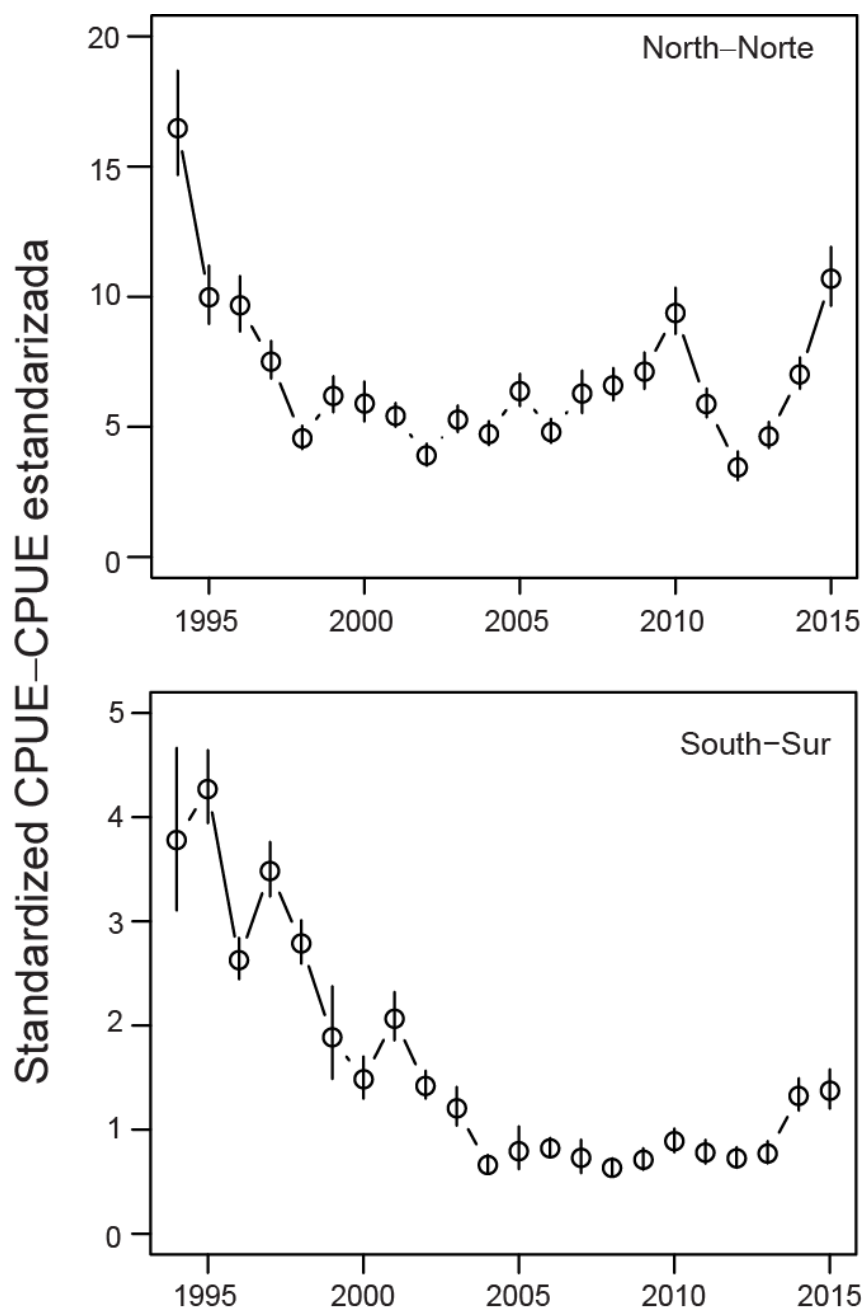


FIGURE 2. Standardized catch-per-unit-effort (CPUE, in number of sharks per set) of all silky sharks in floating-object sets for northern (top) and southern (bottom) EPO stocks.

FIGURA 2. Captura por unidad de esfuerzo (CPUE, en número de tiburones por lance) estandarizada de todos los tiburones en lances sobre objetos flotantes de las poblaciones del OPO del norte (arriba) y sur (abajo).

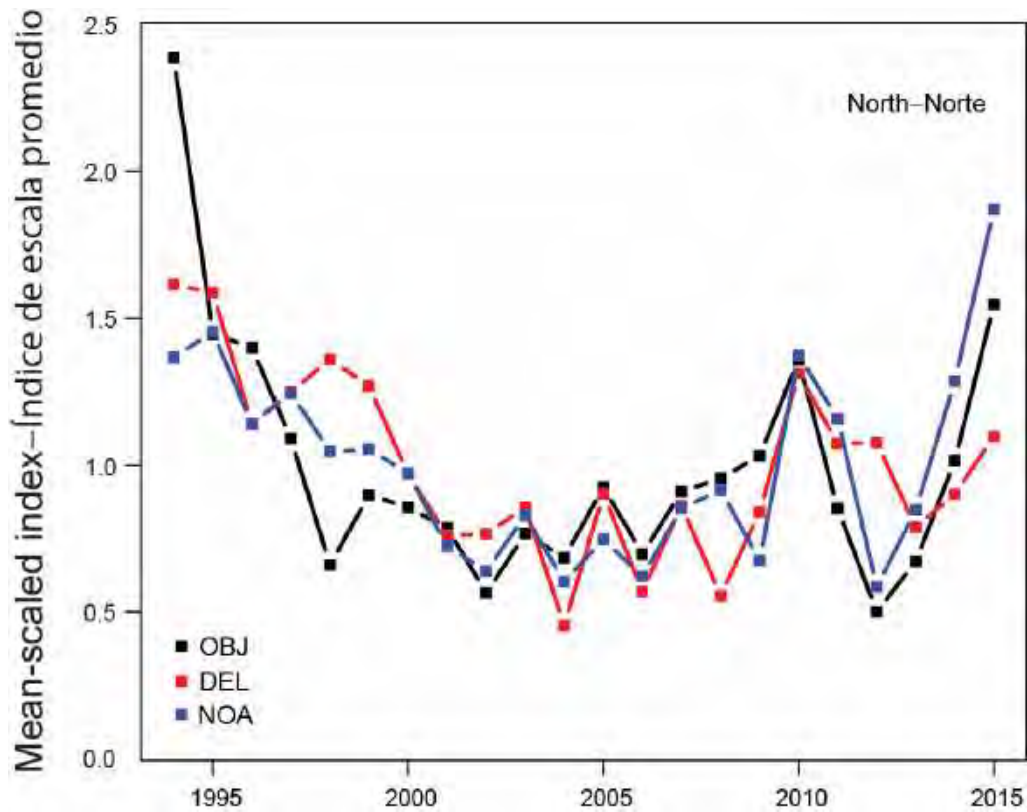


FIGURE 3. Comparison of stock status indicators (SSIs) for the northern silky shark produced for different purse-seine set types (floating-object (OBJ), dolphin (DEL), unassociated (NOA)).

FIGURA 3. Comparación de indicadores de condición de población (SSI) para el tiburón sedoso del norte producidos para distintos tipos de lance cerquero (objeto flotante (OBJ), delfín (DEL), no asociado (NOA)).

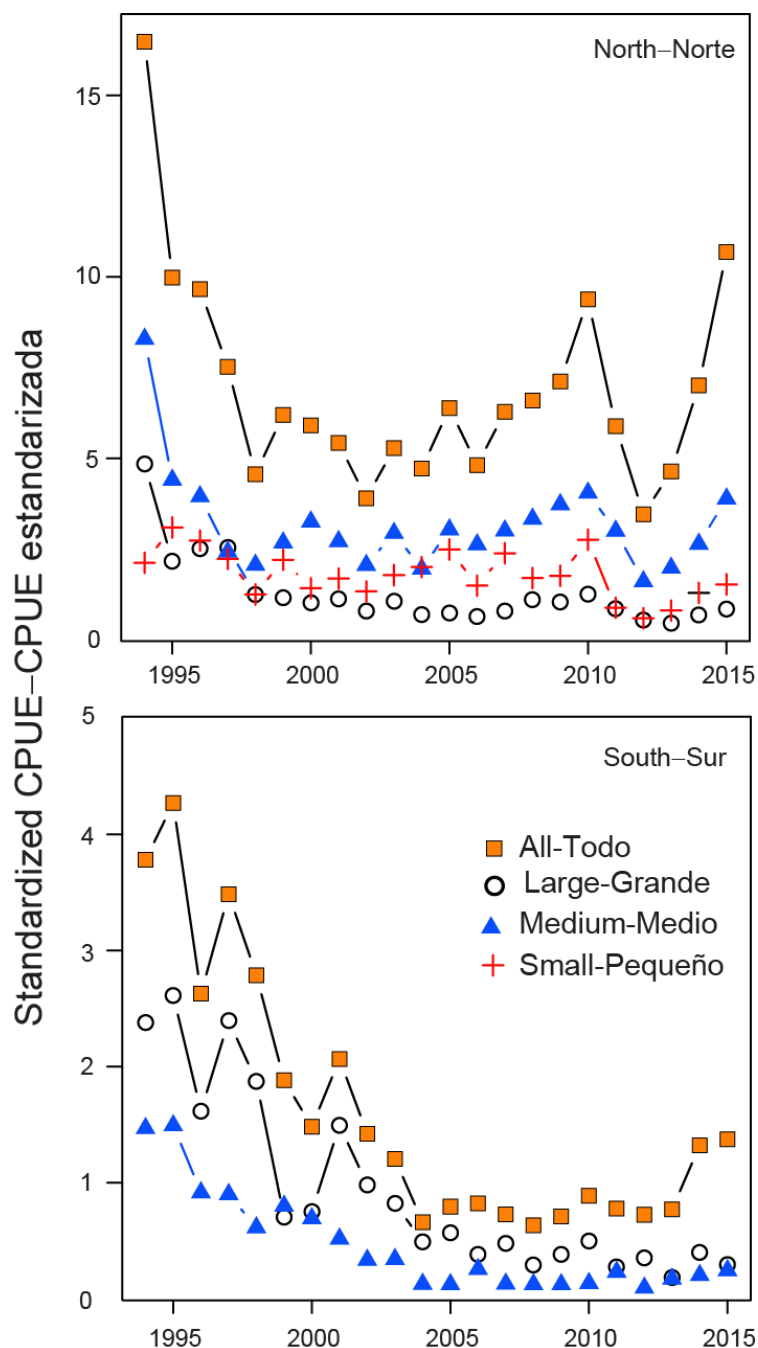


FIGURE 4a. Standardized catch-per-unit-effort (CPUE; in numbers of sharks per set) in sets on floating objects (OBJ) of silky sharks of different size classes (small, medium, large) and all silky sharks for northern (top) and southern (bottom) EPO stocks. No index was computed for small silky sharks in the south due to model instability caused by the low levels of bycatch in recent years; see Figure 1a.

FIGURA 4a. Captura por unidad de esfuerzo (CPUE, en número de tiburones por lance) estandarizada en lances sobre objetos flotantes (OBJ) de tiburones sedosos de distintas clases de talla (pequeño, mediano, grande) y todos los tiburones sedosos correspondiente a las poblaciones del norte (arriba) y sur (abajo) en el OPO. No se computó un índice para los tiburones sedosos pequeños en el sur debido a la inestabilidad del modelo causada por los bajos niveles de captura incidental en los años recientes (Figura 1a).

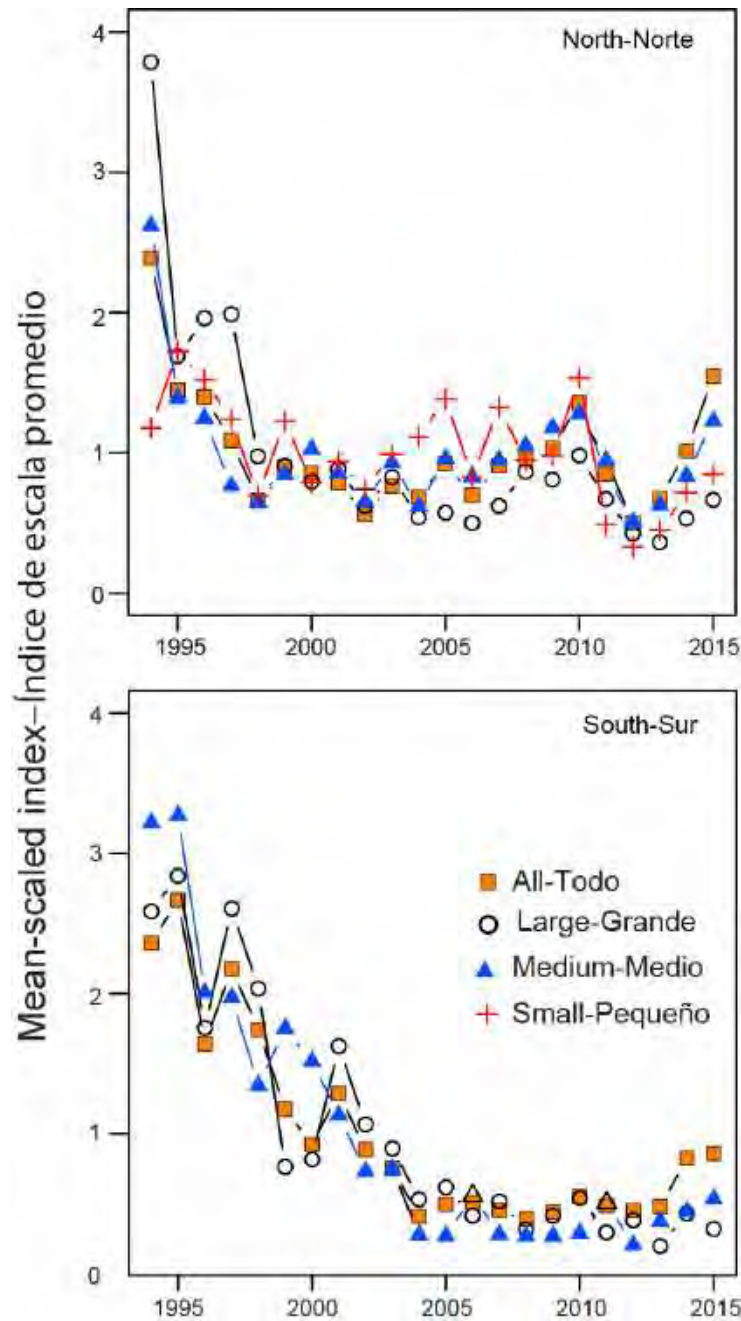


FIGURE 4b. Mean-scaled standardized catch-per-unit-effort in floating-object sets (CPUE-OBJ) (from Figure 3a) for silky sharks of different size classes (small, medium, large) and all silky sharks for the northern (top) and southern (bottom) EPO stocks. No index was computed for small silky sharks in the south due to model instability caused by the low levels of bycatch in recent years (Figure 1a).

FIGURA 4b. Captura por unidad de esfuerzo estandarizada en lances sobre objetos flotantes (CPUE-OBJ) en escala al promedio de tiburones sedosos de distintas clases de talla (pequeño, mediano, grande) y todos los tiburones sedosos correspondiente a las poblaciones del norte (arriba) y sur (abajo) en el OPO. No se computó un índice para los tiburones sedosos pequeños en el sur debido a la inestabilidad del modelo causada por los bajos niveles de captura incidental en los años recientes (Figura 1a).

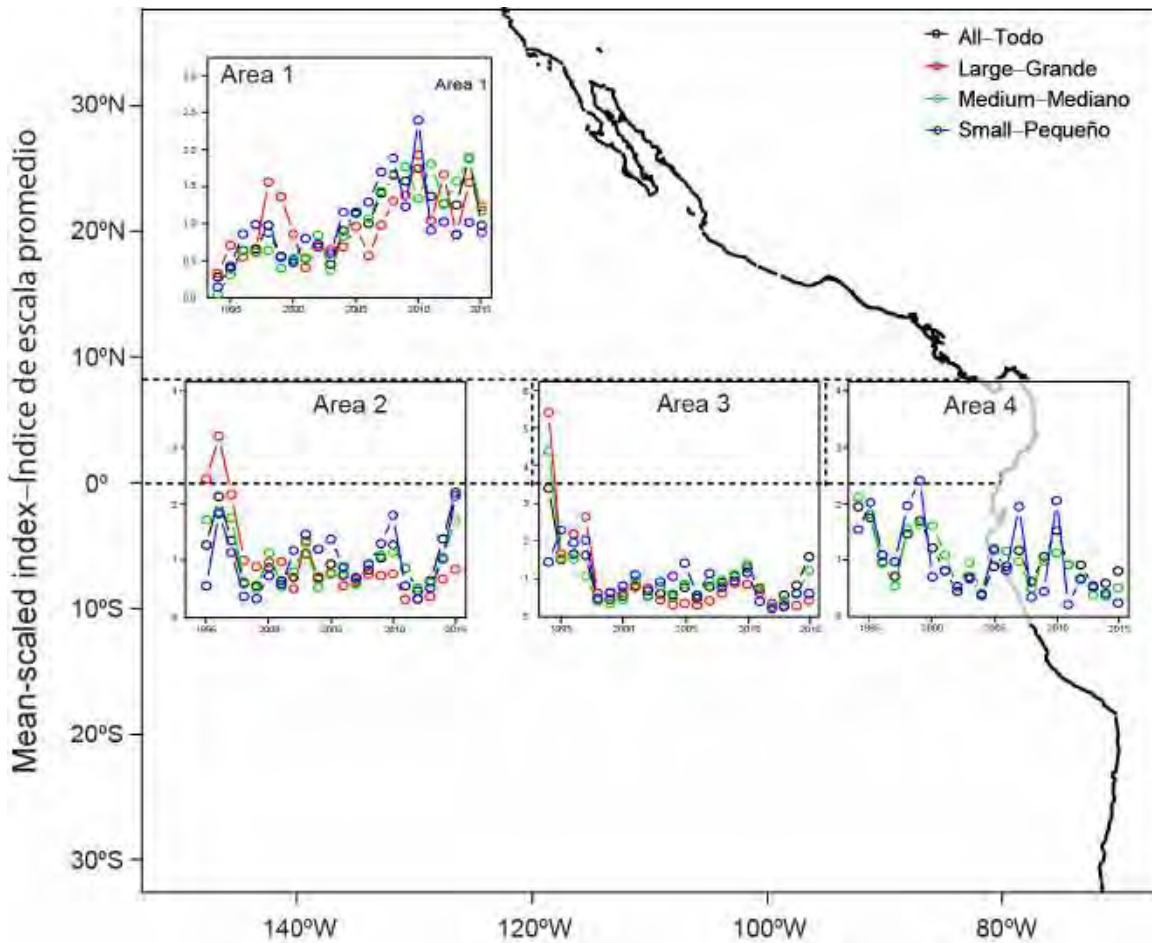


FIGURE 5. Mean-scaled standardized CPUE for silky sharks in the north, by sub-area. The black horizontal dashed lines show the locations of the four sub-areas: Area 1 (north of 8°N); Area 2 (0°-8°N and 120°-150°W); Area 3 (0°-8°N and 95°-130°W), and Area 4 (0°-8°N, from the coast to 95°W). A trend was not computed for large sharks in Area 4 because of model instability.

FIGURA 5. CPUE estandarizada en escala al promedio de tiburones sedosos en el norte, por subárea. Las líneas de trazos negras horizontales indican la posición de las cuatro subáreas: Área 1 (al norte de 8°N); Área 2 (0°-8°N y 120°-150°O); Área 3 (0°-8°N 95°-130°O), y Área 4 (0°-8°N, desde la costa hasta 95°O). No se computó una tendencia para los tiburones grandes en el Área 4 debido a inestabilidad en el modelo.

INDICADORES DE CONDICIÓN DE POBLACIÓN ACTUALIZADOS PARA EL TIBURÓN SEDOSO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL (1994-2015)

Cleridy Lennert-Cody, Alexandre Aires-da-Silva, Mark N. Maunder, Marlon H. Román

ÍNDICE

1.	Resumen	331
2.	Antecedentes	331
3.	Datos y métodos.....	331
4.	Tendencias actualizadas.....	332
5.	Trabajo futuro	333

1. RESUMEN

Se actualizaron los índices cerqueros para el tiburón sedoso con datos de 2015. El índice para todos los tiburones sedosos en el área norte señala un aumento en 2015 con respecto a 2014, pero el índice para todos los tiburones sedosos en el área sur permanece en el nivel de 2014. Este aumento en el índice en el área norte podría ser en parte resultado de cambios en la disponibilidad, más que la abundancia, debido a condiciones fuertes de El Niño. Las diferencias entre las tendencias computadas para subáreas en el norte sugieren que la reciente tendencia creciente general en el norte podría reflejar una integración de procesos espacialmente separados, incluido el efecto de presión de pesca cerca de la costa, y desplazamientos condicionados por el medio ambiente de individuos al Océano Pacífico oriental (OPO) tropical desde el oeste. El personal de la CIAT no considera que las recientes tendencias más optimistas sean suficientemente fuertes para compensar la urgente necesidad de acciones precautorias de ordenación, y reitera sus recomendaciones previas. Es crítico que se mejore la recolección de datos de la pesca tiburonera en el OPO para que se puedan desarrollar evaluaciones convencionales de las poblaciones y/o otros indicadores de condición de población y publicar los resultados para informar la ordenación del tiburón sedoso y otras especies de tiburones.

2. ANTECEDENTES

Un intento por el personal de la CIAT en 2013 de evaluar la condición del tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*) en el OPO, usando modelos convencionales de evaluación de poblaciones, se vio gravemente perjudicado por incertidumbres importantes en los datos de la pesca, principalmente con respecto a los niveles totales de captura en los años tempranos de todas las pesquerías que operan en el OPO y capturaron tiburones sedosos (documento [SAC-05 INF-F](#)). Aunque este intento de evaluación produjo una cantidad sustancial de información nueva sobre el tiburón sedoso en el OPO (por ejemplo, magnitud absoluta y relativa de la captura de diferentes pesquerías, y sus selectividades), la escala absoluta de las tendencias poblacionales y las cantidades de ordenación derivadas fueron perjudicadas. Ya que una evaluación convencional de la población no fue posible, en 2014 el personal propuso una serie de posibles indicadores de condición (o estabilidad) de población (*stock status indicators*, SSI) que se podrían considerar para la ordenación del tiburón sedoso en el OPO (documento [SAC-05-11a](#)), y que incluían índices estandarizados de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de la pesquería de cerco. El presente documento actualiza los índices de CPUE cerquera con datos de 2015.

3. DATOS Y MÉTODOS

Se usaron datos recolectados por observadores de la CIAT a bordo de buques cerqueros de clase 6¹ para generar índices de abundancia relativa basados en CPUE para el tiburón sedoso. Los observadores registraron las

¹ Capacidad de acarreo > 363 t

capturas incidentales de tiburones sedosos por categoría de tamaño: pequeño (<90 cm de talla total (TT), mediano (90-150 cm TT), y grande (>150 cm TT)). Las capturas incidentales de tiburones sedosos ocurren predominantemente en lances sobre objetos flotantes (documento SAC-07-07b. *Consideraciones ecosistémicas*). En la [Figura 1](#) se presentan resúmenes anuales de datos espaciales de capturas de tiburones sedosos en lances sobre objetos flotantes, por categoría de tamaño del tiburón y para todos tiburones sedosos.

Se estimaron las tendencias de la CPUE en lances sobre objetos flotantes (CPUE-OBJ) usando modelos aditivos generalizados (MAG). Se usó un MAG binominal negativo con cero inflado para modelar los datos de captura incidental de lances sobre objetos flotantes debido a la presencia de muchos ceros y también grandes cantidades de captura incidental. Los predictores usados en este modelo fueron: año (factor); términos suavizados para latitud, longitud, hora de lance, y día del año (para capturar patrones estacionales); y términos lineales para profundidad de la red de cerco, profundidad el objeto flotante, temperatura superficial del mar, logaritmo natural de la captura de atún, y dos sustitutos de densidad local de objetos flotantes. Se computaron las tendencias por categoría de tamaño del tiburón y para todos tiburones, usando el método de dependencia parcial, que produce un índice ponderado por datos. Se calcularon intervalos de confianza aproximados de 95% para las tendencias de todos tiburones mediante un remuestreo de la distribución posterior de los coeficientes estimados del MAG, suponiendo parámetros de escala y suavizantes conocidos. Al igual que en años previos, se calcularon las tendencias del OPO para dos áreas, al norte y al sur de la línea ecuatorial.

4. TENDENCIAS ACTUALIZADAS

En el caso del área norte, el índice CPUE-OBJ presenta una disminución brusca inicial durante 1994-1998, seguida por un periodo de estabilidad relativa en un nivel bajo (1999-2009), luego un aumento brusco de 2009 a 2010, una disminución brusca desde 2010 hasta 2012, y de nuevo un aumento brusco desde 2013 hasta 2015 inclusive ([Figura 2](#)). El aumento de la variabilidad del índice en los últimos años podría ser en parte resultado de cambios en la disponibilidad, más que en la abundancia, causados por efectos ambientales asociados con los eventos de El Niño en 2010 y 2015 y de La Niña en 2011-2012. Sin embargo, eventos este tipo en años previos no han provocado un nivel similar de variabilidad en el índice general; en particular, no es aparente un aumento en este índice alrededor de 1998, a pesar de condiciones fuertes de El Niño. A pesar de esto, la tendencia CPUE-OBJ en el área norte concuerda con los índices de presencia/ausencia estandarizados para todos tiburones en el área norte (obtenidos usando MAG logísticos) para lances sobre delfines y lances no asociados ([Figura 3](#)).

Las tendencias de las tres categorías de tamaño de tiburones sedosos en el área norte ([Figura 4a](#)) son generalmente similares a la tendencia para todos tiburones en el área norte ([Figura 2](#)). Los cambios interanuales en el índice de tiburones pequeños no han sido siempre iguales a aquellos de los índices de tiburones medianos y grandes ([Figura 4b](#)). Esto sería tal vez de esperar si la categoría de tiburón pequeño representa el reclutamiento (edades 0 y 1). Desde aproximadamente 2009, sin embargo, los cambios interanuales del índice de tiburones pequeños han seguido más estrechamente las tendencias de los tiburones medianos y grandes ([Figura 4b](#)). Aumentos en una categoría de tamaño pueden resultar únicamente de reclutamiento o de crecimiento de una categoría a la próxima. Por lo tanto, cualquier aumento de la abundancia debería ocurrir primero en la categorías de tamaño más pequeñas, como reclutamiento, y entonces propagarse a las categorías de mayor tamaño. Sin embargo, ya que todas las categorías suelen aumentar al mismo tiempo, el aumento del índice debe ser debido a desplazamiento de fuera del área o aumentos de la capturabilidad. Ambos podrían estar relacionados con condiciones ambientales, y podrían también ser la causa de disminuciones en el índice.

