

INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION
COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

Stock Assessment Report 9

Informe de Evaluación de Stocks 9

STATUS OF THE TUNA AND BILLFISH STOCKS IN 2007
CONDICIÓN DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES PICUDOS EN 2007

La Jolla, California

2009

INTRODUCTION

This report consists of four Background Papers on tunas prepared for the 78th meeting of the Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC), held in Panama, R.P., on 23-27 June 2008. These include data through 2007. Until recently these Background Papers were published, with minor modifications, in the Annual Reports of the IATTC. However, to make the IATTC staff's assessments widely available as soon as possible, they are now being published in a new series, the Stock Assessment Reports.

CONTENTS

Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2007 and outlook for the future <i>by</i> Mark N. Maunder and Alexandre Aires-da-Silva	3
Updated indicators of stock status for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean <i>by</i> Mark N. Maunder	95
Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2007 and outlook for the future <i>by</i> Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder.....	101
Stock structure of bigeye, yellowfin, and skipjack tunas in the eastern Pacific Ocean <i>by</i> Kurt M. Schaefer	203

INTRODUCCIÓN

Este informe consiste de cuatro documentos de información sobre atunes preparados para la 78ª reunión de la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT), celebrada en Panamá, R.P., del 23 al 27 de junio de 2008. Estos incluyen datos hasta 2007. Anteriormente se publicaban estos documentos, con leves cambios, en los Informes Anuales de la CIAT. Para permitir difundir las evaluaciones realizadas por el personal de la CIAT con la mayor prontitud posible, se publican ahora en una nueva serie, los Informes de Evaluación de Stocks.

ÍNDICE

Condición del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental en 2007 y perspectivas para el futuro <i>por</i> Mark N. Maunder y Alexandre Aires-da-Silva	71
Indicadores actualizados de la condición de la población del atún barrilete en el Océano Pacífico Oriental <i>por</i> Mark N. Maunder	98
Condición del atún patudo en el Océano Pacífico oriental en 2007 y perspectivas para el futuro <i>por</i> Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder.....	179
Estructura de las poblaciones de los atunes patudo, aleta amarilla, y barrilete en el Océano Pacífico oriental <i>por</i> Kurt M. Schaefer	210

STATUS OF YELLOWFIN TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2007 AND OUTLOOK FOR THE FUTURE

by

Mark N. Maunder and Alexandre Aires-da-Silva

CONTENTS

1. Summary	3
2. Data	5
3. Assumptions and parameters	8
4. Stock assessment.....	10
5. Status of the stock	17
6. Simulated effects of future fishing operations	20
7. Future directions	21
Figures.....	23
Tables	59
Appendices	64
References	92

1. SUMMARY

This report presents the most current stock assessment of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). An age-structured, catch-at-length analysis (A-SCALA) was used in the assessment, which is based on the assumption that there is a single stock of yellowfin in the EPO. Yellowfin are distributed across the Pacific Ocean, but the bulk of the catch is made in the eastern and western regions. The purse-seine catches of yellowfin are relatively low in the vicinity of the western boundary of the EPO. The movements of tagged yellowfin are generally over hundreds, rather than thousands, of kilometers, and exchange between the eastern and western Pacific Ocean appears to be limited. This is consistent with the fact that longline catch-per-unit-of-effort (CPUE) trends differ among areas. It is likely that there is a continuous stock throughout the Pacific Ocean, with exchange of individuals at a local level, although there is some genetic evidence for local isolation. Movement rates between the EPO and the western Pacific cannot be estimated with currently-available tagging data.

The stock assessment requires substantial amounts of information, including data on retained catches, discards, fishing effort, and the size compositions of the catches of the various fisheries. Assumptions have been made about processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality, fishing mortality, and stock structure. The assessment for 2008 differs from that of 2007 in the following ways. The catch and length-frequency data for the surface fisheries have been updated to include new data for 2007 (except the first quarter) and revised data for 2000-2006 and the first quarter of 2007. New or updated longline catch data are available for Chinese Taipei (2004-2006) and Japan (2003-2006).

In general, the recruitment of yellowfin to the fisheries in the EPO is variable, with a seasonal component. This analysis and previous analyses have indicated that the yellowfin population has experienced two, or possibly three, different productivity regimes (1975-1982, 1983-2001, and 2002-2006) corresponding to low, high, and intermediate levels of recruitment. The productivity regimes correspond to regimes in biomass, higher-productivity regimes producing greater biomasses. A stock-recruitment relationship is also supported by the data from these regimes, but the evidence is weak, and is probably an artifact of the apparent regime shifts. The analysis indicates that strong cohorts entered the fishery during 1998-2001, and that these cohorts increased the biomass during 1999-2001. However, these cohorts have now moved through the population, so the biomass decreased during 2002-2007. The biomass in 2005-2008 was at levels similar to those prior to 1985.

The average weights of yellowfin taken from the fishery have been fairly consistent over time, but vary

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

Significant levels of fishing mortality have been estimated for the yellowfin fishery in the EPO. These levels are highest for middle-aged yellowfin. Most of the yellowfin catch is taken in sets associated with dolphins, and, accordingly, this method has the greatest impact on the yellowfin population, although it has almost the least impact per unit of weight captured of all fishing methods.

Historically, the spawning biomass ratio (ratio of the spawning biomass to that of the unfished population, SBR) of yellowfin in the EPO was below the level corresponding to the maximum sustainable yield (MSY) during the lower productivity regime of 1975-1983, but above that level for most of the following years, except for the recent period (2003-2007). The increase in the SBR in 1984 is attributed to the regime change, and the recent decrease may be a reversion to an intermediate productivity regime. The two different productivity regimes may support two different MSY levels and associated SBR levels. The SBR at the start of 2008 is estimated to be above the level corresponding to the MSY. The effort levels are estimated to be less than those that would support the MSY (based on the current distribution of effort among the different fisheries), but recent catches are substantially below the MSY.

If a stock-recruitment relationship is assumed, the outlook is more pessimistic, and current biomass is estimated to be below the level corresponding to the MSY.

The current average weight of yellowfin in the catch is much less than the critical weight. 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 SBR levels.

The MSY has been stable during the assessment period, which suggests that the overall pattern of selectivity has not varied a great deal through time. However, the overall level of fishing effort has varied with respect to the MSY multiplier.

Under current levels of fishing mortality, it is predicted that the biomass will increase and then decrease but remain above the current level, and that the SBR will follow a similar trend, remaining above the level corresponding to the MSY. A comparison of the biomass and SBR predicted with and without the restrictions from Resolutions C-04-09 and C-06-02 suggests that, without the restrictions, they would be at lower levels than at present, and would decline to about the level corresponding to the MSY.

These simulations were carried out, using the average recruitment for the 1975-2007 period. If they had been carried out using the average recruitment for the 1983-2001 period, the projected trend in SBR and catches would have been more positive. Conversely, if they had been carried out using the average recruitment for the 2002-2006 period, the projected trend in SBR and catches would have been more negative.

Key results

1. The results are similar to the previous assessments, except that the current effort is less than that corresponding to MSY.
2. There is uncertainty about recent and future recruitment and biomass levels.
3. The recent fishing mortality rates are close to those corresponding to the MSY.
4. Increasing the average weight of the yellowfin caught could increase the MSY.
5. There have been two, and possibly three, different productivity regimes, and the levels of MSY and the biomasses corresponding to the MSY may differ between the regimes. The population may have recently switched from the high to an intermediate productivity regime.

6. The results are more pessimistic if a stock-recruitment relationship is assumed.

2. DATA

Catch, effort, and size-composition data for January 1975-December 2007, plus biological data, were used to conduct the stock assessment of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data for 2007, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases by 15 April 2007. All data are summarized and analyzed on a quarterly basis.

2.1. Definitions of the fisheries

Sixteen fisheries are defined for the stock assessment of yellowfin. These fisheries are defined on the basis of gear type (purse seine, pole and line, and longline), purse-seine set type (sets on schools associated with floating objects, unassociated schools, and dolphin-associated schools), and IATTC length-frequency sampling area or latitude. The yellowfin fisheries are defined in Table 2.1, and their spatial extents are shown in Figure 2.1. The boundaries of the length-frequency sampling areas are also shown in Figure 2.1.

In general, fisheries are defined so that, over time, there is little change in the size composition of the catch. Fishery definitions for purse-seine sets on floating objects are also stratified to provide a rough distinction between sets made mostly on fish-aggregating devices (FADs) (Fisheries 1-2, 4, 13-14, and 16), and sets made on mixtures of flotsam and FADs (Fisheries 3 and 15).

2.2. Catch and effort data

To conduct the stock assessment of yellowfin tuna, the catch and effort data in the IATTC databases are stratified according to the fishery definitions described in Section 2.1 and shown in Table 2.1. “Landings” is catch landed in a given year even if the fish were not caught in that year. Catch that is taken in a given year and not discarded at sea is termed retained catch. Throughout the document the term “catch” will be used to reflect either total catch (discards plus retained catch) or retained catch, and the reader is referred to the context to determine the appropriate definition.

All three of these types of data are used to assess the stock of yellowfin. Removals by Fisheries 10-12 are simply retained catch (Table 2.1). Removals by Fisheries 1-4 are retained catch plus some discards resulting from inefficiencies in the fishing process (see Section 2.2.3) (Table 2.1). The removals by Fisheries 5-9 are retained catch, plus some discards resulting from inefficiencies in the fishing process and from sorting the catch. Removals by Fisheries 13-16 are only discards resulting from sorting the catch taken by Fisheries 1-4 (see Section 2.2.2) (Table 2.1).

New and updated catch and effort data for the surface fisheries (Fisheries 1-10 and 13-16) have been incorporated into the current assessment. New catch and effort data for 2007 (except the first quarter, which were used in the previous assessment) and updated data for earlier years are used for the surface fisheries.

The species-composition method (Tomlinson 2002) was used to estimate catches of the surface fisheries. Comparisons of catch estimates from different sources show consistent differences between cannery and unloading data and the results of species composition sampling. Comparing the two sets of results is complex, as the cannery and unloading data are collected at the trip level, while the species-composition samples are collected at the well level, and represent only a small subset of the data. Differences in catch estimates could be due to the proportions of small tunas in the catch, differences in identification of the fish at the cannery, or even biases introduced in the species-composition algorithm in determining the species composition in strata for which no species-composition samples are available. In this assessment we calculated average quarterly and fishery-specific scaling factors for 2000-2005 and applied these to the cannery and unloading estimates for 1975-1999. Harley and Maunder (2005) compared estimates of the catches of bigeye obtained by sampling catches with estimates of the catches obtained from cannery data. Maunder and Watters (2001) provide a brief description of the method that is used to estimate

fishing effort by surface gear (purse seine and pole-and-line).

Updates and new catch and effort data for the longline fisheries (Fisheries 11 and 12) have also been incorporated into the current assessment. New or updated catch data were available for Chinese Taipei (2004-2006) and Japan (2003-2006).

The amount of longlining effort was estimated by dividing standardized estimates of the catch per unit of effort (CPUE) from the Japanese longline fleet into the total longline landings. Estimates of standardized CPUE were obtained using a delta-lognormal generalized linear model (Stefansson 1996) that took into account latitude, longitude, and numbers of hooks between floats (Hoyle and Maunder 2006b).

2.2.1. Catch

A substantial proportion of the longline catch data for 2007 were not available, so effort data were assumed (see Section 2.2.2), and the catch was estimated by the stock assessment model. Therefore, the total 2007 longline catch is a function of the assumed 2007 longline effort, the estimated number of yellowfin of catchable size in the EPO in 2007, and the estimated selectivities and catchabilities for the longline fisheries. Catches for the longline fisheries for the recent years for which the data were not available were set equal to the last year for which catch data were available.

Trends in the catch of yellowfin in the EPO during each quarter from January 1975 to March 2007 are shown in Figure 2.2. It should be noted that there were substantial surface and longline fisheries for yellowfin prior to 1975 (Shimada and Schaefer 1956; Schaefer 1957; Okamoto and Bayliff 2003). The majority of the catch has been taken by purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins and in unassociated schools. One main characteristic of the catch trends is the increase in catch taken since about 1993 by purse-seine sets on fish associated with floating objects, especially FADs in Fisheries 1 and 2. However, this is a relatively small part of the total catch.

Although the catch data in Figure 2.2 are presented as weights, the catches in numbers of fish were used to account for most of the longline catches of yellowfin in the stock assessment.

2.2.2. Effort

New effort data for 2007 (except the first quarter, which was used in the previous assessment) and updated data for earlier years are used for the surface fisheries.

A complex algorithm, described by Maunder and Watters (2001), was used to estimate the amount of fishing effort, in days fished, exerted by purse-seine vessels. The longline effort data for yellowfin have been estimated from standardized CPUE data, as follows. Detailed data on catch, effort, and hooks between floats by latitude and longitude from the Japanese longline fleet, provided by Mr. Adam Langley of the Secretariat of the Pacific Community, were used in a generalized linear model with a delta lognormal link function to produce an index of standardized CPUE (E.J. Dick, NOAA Santa Cruz, personal communication); see Stefansson (1996) for a description of the method and Hoyle and Maunder (2006b) for more detailed information. The Japanese effort data were scaled by the ratio of the Japanese catch to the total catch to compensate for the inclusion of catch data from the other nations into the assessment. This allows inclusion of all the longline catch data into the assessment, while using only the Japanese effort data to provide information on relative abundance.

Effort information from the Japanese longlining operations conducted in the EPO during 2007 was not available for this assessment. The longline effort exerted during each quarter of 2007 was assumed to be equal to the estimated effort exerted during the corresponding quarter of 2006. No longline catch data were input for 2007 (see above).

Trends in the amount of fishing effort exerted by the 16 fisheries defined for the stock assessment of yellowfin in the EPO are plotted in Figure 2.3. Fishing effort for surface gears (Fisheries 1-10 and 13-16) is in days fishing. The fishing effort in Fisheries 13-16 is equal to that in Fisheries 1-4 (Figure 2.3) because the catches taken by Fisheries 13-16 are derived from those taken by Fisheries 1-4 (see Section

2.2.3). Fishing effort for longliners (Fisheries 11 and 12) is in standardized units.

2.2.3. Discards

For the purposes of stock assessment, it is assumed that yellowfin are discarded from catches made by purse-seine vessels because of inefficiencies in the fishing process (when the catch from a set exceeds the remaining storage capacity of the fishing vessel) or because the fishermen sort the catch to select fish that are larger than a certain size. In either case, the amount of yellowfin discarded is estimated with information collected by IATTC or national observers, applying methods described by Maunder and Watters (2003a). Regardless of why yellowfin are discarded, it is assumed that all discarded fish die. Maunder and Watters (2001) describe how discards were implemented in the yellowfin assessment. In the present assessment the discard rates are not smoothed over time, which should allow for a better representation of recruitment in the model.

Estimates of discards resulting from inefficiencies in the fishing process are added to the retained catches (Table 2.1). No observer data are available to estimate discards prior to 1993, and it is assumed that there were no discards due to inefficiencies before that time. There are periods for which observer data are not sufficient to estimate the discards, in which case it is assumed that the discard rate (discards/retained catches) is equal to the discard rate for the same quarter in the previous year or, if not available, a proximate year.

Discards that result from the process of sorting the catches are treated as separate fisheries (Fisheries 13-16), and the catches taken by these fisheries are assumed to be composed only of fish that are 2-4 quarters old (see Figure 4.5). Maunder and Watters (2001) provide a rationale for treating such discards as separate fisheries. The discard rate prior to 1993 is assumed to be the average rate observed in each fishery after this time. Estimates of the amounts of fish discarded during sorting are made only for fisheries that take yellowfin associated with floating objects (Fisheries 2-5) because sorting is infrequent in the other purse-seine fisheries.

Time series of discards as proportions of the retained catches for the surface fisheries that catch yellowfin in association with floating-objects are presented in Figure 2.4. It is assumed that yellowfin are not discarded from longline fisheries (Fisheries 11 and 12).

2.3. Size-composition data

The fisheries of the EPO catch yellowfin of various sizes. The average size composition of the catch from each fishery defined in Table 2.1 is shown in Figure 4.2. Maunder and Watters (2001) describe the sizes of yellowfin caught by each fishery. In general, floating-object, unassociated, and pole-and-line fisheries catch smaller yellowfin, while dolphin-associated and longline fisheries catch larger ones. New purse-seine length-frequency data were included for the last three quarters of 2007, and revised data for 2000-2005 and the first quarter of 2007.

New longline length-frequency data for 2005 for the Japanese fleet, and updated data for that fleet for 2002-2004, were included. Size composition data for the other longline fleets are not used in the assessment.

The length frequencies of the catches during 2007 from the four floating-object fisheries were similar to those observed over the entire modeling period (compare Figures 4.2 and 4.8a). The appearance, disappearance, and subsequent reappearance of strong cohorts in the length-frequency data is a common phenomenon for yellowfin in the EPO. This may indicate spatial movement of cohorts or fishing effort, limitations in the length-frequency sampling, or fluctuations in the catchability of the fish. Bayliff (1971) observed that groups of tagged fish have also disappeared and then reappeared in this fishery, which he attributed to fluctuations in catchability.

2.4. Auxiliary data

Age-at-length estimates (Wild 1986) calculated from otolith data were integrated into the stock

assessment model in 2005 (Hoyle and Maunder 2006a) to provide information on mean length at age and variation in length at age. His data consisted of ages, based on counts of daily increments in otoliths, and lengths for 196 fish collected between 1977 and 1979. The sampling design involved collection of 15 yellowfin in each 10-cm interval in the length range of 30 to 170 cm. The model has been altered to take this sampling scheme into account (see Section 3.1.1).

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

The growth model is structured so that individual growth increments (between successive ages) can be estimated as free parameters. These growth increments for all ages were highly constrained to be similar

to a Richards growth curve. The Richards growth equation, $L_t = L_\infty \left(1 - \frac{\exp(-K(t-t_0))}{b} \right)^b$, fitted to

data from Wild (1986) was used as the prior (Figure 3.1) ($L_\infty = 185.7$ cm, annual $K = 0.761$, $t_0 = 1.853$ years, $b = -1.917$). The growth increments are also constrained so that the mean length is a monotonically increasing function of age. The size at which fish are first recruited to the fishery must be specified, and it is assumed that yellowfin are recruited to the discard fisheries (Fisheries 13-16) when they are 30 cm long and two quarters old.

Expected asymptotic length (L_∞) cannot be reliably estimated from data such as those of Wild (1986) that do not include many old fish. However, Hoyle and Maunder (2007) found that the results were insensitive to the value of L_∞ .

An important component of growth used in age-structured statistical catch-at-length models is the variation in length at age. Age-length information contains information about variation of length at age, in addition to information about mean length at age. Unfortunately, as in the case of the data collected by Wild (1986), sampling is usually aimed at getting fish of a wide range of lengths. Therefore, this sample may represent the population in variation of age at length, but not variation of length at age. However, by applying conditional probability the appropriate likelihood can be developed.

This assessment used the approach first employed by Hoyle and Maunder (2006a) to estimate variation in length at age from the data. Both the sampling scheme and the fisheries and time periods in which data were collected were taken into account. The mean lengths of older yellowfin were assumed to be close to those indicated by the growth curve of Wild (1986).

The following weight-length relationship, from Wild (1986), was used to convert lengths to weights in this stock assessment:

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

where w = weight in kilograms and l = length in centimeters.

A more extensive unpublished data set of length and weight data gives a slightly different relationship, but inclusion of this alternative data set in the stock assessment model gives essentially identical results.

3.1.2. Recruitment and reproduction

The A-SCALA method allows a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship to be specified. The Beverton-Holt curve is parameterized so that the relationship between spawning biomass and recruitment is determined by estimating the average recruitment produced by an unexploited population (virgin recruitment) and a parameter called steepness. Steepness is defined as the fraction of virgin recruitment that is produced if the spawning stock size is reduced to 20% of its unexploited level, and it controls how

quickly recruitment decreases when the size of the spawning stock is reduced. Steepness can vary between 0.2 (in which case recruitment is a linear function of spawning stock size) and 1.0 (in which case recruitment is independent of spawning stock size). In practice, it is often difficult to estimate steepness because of lack of contrast in spawning stock size, high inter-annual (and inter-quarter) variation in recruitment, and confounding with long-term changes in recruitment, due to environmental effects not included in the model that affect spawning stock size. The base case assessment assumes that there is no relationship between stock size and recruitment. This assumption is the same as that used in the previous assessments. The influence of a Beverton-Holt stock-recruitment relationship is investigated in a sensitivity analysis.