Tendencias computadas por subárea dentro del OPO norte sugieren que los aumentos generales recientes ([Figuras 2 y 4](#)) podrían ser afectados por datos de la región ecuatorial más lejana de la costa (Área 2, [Figura 5](#)). Los índices actualizados no señalan ningún aumento en 2015 en el área del extremo norte (Área 1, [Figura 5](#)) y no ocurrió ningún aumento en 2015 en el índice de tiburones pequeños en el área costera (Área 4, [Figura 5](#)). Por contraste, en las áreas ecuatoriales más lejanas de la costa (Áreas 2-3, [Figura 5](#)), los índices actualizados señalan un aumento para todas las categorías de tamaño en

2015. Por lo tanto, las tendencias recientes crecientes generales en el OPO norte podrían reflejar una integración de procesos espacialmente separados, incluido el efecto de presión de pesca cerca de la costa, y la llegada de individuos del oeste, tal vez como resultado de cambios ambientales recientes.

En el caso del área del sur, el indicador CPUE-OBJ señala una disminución brusca durante 1994-2004, seguida por un periodo de estabilidad en niveles mucho más bajos hasta 2013, y luego un pequeño aumento en 2014, con poco cambio en 2015 ([Figura 2](#)). Las tendencias de los tiburones medianos y grandes muestran un patrón generalmente similar ([Figura 4](#)). La falta de aumento en el índice de todos tiburones en 2015 parece ser debida al menos en parte a una disminución en el índice de tiburones grandes en 2015. No se calcularon tendencias por subárea y para otros tipos de lance en el área sur debido a los bajos niveles de captura incidental de tiburones sedosos ([Figura 1](#)). En particular, hubo muy pocos tiburones sedosos pequeños en la captura incidental en el área sur ([Figura 1a](#)). Estos niveles muy bajos de captura incidental podrían ser debidos a una falta de reclutamiento en el área sur. No queda claro de dónde provienen los reclutas al área sur; las posibilidades incluyen desplazamiento de animales a esa área del norte o del oeste.

5. TRABAJO FUTURO

Con respecto a investigaciones futuras sobre los SSI para el tiburón sedoso en el OPO, se debería priorizar la mejora de la recolección de datos de la pesca tiburonera en el OPO. Como parte de este esfuerzo, es esencial que se obtengan datos de otras fuentes para desarrollar indicadores adicionales. Los indicadores de cerco por sí mismos no son suficientes para determinar la condición de la población de una especie que podría ser afectada por diferentes factores en diferentes regiones dentro del OPO. Es imprescindible obtener datos de captura fiables para todas las pesquerías que capturan tiburones sedosos en el OPO, índices de abundancia para otras pesquerías (por ejemplo, las pesquerías palangreras, que toman la mayor parte de la captura), y datos de composición. Hasta la fecha, no se han desarrollado puntos de referencia objetivo o límite ni reglas de control de extracción para el tiburón sedoso. Mientras persistan las insuficiencias actuales con respecto a datos, se debería realizar trabajo de evaluación de estrategia de ordenación (EEO) para probar mediante simulaciones e identificar los puntos de referencia y reglas de control de extracción que lograrán las metas de conservación para el OPO.

En vista de las diferencias espaciales en los índices cerqueros antes comentados, y la posibilidad de efectos ambientales, el trabajo futuro sobre tendencias estandarizadas de los datos de la pesquería de cerco incluirá la incorporación de más predictores ambientales en los MAG usados para la estandarización y desarrollo de un índice ponderado por área. Se desarrollarán también estimaciones de la varianza incondicional para los índices.

PRELIMINARY EVALUATION OF SEVERAL OPTIONS FOR REDUCING BIGEYE TUNA CATCHES

Cleridy E. Lennert-Cody, Mark N. Maunder, Alex Aires-da-Silva, Marlon H. Román, and Vardis M. Tsontos¹

CONTENTS

Preliminary evaluation of several options for reducing bigeye tuna catches.....	334
Summary	334
1. Background.....	334
2. Identifying areas of high bigeye catch	335
3. Environmental and gear effects of the probability of catching bigeye	336
References.....	337
Appendix.....	346

SUMMARY

The current management measures for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean (EPO) include, in addition to the 62-day general closures of the purse-seine fishery, a 30-day closure of a relatively small area of the EPO west of the Galapagos Islands, known informally as the “*corralito*”, from the end of September to the end of October. However, there is the perception that additional management measures may be needed. This document presents the results of an analysis of areas of high catches of bigeye during 2001-2015, using data from floating-object sets by IATTC size Class-6² purse-seine vessels. The results of this analysis were used in a simulation to explore the potential of spatial closures to reduce catches of bigeye in the purse-seine fishery. The simulation results suggest that an annual closure of the equatorial EPO west of 120°W could potentially yield greater reductions in catch of bigeye than losses of catch of skipjack tuna. Future work should include optimization of the closure area boundaries and more realistic simulations of effort reallocation.

Also presented in this document is an update of analyses of the effect of environmental factors and gear characteristics on the probability of catching bigeye in floating-object sets by large purse-seine vessels, using data from 2012-2013. The results of this analysis are consistent with previous studies, and indicate that the location of fishing and environmental factors may have a greater effect than gear characteristics on the probability of catching bigeye. However, also consistent with previous studies, this analysis found that the probability of catching bigeye was greater with deeper purse-seine nets and with floating objects with greater underwater depth; an updated analysis of spatial patterns in these gear effects has not yet been done. Weekly environmental data for 2014 were used to illustrate the possibility of forecasting areas with high probability of bigeye catches in near real-time. The weekly forecasts show temporal changes in the areas with the highest estimated probability of bigeye catch, within a fairly stationary offshore region of the EPO. Future work should include validation of the forecasting results.

1. BACKGROUND

Recent increases in the number of sets on floating-objects by both small and large purse-seine vessels (Document [SAC-07-07f\(i\)](#)), and an increase in purse-seine fleet capacity ([SAC-07-08](#)), have prompted the need for further research on options to reduce catches of bigeye in the purse-seine fishery. Previous studies of time-area closures (Shelton and Suter 2007), which were based on data from 1995-2002, found that time-area closures alone were unlikely to provide a significant reduction in bigeye catch without also substantially impacting catches of skipjack. A seasonal closure of an area west of Galapagos (the

¹ Jet Propulsion Laboratory, California Institute of Technology, 4800 Oak Grove Drive, Pasadena, CA 91109, USA

² Carrying capacity > 363 t

“corralito”) to reduce catches of bigeye was first proposed in 2008 (Document IATTC-77-04 REV), but this closure is estimated to have had little impact (Document SAC-05-16). Using floating-object set data from 2001-2005, a study of the effect of gear characteristics on the probability of catching bigeye (Lennert-Cody *et al.* 2008) found that in some areas of the EPO it was more likely that bigeye would be caught when fishing with deeper purse-seine nets and when using floating-objects with greater underwater depths.

This document presents an analysis of the areas of high bigeye catch, using purse-seine data from 2001-2015. The results of the analysis are used in a simple spatial closure simulation to evaluate the potential for bigeye catch reduction. In addition, an update of the analysis of the effects of environmental factors and gear characteristics on the probability of bigeye catch is presented. The results of this analysis were used to illustrate weekly forecasting of the spatial distribution of the probability of catching bigeye.

2. IDENTIFYING AREAS OF HIGH BIGEYE CATCH

2.1. Data and methods

Generalized additive models (GAMs) were used to summarize the spatial distribution of bigeye catch in floating-object sets by Class-6 purse-seine vessels during 2001-2015. Because of a high percentage of sets with no catch of bigeye (50%) during this time period, a delta-Gamma GAM was used. A logit link was used for the model of the presence/absence of bigeye catch, and a Gamma distribution with log link for the model of catch-per-set of bigeye (catch = retained catch plus discards). For both the logistic and the Gamma GAMs, the right-hand side of the models had the following form:

$$\sim \text{te}(\text{latitude, longitude, by=ENSO category}) + \text{s}(\text{month, by=ENSO category})$$

where “te” indicates a tensor product smooth, and the smooth term for month was based on a cyclic cubic spline. The “by” parameter indicates that both smooth terms included an interaction with ENSO (El Niño-Southern Oscillation) period: El Niño (2003, 2007, 2010, 2015), La Niña (2008, 2011-2012), and ENSO-neutral (2001-2002, 2004-2006, 2009, 2013-2014) (ENSO information was obtained from <https://www.esrl.noaa.gov/>).

2.2. Defining high-catch areas

To define high-catch areas based on the fitted GAMs, both presence/absence of bigeye and catch-per-set were predicted on a 1° spatial grid for April and September, for each of the three ENSO categories. The months of April and September were selected because these represent roughly the high and low months, respectively, of the predicted seasonal signal (Figure 1).

Maps of the estimated probability of catch of bigeye and catch-per-set (positives) were used to define three high-catch areas (Figure 2), based on the occurrence of high probabilities of catch and/or high catch rates in both months and all three ENSO periods. The three areas (Figure 2) were: 1) 5°S to the equator, 95°W-110°W (which overlaps with the *corralito*); 2) 5°S-5°N, and 120°W-150°W; and, 3) south of 15°S.

2.3. Preliminary evaluation of the potential of spatial closures

A simulation was implemented to determine if the high-catch areas identified by the GAMs (Figure 2) might result in a reduction in the overall purse-seine catch of bigeye if closed for a calendar year. The IATTC Catch-and-Effort data base for Class 1-6 purse-seine vessels was used for the simulation. For all 7 combinations of the three areas (1; 2; 3; 1 and 2; 1 and 3; 2 and 3; 1, 2, and 3), the following effort reallocation scenario was implemented for floating-object sets and unassociated sets (dolphin sets were excluded from the simulation because they rarely catch bigeye (Document SAC-07-03a)), by year, 2001-2015:

- The number of sets inside the closed area(s) was reallocated outside to 5° areas and set types (floating-object or unassociated) based on the effort composition of those 5° areas outside the closed area(s);
- Simulated tuna catch amounts, by species (bigeye, yellowfin, skipjack) and set type, for the reallocated sets were estimated from catch-per-set in each 5° area outside the closed area(s) (see Appendix for details);

- c. The estimated purse-seine fleet catch for a given closed area(s) scenario, for each year, was the sum of the actual catch outside the closed area(s), plus the estimated catch from the reallocated sets;
- d. The estimated annual effect of each of the 7 candidate closures was obtained by computing the difference between the actual total catch, by species and set type, and the estimated catch. The annual changes, in percent, for 2001-2015, were summarized with box-and-whisker plots, by species and set type, and by species.

Of the three areas, the results of the simulation suggest that a single-area closure based on the western-most area (Area 2) may have the potential for the greatest reductions of bigeye catch while limiting the impact on catches of skipjack ([Figures 3-4](#)). Combinations of closed areas, especially those that included Area 2, resulted in greater reductions in bigeye catch, but also greater reductions in the catch of skipjack ([Figure 4a](#)).

The reallocation method used in this simulation could be modified to reflect more complex fleet behavior. For example, the reallocation of sets from the closed area(s) might be done by vessel, according to each vessel's individual fishing habits. More complex reallocation schemes could be considered in the future.

Ideally, the candidate closure areas would be selected to produce stable results over time, including minimizing variability in the catch reductions for each of the three species. The high-catch areas selected for the simulation presented in this document were chosen by eye from the GAM results, and from inspection of weekly forecast maps (see below). Optimization of the boundaries of these areas might provide improved performance in terms of reduction of bigeye catch while minimizing the loss of skipjack catch.

3. ENVIRONMENTAL AND GEAR EFFECTS OF THE PROBABILITY OF CATCHING BIGEYE

3.1. Data and methods

A random-forest (classification) algorithm was used to predict the presence/absence of bigeye catch (retained catch plus discards) in floating-object sets by Class-6 vessels, using data from 2012-2013. In total, 65 predictors were considered in the random forest algorithm: current, first-differenced, and lagged environmental information; latitude, longitude and month; and several gear characteristics. [Environmental data](#), roughly at a week-1° area resolution, were provided by the NASA Jet Propulsion Laboratory. Environmental data included: sea surface temperature (SST) and SST anomaly (SSTANOM), sea surface salinity (SSS), sea surface height (SSH), mixed layer depth (MLD), meridional (VVEL) and zonal (UVEL) velocities and velocity anomalies (VANOM and UANOM), probability of fronts, and wind speed (WNDSPD). From these data, first-differenced quantities were computed for SST, SSS, SSH, MLD and WNDSPD. In addition, lagged summaries (mean, standard deviation, and slope) were computed for lags of one and four months for all variables except probability of fronts, and UANOM and VANOM; lag periods were selected somewhat arbitrarily. Catch data were aggregated to the same resolution as the environmental data and a presence/absence response variable created (presence/absence of any catch in the week -1° area). Based on results of previous analyses (Lennert-Cody *et al.* 2008), four gear variables were included (as median values per week-1° area): purse-seine net depth, floating-object depth, the percentage of the floating-object covered with fouling organisms (a proxy for time at sea), and a proxy for local floating-object density. The purse-seine net depth is the hanging depth of the net (the actual fishing depth of the net was not available). The floating-object depth is the maximum depth of the floating-object below the water's surface (actual in-water depth was not available).

3.2. Results of predicting presence/absence of bigeye catch

The results of the random-forest analysis were generally consistent with previous studies of data from 2001-2005 (Lennert-Cody *et al.* 2008). Overall, set location and some environmental factors were more important for predicting presence of bigeye catch than any of the four gear characteristics ([Figure 5](#)), although correlation among predictors complicates the interpretation of variable importance. Of the four gear characteristics, net depth and floating-object depth were the most important for predicting the presence of

bigeye catches. The presence of bigeye in the catch was more likely with deeper nets and deeper floating objects ([Figure 6](#)); spatial patterns in these relationships have not yet been evaluated for this analysis, but were observed previously (Lennert-Cody *et al.* 2008). Interestingly, lagged quantities for some environmental variables were more important than the variable value at the current week ([Figure 5](#)). It has yet to be determined whether the importance of lagged environmental information is a repeatable result with data from other years. The misclassification error rates from the random forest algorithm were 21% (predicting presence) and 26% (predicting absence).

3.3. Weekly forecasts of the probability of bigeye catch

To illustrate weekly forecasting of the spatial distribution of the probability of catching bigeye, a random-forest algorithm (without gear variables) was used to generate maps of the predicted probability of catching bigeye tuna for each week in 2014. At the first step, the random-forest algorithm was built on the data from 2012-2013, and used to predict the spatial distribution of the probability of catching bigeye for the first week of 2014, using the environmental data from that week. This process was iterated for each week of 2014, where the two-year block of data used to build the random-forest algorithm were advanced by one week, and predictions were made with the environmental data of the current week.

The forecasting results ([Figure 7](#)) highlight the effects of temporal changes in the environment over the course of the year within a larger, fairly stationary offshore region with higher estimated probabilities of catching bigeye. If a regular procedure were in place to receive and process environmental data, these types of maps could be made available to fishermen on a near-real-time basis as an additional piece of information to help them reduce catches of bigeye. Weekly forecasts have not yet been compared to actual distributions; however, an evaluation of algorithm performance can be undertaken if weekly forecasting is considered useful for future research. In addition, an evaluation of the optimal data window for generating weekly predictions could be conducted; the example above used a two-year moving data window. An alternative would be to fix the data set that is used to generate the model. Also, other lags and summaries of lagged variables could be explored.

REFERENCES- REFERENCIAS

- Harley, S.J., Suter, J.M. 2007. The potential use of time-area closures to reduce catches of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the purse-seine fishery of the eastern Pacific Ocean. *Fishery Bulletin* 105: 49-61.
- Lennert-Cody, C.E., Roberts, J.J. and Stephenson, R.J. 2008. Effects of gear characteristics on the presence of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the catches of the purse-seine fishery of the eastern Pacific Ocean. *ICES Journal of Marine Science* 65: 970-978.

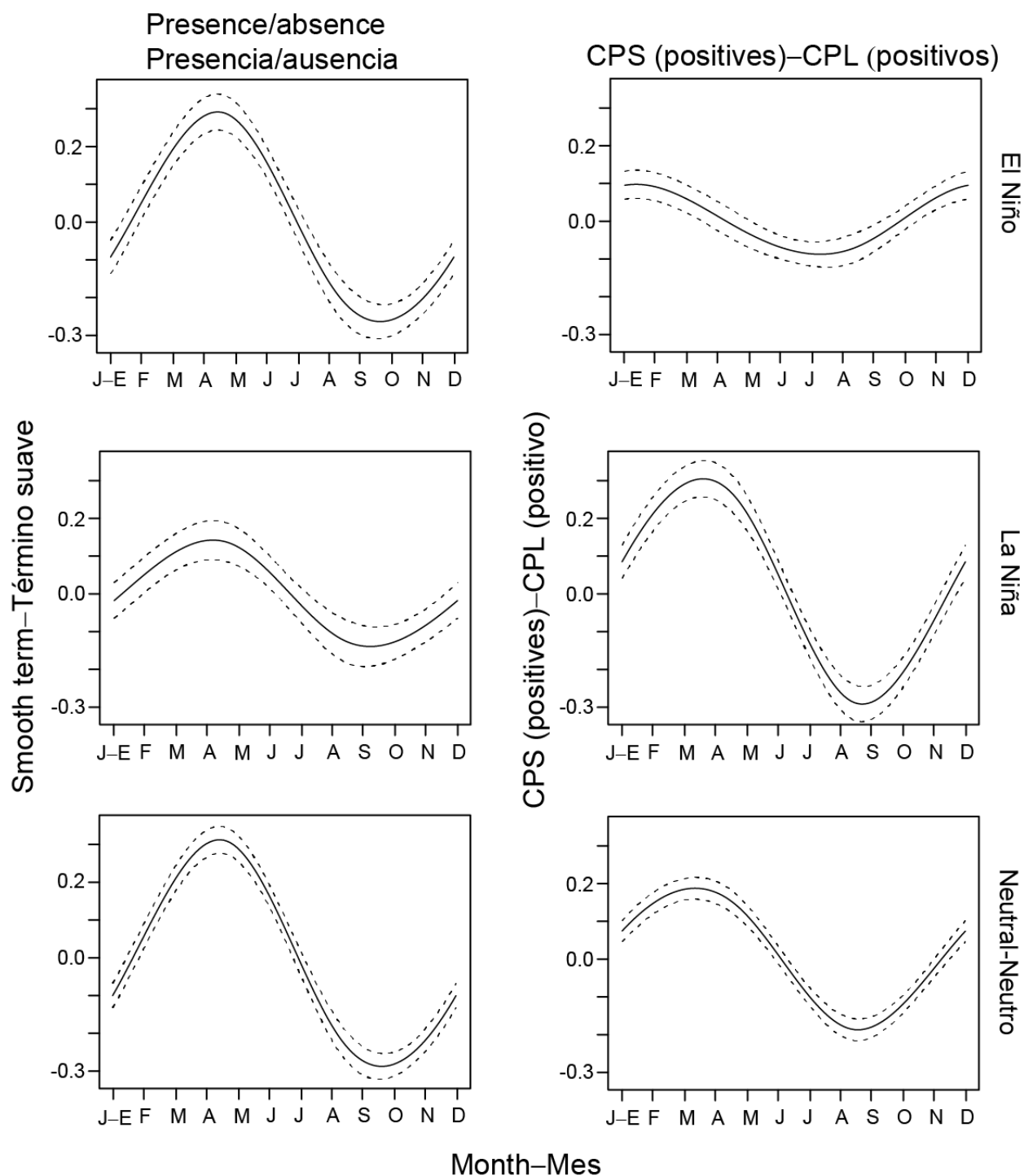


FIGURE 1. Smooth terms for month, by ENOS category, from the logistic GAM for presence/absence of bigeye tuna catch (left panels) and from Gamma GAM for catch-per-set (right panels).

FIGURA 1. Términos suaves de mes, por categoría de ENOS, del MAG logístico de presencia/ausencia de captura de atún patudo (paneles izquierdos) y del MAG gamma de captura por lance (paneles derechos).

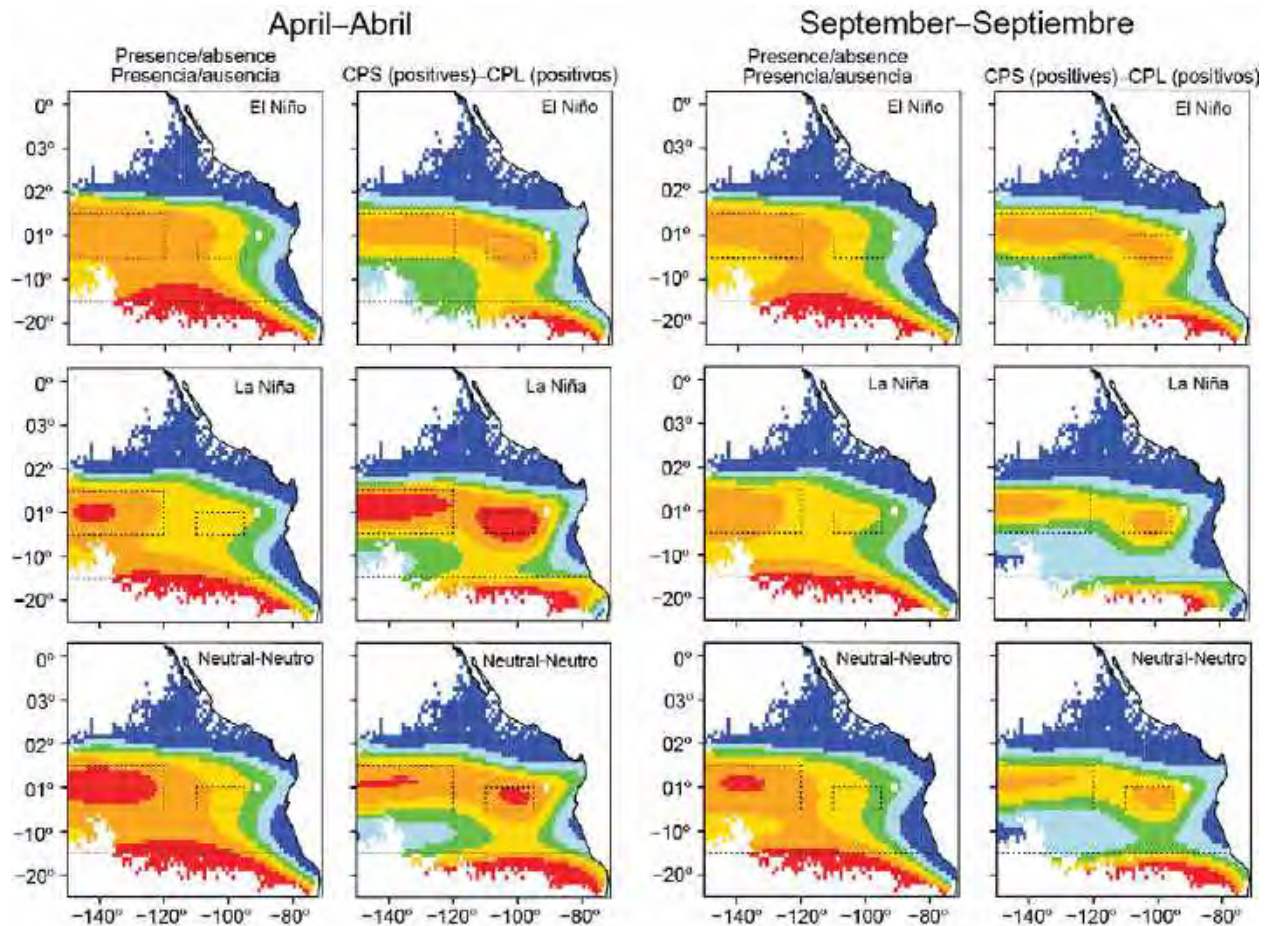


FIGURE 2. Maps of logistic and Gamma GAM predictions, for April and September, by ENOS category,. The areas delineated by dashed lines correspond to: 1) 150°W-120°W, 5°S-5°N; 2) 110°W-95°W, 5°S-0°; 3) south of 15°S. For the logistic GAM maps, the colors indicate the estimated probability of catching bigeye: dark blue: <0.1; light blue: 0.1-0.25; green: 0.25-0.50; yellow: 0.50-0.75; orange: 0.75-0.90; red: >0.90. For the Gamma GAM maps, the colors indicate the estimated bigeye catch-per-set, in metric tons (t): dark blue: < 5 t; light blue: 5-10 t; green: 10-14 t; yellow: 14-20 t; orange: 20-30 t; red: > 30 t.

FIGURA 2. Mapas de predicciones de MAG logístico y gamma, correspondientes a abril y septiembre, por categoría de ENOS. Las áreas delineadas con líneas de trazos corresponden a: 1) 150°O-120°O, 5°S-5°N; 2) 110°O-95°O, 5°S-0°; 3) al sur de 15°S. En los mapas de MAG logístico, los colores indican la probabilidad estimada de capturar patudo: azul oscuro: <0.1; azul claro: 0.1-0.25; verde: 0.25-0.50; amarillo: 0.50-0.75; naranja: 0.75-0.90; rojo: >0.90. En los mapas MAG gamma, los colores indican la captura por lance estimada de patudo, en toneladas (t): azul oscuro: < 5 t; azul claro: 5-10 t; verde: 10-14 t; amarillo: 14-20 t; naranja: 20-30 t; rojo: > 30 t.