It is assumed that yellowfin can be recruited to the fishable population during every quarter of the year. Hennemuth (1961) reported that there are two peaks of spawning of yellowfin in the EPO, but it is assumed in this study that recruitment may occur more than twice per year because individual fish can spawn almost every day if the water temperatures are in the appropriate range (Schaefer 1998).

An assumption is made about the way that recruitment can vary around its expected level, as determined from the stock-recruitment relationship. This assumption is used to penalize the temporal recruitment deviates. It is assumed that the logarithm of the quarterly recruitment deviates is normally distributed with a standard deviation of 0.6.

Yellowfin are assumed to be recruited to the discard fisheries in the EPO at about 33 cm (about 2 quarters old) (Section 3.1.1). At this size (age), the fish are vulnerable to capture by fisheries that catch fish in association with floating objects (*i.e.* they are recruited to Fisheries 13-16).

The spawning potential of the population is estimated from the numbers of fish, proportion of females, percentage of females that are mature, batch fecundity, and spawning frequency (Schaefer 1998). These quantities (except numbers) are estimated for each age class, based on the mean length at age given by the Richards growth equation fitted to the otolith data of Wild (1986). Maunder and Watters (2002) describe the method, but using the von Bertalanffy growth curve. These quantities were re-estimated when investigating sensitivity to different growth curves. The spawning potential of the population is used in the stock-recruitment relationship and to determine the spawning biomass ratios (ratios of spawning biomass to that for the unfished stock, SBRs). The relative fecundity at age and the sex ratio at age are shown in Figures 3.2 and 3.3, respectively.

3.1.3. Movement

The evidence of yellowfin movement within the EPO is summarized by Maunder and Watters (2001) and new research is contained in Schaefer *et al.* (2007). Schaefer *et al.* (2007) found that movements of yellowfin tuna released off southern Baja California, including those at liberty in excess of one year, are geographically confined. Therefore, the level of mixing between this area and others in the EPO should be expected to be very low. This result is consistent with the results of various tagging studies (conventional and archival) of tropical tunas throughout the Pacific. This indicates that fishery-wide controls of effort or catch will most likely be ineffective to prevent localized depletions of these stocks (Schaefer *et al.* 2007). For the purposes of the current assessment, it is assumed that movement does not affect the stock assessment results. However, given the results of Schaefer *et al.* (2007), investigation of finer spatial scale or separate sub-stocks should be considered.

3.1.4. Natural mortality

For the current stock assessment, it is assumed that, as yellowfin grow older, the natural mortality rate (M) changes. This assumption is similar to that made in previous assessments, for which the natural mortality rate was assumed to increase for females after they reached the age of 30 months (*e.g.* Anonymous 1999: 38). Males and females are not treated separately in the current stock assessment, and M is treated as a rate for males and females combined. The values of quarterly M used in the current stock assessment are plotted in Figure 3.4. These values were estimated by making the assumptions described

above, fitting to sex ratio at length data (Schaefer 1998), and comparing the values with those estimated for yellowfin in the western and central Pacific Ocean (Hampton 2000; Hampton and Fournier 2001). Maunder and Watters (2001) describe in detail how the age-specific natural mortality schedule for yellowfin in the EPO is estimated.

3.1.5. Stock structure

The exchange of yellowfin between the EPO and the central and western Pacific has been studied by examination of data on tagging, morphometric characters, catches per unit of effort, sizes of fish caught, *etc.* (Suzuki *et al.* 1978), and it appears that the mixing of fish between the EPO and the areas to the west of it is not extensive. Therefore, for the purposes of the current stock assessment, it is assumed that there is a single stock, with little or no mixing with the stock(s) of the western and central Pacific.

3.2. Environmental influences

Recruitment of yellowfin in the EPO has tended to be greater after El Niño events (Joseph and Miller 1989). Previous stock assessments have included the assumption that oceanographic conditions might influence recruitment of yellowfin in the EPO (Maunder and Watters 2001, 2002; see Maunder and Watters 2003b for a description of the methodology). This assumption is supported by observations that spawning of yellowfin is temperature dependent (Schaefer 1998). To incorporate the possibility of an environmental influence on recruitment of yellowfin in the EPO, a temperature variable was incorporated into previous stock assessment models to determine whether there is a statistically-significant relationship between this temperature variable and estimates of recruitment. Previous assessments (Maunder and Watters 2001, 2002) showed that estimates of recruitment were essentially identical with or without the inclusion of the environmental data. Maunder (2002a) correlated recruitment with the environmental time series outside the stock assessment model. For candidate variables, Maunder (2002) used the sea-surface temperature (SST) in an area consisting of two rectangles from 20°N-10°S and 100°W-150°W and 10°N-10°S and 85°W-100°W, the total number of 1°x1° areas with average SST \geq 24°C, and the Southern Oscillation Index. The data were related to recruitment, adjusted to the period of hatching. However, no relationship with these variables was found. No investigation using environmental variables was carried out in this assessment.

In previous assessments it has also been assumed that oceanographic conditions might influence the efficiency of the various fisheries described in Section 2.1 (Maunder and Watters 2001, 2002). It is widely recognized that oceanographic conditions influence the behavior of fishing gear, and several different environmental indices have been investigated. However, only SST for the southern longline fishery was found to be significant. Therefore, because of the use of standardized longline CPUE, environmental effects on catchability were not investigated in this assessment.

4. STOCK ASSESSMENT

A-SCALA, an age-structured statistical catch-at-length analysis model (Maunder and Watters 2003a), and information contained in catch, effort, size-composition, and biological data are used to assess the status of yellowfin in the EPO. The A-SCALA model is based on the method described by Fournier *et al.* (1998). The term “statistical” indicates that the model implicitly recognizes the fact that data collected from fisheries do not perfectly represent the population; there is uncertainty in our knowledge about the dynamics of the system and about how the observed data relate to the real population. The model uses quarterly time steps to describe the population dynamics. The parameters of the model are estimated by comparing the predicted catches and size compositions to data collected from the fishery. After these parameters have been estimated, the model is used to estimate quantities that are useful for managing the stock.

The A-SCALA method was first used to assess yellowfin in the EPO in 2000 (Maunder and Watters, 2001), and was modified and used for subsequent assessments. The following parameters have been estimated for the current stock assessment of yellowfin in the EPO:

1. recruitment to the fishery in every quarter from the first quarter of 1975 through the first quarter of 2008;
2. quarterly catchability coefficients for the 16 fisheries that take yellowfin from the EPO;
3. selectivity curves for 12 of the 16 fisheries (Fisheries 13-16 have an assumed selectivity curve);
4. initial population size and age-structure;
5. mean length at age (Figure 3.1);
6. parameters of a linear model relating the standard deviations in length at age to the mean lengths at age.

The values of the following parameters are assumed to be known for the current stock assessment of yellowfin in the EPO:

1. fecundity of females at age (Figure 3.2);
2. sex ratio at age (Figure 3.3);
3. natural mortality at age (Figure 3.4);
4. selectivity curves for the discard fisheries (Fisheries 13-16);
5. steepness of the stock-recruitment relationship (steepness = 1 for the base case assessment).

Yield and catchability estimates for estimations of the average maximum sustainable yield (MSY) or future projections were based on estimates of quarterly fishing mortality for 2005-2007. The sensitivity of estimates of key management quantities to this assumption was tested.

There is uncertainty in the results of the current stock assessment. This uncertainty arises because the observed data do not perfectly represent the population of yellowfin in the EPO. Also, the stock assessment model may 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 it is unlikely that this assumption is satisfied, these values may underestimate the amount of uncertainty in the results of the current assessment.

4.1. Indices of abundance

CPUEs have been used as indices of abundance in previous assessments of yellowfin in the EPO (*e.g.* Anonymous 1999). It is important to note, however, that trends in the CPUE will not always follow trends in the biomass or abundance. There are many reasons why this could be the case. For example, if, due to changes in technology or targeting, a fishery became more or less efficient at catching yellowfin while the biomass was not changing, the CPUEs would increase or decrease despite the lack of trend in biomass. Fisheries may also show hyper- or hypo-stability, in which the relationship between CPUE and abundance is non-linear (Hilborn and Walters 1992; Maunder and Punt 2004). The CPUEs of the 16 fisheries defined for the current assessment of yellowfin in the EPO are shown in Figure 4.1. Trends in longline CPUE are based only on the Japanese data. As mentioned in Section 2.2.2, CPUE for the longline fisheries was standardized using general linear modeling. Discussions of historical catch rates can be found in Maunder and Watters (2001, 2002), Maunder (2002a), Maunder and Harley (2004, 2005), and Hoyle and Maunder (2006a), but trends in CPUE should be interpreted with caution. Trends in estimated biomass are discussed in Section 4.2.3.

4.2. Assessment results

Below we describe important aspects of the base case assessment (1 below) and changes for the sensitivity analyses (2 below):

1. Base case assessment: steepness of the stock-recruitment relationship equals 1 (no relationship

between stock and recruitment), species-composition estimates of surface fishery catches scaled back to 1975, delta-lognormal general linear model standardized CPUE, and assumed sample sizes for the length-frequency data.

2. Sensitivity to the steepness of the stock-recruitment relationship. The base case assessment included an assumption that recruitment was independent of stock size, and a Beverton-Holt stock-recruitment relationship with a steepness of 0.75 was used for the sensitivity analysis.

The results of the base case assessment are described in the text, and the stock-recruitment relationship sensitivity analysis is described in the text, with figures and tables presented in Appendix A1.

The A-SCALA method provides a reasonably good fit to the catch and size-composition data for the 16 fisheries that catch yellowfin in the EPO. The assessment model is constrained to fit the time series of catches made by each fishery almost perfectly. The 16 predicted time series of yellowfin catches are almost identical to those plotted in Figure 2.2. It is important to predict the catch data closely, because it is difficult to estimate biomass if reliable estimates of the total amount of fish removed from the stock are not available.

It is also important to predict the size-composition data as accurately as possible, but, in practice, it is more difficult to predict the size composition than to predict the total catch. Accurately predicting the size composition of the catch is important because these data contain most of the information necessary for modeling recruitment and growth, and thus for estimating the impact of fishing on the stock. A description of the size distribution of the catch for each fishery is given in Section 2.3. Predictions of the size compositions of yellowfin caught by Fisheries 1-12 are summarized in Figure 4.2, which simultaneously illustrates the average observed and predicted size compositions of the catches for these 12 fisheries. (Size-composition data are not available for discarded fish, so Fisheries 13-16 are not included in this discussion.) The predicted size compositions for all of the fisheries with size-composition data are good, although the predicted size compositions for some fisheries have lower peaks than the observed size compositions (Figure 4.2). The model also tends to over-predict larger yellowfin in some fisheries. However, the fit to the length-frequency data for individual time periods shows much more variation (Figure 4.8).

The results presented in the following section are likely to change in future assessments because (1) future data may provide evidence contrary to these results, and (2) the assumptions and constraints used in the assessment model may change. Future changes are most likely to affect estimates of the biomass and recruitment in recent years.

4.2.1. Fishing mortality

There is variation in fishing mortality exerted by the fisheries that catch yellowfin in the EPO, with fishing mortality being higher before 1984, during the lower productivity regime (Figure 4.3a), and since 2003. Fishing mortality changes with age (Figure 4.3b). The fishing mortalities for younger and older yellowfin are low. There is a peak at around ages of 14-15 quarters, which corresponds to peaks in the selectivity curves for fisheries on unassociated and dolphin-associated yellowfin (Figures 4.3b and 4.4). The fishing mortality of young fish has not greatly increased in spite of the increase in effort associated with floating objects that has occurred since 1993 (Figure 4.3b).

The fishing mortality rates vary over time because the amount of effort exerted by each fishery changes over time, because different fisheries catch yellowfin of different ages (the effect of selectivity), and because the efficiencies of various fisheries change over time (the effect of catchability). The first effect (changes in effort) was addressed in Section 2.2.1 (also see Figure 2.3); the latter two effects are discussed in the following paragraphs.

Selectivity curves estimated for the 16 fisheries defined in the stock assessment of yellowfin are shown in Figure 4.4. Purse-seine sets on floating objects select mostly yellowfin that are about 4 to 14 quarters old

(Figure 4.4, Fisheries 1-4). Purse-seine sets on unassociated schools of yellowfin select fish similar in size to those caught by sets on floating objects (about 5 to 15 quarters old, Figure 4.4, Fisheries 5 and 6), but these catches contain greater proportions of fish from the upper portion of this range. Purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins in the northern and coastal regions select mainly fish 7 to 15 quarters old (Figure 4.4, Fisheries 7 and 8). The dolphin-associated fishery in the south selects mainly yellowfin 12 or more quarters old (Figure 4.4, Fishery 9). Longline fisheries for yellowfin also select mainly older individuals about 12 or more quarters old (Figure 4.4, Fisheries 11 and 12). Pole-and-line gear selects yellowfin about 4 to 8 quarters old (Figure 4.4, Fishery 10).

Discards resulting from sorting purse-seine catches of yellowfin taken in association with floating objects are assumed to be composed only of fish recruited to the fishery for three quarters or less (age 2-4 quarters, Figure 4.4, Fisheries 13-16). (Additional information regarding the treatment of discards is given in Section 2.2.3.)

The ability of purse-seine vessels to capture yellowfin in association with floating objects has generally declined over time (Figure 4.5a, Fisheries 1-4). These fisheries have also shown high temporal variation in catchability. Changes in fishing technology and behavior of the fishermen may have decreased the catchability of yellowfin during this time.

The ability of purse-seine vessels to capture yellowfin in unassociated schools has also been highly variable over time (Figure 4.5a, Fisheries 5 and 6).

The ability of purse-seine vessels to capture yellowfin in dolphin-associated sets has been less variable in the northern and coastal areas than in the other fisheries (Figure 4.5a, Fisheries 7 and 8). The catchability in the southern fishery (Fishery 9) is more variable. All three dolphin-associated fisheries have had greater-than-average catchability during most of 2001-2005. However, catchability was estimated to decrease during 2006 and 2007.

The ability of pole-and-line gear to capture yellowfin has been highly variable over time (Figure 4.5a, Fishery 10). There have been multiple periods of high and low catchability.

The ability of longline vessels to capture yellowfin has been more variable in the northern fishery (Fishery 11), which catches fewer yellowfin, than in the southern fishery (Fishery 12). Catchability in the northern fishery has been very low since the late 1990s.

The catchabilities of small yellowfin by the discard fisheries (Fisheries 13-16) are shown in Figure 4.5b.

In previous assessments catchability for the southern longline fishery has shown a highly significant correlation with SST (Maunder and Watters 2002). Despite its significance, the correlation between SST and catchability in that fishery did not appear to be a good predictor of catchability (Maunder and Watters 2002), and therefore it is not included in this assessment.

4.2.2. Recruitment

In a previous assessment, the abundance of yellowfin recruited to fisheries in the EPO appeared to be correlated to SST anomalies at the time that these fish were hatched (Maunder and Watters 2001). However, inclusion of a seasonal component in recruitment explained most of the variation that could be explained by SST (Maunder and Watters 2002). No environmental time series was investigated for this assessment.

Over the range of predicted biomasses shown in Figure 4.9, the abundance of yellowfin recruits appears to be related to the relative potential egg production at the time of spawning (Figure 4.6). The apparent relationship between biomass and recruitment is due to an apparent regime shift in productivity (Tomlinson 2001). The increased productivity caused an increase in recruitment, which, in turn, increased the biomass. Therefore, in the long term, above-average recruitment is related to above-average biomass and below-average recruitment to below-average biomass.

A sensitivity analysis was carried out, fixing the Beverton-Holt (1957) steepness parameter at 0.75 (Appendix A). This means that recruitment is 75% of the recruitment from an unexploited population when the population is reduced to 20% of its unexploited level. Given the information currently available, the hypothesis of two regimes in recruitment is as plausible as an effect of population size on recruitment. The results when a stock-recruitment relationship is used are described in Section 4.5.

The estimated time series of yellowfin recruitment is shown in Figure 4.7, and the estimated annual total recruitment in Table 4.1. The large recruitment that entered the discard fisheries in the third quarter of 1998 (6 months old) was estimated to be the strongest cohort of the 1975-2003 period. A sustained period of high recruitment was estimated for mid-1999 until the end of 2000. A large recruitment is estimated for 2007, but there is considerable uncertainty in the estimate. The assessment model has shown a tendency to overestimate recent recruitment strengths in the last few assessments.

Another characteristic of the recruitment, which was also apparent in previous assessments, is the regime change in the recruitment levels, starting during the second quarter of 1983. The recruitment was, on average, consistently greater after 1983 than before. This change in recruitment levels produces a similar change in biomass (Figure 4.9a). There is an indication that the recruitments in five recent years (2002-2006) were at low levels, similar to those prior to 1983, perhaps indicating a change back to a low productivity regime.

The confidence intervals for recruitment are relatively narrow, indicating that the estimates are fairly precise, except for that of the most recent year (Figure 4.7). The standard deviation of the estimated recruitment deviations (on the logarithmic scale) is 0.60, which is equal to the 0.6 assumed in the penalty applied to the recruitment deviates. The estimates of uncertainty are surprisingly small, considering the inability of the model to fit modes in the length-frequency data (Figure 4.8). These modes often appear, disappear, and then reappear.

The estimates of the most recent recruitments are highly uncertain, as can be seen from the large confidence intervals (Figure 4.7). In addition, the floating-object fisheries, which catch the youngest fish, account for only a small portion of the total catch of yellowfin.

4.2.3. Biomass

Biomass is defined as the total weight of yellowfin that are 1.5 or more years old. The trends in the biomass of yellowfin in the EPO are shown in Figure 4.9a, and estimates of the biomass at the beginning of each year in Table 4.1. Between 1975 and 1983 the biomass of yellowfin declined to about 250,000 metric tons (t); it then increased rapidly during 1983-1986, and reached about 540,000 t in 1986. During 1986-1999 it remained relatively constant at about 450,000-550,000 t; it then peaked in 2001 and subsequently declined to levels similar to those prior to 1984. The confidence intervals for the biomass estimates are relatively narrow, indicating that the biomass is well estimated.

The spawning biomass is defined as the relative total egg production of all the fish in the population. The estimated trend in spawning biomass is shown in Figure 4.9b, and estimates of the spawning biomass at the beginning of each year in Table 4.1. The spawning biomass has generally followed a trend similar to that for biomass, described in the previous paragraph. The confidence intervals on the spawning biomass estimates indicate that it is also well estimated.

It appears that trends in the biomass of yellowfin can be explained by the trends in fishing mortality and recruitment. Simulation analysis is used to illustrate the influence of fishing and recruitment on the biomass trends (Maunder and Watters, 2001). The simulated biomass trajectories with and without fishing are shown in Figure 4.10a. The large difference in the two trajectories indicates that fishing has a major impact on the biomass of yellowfin in the EPO. The large increase in biomass during 1983-1984 was caused initially by an increase in average size (Anonymous 1999), followed by an increase in average recruitment (Figure 4.7), but increased fishing pressure prevented the biomass from increasing further during the 1986-1990 period.

The impact of each major type of fishery on the yellowfin stock is shown in Figures 4.10b and 4.10c. The estimates of biomass in the absence of fishing were computed as above, and then the biomass trajectory was estimated by setting the effort for each fisheries group, in turn, to zero. The biomass impact for each fishery group at each time step is derived as this biomass trajectory minus the biomass trajectory with all fisheries active. When the impacts of individual fisheries calculated by this method are summed, they are greater than the combined impact calculated when all fisheries are active. Therefore, the impacts are scaled so that the sum of the individual impacts equals the impact estimated when all fisheries are active. These impacts are plotted as a proportion of unfished biomass (Figure 4.10b) and in absolute biomass (Figure 4.10c).