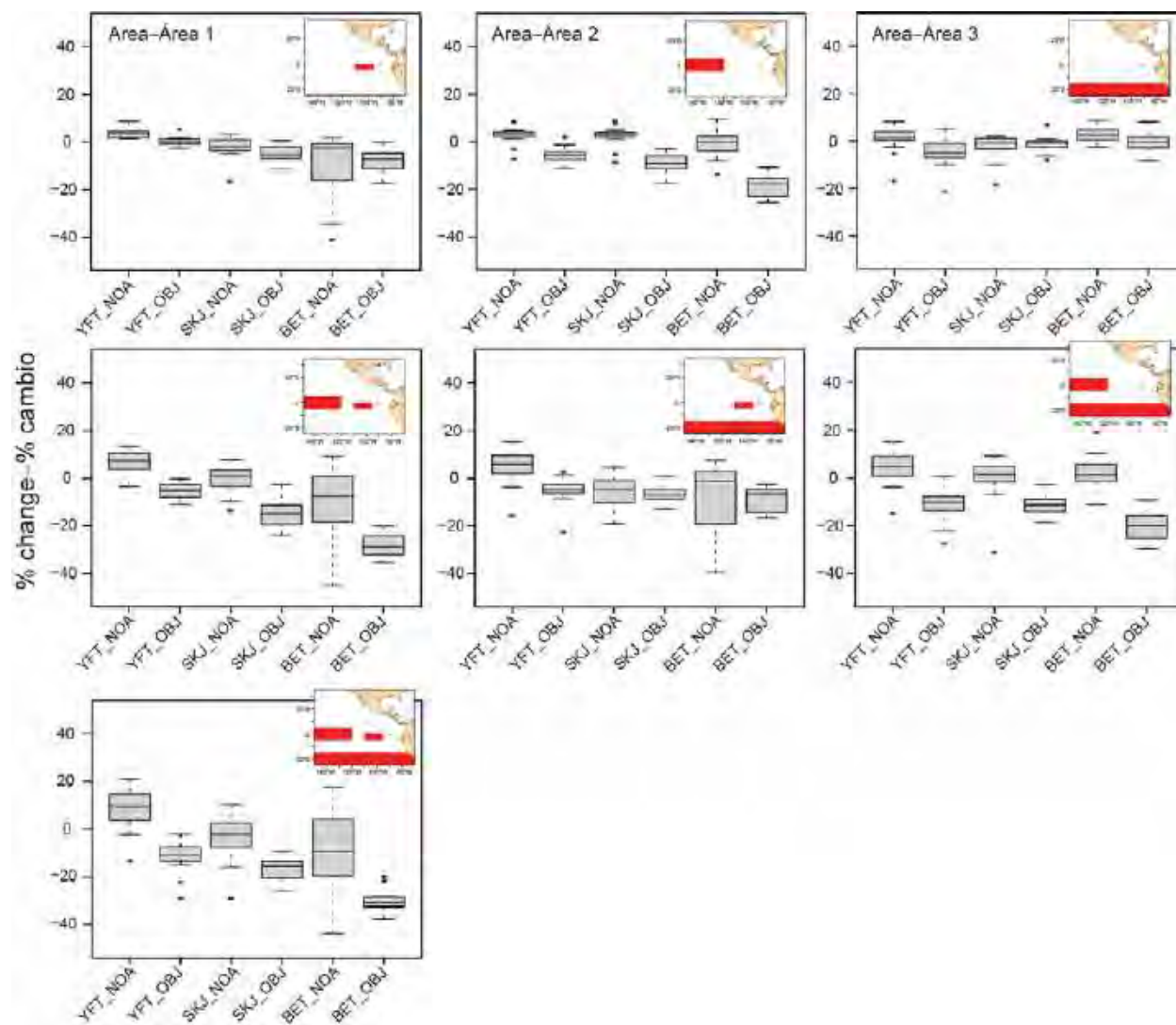


FIGURE 3. Box-and-whisker plots of the estimated percent change in total purse-seine catch, 2001-2015, for each combination of species and set type, as a result of effort reallocation from the closed area(s). The map in the upper right corner of each panel shows the closed area(s) (in red).

FIGURA 3. Gráficas de caja y bigote del cambio porcentual estimado de la captura cerquera total, 2001-2015, para cada combinación de especie y tipo de lance, como resultado de la redistribución del esfuerzo de las áreas vedadas. Se ilustran las áreas vedadas (en rojo) en el mapa en la esquina superior derecha de cada panel.

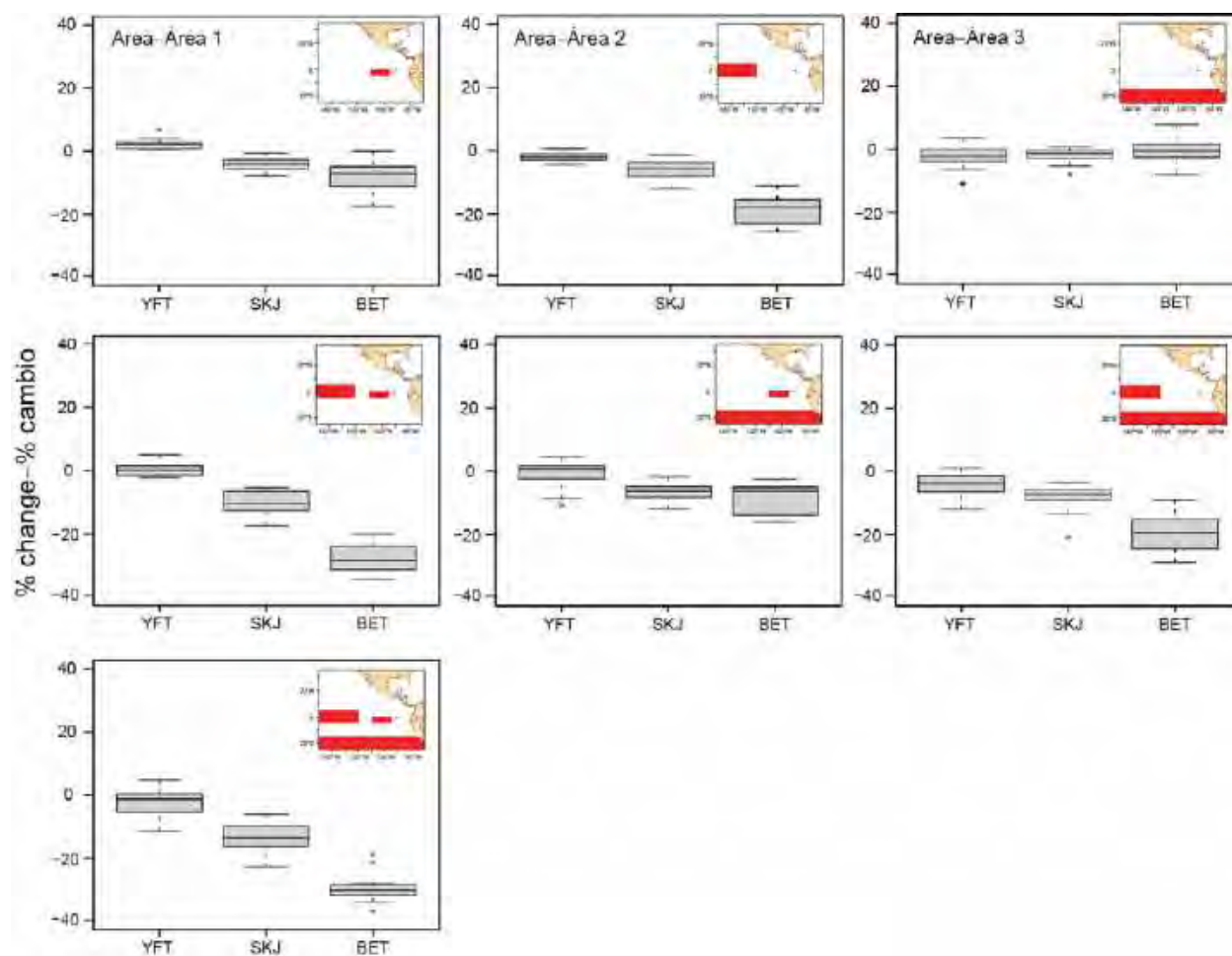


FIGURE 4a. Box-and-whisker plots of the estimated percent change in total purse-seine catch, 2001-2015, for each species, as a result of effort reallocation from the closed area(s). The map in the upper right corner of each panel shows the closed area(s) (in red).

FIGURA 4a. Gráficas de caja y bigote del cambio porcentual estimado de la captura cerquera total, 2001-2015, para cada especie, como resultado de la redistribución del esfuerzo de las áreas vedadas. Se ilustran las áreas vedadas (en rojo) en el mapa en la esquina superior derecha de cada panel.

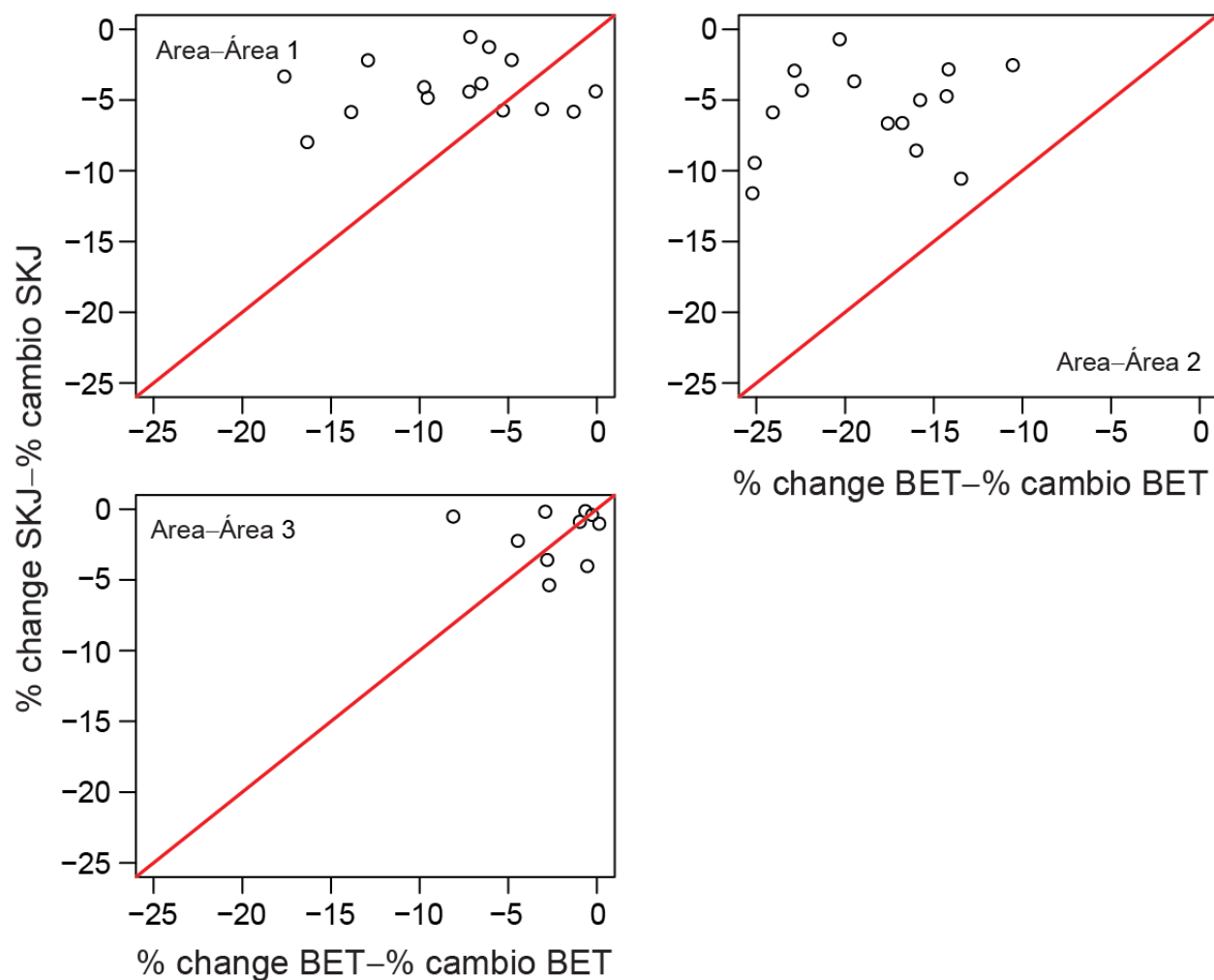


FIGURE 4b. Annual percent change in bigeye tuna catch *versus* annual percent change in skipjack tuna catch for the three single-area candidate closures; i.e., this figure shows plots of yearly points from the top row of Figura 4a. The red line is the one-to-one line.

FIGURA 4b. Cambio porcentual anual en la captura de atún patudo como función del cambio porcentual anual de atún barrilete correspondiente a cada una de las tres áreas de veda; o sea, esta figura grafica los puntos anuales de la fila superior de la Figura 4a. La línea roja representa la correspondencia de 1 a 1.

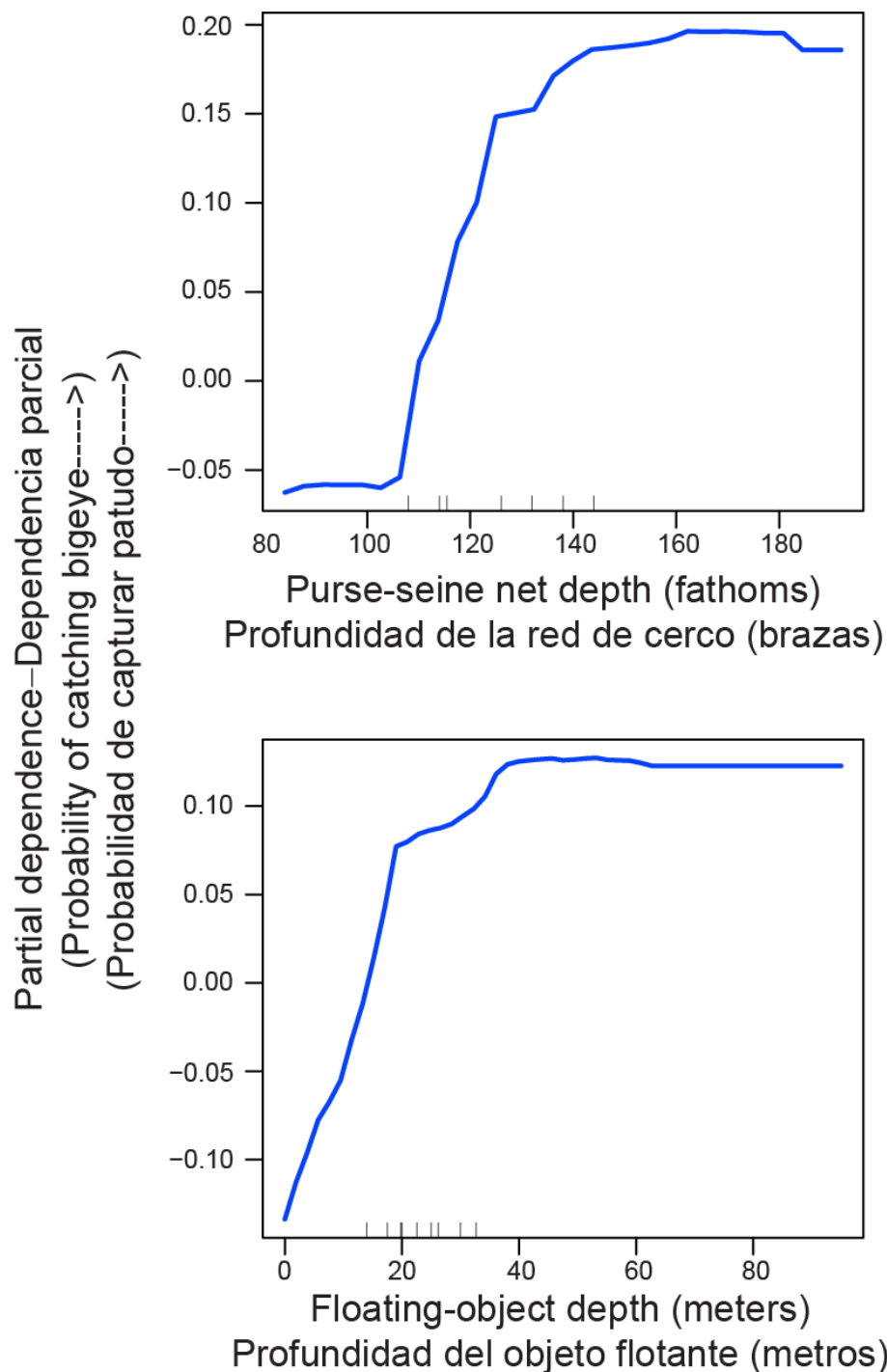


FIGURE 6. Random-forest partial-dependence plots for the probability of catching bigeye as a function of net depth and floating-object depth. The greater the value of partial dependence, the greater the odds of catching bigeye. The rug at the bottom of each figure shows the deciles of the variable values (1 fathom = 1.83 meters).

FIGURA 6. Gráficas de dependencia parcial de bosque aleatorio de la probabilidad de capturar patudo como función de la profundidad de la red y la profundidad del objeto flotante. Como mayor el valor de dependencia parcial, mayor la probabilidad de capturar patudo. La alfombra al pie de cada figura indica los déciles de los valores de las variables (1 braza = 1.83 m).

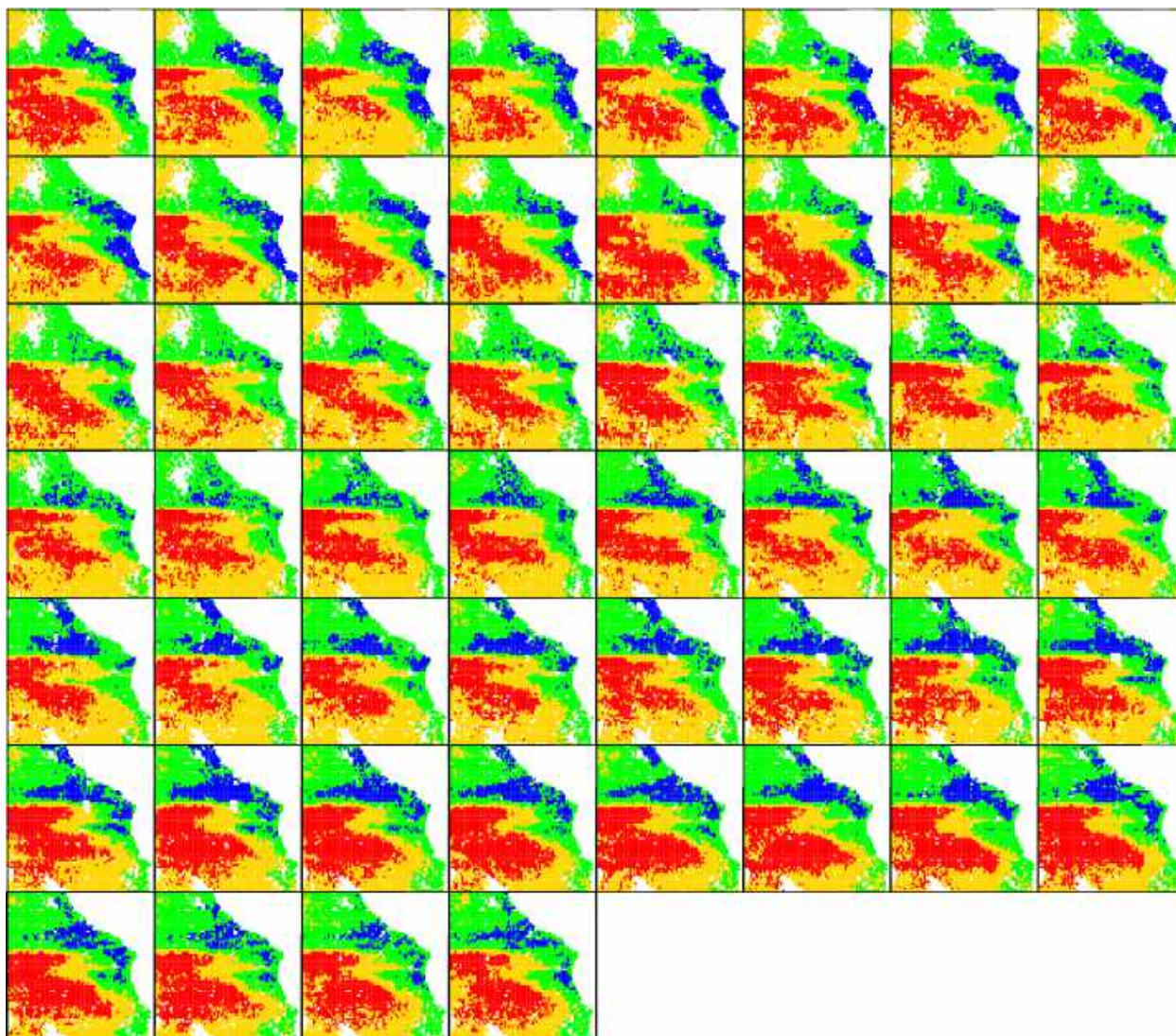


FIGURE 7. Weekly prediction maps for 2014 of the probability of catching bigeye: blue: < 0.25 ; green: $0.25-0.50$; yellow: $0.50-0.75$; red: ≥ 0.75 . The map in the upper left corner corresponds to the predictions for the first week of 2014, and time progresses from left to right, and top to bottom.

FIGURA 7. Mapas de predicciones semanales para 2014 de la probabilidad de capturar patudo: azul: < 0.25 ; verde: $0.25-0.50$; amarillo: $0.50-0.75$; rojo: ≥ 0.75 . El mapa en la esquina superior izquierda corresponde a las predicciones para la primera semana de 2014, y el tiempo avanza de izquierda a derecha, y de arriba hacia abajo.

Appendix

Equation used to estimate total catch for a particular closure scenario

Total catch, by set type, of tuna species in each 5° area after set reallocation resulting from a spatial closure of the purse-seine fishery

$$C_{TOT,i,t,sp} = \left[\left(\sum_{i \in closure} k_i \right) \left(\frac{k_{i \in open}}{\sum_{i \in open} k_i} \right) \left(\frac{k_{i \in open,t}}{k_{i \in open}} \right) + k_{i \in open,t} \right] \left(\frac{\sum_{j=1}^{k_{i \in open}} y_{i \in open,t,sp,j}}{k_{i \in open,t}} \right)$$

Total number of sets from closure area
Proportion of sets by 5° squared area against sets made in the open area
Proportion of sets by type against all the sets made in a 5° squared open area
Existing number of sets by type made in a 5° squared open area
CPS by tuna sp., by set type, by 5° squared area

Reallocated number of sets by set type by 5° squared area

$k_{i,t}$ is the number of sets, by type t , that occurred in the i^{th} 5° area

$y_{i,j,t,sp}$ is the catch of the sp^{th} tuna species (t) caught in the j^{th} set, by type t , that occurred the i^{th} 5° area

Anexo

Ecuación usada para estimar la captura total correspondiente a un escenario de veda particular

Captura total, por tipo de lance, de especies de atún en cada área de 5° después de la redistribución de lances que resulta de una veda espacial de la pesquería de cerco.

$$C_{TOT,i,t,sp} = \left[\left(\sum_{i \in closure} k_i \right) \left(\frac{k_{i \in open}}{\sum_{i \in open} k_i} \right) \left(\frac{k_{i \in open,t}}{k_{i \in open}} \right) + k_{i \in open,t} \right] \left(\frac{\sum_{j=1}^{k_{i \in open}} y_{i \in open,t,sp,j}}{k_{i \in open,t}} \right)$$

Número total de lances de área vedada
Proporción de lances por área de 5° contra lances realizados en el área abierta
Proporción de lances por tipo contra todos los lances realizados en un área de 5° abierta
Número existente de lances, por tipo, realizados en un área de 5° abierta
CPL por especie, por tipo de lance, por área de 5°

Número de lances redistribuidos, por tipo, por área de 5°

$k_{i,t}$ es el número de lances, por tipo t , que ocurrió en la $i^{ésima}$ área de 5°

$y_{i,j,t,sp}$ es la captura (t) de la $sp^{ésima}$ especie de atún capturada en el $j^{ésimo}$ lance, por tipo t , que ocurrió en la $i^{ésima}$ área de 5°

EVALUACIÓN PRELIMINAR DE VARIAS OPCIONES PARA REDUCIR LAS CAPTURAS DE ATÚN PATUDO

Cleridy E. Lennert-Cody, Mark N. Maunder, Alex Aires-da-Silva, Marlon H. Román, y Vardis M. Tsontos¹

ÍNDICE

Resumen.....	347
1. Antecedentes	347
2. Identificación de áreas de alta captura de patudo	348
3. Efectos ambientales y de arte sobre la probabilidad de capturar patudo	349
Anexo.....	346
Referencias.....	337

RESUMEN

Las medidas actuales de ordenación para el atún patudo en el Océano Pacífico oriental (OPO) incluyen, además de las vedas generales de 62 días de la pesquería de cerco, una veda de 30 días de una zona relativamente pequeña del OPO al oeste de las islas Galápagos, conocida informalmente como el « corralito », desde el fin de septiembre hasta el fin de octubre. Sin embargo, existe la percepción que podrían ser necesarias medidas adicionales de ordenación. Este documento presenta los resultados de un análisis de áreas de capturas altas de patudo durante 2001-2015, usando datos de lances sobre objetos flotantes por buques cerqueros de clase 6² de capacidad. Los resultados de este análisis fueron usados en la simulación para explorar el potencial de vedas espaciales para reducir las capturas de patudo en la pesquería de cerco. Los resultados de la simulación sugieren que una veda anual del OPO ecuatorial al oeste de 120°O podrían potencialmente producir reducciones de la captura de patudo y que mayores que las pérdidas de captura de atún barrilete. El trabajo futuro debería incluir una optimización de los límites del área de veda y simulaciones más realistas de la redistribución del esfuerzo.

Asimismo en este documento se presenta una actualización de los análisis del efecto de factores ambientales y las características del arte de pesca sobre la probabilidad de capturar patudo en lances sobre objetos flotantes por buques cerqueros grandes, usando datos de 2012-2013. Los resultados de este análisis son consistentes con estudios previos, e indican que la posición de pesca y los factores ambientales podrían ejercer un efecto mayor que las características del arte sobre la probabilidad de capturar patudo. No obstante, asimismo consistente con estudios previos, el presente análisis descubrió que la probabilidad de capturar patudo fue mayor con redes de cerco más profundas y con objetos flotantes con una mayor profundidad bajo la superficie; todavía no se ha realizado un análisis actualizado de los patrones espaciales en estos efectos de arte. Se usaron datos ambientales semanales de 2014 para ilustrar la posibilidad de predecir áreas con una alta probabilidad de capturar patudo en tiempo casi real. Los pronósticos semanales muestran cambios temporales en las áreas con la mayor probabilidad estimada de capturar patudo, dentro de una región de alta mar del OPO bastante estacionaria. El trabajo futuro debería incluir una validación de los resultados predichos.