4.2.4. Average weights of fish in the catch

The overall average weights of the yellowfin caught in the EPO predicted by the analysis have been consistently around 12 to 22 kg for most of the 1975-2007 period, but have differed considerably among fisheries (Figures 4.11). The average weight was high during the 1985-1992 period, when the effort for the floating-object and unassociated fisheries was less (Figure 2.3). The average weight was also high in 1975-1977 and in 2001-2004. The average weight of yellowfin caught by the different gears varies widely, but remains fairly consistent over time within each fishery (Figure 4.11). The lowest average weights (about 1 kg) are produced by the discard fisheries, followed by the pole-and-line fishery (about 4-5 kg), the floating-object fisheries (about 5-10 kg for Fishery 3, 10 kg for Fisheries 2 and 4, and 10-15 kg for Fishery 1), the unassociated fisheries (about 15 kg), the northern and coastal dolphin-associated fisheries (about 20-30 kg), and the southern dolphin-associated fishery and the longline fisheries (each about 40-50 kg).

4.3. Comparisons to external data sources

No external data were used as a comparison in the current assessment.

4.4. Diagnostics

We present diagnostics in three sections: (1) residual plots, (2) parameter correlations, and (3) retrospective analysis.

4.4.1. Residual plots

Residual plots show the differences between the observations and the model predictions. The residuals should show characteristics similar to the assumptions used in the model. For example, if the likelihood function is based on a normal distribution and assumes a standard deviation of 0.2, the residuals should be normally distributed with a standard deviation of about 0.2.

The estimated annual effort deviations, which are one type of residual in the assessment and represent temporal changes in catchability, are shown plotted against time in Figure 4.5a. These residuals are assumed to be normally distributed (the residual is exponentiated before multiplying by the effort so the distribution is actually lognormal) with a mean of zero and a given standard deviation. A trend in the residuals indicates that the assumption that CPUE is proportional to abundance is violated. The assessment assumes that the southern longline fishery (Fishery 12) provides the most reasonable information about abundance (standard deviation (sd) = 0.2) while the dolphin-associated and unassociated fisheries have less information (sd = 0.3), the floating-object, the pole-and-line fisheries, and the northern longline fishery have the least information (sd = 0.4), and the discard fisheries have no information (sd = 2). Therefore, a trend is less likely in the southern longline fishery (Fishery 12) than in the other fisheries. The trends in effort deviations are estimates of the trends in catchability (see Section 4.2.1). Figure 4.5a shows no overall trend in the southern longline fishery effort deviations, but there are some consecutive residuals that are all above or all below the average. The standard deviations of the residuals are greater than those assumed. These results indicate that the assessment gives more weight to the CPUE information than it should. The effort residuals for the floating-object fisheries have a declining

trend over time, while the effort residuals for the northern and coastal dolphin-associated fisheries have slight increasing trends over time. These trends may be related to true trends in catchability.

The observed proportion of fish caught in a length class is assumed to be normally distributed around the predicted proportion, with the standard deviation equal to the binomial variance, based on the observed proportions, divided by the square of the sample size (Maunder and Watters 2003a). Previous analyses have indicated that the length-frequency residuals appear to be less than the assumed standard deviation .

4.4.2. Parameter correlation

Often quantities, such as recent estimates of recruitment deviates and fishing mortality, can be highly correlated. This information indicates a flat solution surface, which implies that alternative states of nature had similar likelihoods.

There is negative correlation between the current estimated effort deviates for each fishery and estimated recruitment deviates lagged to represent cohorts entering each fishery. The negative correlation is most obvious for the discard fisheries. Earlier effort deviates are positively correlated with these recruitment deviates.

Current spawning biomass is positively correlated with recruitment deviates lagged to represent cohorts entering the spawning biomass population. This correlation is greater than for earlier spawning biomass estimates. Similar correlations are seen for recruitment and spawning biomass.

4.4.3. Retrospective analysis

Retrospective analysis is a useful method to determine how consistent a stock assessment method is from one year to the next. Inconsistencies can often highlight inadequacies in the stock assessment method. The estimated biomass and SBR (defined in Section 3.1.2) from the previous assessment and the current assessment are shown in Figure 4.12a and 4.12b. However, data differ between these assessments, so differences may be expected (see Section 4.6). Retrospective analyses are usually carried out by repeatedly eliminating one year of data from the analysis while using the same stock assessment method and assumptions. This allows the analyst to determine the change in estimated quantities as more data are included in the model. Estimates for the most recent years are often uncertain and biased. Retrospective analysis and the assumption that more data improves the estimates can be used to determine if there are consistent biases in the estimates. Retrospective analysis carried out by Maunder and Harley (2004) suggested that the peak in biomass in 2001 had been consistently underestimated, but the 2005 assessment estimated a slightly lower peak in 2001. The assessment model has shown a tendency to overestimate recent recruitment strengths in the last few assessments, indicating a possible retrospective pattern in recruitment estimates.

4.5. Sensitivity to assumptions

Sensitivity analyses were carried out to investigate the incorporation of a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship (Appendix A1).

The base case analysis assumed no stock-recruitment relationship, and an alternative analysis was carried out with the steepness of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship fixed at 0.75. This implies that when the population is reduced to 20% of its unexploited level, the expected recruitment is 75% of the recruitment from an unexploited population. As in previous assessments, (Maunder and Watters 2002, Hoyle and Maunder 2006a) the analysis with a stock-recruitment relationship fits the data better than the analysis without the stock-recruitment relationship. However, the regime shift could also explain the result, since the period of high recruitment is associated with high spawning biomass, and vice versa. When a Beverton-Holt stock-recruitment relationship (steepness = 0.75) is included, the estimated biomass (Figure A1.1) and recruitment (Figure A1.2) are almost identical to those of the base case assessment.

Several other sensitivity analyses have been carried out in previous assessments of yellowfin tuna.

Increasing the sample size for the length frequencies based on iterative re-weighting to determine the effective sample size gave similar results, but narrower confidence intervals (Maunder and Harley 2004). The use of cannery and landings data to determine the surface fishery catch and different size of the selectivity smoothness penalties (if set at realistic values) gave similar results (Maunder and Harley 2004). The results were not sensitive to the value for the asymptotic length parameter of the Richards growth curve or to the link function used in the general linear model (GLM) standardization of the longline effort data (Hoyle and Maunder 2007).

4.6. Comparison to previous assessments

The estimated biomass and SBR trajectories are similar to those from the previous assessment presented by Maunder (2007) (Figure 4.12). These results are also similar to those obtained using cohort analysis (Maunder 2002b). This indicates that estimates of absolute biomass are robust to the assumptions that have been changed as the assessment procedure has been updated. The estimate of the recent biomass is lower in the current assessment.

4.7. Summary of the results from the assessment model

In general, the recruitment of yellowfin to the fisheries in the EPO is variable, with a seasonal component. This analysis and previous analyses have indicated that the yellowfin population has experienced two, or possibly three, different productivity regimes (1975-1983, 1984-2000, and 2001-2006). The productivity regimes correspond to regimes in biomass, higher-productivity regimes producing greater biomass levels. A stock-recruitment relationship is also supported by the data from these regimes, but the evidence is weak, and is probably an artifact of the apparent regime shifts. The analysis indicates that strong cohorts entered the fishery during 1998-2000, and that these cohorts increased the biomass during 1999-2000. However, these cohorts have now moved through the population, so the biomass decreased during 2001-2007. The biomass in 2005-2008 was at levels similar to those prior to 1985.

The average weights of yellowfin taken from the fishery have been fairly consistent over time, but vary substantially among the different fisheries (Figure 4.11). In general, the floating-object (Fisheries 1-4), unassociated (Fisheries 5 and 6), and pole-and-line (Fishery 10) fisheries capture younger, smaller yellowfin than do the dolphin-associated (Fisheries 7-9) and longline (Fisheries 11 and 12) fisheries. The longline fisheries and the dolphin-associated fishery in the southern region (Fishery 9) capture older, larger yellowfin than do the northern (Fishery 7) and coastal (Fishery 8) dolphin-associated fisheries.

Significant levels of fishing mortality have been estimated for the yellowfin fishery in the EPO. These levels are highest for middle-aged yellowfin. Most of the yellowfin catch is taken in schools associated with dolphins, and, accordingly, this method has the greatest impact on the yellowfin population, although it has almost the least impact per unit of weight captured of all fishing methods.

5. STATUS OF THE STOCK

The status of the stock of yellowfin in the EPO is assessed by considering calculations based on the spawning biomass, yield per recruit, and MSY.

Precautionary reference points, as described in the FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries and the United Nations Fish Stocks Agreement, are being widely developed as guides for fisheries management. The IATTC has not adopted any target or limit reference points for the stocks that it manages, but some possible reference points are described in the following subsections. Possible candidates for reference points are:

1. S_{MSY} , the spawning biomass corresponding to the MSY;
2. F_{MSY} , the fishing mortality corresponding to the MSY;
3. S_{min} , the minimum spawning biomass seen in the modeling period.

Maintaining tuna stocks at levels that will permit the MSY is the management objective specified by the

IATTC Convention. The S_{min} reference point is based on the observation that the population has recovered from this population size in the past (*e.g.* the levels estimated in 1983). A technical meeting on reference points was held in La Jolla, California, USA, in October 2003. The outcome from this meeting was (1) a set of general recommendations on the use of reference points and research and (2) specific recommendations for the IATTC stock assessments. Several of the recommendations have been included in this assessment. Development of reference points that are consistent with the precautionary approach to fisheries management will continue.

5.1. Assessment of stock status based on spawning biomass

The spawning biomass ratio, SBR, defined in Section 3.1.2, is useful for assessing the status of a stock. The SBR has been used to define reference points in many fisheries. Various studies (*e.g.* Clark 1991, Francis 1993, Thompson 1993, Mace 1994) suggest that some fish populations can produce the MSY when the SBR is in the range of about 0.3 to 0.5, and that some fish populations are not able to produce 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 populations have generally not been considered in these studies, and their conclusions are sensitive to assumptions about the relationship between adult biomass and recruitment, natural mortality, and growth rates. In the absence of simulation studies that are designed specifically to determine appropriate SBR-based reference points for tunas, estimates of SBR_t can be compared to an estimate of SBR for a population that is producing the MSY ($SBR_{MSY} = S_{MSY}/S_{F=0}$).

Estimates of quarterly SBR_t for yellowfin in the EPO have been computed for every quarter represented in the stock assessment model (the first quarter of 1975 to the second quarter of 2007). Estimates of the spawning biomass during the period of harvest (S_t) are discussed in Section 4.2.3 and presented in Figure 4.9b. The equilibrium spawning biomass after a long period with no harvest ($S_{F=0}$) was estimated by assuming that recruitment occurs at an average level expected from an unexploited population. SBR_{MSY} is estimated to be about 0.34.

At the beginning of 2008 the spawning biomass of yellowfin in the EPO had increased relative to 2006, which was probably its lowest level since 1983. The estimate of SBR at the beginning of 2008 was about 0.36, with lower and upper 95% confidence limits of 0.29 and 0.43, respectively (Figure 5.1a). The current assessment's estimate of SBR_{MSY} (0.34) is similar to the previous assessment (Figure 4.12b).

In general, the SBR estimates for yellowfin in the EPO are reasonably precise. The relatively narrow confidence intervals around the SBR estimates suggest that for most quarters during 1985-2003 the spawning biomass of yellowfin in the EPO was greater than S_{MSY} (see Section 5.3). This level is shown as the dashed horizontal line drawn at 0.34 in Figure 5.1a. For most of the early period (1975-1984) and the most recent period (2005-2007), however, the spawning biomass was estimated to be less than S_{MSY} . The spawning biomass at the start of 2008 is estimated to be above the level corresponding to MSY.

5.2. Assessment of stock status based on MSY

MSY is defined as the largest long-term average catch or yield that can be taken from a stock or stock complex under prevailing ecological and environmental conditions. MSY calculations are described by Maunder and Watters (2001). The calculations differ from those of Maunder and Watters (2001) in that the present calculations include the Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship when applicable. To calculate MSY, the current fishing mortality rate is scaled so that it maximizes the catch. The value F multiplier scales the "current" fishing mortality, which is taken as the average over 2005-2007. The value F_{scale} uses the fishing mortality in the year of interest. Therefore, F_{scale} for the most recent year may not be the same as the F multiplier.

At the beginning of 2008, the biomass of yellowfin in the EPO appears to have been above the level corresponding to the MSY, and the recent catches have been substantially below the MSY level (Table 5.1).

If the fishing mortality is proportional to the fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity (Figure 4.4) are maintained, the current (average of 2005-2007) level of fishing effort is below that estimated to produce the MSY. The effort at MSY is 113% of the current level of effort. Due to reduced fishing mortality in 2007, repeating the calculations based on a fishing mortality averaged over 2005-2006 indicates that current effort would have to be increased by 6% to reach effort at MSY. It is important to note that the curve relating the average sustainable yield to the long-term fishing mortality (Figure 5.2, upper panel) is very flat around the MSY level. Therefore, changes in the long-term levels of effort will only marginally change the long-term catches, while considerably changing the biomass. The spawning stock biomass changes substantially with changes in the long-term fishing mortality (Figure 5.2, lower panel). Decreasing the effort would increase CPUE and thus might also reduce the cost of fishing. Reducing fishing mortality below the level at MSY would provide only a marginal decrease in the long-term average yield, with the benefit of a relatively large increase in the spawning biomass.

The apparent regime shift in productivity that began in 1984 suggests alternative approaches to estimating the MSY, as different regimes will give rise to different values for the MSY (Maunder and Watters 2001).

The estimation of the MSY, and its associated quantities, is sensitive to the age-specific pattern of selectivity that is used in the calculations. To illustrate how MSY might change if the effort is reallocated among the various fisheries (other than the discard fisheries) that catch yellowfin in the EPO, the previously-described calculations were repeated, using the age-specific selectivity pattern estimated for groups of fisheries. If the management objective is to maximize the MSY, the age-specific selectivity of the longline fisheries will perform the best, followed by that of the dolphin-associated fisheries, the unassociated fisheries, and finally the floating-object fisheries (Table 5.2a). If an additional management objective is to maximize the S_{MSY} , the order is the same. The age-specific selectivity of the purse-seine fisheries alone gives slightly less than the current MSY (Table 5.2c). It is not plausible, however, that the longline fisheries, which would produce the greatest MSYs, would be efficient enough to catch the full MSYs predicted. On its own, the effort by the purse-seine fishery for dolphin-associated yellowfin would have to doubled to achieve the MSY.

If it is assumed that all fisheries but one are operating, and that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity, the MSY would be increased by removing the floating-object or unassociated fisheries, and reduced by removing the dolphin-associated or longline fisheries (Table 5.2b). If it is assumed that all fisheries are operating, but either the purse-seine or the longline fisheries are adjusted to obtain MSY, the purse-seine fisheries would have to be increased by 7%, or the longline fisheries 37-fold. If it is also assumed that there is a stock-recruitment relationship, the MSY would be achieved with lower effort levels (Table 5.2c).

MSY and S_{MSY} have been very stable during the modeled period (Figure 4.12c). This suggests that the overall pattern of selectivity has not varied a great deal through time. The overall level of fishing effort, however, has varied with respect to F_{scale} .

The historical status of the population with respect to both the SBR and fishing mortality reference points is shown in Figure 5.1b. The fishing mortality has generally been below that corresponding to the MSY, except for the period before 1984 and during 2003-2005 (Figure 4.12c).

5.3. Summary of stock status

Historically, the SBR of yellowfin in the EPO was below the level corresponding to the MSY during the lower productivity regime of 1975-1983 (Section 4.2.1), but above that level for most of the following years, except for the recent period (2003-2007). 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 two different productivity regimes may support two different MSY levels and associated SBR levels. The SBR at the start of 2008 is estimated to be above the level corresponding to the MSY. The effort levels are estimated to be less than those that would support the MSY (based on the current distribution of effort

among the different fisheries), but recent catches are substantially below MSY.

If a stock-recruitment relationship is assumed, the outlook is more pessimistic, and current biomass is estimated to be below the level corresponding to the MSY.

The current average weight of yellowfin in the catch is much less than the critical weight. 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 SBR levels.

The MSY has been stable during the assessment period, which suggests that the overall pattern of selectivity has not varied a great deal through time. However, the overall level of fishing effort has varied with respect to the MSY multiplier.

6. SIMULATED EFFECTS OF FUTURE FISHING OPERATIONS

A simulation study was conducted to gain further understanding as to how, in the future, hypothetical changes in the amount of fishing effort exerted by the surface fleet might simultaneously affect the stock of yellowfin in the EPO and the catches of yellowfin by the various fisheries. Several scenarios were constructed to define how the various fisheries that take yellowfin in the EPO would operate in the future, and also to define the future dynamics of the yellowfin stock. The assumptions that underlie these scenarios are outlined in Sections 6.1 and 6.2.

A method based on the normal approximation to the likelihood profile (Maunder *et al.* 2006) , which considers both parameter uncertainty and uncertainty about future recruitment, has been applied. A substantial part of the total uncertainty in predicting future events is caused by uncertainty in the estimates of the model parameters and current status, so this should be considered in any forward projections. Unfortunately, the appropriate methods are often not applicable to models as large and computationally-intense as the yellowfin stock assessment model. Therefore, we have used a normal approximation to the likelihood profile that allows for the inclusion of both parameter uncertainty and uncertainty about future recruitment. This method is implemented by extending the assessment model an additional 5 years with effort data equal to that assumed for the projection period (see below). No catch or length-frequency data are included for these years. The recruitments for the five years are estimated as in the assessment model with a lognormal penalty with a standard deviation of 0.6. Normal approximations to the likelihood profile are generated for SBR, surface catch, and longline catch.

6.1. Assumptions about fishing operations

6.1.1. Fishing effort

Several future projection studies were carried out to investigate the influence of different levels of fishing effort on the biomass and catch. The projected fishing mortality was based on the quarterly averages during 2005-2007.

The scenarios investigated were:

1. Quarterly fishing mortality for each year in the future equal to the quarterly average for 2005-2007, which reflects the reduced effort due to the conservation measures of Resolutions C-04-09 and C-06-02;
2. Quarterly fishing mortality for each year in the future and for 2004-2007 was set equal to the fishing mortality in scenario 1, adjusted for the effect of the conservation measures. For the adjustment, the fishing mortality for the purse-seine fishery in the fourth quarter was increased by 85%, and that for the southern longline fishery by 39%.

6.2. Results of the simulation

The simulations were used to predict future levels of the SBR, total biomass, the total catch taken by the

primary surface fisheries, which would presumably continue to operate in the EPO (Fisheries 1-10), and the total catch taken by the longline fleet (Fisheries 11 and 12). There is probably more uncertainty in the future levels of these outcome variables than is suggested by the results presented in Figures 6.1-6.5. The amount of uncertainty is probably underestimated because the simulations were conducted under the assumption that the stock assessment model accurately describe the dynamics of the system, and because no account is taken for variation in catchability.

These simulations were carried out using the average recruitment for the 1975-2007 period. If they had been carried out using the average recruitment for the 1984-2001 period, the projected trend in SBR and catches would have been more positive. Conversely, if they had been carried out with the average recruitment for the 2002-2006 period, the projected trend in SBR and catches would have been more negative.

6.2.1. Current effort levels

Under current levels of fishing mortality (2005-2007), the biomass is predicted to increase and then decrease, but remain above the current level (Figure 6.1), and the SBR is predicted to follow a similar trend. The SBR is predicted to remain above the level corresponding to the MSY (Figure 6.2). However, the confidence intervals are wide, and there is a moderate probability that the SBR will be substantially above or below this level. It is predicted that the surface catches will increase, while the longline catches will remain about the same (Figure 6.3).