1. ANTECEDENTES

Los aumentos recientes en el número de lances sobre objetos flotantes por buques cerqueros tanto pequeños como grandes (documento [SAC-07-07f\(i\)](#)), y un aumento de la capacidad de la flota cerquera ([SAC-07-08](#)), han conducido a la necesidad de investigaciones adicionales sobre opciones para reducir las capturas de patudo en la pesquería de cerco. Estudios previos de las vedas espaciotemporales (Shelton y Suter 2007),

¹ Jet Propulsion Laboratory, California Institute of Technology, 4800 Oak Grove Drive, Pasadena, CA 91109, USA

² Capacidad de acarreo > 363 t

que se basaron en datos de 1995-2002, descubrieron que es poco probable que dichas vedas resulten en una reducción importante de la captura de patudo sin también afectar sustancialmente las capturas de barrilete. Una veda estacional en un área al oeste de las islas Galápagos (conocida informalmente como el « corralito ») para reducir las capturas de patudo fue propuesta por primera vez en 2008 (documento [IATTC-77-04 REV](#)), pero se estima que ha tenido poco impacto (documento SAC-05-16). Un estudio del efecto de las características del arte sobre la probabilidad de capturar patudo que usó datos de lances sobre objetos flotantes durante 2001-2005 (Lennert-Cody *et al.* 2008) descubrió que en algunas áreas del OPO es más probable que se capture patudo si se pesca con redes más profundas y si se usan objetos flotantes de mayor profundidad bajo la superficie.

Este documento presenta un análisis de las áreas de alta captura de patudo, usando datos de la pesquería de cerco de 2001-2015. Se usan los resultados del análisis en una sencilla simulación de una veda espacial para evaluar el potencial de reducir la captura de patudo. Además, se presenta una actualización del análisis de los efectos de factores ambientales y características del arte sobre la probabilidad de capturar patudo. Los resultados de este análisis fueron usados para ilustrar la predicción semanal de la distribución espacial de la probabilidad de capturar patudo.

2. IDENTIFICACIÓN DE ÁREAS DE ALTA CAPTURA DE PATUDO

2.1. Datos y métodos

Se usaron modelos aditivos generalizados (MAG) para resumir la distribución espacial de la captura de patudo en lances sobre objetos flotantes por buques cerqueros de clase 6 durante 2001-2015. Debido al alto porcentaje de lances sin captura de patudo (50%) durante este período de tiempo, se usó un MAG delta-gamma. Se usó una función de enlace *logit* para el modelo de la presencia/ausencia de captura de patudo, y en la distribución gamma con función de enlace logarítmico para el modelo de captura por lance de patudo (captura = captura retenida más descartes). En los dos MAG, logístico y gamma, el lado derecho de los modelos tuvo la forma siguiente:

$$\sim \text{te}(\text{latitud}, \text{longitud}, \text{por}=\text{categoría ENOS}) + \text{s}(\text{mes}, \text{por}=\text{categoría ENOS})$$

donde “te” indica un suavizante producto tensorial, y el término suavizado de mes se basó en un *spline* cúbico cíclico. El parámetro “por” indica que ambos términos suavizados incluyeron una interacción con el periodo de ENOS (El Niño-Oscilación del Sur): El Niño (2003, 2007, 2010, 2015), La Niña (2008, 2011-2012), y ENOS-neutro (2001-2002, 2004-2006, 2009, 2013-2014) (se obtuvo la información de ENOS de <https://www.esrl.noaa.gov/>).

2.2. Definición de áreas de captura alta

Para definir áreas de captura alta a partir de los MAG ajustados, se predijo la presencia/ ausencia de patudo y captura por lance en un rejilla espacial de 1° para abril y septiembre, para cada una de las tres categorías de ENOS. Se seleccionaron los meses de abril y septiembre porque representan aproximadamente los meses altos y bajos, respectivamente, de la señal estacional predicha ([Figura 1](#)).

Se usaron mapas de la probabilidad estimada de captura de patudo y captura por lance (positivos) para definir tres áreas de captura alta (Figura 2), basadas en la frecuencia de una alta probabilidad de captura y/o tasas de captura altas en ambos meses y todos los tres períodos de ENOS. Las tres áreas (Figura 2) fueron: 1) 5°S a la línea ecuatorial, 95°W-110°O (que se solapa con el *corralito*); 2) 5°S-5°N, y 120°O-150°O; y 3) al sur de 15°S.

2.3. Evaluación preliminar del potencial de las vedas espaciales

Se implementó una simulación para determinar si las áreas de captura alta identificadas por los MAG (Figura 2) podrían resultar en una reducción de la captura total cerquera de patudo si se cerrará durante un año calendario. La base de datos de captura y esfuerzo de la CIAT para los buques cerqueros de clases 1 a 6 fue usado para la simulación. Para todas las combinaciones de las tres áreas (1; 2; 3; 1 y 2; 1 y 3; 2 y 3; 1, 2, y 3), se implementó el escenario de redistribución de esfuerzo siguiente para los lances sobre objetos flotantes y no asociados (se

excluyeron los lances sobre delfines de la simulación porque rara vez capturan patudo (documento [SAC-07-03a](#))), por año, 2001-2015.

- a. El número de lances dentro de las áreas vedadas fue redistribuido afuera a áreas de 5° y tipo de lance (objeto flotante o no asociado) con base en la composición por esfuerzo de esas áreas de 5° fuera de las áreas vedadas.
- b. Se estimaron cantidades simuladas de captura de atunes, por especie (patudo, aleta amarilla, barrilete) y tipo de lance, para los lances redistribuidos a partir de la captura por lance en cada área de 5° fuera de las áreas vedadas (ver detalles en el [anexo](#));
- c. la captura estimada de la flota cerquera correspondiente a un cierto escenario de área vedada, para cada año, fue la suma de la captura real fuera de las áreas vedadas más la captura estimada de los lances redistribuidos;
- d. Se obtuvo el efecto anual estimado de cada uno de los 7 escenarios de veda mediante el cálculo de la diferencia entre la captura total real, por especie y tipo de lance, y la captura estimada. Se resumieron los cambios anuales porcentuales correspondientes a 2001-2015 con gráficas de caja y bigote, por especie y tipo de lance, y por especie.

Los resultados de la simulación sugieren que una veda de una sola área basada en el área más al oeste (Area 2) podría tener el potencial de las reducciones máximas de captura de patudo y al mismo tiempo limitar el impacto sobre las capturas de barrilete (Figuras 3-4). Combinaciones de vedas espaciales, especialmente aquellas que incluían el Area 2, resultaron en reducciones mayores de la captura de patudo, pero también reducciones mayores de la captura de barrilete (Figura 4a).

El método de redistribución usado en esta simulación podría ser modificado para reflejar un comportamiento más complejo de la flota. Por ejemplo, la redistribución de lances de las áreas vedadas podría ser efectuada por buque, conforme a al comportamiento de pesca de cada buque individual. Se podrían considerar esquemas de redistribución más complejos en el futuro.

Idealmente, las áreas de veda potenciales serían seleccionadas para producir resultados estables a lo largo del tiempo, lo cual incluye minimizar la variabilidad de las reducciones de captura para cada una de las tres especies. Las áreas de captura alta elegidas para la simulación presentada en este documento fueron seleccionadas a ojo de los resultados del MAG, y de una inspección de los mapas semanales pronosticados (ver más adelante). Una optimización de los límites estas áreas podría resultar en un mejor desempeño en términos de reducir la captura de patudo y al mismo tiempo minimizar la pérdida de captura de barrilete.

3. EFECTOS AMBIENTALES Y DE ARTE SOBRE LA PROBABILIDAD DE CAPTURAR PATUDO

3.1. Datos y métodos

Se usó un algoritmo de bosque aleatorio (clasificación) para predecir la presencia/ausencia de captura de patudo (captura retenida más descartes) en lances sobre objetos flotantes por buques de clase 6, usando datos de 2012-2013. En total, se consideraron 65 predictores en el algoritmo: información ambiental actual, de primera diferencia, y retardada; latitud, longitud, y mes; y varias características de arte. Los [datos ambientales](#), con una resolución de aproximadamente semana-área de 1°, fueron proporcionados por el *Jet Propulsion Laboratory* de NASA. Incluyeron: temperatura superficial del mar (SST) y anomalías de la misma (SSTANOM), salinidad superficial del mar (SSS), altura superficial del mar (SSH), profundidad de la capa de mezcla (MLD), velocidad meridional (VVEL) y zonal (UVEL) y anomalías de la velocidad (VANOM y UANOM), probabilidad de frentes, y velocidad del viento (WNDSPD). A partir de estos datos, se computaron cantidades de primera diferencia para SST, SSS, SSH, MLD and WNDSPD. Adicionalmente, se computaron resúmenes retardados (promedio, desviación estándar, y pendiente) para retardos de uno a cuatro meses para todas las variables excepto la probabilidad de frentes, y UANOM y VANOM; los periodos de retardo fueron seleccionados algo arbitrariamente. Se combinaron los datos de captura a la misma resolución que los datos ambientales y se creó

una variable de respuesta de presencia/ausencia (presencia/ausencia de cualquier captura en la semana-área de 1°). Con base en los resultados de análisis previos (Lennert-Cody *et al.* 2008), se incluyeron cuatro variables de arte (como valores medianos por semana-área de 1°): profundidad de la red de cerco, profundidad el objeto flotante, porcentaje del objeto flotante cubierto por epibiotas (para representar tiempo en el mar), y un sustituto para la densidad local de los objetos flotantes. La profundidad de la red de cerco es la profundidad colgada de la red (no se dispuso de la profundidad de pesca real de la red). La profundidad del objeto flotante es la profundidad máxima del objeto debajo de la superficie del agua (no se dispuso de la profundidad real en el agua).

3.2. Resultados de la predicción de presencia/ausencia de captura de patudo

Los resultados del análisis de bosque aleatorio fueron generalmente consistentes con estudios previos de los datos de 2001-2005 (Lennert-Cody *et al.* 2008). En general, la posición del lance y algunos factores ambientales fueron más importantes para la predicción de la presencia de captura de patudo que cualquiera de las cuatro características de arte ([Figura 5](#)), aunque la correlación entre predictores complica la interpretación de la importancia de las variables. De las cuatro características de arte, profundidad de la red y profundidad del objeto flotante fueron las más importantes para la predicción de la presencia de captura de patudo. La presencia de patudo en la captura fue más probable con redes más profundas y objetos flotantes más profundos ([Figura 6](#)); los patrones espaciales en estas relaciones todavía no han sido evaluadas para este análisis, pero fueron observados previamente (Lennert-Cody *et al.* 2008). Interesantemente, las cantidades retardadas para algunas variables ambientales son más importantes que el valor de la variable en la semana actual ([Figura 5](#)). Queda todavía por determinar si la importancia de información ambiental retardada es un resultado repetible con datos de otros años. Las tasas de error por clasificación errónea del algoritmo de bosque aleatorio fueron 21% (predicción de presencia) y 26% (predicción de ausencia).

3.3. Pronósticos semanales de la probabilidad de captura de patudo

A fin de ilustrar la predicción semanal de la distribución espacial de la probabilidad de capturar patudo, se usó un algoritmo de bosque aleatorio (sin variables de arte) para generar mapas de la probabilidad predicha de capturar atún patudo para cada semana en 2014. En el primer paso, se construyó el algoritmo de bosque aleatorio sobre los datos de 2012-2013, y se usó para predecir la distribución espacial de la probabilidad de capturar patudo para la primera semana de 2014, usando los datos ambientales de esa semana. Se iteró este proceso para cada semana de 2014, donde el bloque de dos años de datos usados para construir el algoritmo fue avanzado una semana, y se hicieron predicciones con los datos ambientales de la semana actual.

Los resultados de la predicción ([Figura 7](#)) subrayan los efectos de cambios temporales en el medio ambiente durante el transcurso del año dentro de una región de altura más grande y bastante estacionaria con una mayor probabilidad estimada de capturar patudo. Si se contara con un procedimiento regular para recibir y procesar datos ambientales, este tipo de mapa podría ser puesto a disposición de los pescadores en tiempo casi real como dato adicional para ayudarles a reducir las capturas de patudo. Los pronósticos semanales todavía no han sido comparados con las distribuciones reales; sin embargo, se podría emprender una evaluación del desempeño del algoritmo si se considera que los pronósticos semanales serían útiles para investigaciones futuras. Además, se podría realizar una evaluación de la ventana de datos óptima para la generación de predicciones semanales; el ejemplo anterior usó una ventana móvil de dos años. Una alternativa sería fijar el conjunto de datos que se usa para generar el modelo. Además, se podrían explorar otros retardos y resúmenes de variables retardadas.

EVALUATION OF THE DECLINING CATCH PER SET IN THE PURSE-SEINE FISHERY ON FLOATING OBJECTS IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

Mark N. Maunder and Alexandre Aires-da-Silva

CONTENTS

Abstract.....	351
1. Introduction.....	351
2. Hypotheses.....	351
2.1. H1: Declining abundance.....	352
2.2. H2: Declining number of tunas per FAD.....	353
2.3. H3: Change of targeting practices.....	353
3. Discussion.....	354
Acknowledgements.....	354
References.....	354

ABSTRACT

There is concern over the increasing effort in the purse-seine fishery on floating objects in the eastern Pacific Ocean (EPO) and its correlation with reduced catch per set (CPS) for all three major tropical tuna species, particularly bigeye tuna. There are many possible hypotheses that could explain the correlation between increased effort and declining CPS, but we focus on three that we consider most probable: (H1) declining abundance, (H2) declining number of tuna per FAD, and (H3) change of targeting practices. Given the currently available data, it is difficult to determine the cause of the decline in catch per set of bigeye in the EPO floating object purse-seine fishery. There does not appear to be any evidence supporting any one of the three hypotheses over the others. However, the reduction in CPS is unlikely to be due to changes in spatial distribution of the fleet, increased FAD webbing depth, or increased purse-seine net depth. The stock assessment does not estimate an impact of the increased number of FAD sets on the bigeye populations. Research and data collection are needed. The most important piece of data is a measure of the local FAD density at a given time. The reasons why the number of sets is increasing at a faster rate than the capacity of the fleet should also be investigated. The additional sets may have lower catch rates of bigeye.

1. INTRODUCTION

There is concern over the increasing effort in the purse-seine fishery on floating objects, particularly fish-aggregating devices (FADs), in the eastern Pacific Ocean (EPO) (Figures 1-3) and its correlation with reduced catch per set (CPS) for all three major tropical tuna species (bigeye, yellowfin, and skipjack), particularly bigeye (Figure 4). Effort is often assumed to be proportional to fishing mortality, and catch rates are used as indices of abundance in stock assessment models, therefore it would seem logical that increased fishing mortality due to increased effort would reduce abundance, as measured by the catch per unit of effort (CPUE). However, to make this inference, the relationship between fishing mortality and effort and between abundance and CPUE need to be validated. In addition, credible alternative hypotheses also need to be evaluated. Here we evaluate these relationships and the alternative hypotheses, focusing mainly on bigeye tuna.

2. HYPOTHESES

There are many possible hypotheses that could explain the correlation between increased effort and declining CPS, but we focus on three that we consider most probable.

H1: Declining abundance

H2: Declining number of tuna per FAD as the number of FADs increases, because the tuna disperse themselves among FADs

H3: Change of targeting practices (*e.g.* a shift to skipjack, avoiding bigeye)

2.1. H1: Declining abundance

Declining abundance of the tuna stocks is inferred from the catch per set ([Figure 4](#)). CPUE data are a standard measure of relative abundance used in fisheries stock assessment models; however, the use of CPUE as an index of abundance is notoriously problematic (Maunder *et al.* 2006). A variety of sophisticated approaches, often called standardization, are used in an attempt to make the CPUE proportional to abundance (Maunder and Punt 2004). These approaches take into account a number of factors, including the spatial and temporal distribution of effort and the different characteristics of vessels within the fishing fleet. In general, the CPUE is developed based on a measure of search time, since it is the amount of effort needed to find fish that should be related to abundance. Catch per purse-seine set is considered a poor measure of effort, because typically a set is made on a school of tunas that has already been identified, and therefore the effort needed to find that school is not taken into account. Catch per day fished (CPDF) is considered a more reliable measure of search time. However, since the sets are made on FADs, which are located by using electronic beacons, and a single set is often made in the morning ([Hall and Roman 2016](#)) when fish are more aggregated around the FAD, after monitoring several FADs and choosing the one with the most fish, CPDF is not a good measure of search time for FAD-associated purse-seine fishing for tunas. A high proportion of FADs also transmit information remotely about the quantity of fish around it, which further reduces the ability to get a good measure of search time. Arguably, if school size changes in proportion to abundance, and there is one school at a FAD (or the number of fish at a FAD changes in proportion to abundance), then catch per set could reflect relative abundance. However, it is likely that both number of schools and school size change with abundance, but there is little information available on this relationship for tunas associated with FADs. Therefore, it is unlikely that catch per set is proportional to abundance, although there may be a nonlinear relationship in which catch per set declines with abundance.

The second component of the declining abundance hypothesis is that the catches of the floating-object fishery are causing the decline in abundance. Given that a majority of bigeye and skipjack are caught in the floating-object fishery, it is conceivable that the increasing effort (number of sets) in that fishery has caused a decline in abundance. The yellowfin catch in the floating-object fishery is only a minor component of the total yellowfin catch, and it is therefore unlikely that the fishery is causing a decline in the abundance of that species. However, there may be local depletion of yellowfin of the sizes caught in the floating-object fishery in the areas of most intensive fishing on floating objects.

The total number of sets has been steadily increasing since at least 2000 ([Figure 1](#)), and the number of FADs deployed has also been increasing ([Figure 2](#); see [Hall and Roman 2016](#) for a comprehensive description of the FAD fishery). The number of vessels fishing has remained fairly constant, and well volume has increased slightly. However, these apply to the entire purse-seine fishery, not only vessels that focus mainly on floating objects. Obviously, switching purse-seine set type to those on floating objects would increase the effort on floating objects. There was a large decrease in the number of purse-seine sets on unassociated schools between 2006 and 2010, but since 2010 there is no declining trend in purse-seine sets on unassociated schools or dolphins that could explain the continued increase in sets on floating objects ([Figure 5](#)). The catch per set of bigeye and yellowfin has been declining for over a decade, with the declines being greater for bigeye. The catch per set for skipjack has been fairly stable since 2007.

To test the declining-abundance hypothesis, we compare the index of abundance based on catch per set with the estimates of relative abundance from the stock assessment. For consistency, we include only ages that are caught in the floating-object fisheries.

The catch per set of bigeye in the floating-object fishery corresponds well with the CPDF from that fishery ([Figure 6](#)). This might not be surprising, since the vessels generally make one set per day, in the morning

when the fish are aggregated around the FAD. The catch per set is similar to the biomass estimated from the stock assessment until about 2012, when the catch per set continues to decline while the estimate of biomass from the stock assessment increases.

The catch per set of yellowfin in the floating-object fishery corresponds reasonably well with both the CPDF in that fishery and the biomass estimated by the stock assessment model ([Figure 7](#)). Given that yellowfin is not the target species in this fishery, it might be expected that the catch per set is more related to abundance, since the catch of yellowfin is not targeted and thus more random.

The catch per set of skipjack in the floating-object fishery corresponds well with the CPDF in the same fishery ([Figure 8](#)). However, the CPDF from the unassociated fishery and the biomass estimate from the simple stock assessment model show an increasing trend in abundance ([Figure 8](#)).

2.2. H2: Declining number of tunas per FAD

Another possible explanation for the declining catch per set is that the tuna are distributing themselves evenly among FADs ([Hall and Roman 2016](#)). Therefore, even though the abundance of the tuna remains constant, increasing the number of FADs reduces the amount of tuna at each FAD, and consequently the catch per set. There is no direct measurement of the total number of FADs in the EPO at any moment in time, only records of the number of FADs deployed and recovered, but not of those lost (sunk or drifted out of the EPO). However, the increases in the number of FADs deployed ([Figure 2](#)) and the number of FAD sets ([Figure 1](#)) indicate that the number of FADs in the EPO has been increasing. Hall and Roman (2016) found a decreasing correlation between the total catch of tuna (yellowfin, bigeye, and skipjack) per set and the number of FADs deployed.

2.3. H3: Change of targeting practices

The final hypothesis is based on changes in the fishery that result in a particular species (in this case, bigeye) being less vulnerable to the fishing gear, and thus reducing the catch of bigeye. An analysis of purse-seine data ([SAC-07-07e](#)) determined that spatial factors (latitude and longitude), environment, depth of the net webbing typically attached under FADs in order to attract fish, and purse-seine net depth all influenced the catches of bigeye. Exploration of the number of sets by area shows that there has been a general overall increase in sets ([Figures 9 and 10](#)). There has been no obvious spatial change in the number of sets except for a recent increase in the southern coastal area off Peru, but the catch per set of bigeye in those areas is low ([Figures 11 and 12](#)). The depth of FAD webbing deployed by size class 6¹ vessels increased in the 1990s, was stable until 2011, and then started increasing again ([Figure 13](#)). Increasing the depth of the webbing would be expected to increase the catch per set of bigeye initially, because they are more vulnerable, and possibly decrease it as the population was depleted. However, the catch per set of bigeye continued its steady decline despite the increased webbing depth. Also, the depth of the purse-seine nets used by Class-6 vessels increased in the 1990s and remained constant thereafter. Therefore, it is unlikely that net depth has influenced the catch per set.

Changes in the fishery aimed at reducing the catch of bigeye, perhaps due to management concerns because the depletion of bigeye is largely driving the closures of the purse-seine fishery, would reduce the catch per set of bigeye. However, there is no evidence that this is the case. Changes made to increase the catch of skipjack may also reduce the catch per set of bigeye, but there is no evidence of increases in the catch per set of skipjack. It is unlikely that changes in the fishery characteristics have reduced the catch per set of bigeye. The increased number of sets ([Figure 1](#)), despite the fairly constant number of vessels and capacity ([Figure 3](#)), suggests that more sets per day are being made, which might lead to floating-object sets later in the day. However, since the number of days fished has increased ([Figure 15](#)), the number of sets per day has not changed, ([Figure 16](#)), nor has the average time of day of a set ([Figure 17](#), see also Hall and Roman 2016). It is also noted that there have not been any changes in the proportion of sets with no catch (Hall and

¹ Purse-seine vessels with carrying capacity > 363 t

Roman 2016). There may have been some changes in the fishery not described here that increased the number of sets on floating objects (*e.g.* making additional sets later in the day), which may have also reduced the catch per set of bigeye, but further research is needed.

3. DISCUSSION

Given the currently available data, it is difficult to determine the cause of the decline in catch per set of bigeye in the purse-seine fishery on floating objects in the EPO. There does not appear to be any evidence supporting any one of the three hypotheses over the others. However, the reduction in catch per set is unlikely to be due to changes in the spatial distribution of the fleet, increased FAD webbing depth, or increased purse-seine net depth.

The stock assessment does not estimate an impact of the increased number of FAD sets on the bigeye populations. Nor does it account for the increased number of sets, but it does take into account all the recorded catch taken by the floating-object fishery. The stock assessment estimates of biomass are consistent with the decline in catch per set, except since 2012. However, there was no change in the decreasing trend in catch per set in 2012. There are still issues with the stock assessment, so there is a possibility that the estimates from the assessment are incorrect and that the abundance is declining, as suggested by the catch per set data. However, catch per set is generally not considered proportional to abundance. Therefore, monitoring of the increased number of FAD sets and the reduction in catch per set should continue, because there is uncertainty in the stock assessment estimates.

Research and data collection are needed. The most important piece of data is a measure of the number of FADs that are deployed in a particular area at a given time. This will probably require an identification system for FADs so that they can be accounted for. The identification code would be recorded every time a FAD is deployed or recovered, and such a system would also allow tag-recapture type methods to be used to estimate the number of unidentified FADs deployed. Ocean current models may be needed to determine the location of FADs after deployment. However, access to satellite information on the location of FADs would greatly increase the accuracy of FAD location after deployment. The reasons why the number of sets is increasing at a faster rate than the capacity of the fleet should also be investigated. The additional sets may have lower catch rates of bigeye.

ACKNOWLEDGEMENTS

Marlon Roman, Nick Vogel, and Cleridy Lennert-Cody provided data and figures.

REFERENCES- REFERENCIAS

- Maunder, M.N., Sibert, J.R. Fonteneau, A., Hampton, J., Kleiber, P., and Harley, S. (2006). Interpreting catch-per-unit-of-effort data to assess the status of individual stocks and communities. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 1373-1385.
- Maunder, M.N. and Punt, A.E. (2004) Standardizing Catch and Effort Data: A Review of Recent Approaches. *Fisheries Research* 70(2-3): 141-159.

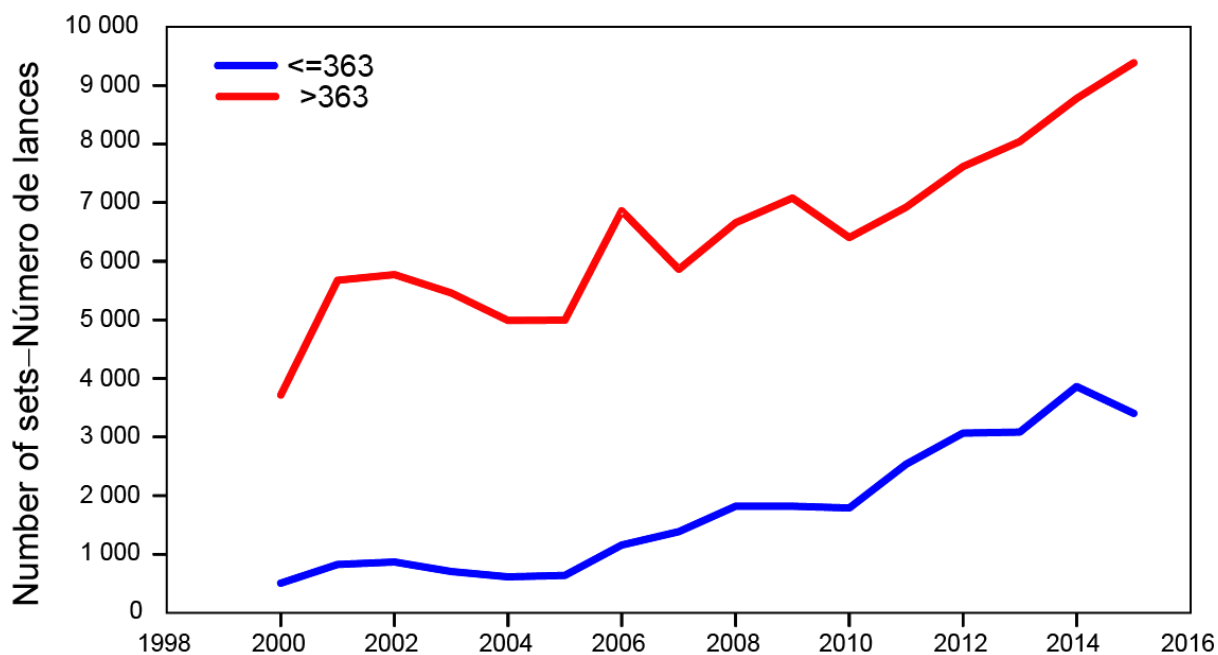


FIGURE 1. Number of purse-seine sets on floating objects by vessel size class (carrying capacity ≤ 363 t (Classes 1-5) and >363 t (Class 6), 2000-2015.