6.2.2. No management restrictions

Resolutions C-04-09 and C-06-02 called for restrictions on purse-seine effort and longline catches for 2004-2007: a 6-week closure during the third or fourth quarter of the year for purse-seine fisheries, and longline catches not to exceed 2001 levels. To assess the utility of these management actions, we projected the population forward five years, assuming that these conservation measures had not been implemented.

Comparison of the biomass and SBR predicted with and without the restrictions from the resolutions show some difference (Figures 6.4 and 6.5). The simulations suggest that, without the restrictions, biomass and SBR would have declined to slightly lower levels than seen at present, and would decline to about the level corresponding to MSY.

6.3. Summary of the simulation results

Under current levels of effort fishing mortality, the biomass is predicted to increase, and then decrease, but remain above the current level, and the SBR is predicted to follow a similar trend. The SBR is predicted to remain above the level corresponding to the MSY. A comparison of the biomass and SBR predicted with and without the restrictions from Resolutions C-04-09 and C-06-02 suggests that, without the restrictions, they would be at lower levels than those seen at present, and would decline to about the level corresponding to MSY.

These simulations were carried out using the average recruitment for the 1975-2007 period. If they had been carried out using the average recruitment for the 1983-2001 period, the projected trend in SBR and catches would have been more positive. Conversely, if they had been carried out using the average recruitment for the 2002-2006 period, the projected trend in SBR and catches would have been more negative.

7. FUTURE DIRECTIONS

7.1. 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.

7.2. Refinements to the assessment model and methods

The IATTC staff is considering changing to the *Stock Synthesis II* (SS2) general model (developed by Richard Methot at the U.S. National Marine Fisheries Service) for its stock assessments, based on the outcome of the workshop on stock assessment methods held in November 2005. Preliminary assessments for yellowfin and bigeye tuna were conducted in SS2 and presented at a workshop on management strategies held in November 2006. The current bigeye assessment was conducted using SS2, and the IATTC staff intends to conduct the next yellowfin assessment using SS2, once the growth curve in SS2 is made flexible enough to model the growth of yellowfin appropriately.

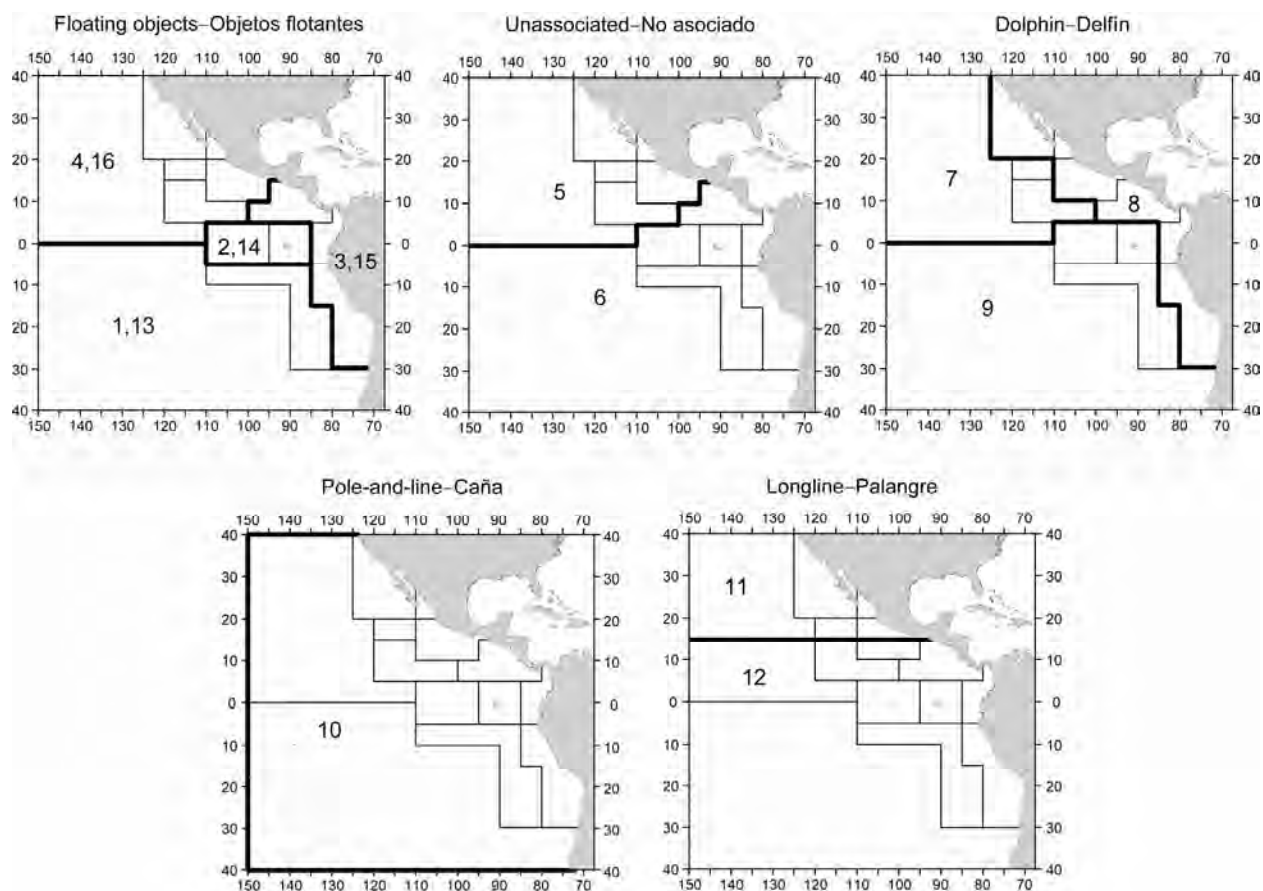


FIGURE 2.1. Spatial extents of the fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold numbers the fisheries to which the latter boundaries apply. The fisheries are described in Table 2.1.

FIGURA 2.1. 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 del stock, y los números en negritas las pesquerías correspondientes a estos últimos límites. En la Tabla 2.1 se describen las pesquerías.

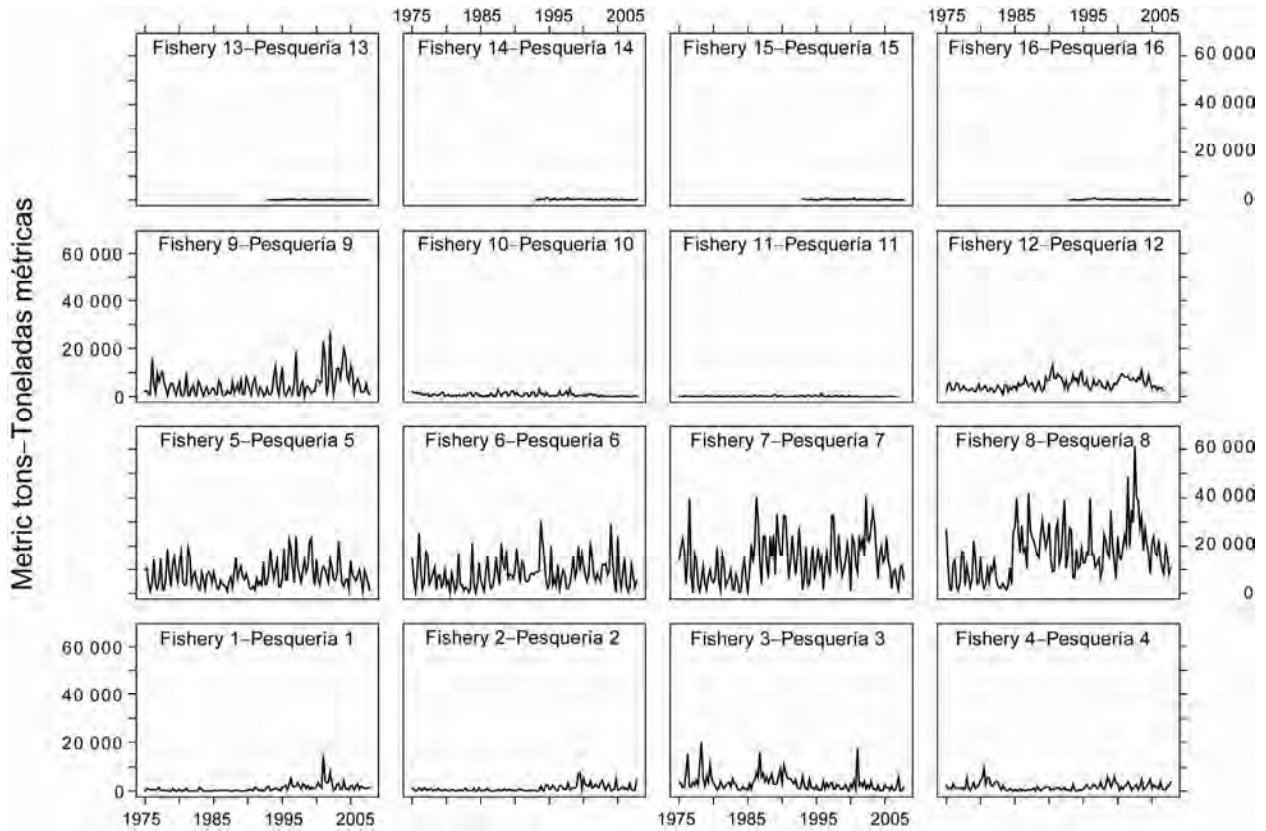


FIGURE 2.2. Catches by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were analyzed on a quarterly basis, there are four observations of catch for each year. Although all the catches are displayed as weights, the stock assessment model uses catches in numbers of fish for Fisheries 11 and 12. Catches in weight for Fisheries 11 and 12 are estimated by multiplying the catches in numbers of fish by estimates of the average weights. t = metric tons.

FIGURA 2.2. Capturas de las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se analizaron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de captura para cada año. Se expresan todas las capturas en peso, pero el modelo de evaluación del stock usa captura en número de peces para las Pesquerías 11 y 12. Se estiman las capturas de las Pesquerías 11 y 12 en peso multiplicando las capturas en número de peces por estimaciones del peso promedio. t = toneladas métricas.