FIGURA 1. Número de lances cerqueros sobre objetos flotantes, por clase de capacidad del buque (capacidad de acarreo ≤ 363 t (clases 1-5) y >363 t (clase 6), 2000-2015.

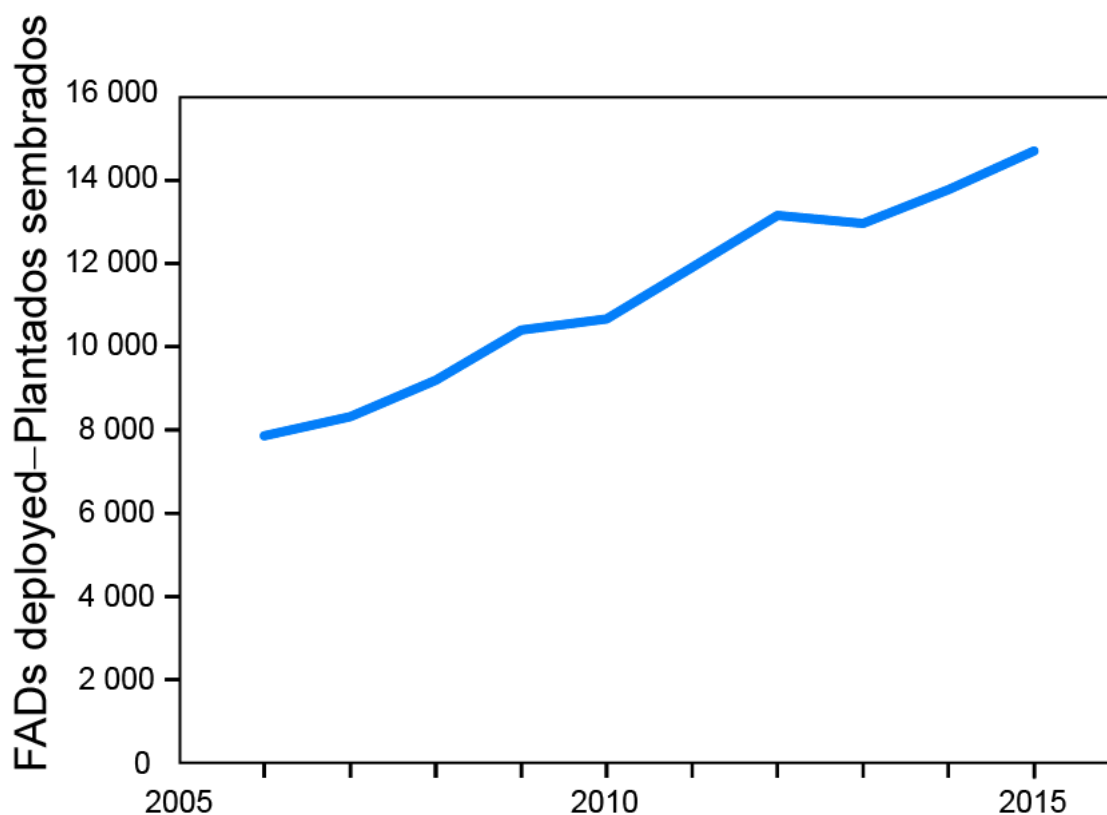


FIGURE 2. Number of FADs deployed, 2006-2015.

FIGURA 2. Número de plantados sembrados, 2006-2015.

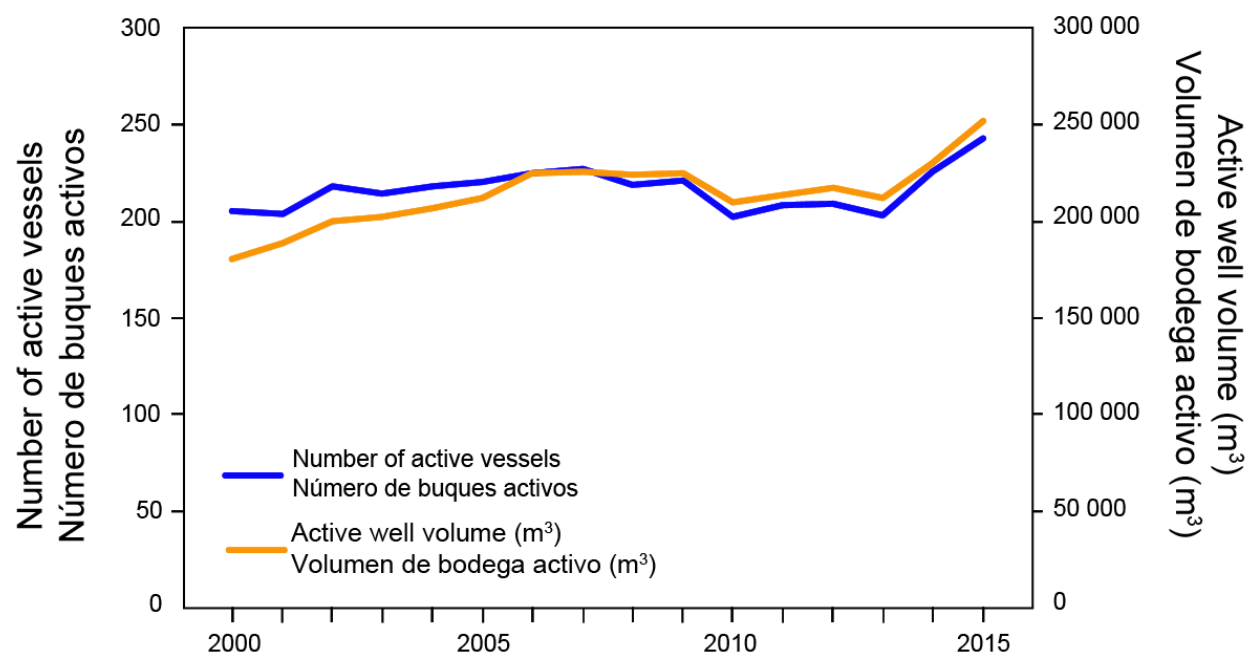


FIGURE 3. Number of active purse-seine vessels and active well volume (m³) fishing in the EPO.
FIGURA 3. Número de buques cerqueros activos y volumen de bodega activo (m³) que pescan en el OPO.

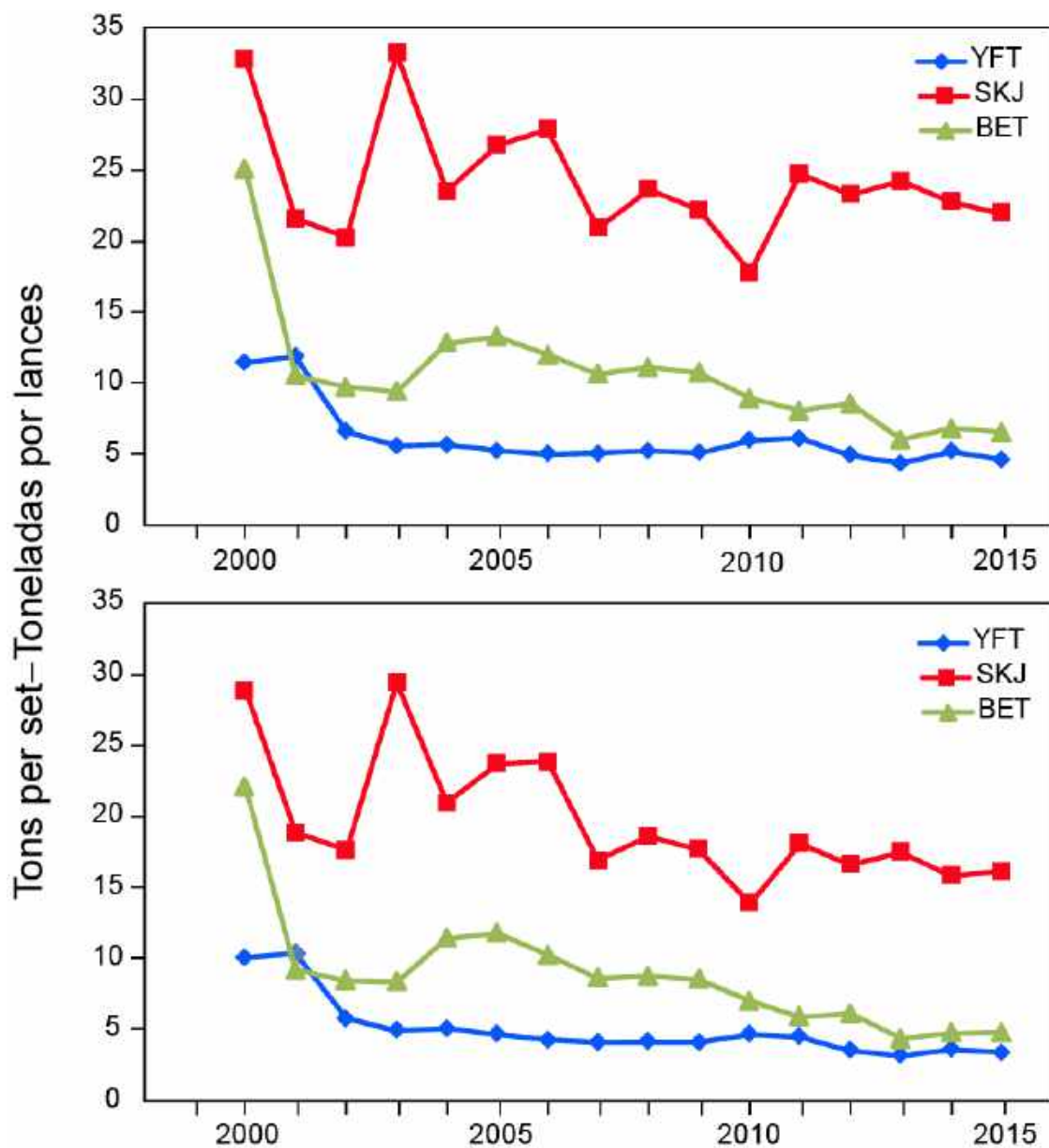


FIGURE 4. Catch per set, by species, using number of sets equal to those for Class-6 vessels (upper panel) and all vessels (lower panel), 2000-2015 YFT: yellowfin; SKJ: skipjack; BET: bigeye.

FIGURA 4. Captura por lance, por especie, usando un número de lances igual a aquel de los buques de clase 6 (recuadro superior) y de todos los buques (recuadro inferior), 2000-2015 YFT: aleta amarilla; SKJ: barrilete; BET: patudo.

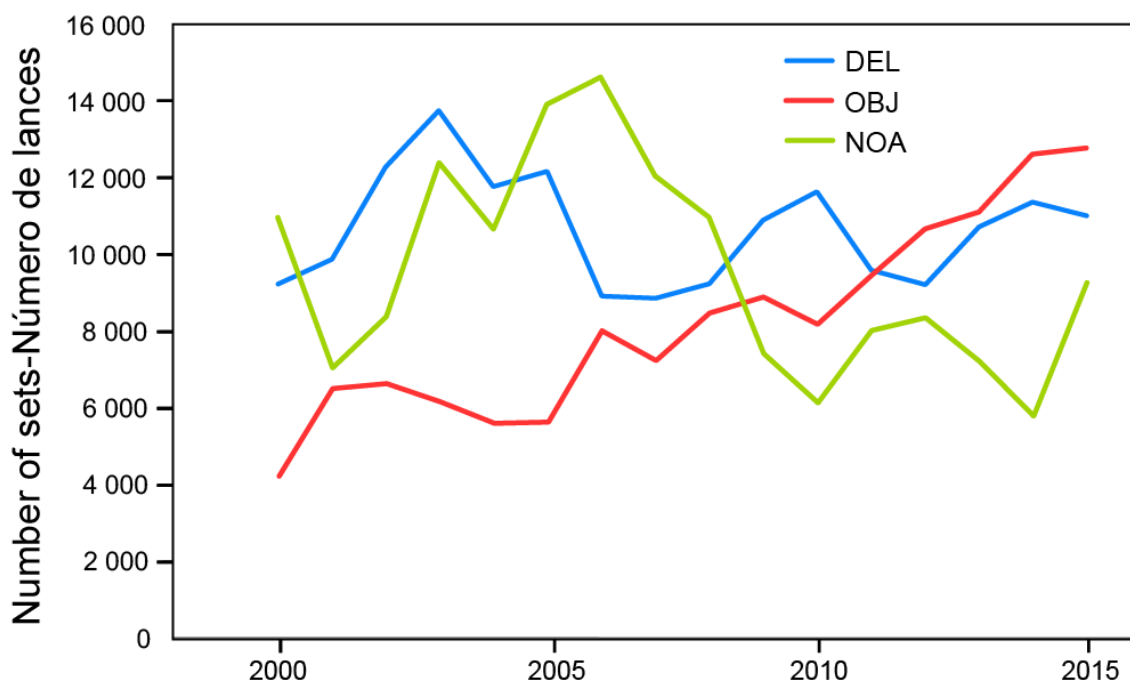


FIGURE 5. Number of sets, by set type, 2000-2015

FIGURA 5. Número de lances, por tipo, 2000-2015.

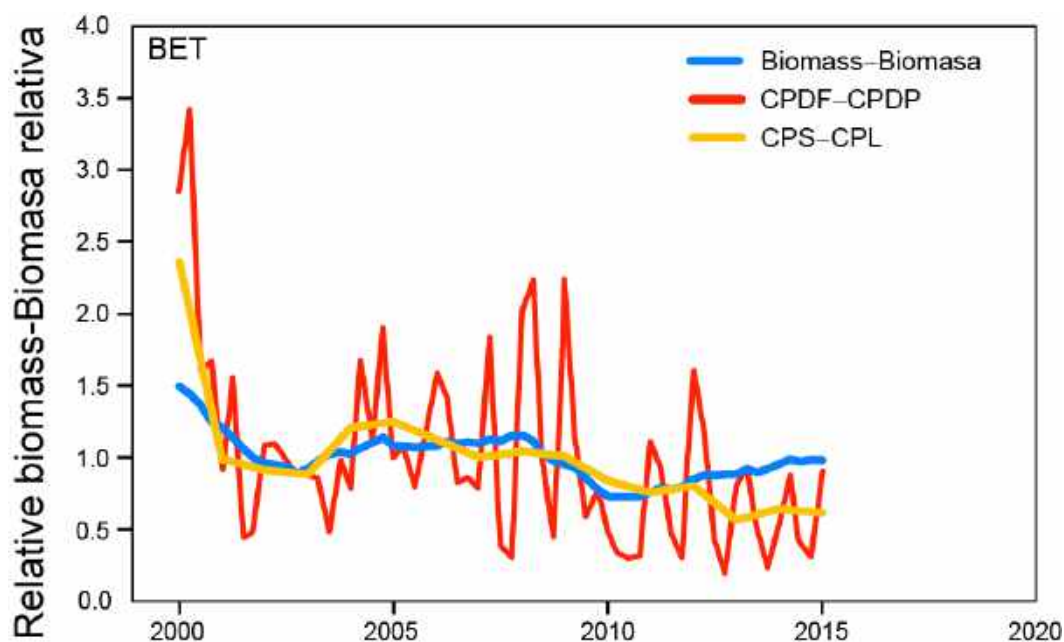


FIGURE 6. Comparison of catch per set (CPS) of bigeye on floating objects, by year, with catch per day's fishing (CPDF) in floating-object sets, by quarter, and the biomass estimated from the stock assessment model (Aires da Silva 2016; Document [SAC-07-05a](#)), by quarter, 2000-2015.

FIGURA 6. Comparación de la captura por lance (CPL) de patudo sobre objetos flotantes, por año, con la captura por día de pesca (CPDP) en lances sobre objetos flotantes, por trimestre, y la biomasa estimada del modelo de evaluación de poblaciones (Aires da Silva 2016; Documento [SAC-07-05a](#)), por trimestre, 2000-2015.

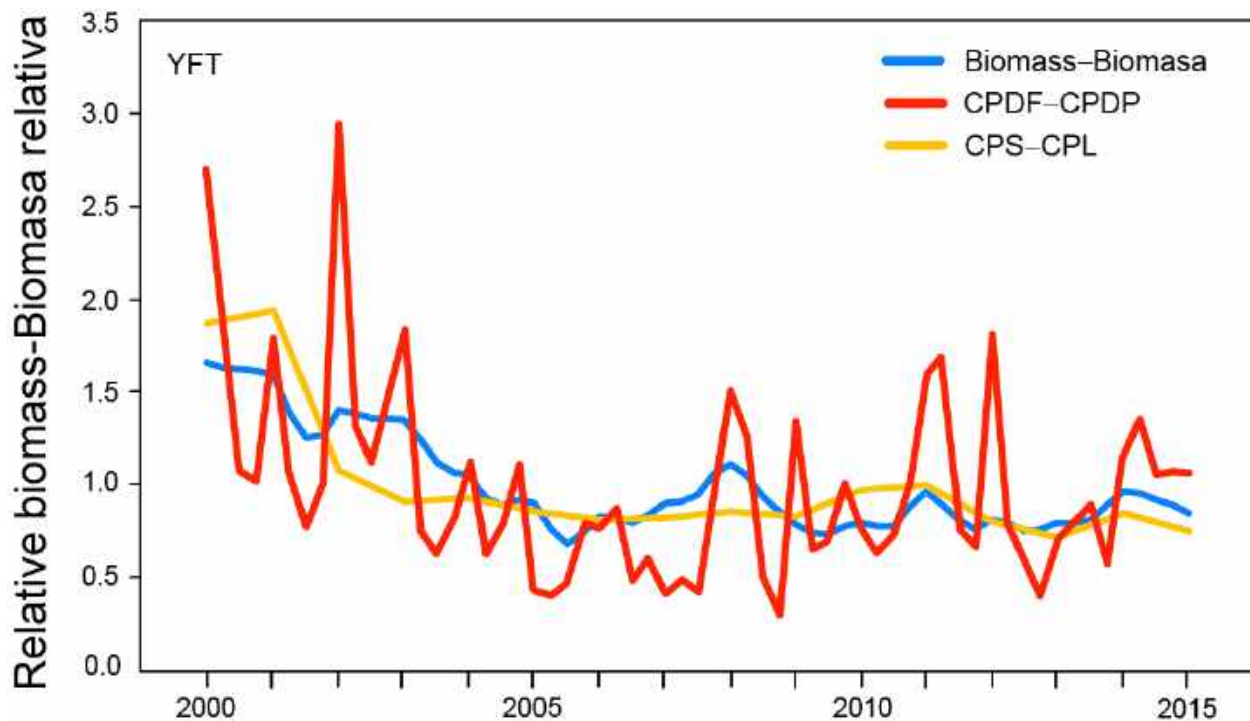


FIGURE 7. Comparison of catch per set (CPS) of yellowfin on floating objects, by year, with catch per day's fishing (CPDF) in floating-object sets, by quarter, and the biomass estimated from the stock assessment model (Minte-Vera 2016; Document [SAC-07-05b](#)), by quarter, 2000-2015.

FIGURA 7. Comparación de la captura por lance (CPL) de aleta amarilla sobre objetos flotantes, por año, con la captura por día de pesca (CPDP) en lances sobre objetos flotantes, por trimestre, y la biomasa estimada del modelo de evaluación de poblaciones (Minte-Vera 2016; Documento [SAC-07-05b](#)), por trimestre, 2000-2015.

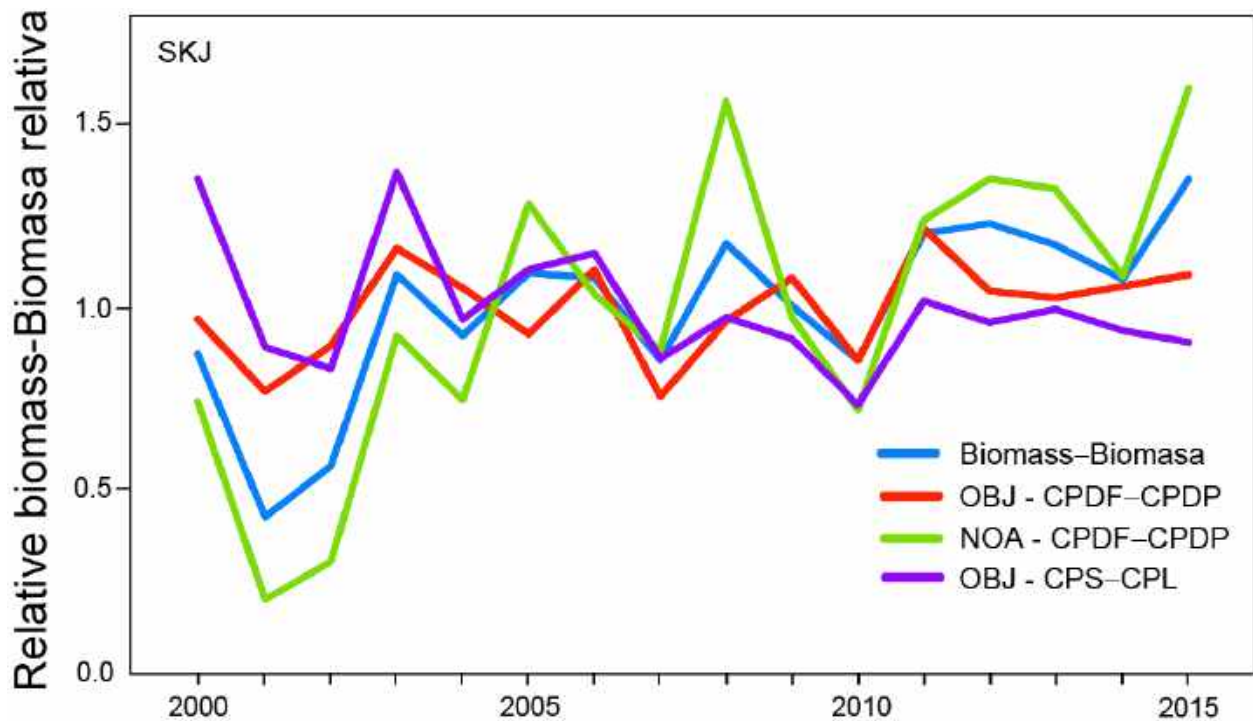


FIGURE 8. Comparison of catch per set (CPS) of skipjack on floating objects, by year, with catch per day's fishing (CPDF) in unassociated (NOA) and floating-object (OBJ) sets, and the biomass estimated from a simple stock assessment model, 2000-2015 (Maunder 2016; Document [SAC-07-05c](#)).

FIGURA 8. Comparación de la captura por lance (CPL) de barrilete sobre objetos flotantes, por año, con la captura por día de pesca (CPDP) en lances no asociados (NOA) y sobre objetos flotantes (OBJ), por trimestre, y la biomasa estimada del modelo de evaluación de poblaciones, 2000-2015 (Aires da Silva 2016; Documento [SAC-07-05a](#)), por trimestre.

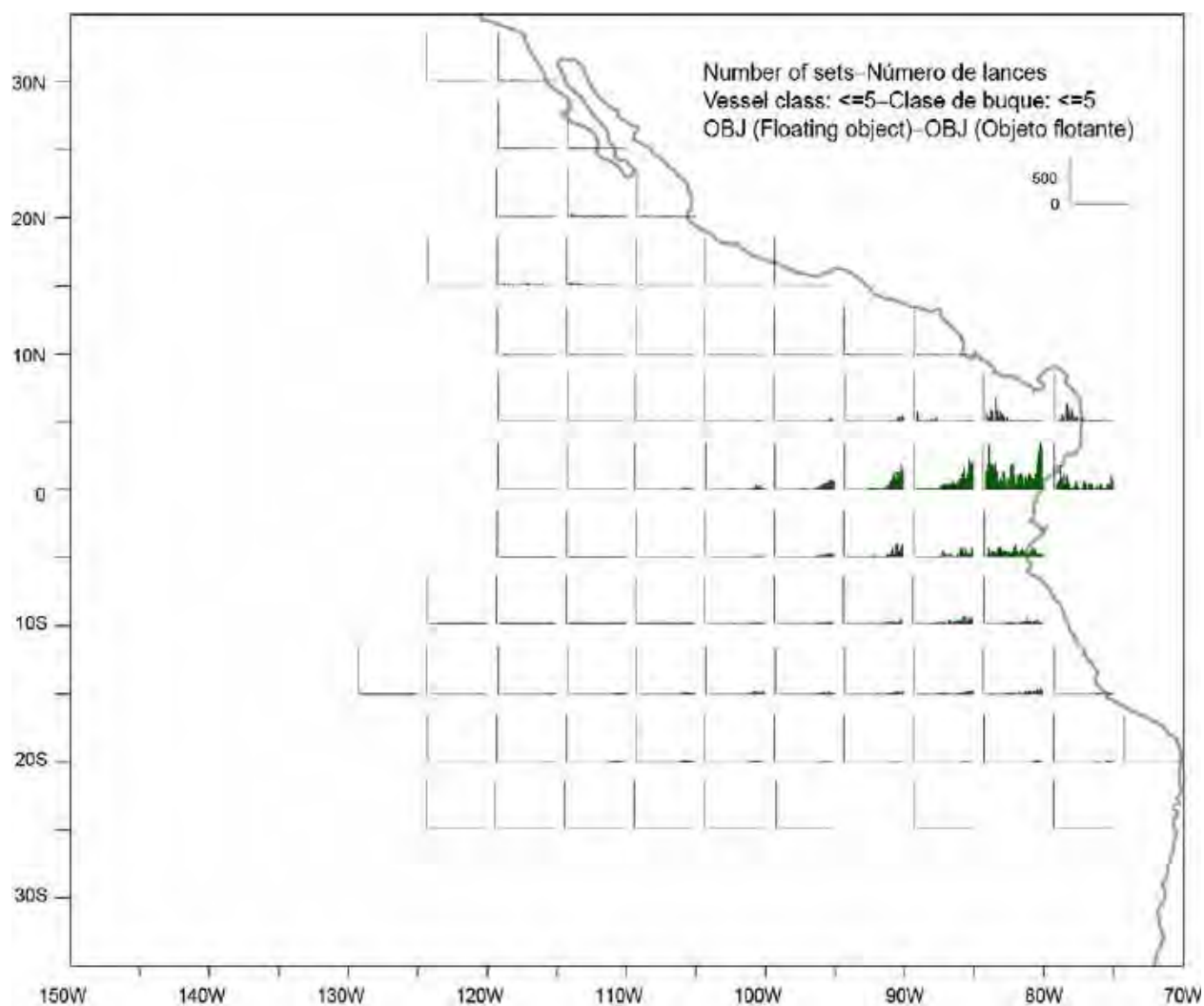


FIGURE 9. Number of floating-object sets by Class 1-5 purse-seine vessels (carrying capacity ≤ 363 t), by 5° area, 1980-2015.

FIGURA 9. Número de lances sobre objetos flotantes por buques cerqueros de clases 1-5 (capacidad de acarreo ≤ 363 t), por área de 5° , 1980-2015.

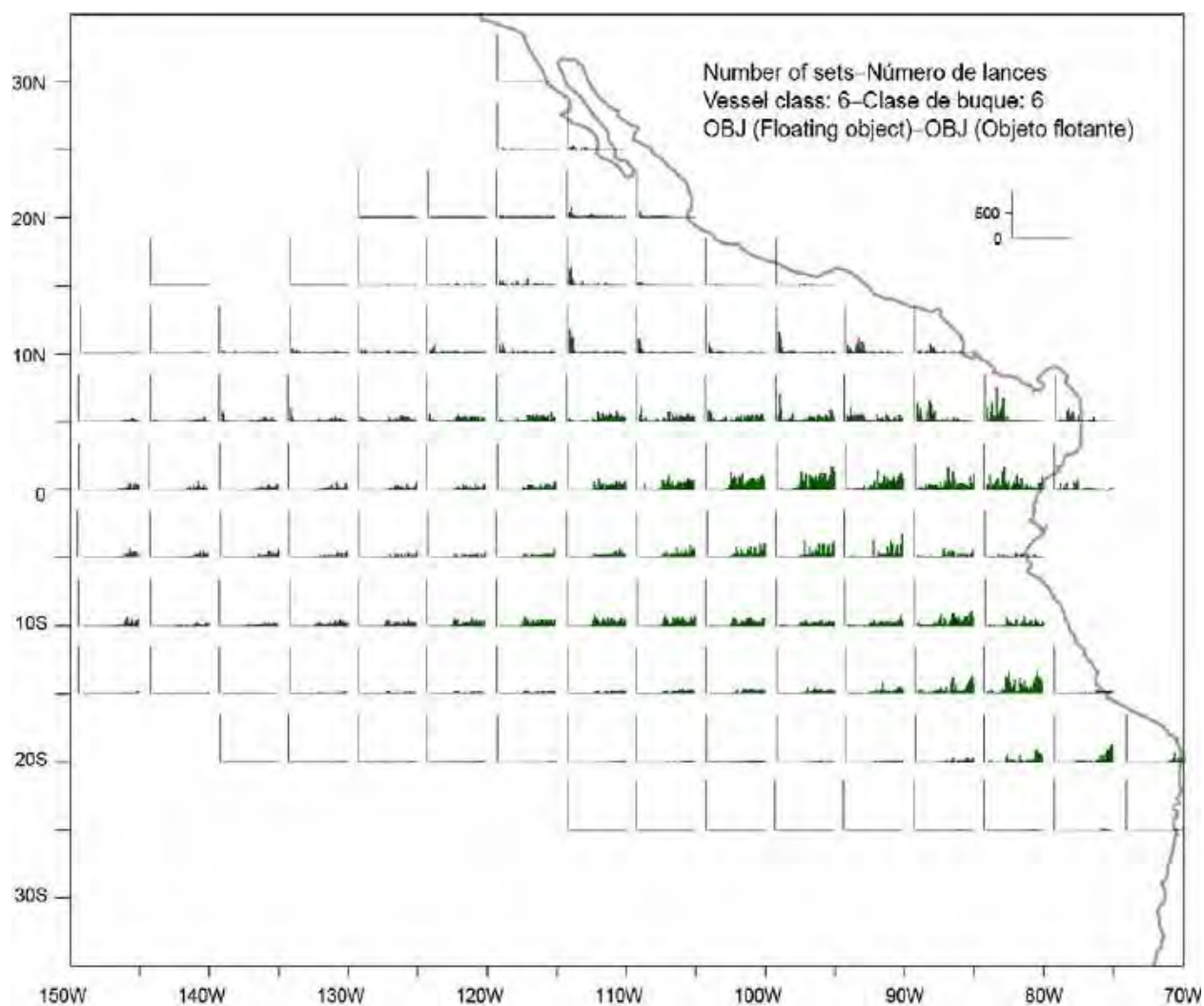


FIGURE 10. Number of floating-object sets by Class-6 purse-seine vessels (carrying capacity >363 t), by 5° area, 1980-2015.

FIGURA 10. Número de lances sobre objetos flotantes por buques cerqueros de clase 6 (capacidad de acarreo >363 t), por área de 5°, 1980-2015.

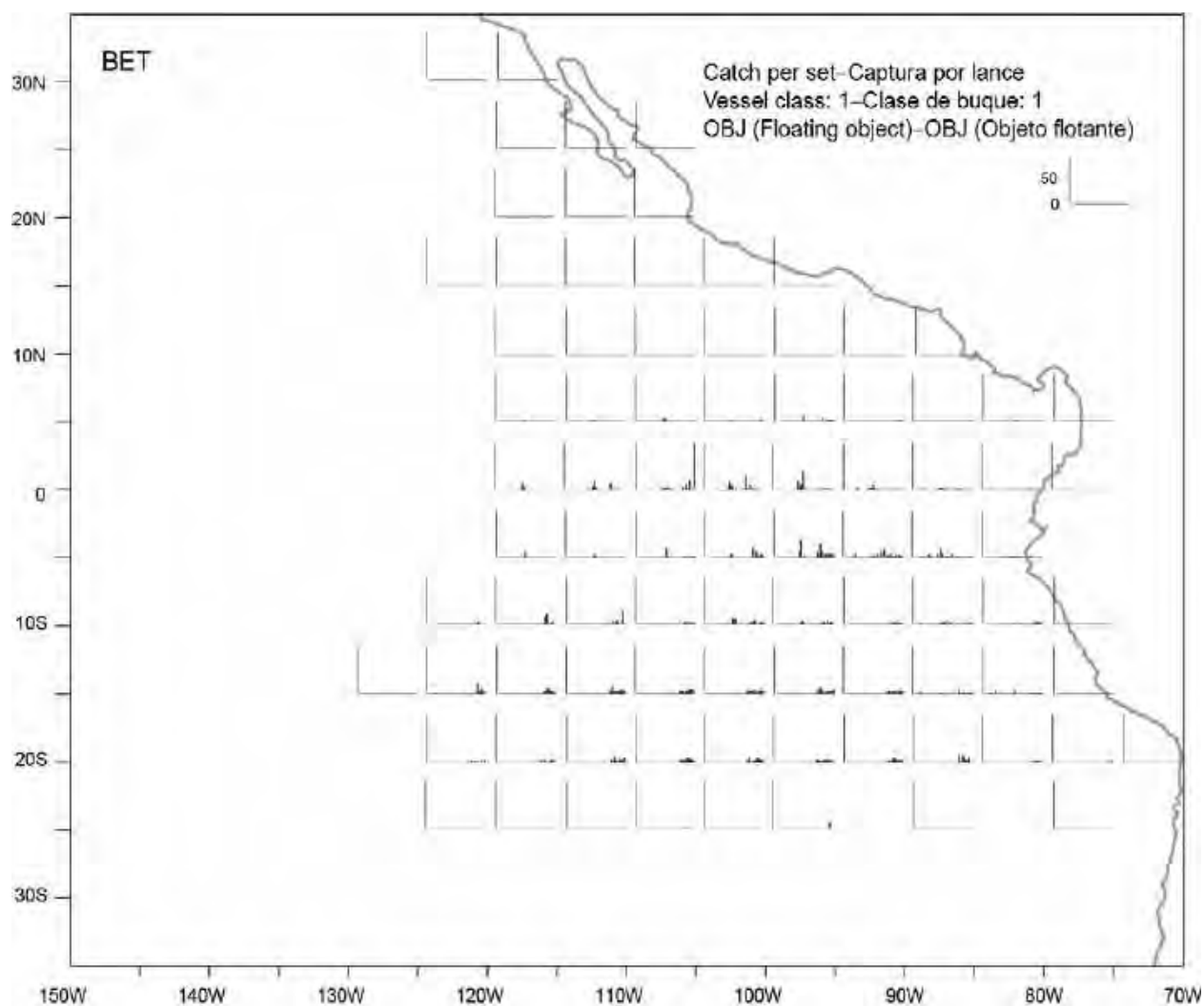


FIGURE 11. Catch per set of bigeye in floating-object sets by Class 1-5 purse-seine vessels (carrying capacity ≤ 363 t), by 5° area, 1980-2015.

FIGURA 11. Captura de patudo en lances sobre objetos flotantes por buques cerqueros de clases 1-5 (capacidad de acarreo ≤ 363 t), por área de 5°, 1980-2015.

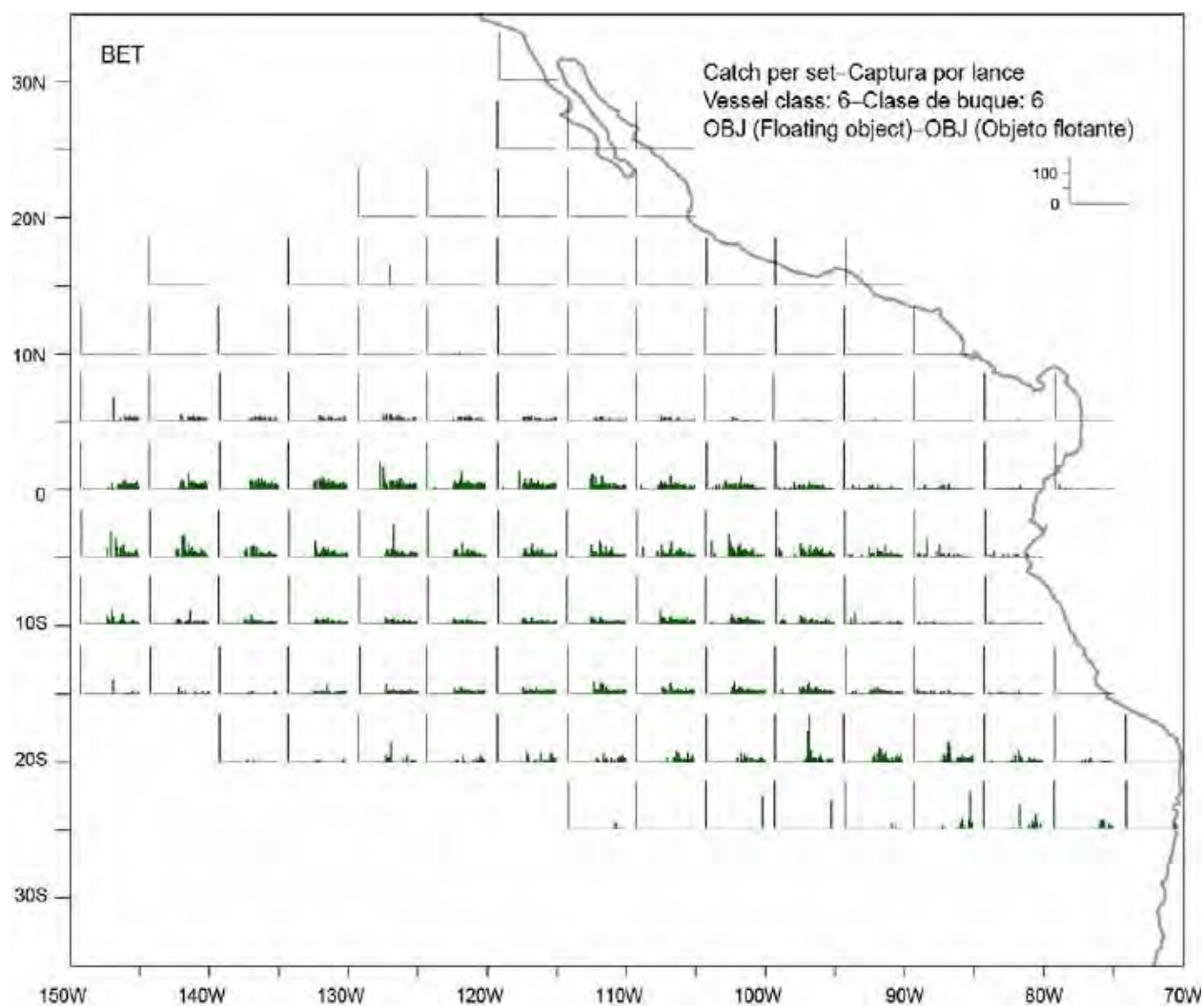


FIGURE 12. Catch per set of bigeye in floating-object sets by Class-6 purse-seine vessels (carrying capacity >363 t), by 5° area, 1980-2015.

FIGURA 11. Captura de patudo en lances sobre objetos flotantes por buques cerqueros de clase 6 (capacidad de acarreo >363 t), por área de 5°, 1980-2015.

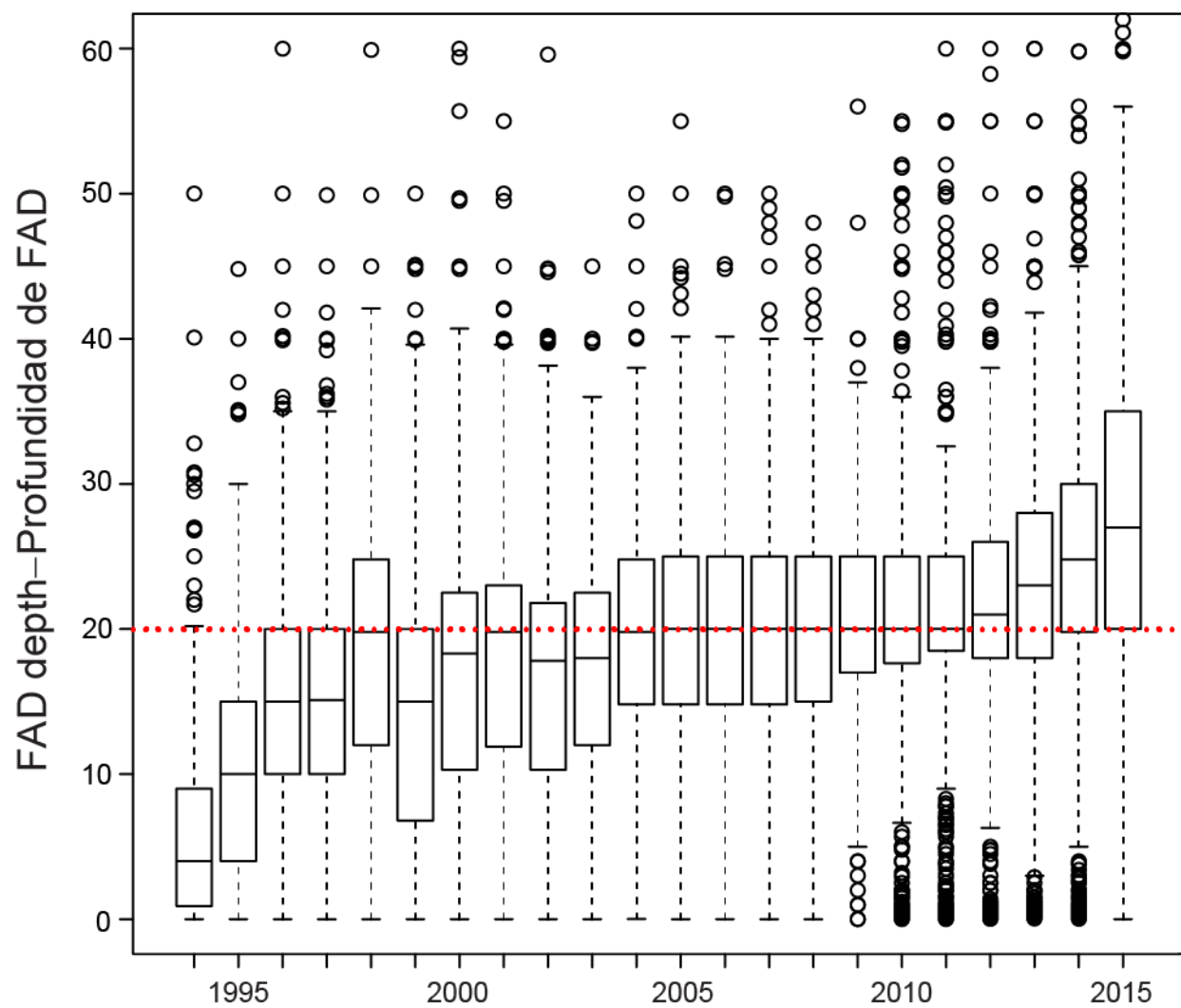


FIGURE 13. Depth of FADs deployed by Class-6 purse-seine vessels, 1994-2015.

FIGURA 13. Profundidad de plantados sembrados por buques de clase 6, 1994-2015.

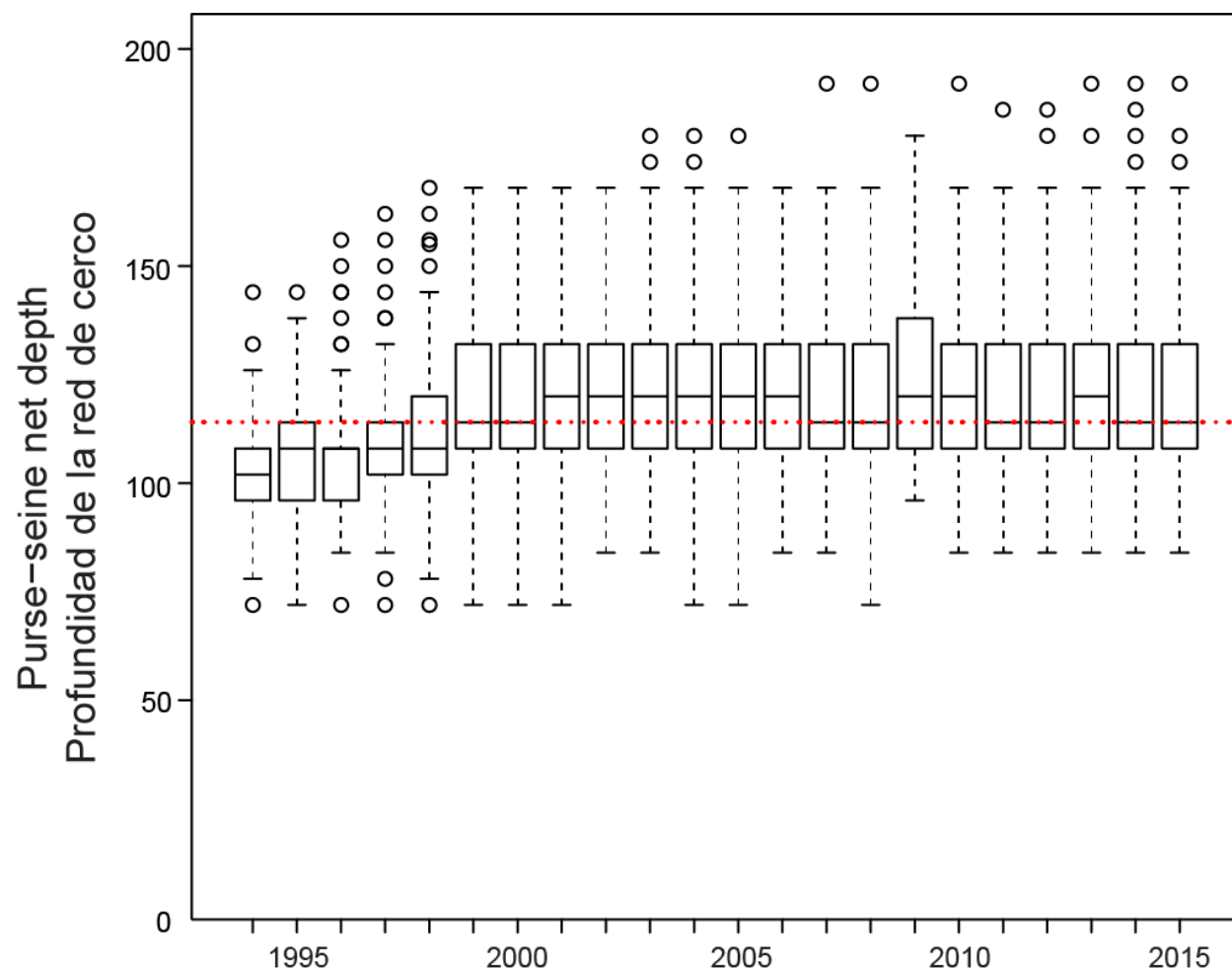


FIGURE 14. Depth of purse-seine net for Class-6 vessels, 1994-2015.

FIGURA 14. Profundidad de la red de cerco, buques de clase 6, 1994-2015.

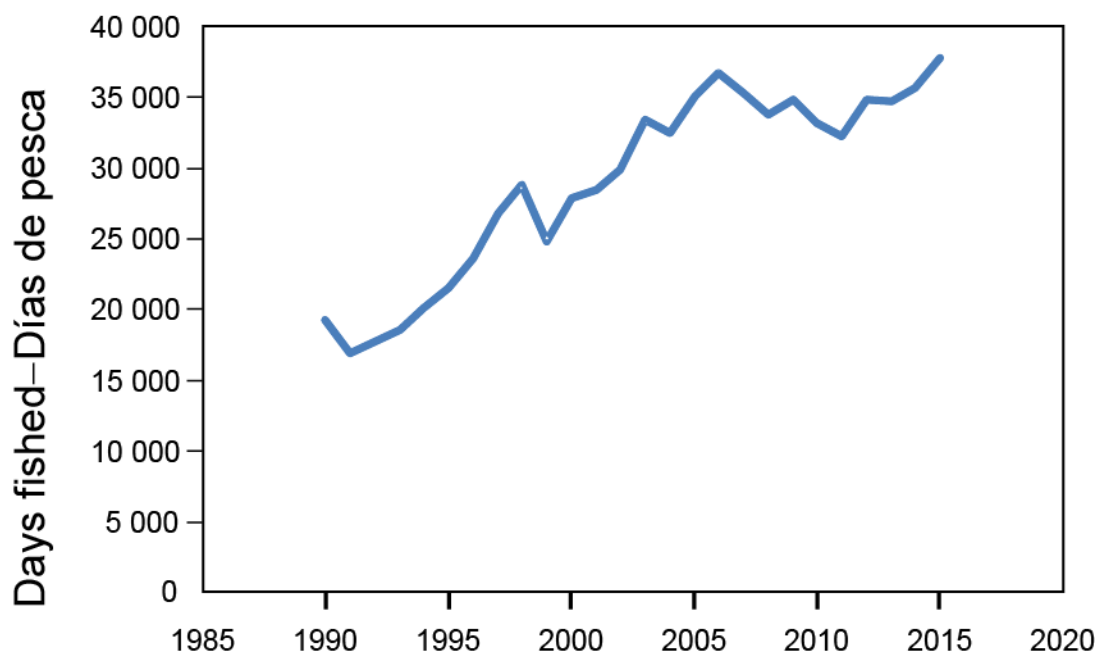


FIGURE 15. Number of days fished by purse-seine vessels in the EPO, 1990-2015.

FIGURA 15. Número de días de pesca por buques cerqueros en el OPO, 1990-2015.

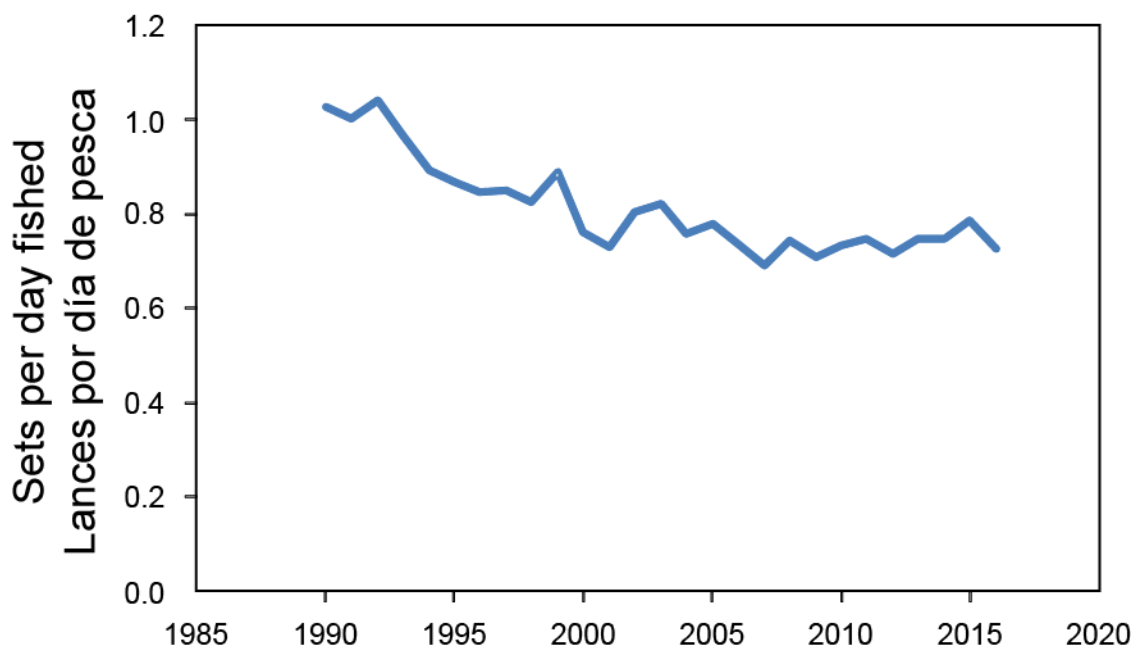


FIGURE 16. Number of purse-seine sets per day fished in the EPO.

FIGURA 16. Número de lances por día de pesca en el OPO, 1990-2015.

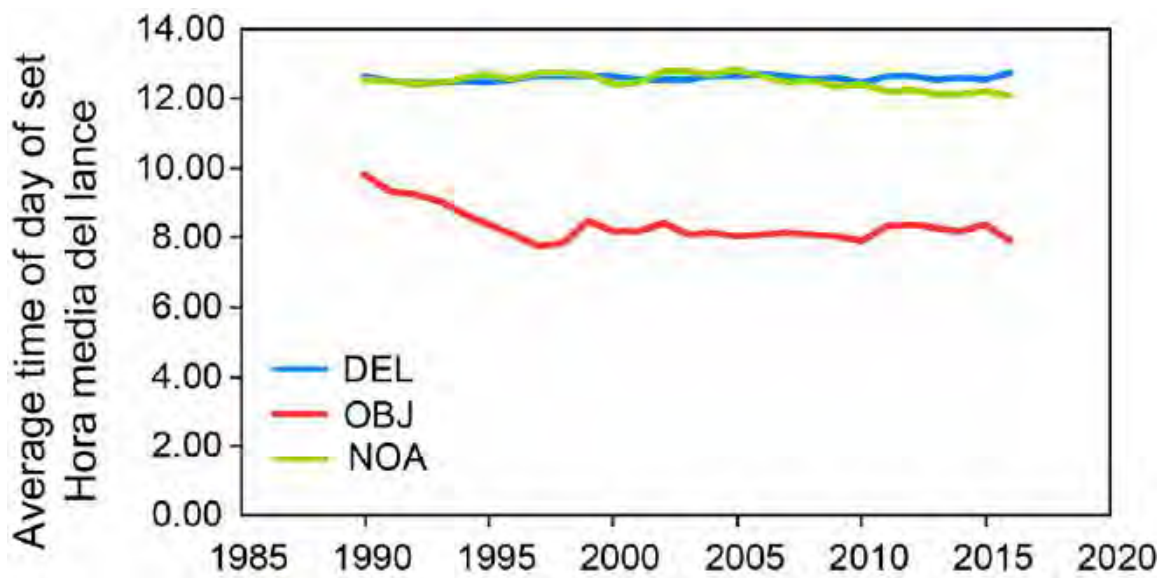


FIGURE 17. Average time of day of set in the EPO, 1990-2015, by set type (NOA: unassociated; DEL: associated with dolphins; OBJ: associated with floating object).

FIGURA 17. Hora media de los lances en el OPO, 1990-2015, por tipo de lance (NOA: no asociado; DEL: asociado a delfines; OBJ: asociado a objeto flotante).

EVALUACIÓN DE LA DISMINUCIÓN DE LA CAPTURA POR LANCE EN LA PESQUERÍA CERQUERA SOBRE OBJETOS FLOTANTES EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

Mark N. Maunder y Alexandre Aires-da-Silva

ÍNDICE

Resumen.....	369
1. Introducción.....	369
2. Hipótesis	369
2.1. H1: Disminución de la abundancia.....	370
2.2. H2: Disminución del número de atunes por plantado.....	371
2.3. H3: Cambio de objetivo de la pesca	371
3. Discusión	372
Reconocimientos.....	372
Referencias.....	354

RESUMEN

Existe preocupación acerca del esfuerzo creciente en la pesquería cerquera sobre objetos flotantes en el Océano Pacífico oriental (OPO) y su correlación con la captura por lance (CPL) reducida de todas las tres especies más importantes de atunes tropicales, particularmente el atún patudo. Existen muchas hipótesis posibles que podrían explicar la correlación entre el aumento del esfuerzo y la reducción de la CPL, pero nos enfocamos en tres que consideramos las más probables: (H1) disminución de la abundancia, (H2) disminución del número de atunes por plantado, y (H3) cambios de objetivo de la pesca. Con los datos actualmente disponibles, es difícil determinar la causa de la disminución de la CPL de patudo en la pesquería cerquera sobre objetos flotantes en el OPO. No parecen existir pruebas que apoyen cualquiera de las tres hipótesis más que las otras. Sin embargo, es poco probable que la reducción de la CPL se deba a cambios en la distribución espacial de la flota, un incremento de la profundidad de la malla en los plantados, o un aumento de la profundidad de las redes de cerco. La evaluación de la población no estima el impacto sobre las poblaciones de patudo del aumento del número de lances sobre plantados. Son necesarias investigaciones y recolección de datos. Mandato más importante es una medida de la densidad local de los plantados en un momento dado. Se debería también investigar por qué el número de lances está aumentando más rápidamente que la capacidad de la flota. Los lances adicionales podrían tener tasas menores de captura de patudo.

1. INTRODUCCIÓN

Existe preocupación acerca del esfuerzo creciente en la pesquería cerquera sobre objetos flotantes, particularmente en dispositivos para agregar peces (plantados), en el Océano Pacífico oriental (OPO) (Figuras 1-3) y su correlación con la disminución de la captura por lance (CPL) de todas las tres especies principales de atunes tropicales (patudo, aleta amarilla, y barrilete), particularmente el patudo (Figura 4). Se supone a menudo que el esfuerzo es proporcional a la mortalidad por pesca, y se usan las tasas de captura como índices de abundancia en los modelos de evaluación de poblaciones; por lo tanto parecería lógico que una mayor mortalidad por pesca causada por un aumento de esfuerzo reduciría la abundancia, medida por la captura por unidad de esfuerzo (CPUE). Sin embargo, para hacer esta inferencia, las relaciones entre la mortalidad por pesca y el esfuerzo y entre la abundancia y la CPUE necesitan ser validadas. Además, necesitan también ser evaluadas hipótesis alternativas creíbles. Aquí evaluamos estas relaciones y las hipótesis alternativas, con énfasis principalmente en el atún patudo.

2. HIPÓTESIS

Existen muchas hipótesis posibles que podrían explicar la correlación entre el aumento del esfuerzo y la

disminución de la CPL, pero nos enfocamos en tres que consideramos las más probables.

H1: Disminución de la abundancia

H2: Disminución del número de atunes por plantado a medida que aumenta el número de plantados, porque los atunes se dispersan entre los plantados

H3: Cambio de objetivo de la pesca (por ejemplo, un cambio a barrilete, evitando el patudo)

2.1. H1: Disminución de la abundancia

Se infiere una disminución de la abundancia de las poblaciones de atunes a partir de la captura por lance ([Figura 4](#)). Los datos de CPUE son una medida estándar de abundancia relativa usada en los modelos de evaluación de poblaciones de peces; sin embargo, el uso de CPUE como índice de abundancia es notoriamente problemático (Maunder *et al.* 2006). Se usa una variedad de métodos sofisticados, a menudo denominados estandarización, en un intento de hacer la CPUE proporcional a la abundancia (Maunder y Punt 2004). Estos métodos toman en cuenta varios factores, entre ellos la distribución espacial y temporal del esfuerzo y las distintas características de los buques en la flota pesquera. En general, se desarrolla la CPUE con base en una medida de tiempo de búsqueda, ya que es la cantidad de esfuerzo necesario para encontrar pescado que debería estar relacionada con la abundancia. Se considera la captura por lance cerquero una medida pobre del esfuerzo, porque típicamente se realizan lances sobre cardúmenes de atunes que ya fueron identificados, y por lo tanto no se toma en cuenta el esfuerzo necesario para encontrar el cardumen. La captura por día de pesca (CPDP) es considerada una medida más fiable del tiempo de búsqueda, pero, ya que los lances son sobre plantados, que se localizan con balizas electrónicas, y se realiza a menudo un solo lance en la mañana ([Hall y Román 2016](#)), cuando los peces se encuentran concentrados alrededor del plantado, tras controlar varios plantados y seleccionar aquel con la mayor cantidad de pescado, la CPDP no es una buena medida del tiempo de búsqueda para la pesquería cerquera atunera asociada a plantados. Una alta proporción de plantados también transmite remotamente información sobre la cantidad de pescado a su alrededor, lo cual reduce de aún más la capacidad de obtener una buena medida de tiempo de búsqueda. Posiblemente, si el tamaño del cardumen cambia en proporción a la abundancia, y un cardumen en un plantado (o el número de peces en un plantado cambia en proporción a la abundancia), entonces la captura por lance podría reflejar la abundancia relativa. Sin embargo, es probable que tanto en número de cardúmenes como el tamaño de los mismos cambie con la abundancia, pero se dispone de poca información sobre esta relación en el caso de los atunes asociados a plantados. Por lo tanto, es poco probable que la captura por lance sea proporcional a la abundancia, aunque podría existir una relación no lineal en la cual la captura por lance disminuye con la abundancia.

El segundo componente de la hipótesis de disminución de la abundancia es que las capturas de la pesquería sobre objetos flotantes están causando la disminución de la abundancia. En vista de que la mayoría del patudo y barrilete es capturada en la pesquería sobre objetos flotantes, es concebible que el aumento del esfuerzo (número de lances) en esta pesquería haya causado una reducción de la abundancia. Ya captura de aleta amarilla en la pesquería sobre objetos flotantes es solamente un componente menor de la captura total de aleta amarilla, y es por lo tanto poco probable que la pesquería esté causando una reducción de la abundancia de esta especie. Sin embargo, podría ocurrir una merma local del aleta amarilla de los tamaños capturados en la pesquería sobre objetos flotantes en las áreas de pesca más intensa sobre objetos flotantes.

El número total de lances viene aumentando constantemente desde al menos 2000 ([Figura 1](#)), y el número de plantados sembrados también viene aumentando ([Figura 2](#); ver [Hall y Román 2016](#) para una descripción confusa de la pesquería sobre plantados). El número de buques pescando ha permanecido bastante constante, y el volumen de bodega ha aumentado ligeramente. Sin embargo, esto es aplicable a la pesquería cerquera entera, no solamente a buques que apuntan principalmente a objetos flotantes. Obviamente, cambiar el tipo de lance cerquero a aquel sobre objetos flotantes incrementaría el esfuerzo sobre objetos flotantes. Ocurrió una disminución grande del número de lances cerqueros sobre cardúmenes no asociados entre 2000 y 2010, pero desde 2010 no se observa ninguna tendencia descendente en los lances cerqueros

sobre atunes no asociados o delfines que podría explicar el incremento continuo de los lances sobre objetos flotantes. La captura por lance de patudo y aleta amarilla viene disminuyendo más de una década, con una disminución mayor para el patudo. La captura por lance de barrilete sido bastante estable desde 2007.

Para probar la hipótesis de abundancia decreciente, comparamos el índice de abundancia basado en captura por lance con las estimaciones de abundancia relativa de la evaluación de la población. Para consistencia, incluimos sólo edades que son capturadas en las pesquerías sobre objetos flotantes.

La captura por lance de patudo en la pesquería sobre objetos flotantes corresponde bien con la CPDP de esa pesquería ([Figura 6](#)). Esto podría no ser sorprendente, ya que los buques generalmente realizan un lance por día, en la mañana cuando los peces están concentrados alrededor del plantado. La captura por lance es similar a la biomasa estimada de la evaluación de la población hasta aproximadamente 2012, cuando la captura por lance sigue disminuyendo mientras que la estimación de la biomasa de la evaluación de la población aumenta.

La captura por lance de aleta amarilla en la pesquería sobre objetos flotantes corresponde razonablemente bien con la CPDP en esta pesquería y la biomasa estimada por el modelo de evaluación de poblaciones ([Figura 7](#)). Dado que el aleta amarilla no es la especie objetivo en esta pesquería, sería de esperar que la captura por lance estuviese más relacionada con la abundancia, ya que la captura de aleta amarilla no es dirigida y es por lo tanto más aleatoria.

La captura por lance de barrilete en la pesquería sobre objetos flotantes corresponde bien con la CPDP en la misma pesquería ([Figura 8](#)). Sin embargo, la CPDP de la pesquería no asociada y la estimación del alba y biomasa del modelo sencillo de evaluación de poblaciones señalan una tendencia creciente de la abundancia ([Figura 8](#)).

2.2. H2: Disminución del número de atunes por plantado

Otra posible explicación de la disminución de la captura por lance es que los atunes se están distribuyendo de forma uniforme entre los plantados ([Hall y Román 2016](#)). Por lo tanto, aunque la abundancia de los atunes sigue constante, incrementar el número de plantados reduce la cantidad de atún en cada plantado, y por consiguiente la captura por lance. No existe ninguna medida directa del número total de plantados en el OPO en un momento en particular, solamente registros del número sembrado y recuperado, pero no de aquellos perdidos (hundidos o salieron del OPO). Sin embargo, los aumentos del número de plantados sembrados ([Figura 2](#)) y el número de lances sobre plantados ([Figura 1](#)) indican que el número de plantados en el OPO viene aumentando. Hall y Román (2016) descubrieron una correlación decreciente entre la captura total de atún (aleta amarilla, patudo, y barrilete) por lance y el número de plantados sembrados.

2.3. H3: Cambio de objetivo de la pesca

La hipótesis final se basa en cambios en la pesquería que resultan en que una especie particular (en este caso, el patudo) sea menos vulnerable a las artes de pesca, reduciendo así la captura de la especie. Un análisis de datos de la pesquería de cerco ([SAC-07-07e](#)) determinó que factores espaciales (latitud y longitud), el medio ambiente, /a profundidad de la malla típicamente sujeta debajo de los plantados para atraer peces, y la profundidad de la red de cerco todos afectan las capturas de patudo. Una exploración del número de lances por área señala que ha ocurrido un incremento total general de los lances ([Figuras 9 y 10](#)). No ha ocurrido ningún cambio espacial obvio en el número de lances excepto un incremento reciente en la zona costera del sur frente a Perú, pero la captura por lance de patudo en esas áreas es baja ([Figuras 11 y 12](#)). La profundidad de la malla debajo de los plantados sembrados por buques de clase de capacidad 6² aumentó en los años 1990, siguió estable hasta 2011, y luego comenzó a crecer de nuevo ([Figura 13](#)). Se esperaría que incrementar la profundidad de la malla aumentaría la captura por lance de patudo inicialmente, porque son más vulnerables, y posiblemente la reduciría a medida que se redujera la población. Sin embargo, la captura por lance de patudo continuó su disminución constante a

² Buques cerqueros de capacidad de acarreo > 363 t

pesar del aumento de la profundidad a la malla. Además, la profundidad de las redes de cerco usadas por buques de clase 6 aumento en los años 1990 y siguió constante posteriormente. Por lo tanto, es poco probable que la profundidad de las redes haya afectado la captura por lance.

Cambios en la pesquería encaminadas a reducir la captura de patudo, debidas tal vez a preocupaciones de ordenación porque la reducción del patudo es el motivador principal de las vedas de la pesquería de cerco, reducirían la captura por lance de patudo. Sin embargo, no existen pruebas de que éste sea el caso. Cambios realizados para incrementar la captura de barrilete podrían también reducir la captura por lance de patudo, pero no existen pruebas de aumentos de la captura por lance de barrilete. Es poco probable que cambios en las características de la pesquería hayan reducido la captura por lance de patudo. El mayor número de lances ([Figura 1](#)), a pesar del número bastante constante de buques y capacidad ([Figura 3](#)), sugieren que se están realizando más lances por día, lo cual podría conducir a lances sobre objetos flotantes posteriormente en el día. Sin embargo, desde que el número de días de pesca ha aumentado ([Figura 15](#)), el número de lances por día no ha cambiado ([Figura 16](#)), ni tampoco la hora media del día de un lance ([Figura 17](#), ver también Hall y Román 2016). Se señala también que no han ocurrido cambios en la proporción de lances sin captura ([Hall y Román 2016](#)). Es posible que hayan ocurrido algunos cambios en la pesquería no descritos aquí que aumentaron el número de lances sobre objetos flotantes (por ejemplo, realizar lances adicionales posteriormente en el día), que podrían también haber reducido la captura por lance de patudo, pero son necesarias investigaciones adicionales.

3. DISCUSIÓN

Con los datos actualmente disponibles, es difícil determinar la causa de la reducción de la captura por lance de patudo en la pesquería cerquera sobre objetos flotantes en el OPO. No parecen existir pruebas que apoyen ninguna de las tres hipótesis más que las otras. No obstante, es poco probable que la reducción de la captura por lance se deba a cambios en la distribución espacial de la flota, aumentos de la profundidad de la malla en plantados, o una mayor profundidad de las redes de cerco.

La evaluación de la población no estima el impacto del incremento del número de lances sobre plantados sobre las poblaciones de patudo. Tampoco toma en cuenta el mayor número de lances, pero sí incluye toda la captura registrada tomada en la pesquería sobre objetos flotantes. Las estimaciones de biomasa en la evaluación son consistentes con la reducción de la captura por lance, excepto desde 2012, pero no hubo cambio en la tendencia decreciente de la captura por lance en 2012. Persisten problemas con la evaluación de las poblaciones, por lo que existe la posibilidad que las estimaciones de la evaluación sean incorrectas y que la abundancia esté disminuyendo, tal como sugieren los datos de captura por lance. No obstante, la captura por lance no es considerada generalmente proporcional a la abundancia. Por lo tanto, se debería continuar el seguimiento del mayor número de lances sobre plantados y la reducción de la captura por lance, porque existe incertidumbre en las estimaciones de la evaluación de la población.

Son necesarias investigaciones y recolección de datos. El dato más importante es una medida del número de plantados que se siembran en una zona particular en un momento dado. Esto requerirá probablemente un sistema de identificación de plantados para que puedan ser contabilizados. El código de identificación sería registrado cada vez que se sembrara o recuperara un plantado, y un sistema de este tipo permitiría usar métodos de tipo marcado y recaptura para estimar el número de plantados no identificados sembrados. Podrían ser necesarios modelos de corrientes oceánicas para determinar la posición de los plantados después de la siembra, aunque acceso a información satelital sobre la posición de los plantados aumentaría enormemente la precisión de las posiciones de los plantados. Se debería también investigar los motivos por los cuales el número de lances está aumentando más rápidamente que la capacidad de la flota. Los lances adicionales podrían tener tasas de captura de patudo más bajas.

RECONOCIMIENTOS

Marlon Román, Nick Vogel, y Cleridy Lennert-Cody proporcionaron datos y figuras.

APPLICATION OF HARVEST CONTROL RULES FOR TROPICAL TUNAS IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

Mark N. Maunder and Richard B. Deriso

CONTENTS

Abstract.....	373
1. Introduction.....	373
2. Reference points.....	374
3. Harvest control rule.....	374
4. Discussion.....	376

ABSTRACT

The IATTC has used seasonal closures to manage the purse-seine fishery for tropical tunas in the eastern Pacific Ocean since 2002. Interim target and limit reference points based on maximum sustainable yield (MSY) and reductions in recruitment, respectively, have been adopted for these tunas. We evaluate the use of the harvest control rule (HCR) used by the IATTC, which is based simply on limiting fishing mortality (F) to levels that do not exceed the level corresponding to the MSY.

Until 2010, the implemented closures were shorter than indicated by the stock assessments and recommended by the IATTC staff; however, since then they have been consistent with both. The stock assessments, which cover the 1975-2014 period, estimate that for most of that period the fishing mortality of yellowfin and bigeye tuna has been below the level corresponding to MSY. No assessment is available for skipjack tuna, but the fishing mortality increased starting in the early 1990s and leveled out in the late 2000s.

It is currently not possible to evaluate the appropriateness of the limit reference points unless some assumptions are made about the population dynamics of tuna (*e.g.* steepness of the stock-recruitment relationship). Extensive meta-analysis shows no evidence for depensation, and when fishing pressure is reduced, stocks almost always increase in abundance, indicating that hard biomass-based limit reference points can be set at low levels of abundance. (A ‘hard’ reference point demands strict and prompt management action if a stock falls below that point; a ‘soft’ reference point requires only that appropriate action be taken within a reasonable time.) The appropriateness of the HCR with respect to the limit reference points has not been thoroughly tested. A preliminary management strategy evaluation (MSE) for bigeye tuna indicated that the HCR based on F_{MSY} is appropriate and will result in a low probability of exceeding the limit reference point. A more comprehensive MSE is needed to evaluate the HCR. Alternative HCRs that include soft and hard limit reference points, use biomass-based reference points, and establish well-defined management actions when reference points are exceeded, should be considered.

1. INTRODUCTION

Target (TRP) and limit (LRP) reference points and harvest control rules (HCRs) are essential components of the guidelines for adopting the precautionary approach to fisheries management outlined in Annex II of the United Nations Straddling Fish Stocks Agreement (UNFSA 1995), and there is mounting pressure from a variety of organizations and certification bodies to adopt such reference points and HCRs. At its 87th meeting in July 2014, the Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC) adopted interim TRPs and LRPs for managing tuna in the EPO, and applies an operational HCR for tropical tunas (yellowfin, skipjack, and bigeye) in the eastern Pacific Ocean (EPO). We provide the available evidence for the validity of this HCR.

2. REFERENCE POINTS

The objective of LRPs is to protect a stock from serious, slowly reversible, or irreversible fishing impacts. In general, avoiding these impacts is interpreted as ensuring that recruitment is not substantially impacted.

The TRPs adopted formally by the IATTC in 2014, and used informally in prior years, are the biomass (B) and fishing mortality rate (F) corresponding to the maximum sustainable yield (B_{MSY} and F_{MSY} , respectively). The LRPs, which are based on biological grounds, are those associated with a 50% reduction in recruitment based on a conservative assumption of the steepness (h) of the stock-recruitment relationship ($h = 0.75$; see Maunder and Deriso 2014), .

The LRPs have not been tested to determine if they are appropriate to protect a stock from such impacts. This is not a trivial task, since the answer is dependent on depensation (a decrease in the breeding population leads to a reduction in recruits per spawner) caused by factors such as the Allee effect (the reduced likelihood of finding a mate), the number killed by predators being independent of the abundance of the prey, and niche invasion by other species. Meta-analyses of stock-recruitment relationships find little evidence for depensation (Myers *et al.* 1995; Liermann and Hilborn 1997, 2001). Extensive meta-analysis shows no evidence for depensation: when fishing pressure is reduced, stocks almost always increase in abundance, and productivity is most impacted by changes in régime (Hilborn *et al.* 2014; Vertpre *et al.* 2013). Most, if not all, LRPs, including those used by the IATTC, are arbitrary and have not been tested. The difference with the IATTC reference points is that they are more directly related to the requirement of ensuring that recruitment is not substantially impacted and to common assumptions about the stock-recruitment relationship. Alternative reference points could be based on the distribution of historical values, as recommended for skipjack tuna (Maunder and Deriso 2007). It is unlikely that future analyses or research will develop less arbitrary LRPs.

3. HARVEST CONTROL RULE

For bigeye and yellowfin, the IATTC has applied the informal HCR of fishing at F_{MSY} or, more accurately, reducing the fishing mortality to F_{MSY} if the fishing mortality of either stock exceeds its respective F_{MSY} , as estimated by the base case stock assessments. The HCR is based on the general management goal outlined in the Antigua Convention (*i.e.* “maintain or restore the populations of harvested species at levels of abundance which can produce the maximum sustainable yield”). The probability of exceeding the LRP was not explicitly considered when the HCR was developed, and the action to be taken if the LRP is exceeded has not been defined.

3.1. Evidence that the harvest control rule is appropriate

HCRs should be extensively evaluated to determine if they meet management goals. For example, MSE should be used to determine if the HCR ensures that there is a low probability that the LRP is exceeded. The HCR used by the IATTC has not been extensively tested.

Maunder *et al.* (2015) conducted a preliminary MSE on bigeye tuna to investigate the appropriateness of the operational F_{MSY} -based HCR, given the new interim LRP. They found that the probability of recruitments dropping below half of the virgin recruitment ($R_{0.5}$) in a particular year is lower than 10% for the projected 9 years, except for one particular year when the stock-recruitment steepness (h) in the stock assessment model was over-assumed. They also found that there was only one or (depending on the scenario) two years during the 1975-2014 period in which the recruitments were lower than $R_{0.5}$. However, it should be noted that, for some species, the annual variation in recruitment due to environmental conditions can reduce recruitment below $R_{0.5}$ even when the spawning stock biomass (SSB) is relatively high.

Maunder *et al.* (2015) found that the probability of the fishing mortality exceeding that corresponding to a recruitment level of $R_{0.5}$ ($F_{0.5R0}$) is zero for the projected years when the average length of the oldest fish (L_2), natural mortality (M), and h are perfectly specified in the stock assessment model. $F_{0.5R0}$ is also not

exceeded when L_2 is under-assumed. Both over-assumed h and over-assumed M result in $F_{0.5R0}$ being exceeded for a few years in the 9-year projection period, but the probability of exceeding $F_{0.5R0}$ is very low (lower than 5% in any particular year). The probability of the level of depletion (d) of the SSB being below the biomass corresponding to $R_{0.5}$ ($d_{0.5R0}$) is zero for all the scenarios.

3.2. Implementation of the harvest control rule

The HCR is implemented in the EPO by the IATTC using limited entry and a time closure for purse-seine vessels. The closure can be in one of two periods, July to September or November to January, and can also be adjusted to take into account increases or decreases in fleet capacity (see <http://www.iattc.org/PDFFiles2/IATTC-75-07b-Conservation-recommendations-and-AnnexREV.pdf>). The duration of the closure is calculated as follows:

$$\text{Duration of closure} = 365 - F \text{ multiplier} * (365 - \text{current closure}) / (\text{capacity at end of previous year} / \text{previous 3-year average capacity}).$$

There is also a smaller spatial closure for purse-seine vessels from 29 September to 29 October within the area from 96° to 110°W between 4°N and 3°S. An evaluation of this closure (see Appendix I of <https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2014/MAYSAC/PDFs/SAC-05-16-Conservation-recommendations.pdf>) found that it was equivalent to 3 days of closure for the entire EPO, and therefore the closure calculation above is adjusted for this.

The longline fishery is managed using annual catch quotas for bigeye tuna divided among the major longline fishing nations. The quotas are adjusted appropriately based on any conservation measures that are adopted for purse-seine vessels.

3.3. Evidence that the harvest control rule has been applied

The operational IATTC HCR has been in action for a number of years, and this historical period can be used to determine if the HCR has been implemented. There are two ways of doing this: first, the estimate of the annual fishing mortality can be compared to the fishing mortality corresponding to maximum sustainable yield (i.e. $F/F_{MSY} \leq 1$); and second, the official closure length set in a particular year can be compared to the closure length calculated based on F_{MSY} using the assessment for the previous year.

Fishing mortality on yellowfin tuna is estimated to be below F_{MSY} throughout the assessment period (1975-2014), except the early 1980s and the mid-2000s ([Figure 1](#)). Fishing mortality on bigeye is estimated to be below F_{MSY} for all of the assessment period ([Figure 2](#)). No estimate of F_{MSY} is available for skipjack, but the fishing mortality started to increase in the early 1990s, and leveled off in the late 2000s ([Figure 3](#)). F/F_{MSY} is uncertain for yellowfin and bigeye because of uncertainties in the stock assessment. In particular, the steepness of the stock-recruitment relationship is uncertain, and lower values can produce estimates of F that are above F_{MSY} .

The IATTC has used seasonal closures to manage the purse-seine fishery for tropical tunas in the EPO since 2002. Initially the closures were not as long as indicated by the stock assessments and/or recommended by the IATTC staff ([Table 1](#)). The longer closure was mainly needed for bigeye, but was also needed for yellowfin in some years. In 2012 the closure was set at the lower end of the staff's recommendation, which was in turn shorter than indicated by the stock assessment. Since then the stock assessment has indicated that the closure could be shortened slightly, but due to increases in fleet capacity and uncertainty in the results of the assessment, the staff has recommended maintaining the existing closure, and this recommendation has been adopted by the Commission. In 2013 and 2015 the closure length indicated by the stock assessments was slightly longer for yellowfin than for bigeye.

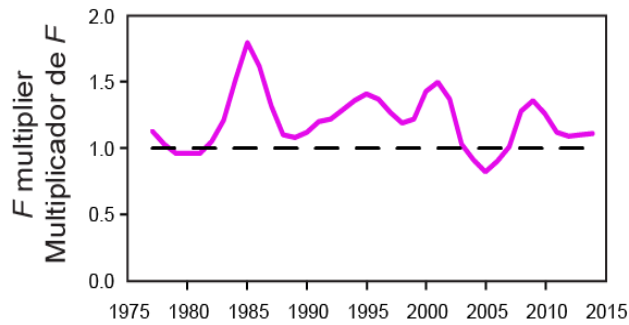


FIGURE 1. Change in current fishing mortality on yellowfin required to correspond to MSY ($F_{\text{multiplier}} = F_{\text{MSY}}/F$) (Minte-Vera *et al.* in press).

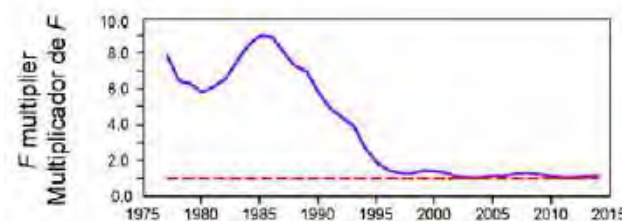


FIGURE 2. Change in current fishing mortality on bigeye required to correspond to MSY ($F_{\text{multiplier}} = F_{\text{MSY}}/F$) (Aires-da-Silva and Maunder in press)

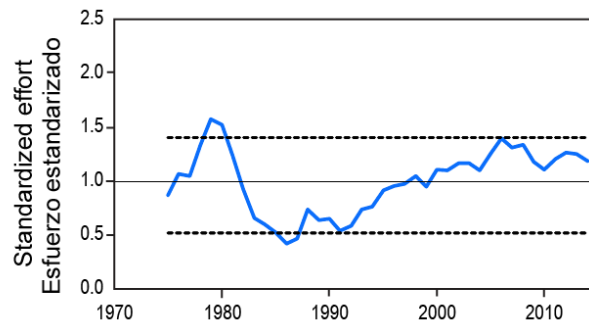


FIGURE 3. Standardized fishing effort indicator for skipjack (Maunder in press).

4. DISCUSSION

Between 2002 and 2010, the seasonal closures of the purse-seine fishery for tropical tunas in the EPO were shorter than indicated by the stock assessments and recommended by the IATTC staff; however, since then they have been consistent with both. The stock assessments, which cover the 1975-2014 period, estimate that for most of that period the fishing mortality of yellowfin and bigeye tuna has been below the level corresponding to MSY. The fishing mortality rate for yellowfin tuna was estimated to be above MSY during the mid-1990s, which indicates that in recent years the HCR has been implemented appropriately. However, these conclusions are uncertain due to uncertainty in the results of the stock assessment. This uncertainty explains why the current assessment estimates that fishing mortality has been below F_{MSY} historically, while the earlier assessment on which the management action was based indicated that stricter management was needed.

It is currently not possible to evaluate the appropriateness of the LRPs used by the IATTC. However, they appear to be based on reasonable assumptions and are directly related to the purpose of LRPs; therefore, although they are still arbitrary, they are somewhat less so than most LRPs used by other management organizations. Extensive meta-analysis shows no evidence for depensation, and when fishing pressure is

reduced, stocks almost always increase in abundance (Hilborn *et al.* 2014), indicating that hard biomass-based LRPs can be set at low levels of abundance.

The appropriateness of the HCR with respect to the LRPs has not been thoroughly tested. A preliminary MSE for bigeye indicated that the HCR based on F_{MSY} is appropriate and will result in a low probability of exceeding the LRP. The MSE analysis added uncertainty in the operating model to the uncertainty in the stock assessment parameters by conducting multiple MSEs with different model assumptions. However, these assumptions were chosen arbitrarily, and a more quantitative method is needed to determine the assumptions and their weight in the analysis. A simplified stock assessment model was used as part of the management procedure to reduce computational demands, and future work may need to evaluate more complex assessment models.

The HCR used by the IATTC is simplistic, and the action to be taken when the LRP is exceeded has not been defined in detail. A more fully defined HCR might be required when comprehensive MSE is carried out. For example, several management organizations use two LRPs, a ‘soft’ limit to trigger precautionary management action and a ‘hard’ limit to trigger severe management action (*e.g.* closure of a fishery). The current IATTC HCR uses F_{MSY} as both a target and a soft limit, in the sense that, if it is exceeded, then management action is taken to reduce the fishing mortality to F_{MSY} . No detailed action has been defined for when the IATTC hard limit ($F_{0.5R}$) is exceeded. Biomass-based reference points are not used in the HCR. Alternative HCRs that include soft and hard LRPs, use biomass-based reference points, and have well-defined management actions for when reference points are exceeded, should be considered.

TABLE 1. Closures of the purse-seine (PS) fishery recommended by the IATTC staff and implemented by the IATTC, 2002-2015. YFT: yellowfin; BET: bigeye.

Year	Resolution	F multiplier		Closure (days)	
		YFT	BET	Recommended	Implemented
2002	C-02-04	1.12	1.85	31	31
2003	C-03-12	1.20	0.79	61, plus additional measures ¹	42
2004	C-04-09	1.12	0.62	61 ² , plus additional measures ³	42
2005	C-04-09	0.83	0.57	61, plus additional measures ³	42
2006	C-04-09	1.02	0.68	69, plus additional measures ⁴	42
2007	C-06-02	0.88	0.77	74	42
2008	None	1.13	0.82	84	49
2009	C-09-01	1.09	0.81	84	59
2010	C-10-01	1.33	1.13	62	62
2011	C-11-01	1.13	0.93	62	62
2012	C-12-01	1.15	0.95	62-74 ⁵	62
2013	C-13-01	1.01	1.05	62	62
2014	C-13-01	1.21	1.04	62	62
2015	C-13-01	1.11	1.14	62	62

¹ Additional 61 days between 90°W and 150°W from 5°N to 10°S

² 2-month closure, which is 61 days for most combinations

³ One of three options: (1) 6-month PS closure west of 95°W between 8°N and 10°S; (2) 6-month closure of PS fishery on floating objects west of 95°W; (3) Limit annual catch of bigeye by each PS vessel with an observer to 500 t

⁴ Additional 95 days for PS fishery for bigeye on floating objects

⁵ 74 days after adjusting for capacity

APLICACIÓN DE REGLAS DE CONTROL DE EXTRACCIÓN PARA LOS ATUNES TROPICALES EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

Mark N. Maunder y Richard B. Deriso

ÍNDICE

Resumen.....	378
1. Introducción	378
2. Puntos de referencia.....	379
3. Regla de control de extracción.....	379
4. Discusión.....	381

RESUMEN

La CIAT ha usado vedas estacionales para gestionar la pesquería cerquera de atunes tropicales en el Océano Pacífico oriental desde 2002. Ha adoptado para estos atunes puntos de referencia objetivo y límite basados en rendimiento máximo sostenible (RMS) y reducciones del reclutamiento, respectivamente. Evaluamos el uso de la regla de control de extracción (RCE) operacional usada por la CIAT, que se basa simplemente en limitar la mortalidad por pesca (F) en niveles que no rebasen el nivel correspondiente al RMS.

Hasta 2010, las vedas implementadas fueron más cortas que aquellas indicadas por las evaluaciones de las poblaciones y recomendadas por el personal de la CIAT, pero desde entonces han sido consistentes con ambas. Las evaluaciones de las poblaciones, que cubren el periodo de 1975 a 2014, estiman que para la mayor parte de ese periodo la mortalidad por pesca de los atunes aleta amarilla y patudo estuvo por debajo del nivel correspondiente al RMS. No se dispone de una evaluación para el atún barrilete, pero la mortalidad por pesca aumentó a partir de principios de los años 1990 y se estabilizó hacia fines de los años 2000.

No es posible actualmente evaluar si son adecuados los puntos de referencia límite sin hacer ciertos supuestos acerca de la dinámica poblacional de los atunes (por ejemplo, la inclinación de la relación población-reclutamiento). Un meta-análisis extenso no señala ninguna prueba de depensación, y cuando se reduce la presión de pesca, la abundancia de las poblaciones casi siempre aumenta, lo cual indica que los puntos de referencia límite « duros » basados en biomasa pueden ser fijados en niveles de abundancia bajos. (Un punto de referencia « duro » exige una acción de ordenación estricta y oportuna si una población decae por debajo de ese punto; un punto de referencia « flojo » requiere solamente que se tome acción apropiada en un plazo razonable.) No se ha investigado a fondo si la RCE es apropiada con respecto a los puntos de referencia límite. Una evaluación de estrategia de ordenación (EEO) preliminar para el atún patudo indicó que la RCE basada en F_{RMS} es apropiada y resultará en una baja probabilidad de rebasar el punto de referencia límite. Es necesaria una MSE más exhaustiva para evaluar la RCE. Se deberían considerar RCE alternativas que incluyan puntos de referencia límite duros y flojos, que usen puntos de referencia basados en biomasa, y que establezcan acciones de ordenación bien definidas en el caso de rebasar los puntos de referencia.

1. INTRODUCCIÓN

Los puntos de referencia objetivo (PRO) y límite (PRL) y las reglas de control de extracción (RCE) son componentes esenciales de las directrices para la adopción del enfoque precautorio a la ordenación de la pesca descrito en el anexo II del Acuerdo de las Naciones Unidas sobre poblaciones de peces transzonales (UNFSA 1995), y va en aumento la presión por parte de una variedad de organizaciones y entidades de certificación para adoptar puntos de referencia y RCE. En su 87ª reunión en julio de 2014, la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) adoptó puntos de referencia objetivo y límite provisionales para

gestionar los atunes en el Océano Pacífico oriental (OPO), y aplica una RCE operacional para los atunes tropicales (aleta amarilla, barrilete, patudo) en el OPO. Presentamos las pruebas disponibles de la validez de esta RCE.

2. PUNTOS DE REFERENCIA

La intención de los puntos de referencia es proteger a una población de impactos de la pesca graves, lentamente reversibles, o no reversibles. En general se entiende que evitar estos impactos significa que el reclutamiento no debe ser afectado de manera sustancial.

Los PRO adoptados formalmente por la CIAT en 2014, y usados informalmente en años previos, son la biomasa (B) y la tasa de mortalidad por pesca (F) correspondientes al rendimiento máximo sostenible (B_{RMS} y F_{RMS} , respectivamente). Los PRL, que se basan en criterios biológicos, son aquellos asociados a una reducción de 50% en el reclutamiento basado en un supuesto cauteloso de la inclinación (h) de la relación población-reclutamiento ($h = 0.75$; ver Maunder y Deriso 2014).

Los PRL no han sido probados para determinar si son adecuados para proteger a una población de los impactos antes mencionados. Esto no es una tarea trivial, ya que la respuesta depende de la depensación (una disminución de la población reproductora conduce a una reducción del número de reclutas por reproductor) causada por factores tales como el efecto Allee (la probabilidad reducida de aparear), que el número muerto por depredadores sea independiente de la abundancia de las presas, y la invasión de nichos por otras especies. Los meta-análisis de las relaciones población-reclutamiento descubren pocas pruebas de depensación (Myers *et al.* 1995; Liermann y Hilborn 1997, 2001). Un meta-análisis extenso no indica ninguna prueba de depensación: cuando se reduce la presión de pesca, la abundancia de las poblaciones casi siempre aumenta, y lo que más afecta la productividad son los cambios de régimen (Hilborn *et al.* 2014; Vert-pre *et al.* 2013). La mayoría de los PRL, o hasta todos, incluso aquellos usados por la CIAT, son arbitrarios y no han sido probados. La diferencia con los puntos de referencia de la CIAT es que están relacionados más directamente con el requisito de asegurar que el reclutamiento no sea afectado de forma sustancial y con los supuestos comunes acerca de la relación población-reclutamiento. Puntos de referencia alternativos podrían estar basados en la distribución de los valores históricos, tal como se recomendó para el atún barrilete (Maunder y Deriso 2007). Es poco probable que análisis o investigaciones futuras elaboren PRL menos arbitrarios.

3. REGLA DE CONTROL DE EXTRACCIÓN

En el caso del patudo y aleta amarilla, la CIAT ha aplicado la RCE informal de pescar en F_{RMS} o, más exactamente, reducir la mortalidad por pesca a F_{RMS} si la mortalidad por pesca de cualquiera de las dos especies rebasa su F_{RMS} respectiva, estimada por la evaluación de caso base de la población. La RCE se basa en la meta general de ordenación estipulada en la Convención de Antigua (es decir, «mantener o restablecer las poblaciones de las especies capturadas a niveles de abundancia que puedan producir el máximo rendimiento sostenible»). La probabilidad de rebasar el PRL no fue considerada explícitamente cuando se desarrolló la RCE, y no se ha definido la acción por tomar en el caso de rebasarla.

3.1. Pruebas que la regla de control de extracción es apropiada

Las RCE deben ser evaluadas extensamente para determinar si satisfacen las metas de la ordenación. Por ejemplo, se debería usar una EEO para determinar si la regla garantiza una baja probabilidad de rebasar el PRL. La RCE usada por la CIAT no ha sido extensamente probada.

Maunder *et al.* (2015) realizaron una EEO preliminar para el patudo, a fin de investigar si la RCE operacional basada en F_{RMS} es apropiada, en vista del nuevo PRL provisional. Descubrieron que la probabilidad de que el reclutamiento disminuya a menos de la mitad del reclutamiento virgen ($R_{0.5}$) en un año particular es menos de 10% para los nueve años proyectados, excepto un año particular cuando se sobreestimó la inclinación (h) de la relación población-reclutamiento en el modelo de evaluación. Descubrieron también que hubo solamente un año (o, según el escenario, dos) durante el periodo de 1975-

2014 en el que los reclutamientos fueron inferiores a $R_{0.5}$. No obstante, cabe señalar que, en el caso de ciertas especies, la variación anual del reclutamiento debida a las condiciones ambientales puede reducir el reclutamiento a menos de $R_{0.5}$ aún cuando la biomasa de la población reproductora (SSB) es relativamente alta.

Maunder *et al.* (2015) descubrieron que la probabilidad de que la mortalidad por pesca supere aquella correspondiente al nivel de reclutamiento de $R_{0.5}$ ($F_{0.5R0}$) es cero para los años proyectados si la talla media de los peces más viejos (L_2), mortalidad natural (M), y h están perfectamente especificadas en el modelo de evaluación de la población. Tampoco se rebasa $F_{0.5R0}$ si se subsupone L_2 . Supuestos excesivos tanto de h como de M resultan en que se rebasa $F_{0.5R0}$ durante unos pocos años en el período de proyección de nueve años, pero la probabilidad de rebasar $F_{0.5R0}$ es muy baja (menos de 5% en cualquier año particular). La probabilidad de que el nivel de disminución (d) de la SSB esté por debajo de la biomasa correspondiente a $R_{0.5}$ ($d_{0.5R0}$) es cero para todos los escenarios.

3.2. Implementación de la regla de control de extracción

La RCE es implementada en el OPO por la CIAT usando ingreso limitado y una veda temporal para los buques de cerco. La veda puede ocurrir en uno de dos periodos, julio-septiembre o noviembre-enero, y puede también ser ajustada para tomar en cuenta aumentos o reducciones de la capacidad de la flota (ver <http://www.iattc.org/PDFFiles2/IATTC-75-07b-Recomendaciones-de-conservacion-y-AnexoREV.pdf>).

Se calcula la duración de la veda la forma siguiente:

$$\text{Duración de la veda} = 365 - \text{multiplicador de } F * (365 - \text{veda actual}) / (\text{capacidad al fin del año previo} / \text{capacidad media de los 3 años previos}).$$

Se aplica también una veda espacial para los buques de cerco del 29 de septiembre al 29 de octubre en el área entre 96° y 110°O desde 4°N hasta 3°S. Una evaluación de esta veda (ver anexo I de <http://www.iattc.org/Meetings/Meetings2014/MAYSAC/PDFs/SAC-05-16-Recomendaciones-de-conservacion.pdf>) estableció que es equivalente a tres días de veda para el OPO entero, y por lo tanto se ajusta el cálculo de la veda para tomar esto en cuenta.

Se gestiona la pesquería palangrera usando cuotas anuales de atún patudo divididas entre las principales naciones pesqueras palangreras. Las cuotas son ajustadas apropiadamente con base en cualquier medida de conservación adoptada para la flota de cerco.

3.3. Pruebas de la aplicación de la regla de control de extracción

La RCE operacional de la CIAT está en uso desde hace varios años, y se puede usar este período histórico para determinar si la RCE ha sido implementada. Hay dos formas de hacerlo: la primera consiste en comparar la estimación de la mortalidad por pesca anual con la mortalidad por pesca correspondiente al rendimiento máximo sostenible (o sea, $F/F_{RMS} \leq 1$); y la segunda es comparar la duración de la veda fijada en un año particular con la duración de la veda calculada basada en F_{RMS} usando la evaluación del año previo.

Se estima que la mortalidad por pesca del aleta amarilla estuvo por debajo de F_{RMS} durante todo el período de evaluación (1975-2014), excepto a principios de los años 1980 y mediados de los 2000 ([Figura 1](#)). Se estima que la mortalidad por pesca de patudo estuvo por debajo de F_{RMS} durante todo el período de evaluación ([Figura 2](#)). No se dispone de una estimación de F_{RMS} para el barrilete, pero la mortalidad por pesca comenzó a aumentar a principios de los años 1990, y se estabilizó hacia fines de los 2000 ([Figura 3](#)). F/F_{RMS} es incierto para el aleta amarilla y el patudo debido a incertidumbres en las evaluaciones de las poblaciones. En particular, la inclinación de la relación población-reclutamiento es incierta, y valores bajos pueden producir estimaciones de F superiores a F_{RMS} .

La CIAT ha usado vedas estacionales para gestionar la pesquería de cerco de atunes tropicales en el OPO desde 2002. Inicialmente las vedas fueron más cortas que aquellas indicadas por las evaluaciones de las poblaciones y/o recomendadas por el personal de la Comisión ([Tabla 1](#)). La veda más larga era necesaria

principalmente para el patudo, pero era también necesaria para el aleta amarilla en algunos años. En 2012 se fijó la duración de la veda cerca del valor mínimo de la recomendación del personal, que a su vez era más corta que la indicada por la evaluación. Desde entonces las evaluaciones han indicado que la veda podría ser ligeramente más corta, pero debido a aumentos en la capacidad de la flota e incertidumbre en los resultados de la evaluación, el personal ha recomendado mantener la veda existente, y esta recomendación ha sido adoptada por la Comisión. En 2013 y 2015 la duración de la veda indicada por las evaluaciones fue ligeramente mayor para el aleta amarilla que para el patudo.

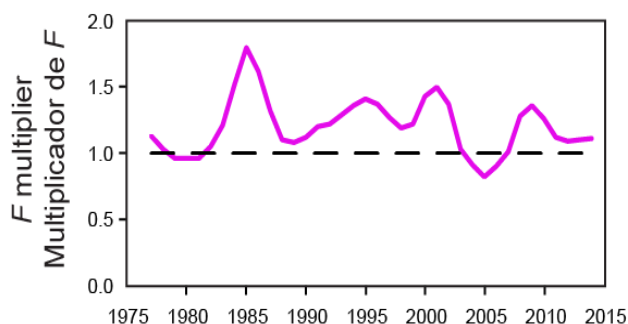


FIGURA 1. Cambio en la mortalidad por pesca actual de aleta amarilla necesario para corresponder al RMS (multiplicador de $F = F_{RMS}/F$) (Minte-Vera *et al.* en prensa)

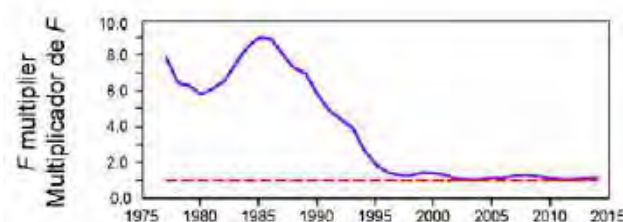


FIGURA 2. Cambio en la mortalidad por pesca actual de patudo necesario para corresponder al RMS (multiplicador de $F = F_{RMS}/F$) (Aires-da-Silva y Maunder en prensa)

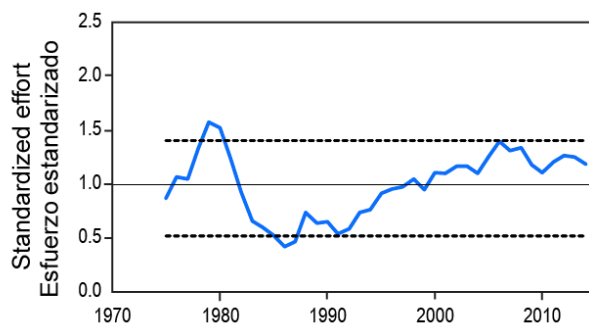


FIGURA 3. Indicador de esfuerzo de pesca estandarizado para el barrilete (Maunder en prensa).

4. DISCUSIÓN

Entre 2002 y 2010, las vedas estacionales de la pesquería de cerco de atunes tropicales en el OPO fueron más cortas que lo indicado por las evaluaciones de las poblaciones y/o recomendadas por el personal de la Comisión, pero subsecuentemente han sido consistentes con ambas. Las evaluaciones de las poblaciones, que abarcan el periodo de 1975-2014, estiman que durante la mayor parte de dicho periodo la mortalidad por pesca de aleta amarilla y patudo estuvo por debajo del nivel correspondiente al RMS. Se estimó que la tasa de mortalidad por pesca del aleta amarilla estuvo por encima del RMS a mediados de los años 1990,

lo cual indica que en los últimos años la RCE ha sido implementada de manera apropiada. No obstante, estas conclusiones son inciertas debido a incertidumbre en los resultados de la evaluación de la población. Esta incertidumbre explica por qué la evaluación actual estima que la mortalidad por pesca estuvo por debajo de F_{RMS} históricamente, mientras que la evaluación anterior en la cual se basó la acción de ordenación indicó que era necesaria una ordenación más estricta.

No es posible actualmente evaluar si los PRL usados por la CIAT son apropiados. No obstante, parecen estar basados en supuestos razonables y están directamente relacionados con el propósito de los PRL; por lo tanto, aunque siguen siendo arbitrarios, son algo menos arbitrarios que la mayoría de los PRL usados por otras organizaciones de ordenación. Un meta-análisis extenso no indica ninguna prueba de depensación y cuando se reduce la presión de pesca, la abundancia de las poblaciones casi siempre aumenta, lo cual indica que se pueden fijar PRL duros basados en biomasa en niveles bajos de abundancia.

No ha sido probada a fondo la RCE para determinar si es apropiada con respecto a los PRL. Una EEO preliminar para el patudo indicó que la RCE basada en F_{RMS} es apropiada y resultará en una baja probabilidad de rebasar el PRL. El análisis de EEO añadió incertidumbre en el modelo operativo a la incertidumbre en los parámetros de la evaluación de la población al realizar múltiples EEO con distintos supuestos del modelo. Sin embargo, estos supuestos fueron seleccionados arbitrariamente, y es necesario un método más cuantitativo para determinar los supuestos y su ponderación en el análisis. Se usó un modelo de evaluación de poblaciones simplificado como parte del procedimiento de ordenación para reducir la demanda computacional, y en el trabajo futuro podría ser necesario evaluar modelos de evaluación más complejos.

La RCE usada por la CIAT es simplista, y la acción por tomar cuando se rebase el PRL no ha sido definida en detalle. Es posible que sea necesaria una RCE más completamente definida cuando se realice una EEO más exhaustiva. Por ejemplo, varias organizaciones de ordenación usan dos PRL, un límite « flojo » para activar una acción de ordenación precautoria, y un límite « duro » para activar una acción de ordenación severa (por ejemplo, vedar una pesquería). La RCE actual de la CIAT usa F_{RMS} como límite tanto objetivo como flojo, en el sentido que, si es rebasado, entonces se toma acción de ordenación para reducir la mortalidad por pesca a F_{RMS} . No se ha definido acción detallada para cuando se rebase el límite duro de la CIAT ($F_{0.5R}$). No se usan puntos de referencia basados en biomasa en la RCE. Se deberían considerar RCE alternativas que incluyan PRL flojos y duros, usen puntos de referencia basados en biomasa, y cuenten con acciones de ordenación bien definidas para cuando se rebasen los puntos de referencia.

TABLA 1. Vedas de la pesquería de cerco (PS) recomendadas por el personal de la CIAT e implementadas por la CIAT, 2002-2015. YFT: aleta amarilla; BET: patudo.

Año	Resolución	Multiplicad or de F		Veda (días)	
		YFT	BET	Recomendada	Implementada
2002	C-02-04	1.12	1.85	31	31
2003	C-03-12	1.20	0.79	61, más medidas adicionales ⁶	42
2004	C-04-09	1.12	0.62	61 ⁷ , más medidas adicionales ⁸	42
2005	C-04-09	0.83	0.57	61, más medidas adicionales ³	42
2006	C-04-09	1.02	0.68	69, más medidas adicionales ⁹	42
2007	C-06-02	0.88	0.77	74	42
2008	None	1.13	0.82	84	49
2009	C-09-01	1.09	0.81	84	59
2010	C-10-01	1.33	1.13	62	62
2011	C-11-01	1.13	0.93	62	62
2012	C-12-01	1.15	0.95	62-74 ¹⁰	62
2013	C-13-01	1.01	1.05	62	62
2014	C-13-01	1.21	1.04	62	62
2015	C-13-01	1.11	1.14	62	62

⁶ 61 días adicionales entre 90° y 150°O desde 5°N hasta 10°S

⁷ Veda de dos meses, equivalente a 61 días para la mayoría de las combinaciones

⁸ Una de tres opciones : (1) veda de 6 meses de la pesquería de cerco al oeste de 95°O entre 8°N y 10°S; (2) veda de 6 meses de la pesquería de cerco sobre objetos flotantes al oeste de 95°O; (3) límite anual de captura de patudo de 500 t por cada buque de cerco con observador

⁹ 95 días adicionales para la pesquería de cerco de patudo sobre objetos flotantes

¹⁰ 74 días tras ajustar por la capacidad