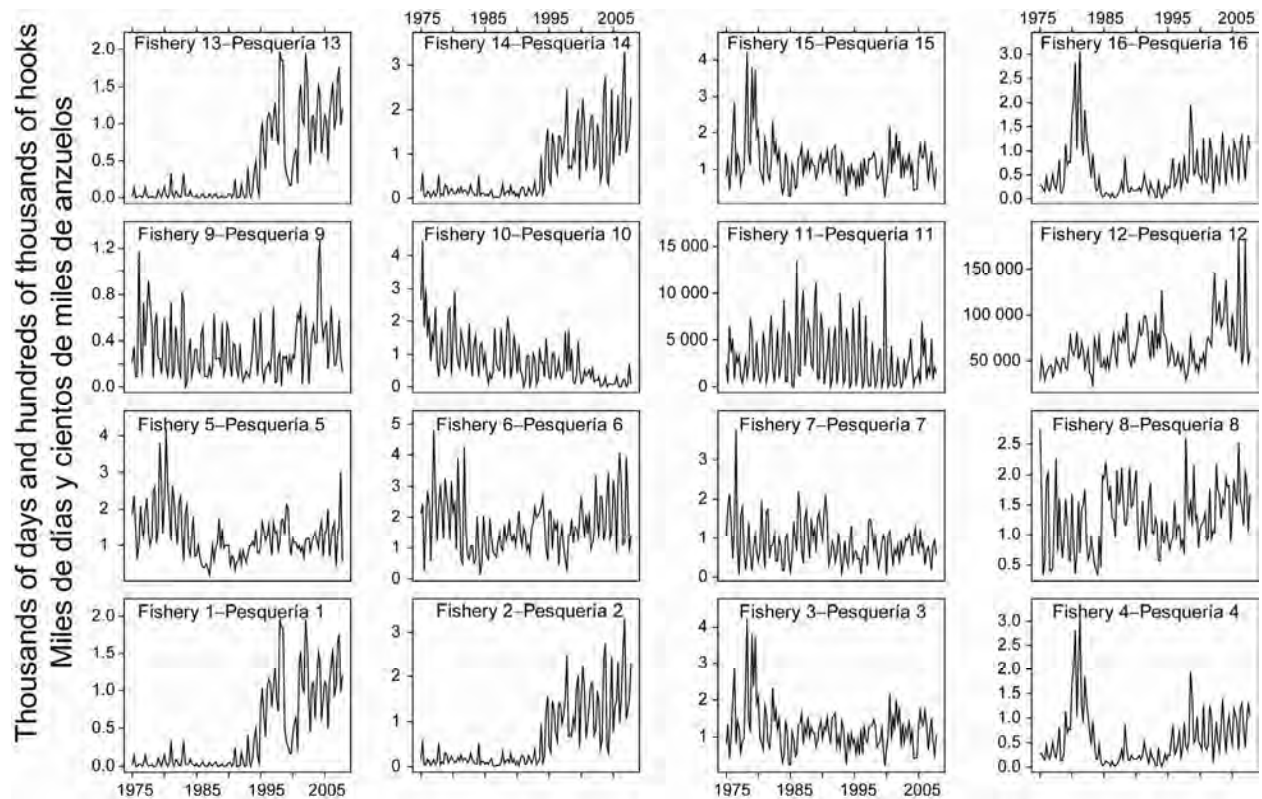


FIGURE 2.3. Fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of effort for each year. The effort for Fisheries 1-10 and 13-16 is in days fished, and that for Fisheries 11 and 12 is in standardized numbers of hooks. Note that the vertical scales of the panels are different.

FIGURA 2.3. Esfuerzo de pesca ejercido por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se analizaron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de esfuerzo para cada año. Se expresa el esfuerzo de las Pesquerías 1-10 y 13-16 en días de pesca, y el de las Pesquerías 11 y 12 en número estandarizado de anzuelos. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes.

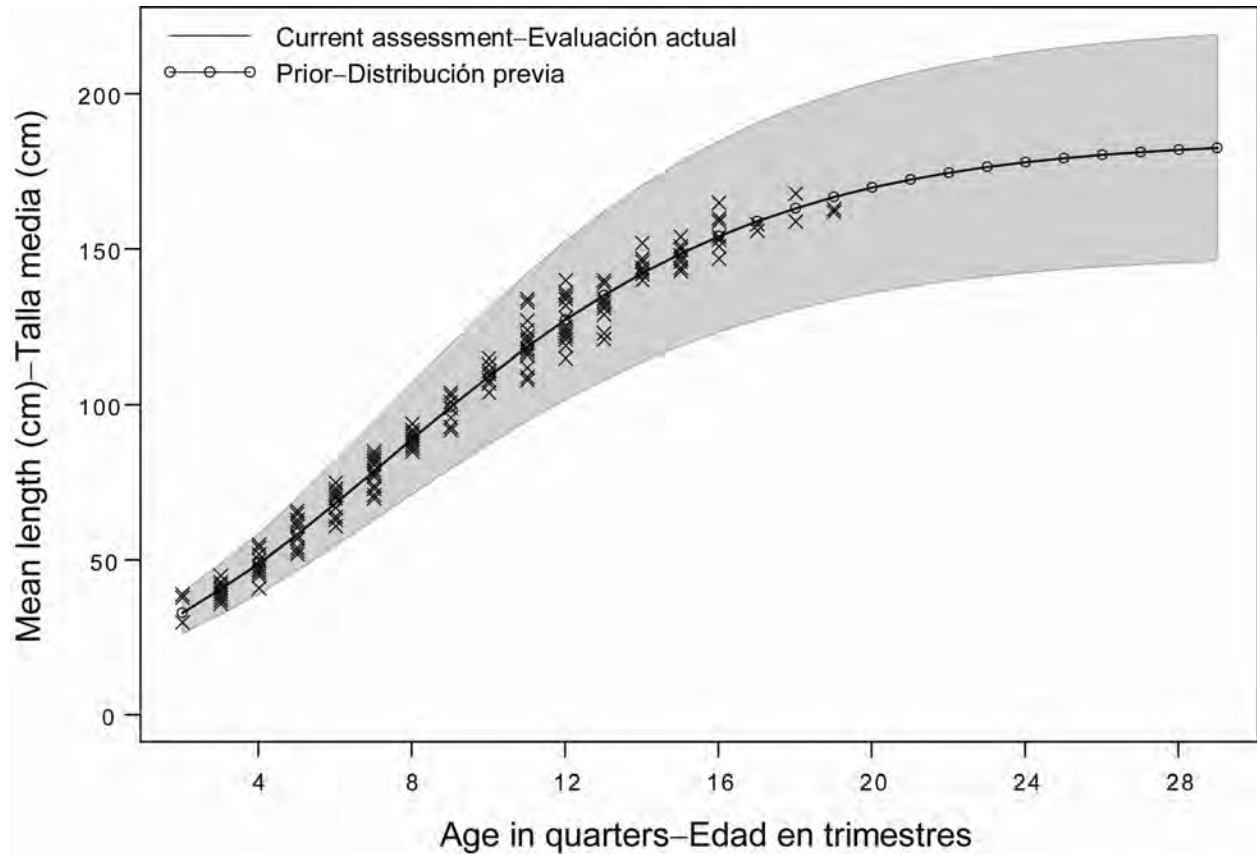


FIGURE 3.1. Growth curve estimated for the assessment of yellowfin tuna in the EPO (solid line). The connected points represent the mean length-at-age prior used in the assessment. The crosses represent length-at-age data from otoliths (Wild 1986). The shaded region represents the variation in length at age (± 2 standard deviations).

FIGURA 3.1. Curva de crecimiento usada para la evaluación del atún aleta amarilla en el OPO (línea sólida). Los puntos conectados representan la distribución previa (*prior*) de la talla por edad usada en la evaluación. Las cruces representan datos de otolitos de talla por edad (Wild 1986). La región sombreada representa la variación de la talla por edad (± 2 desviaciones estándar).

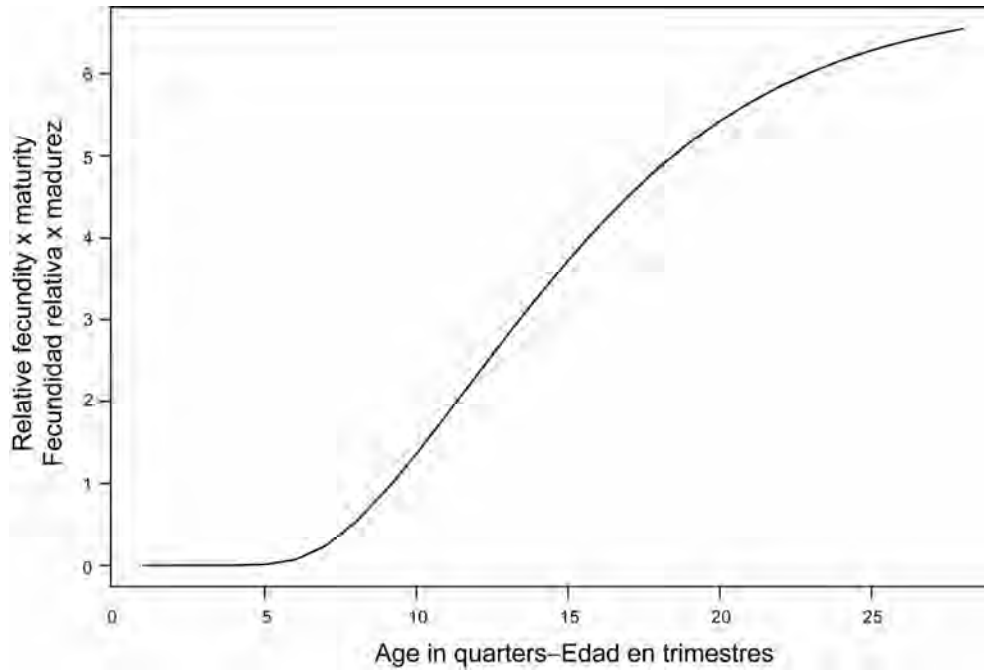


FIGURE 3.2. Relative fecundity-at-age curve (from Schaefer 1998) used to estimate the spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO.

FIGURA 3.2. Curva de madurez relativa por edad (de Schaefer 1998) usada para estimar la biomasa reproductora del atún aleta amarilla en el OPO.

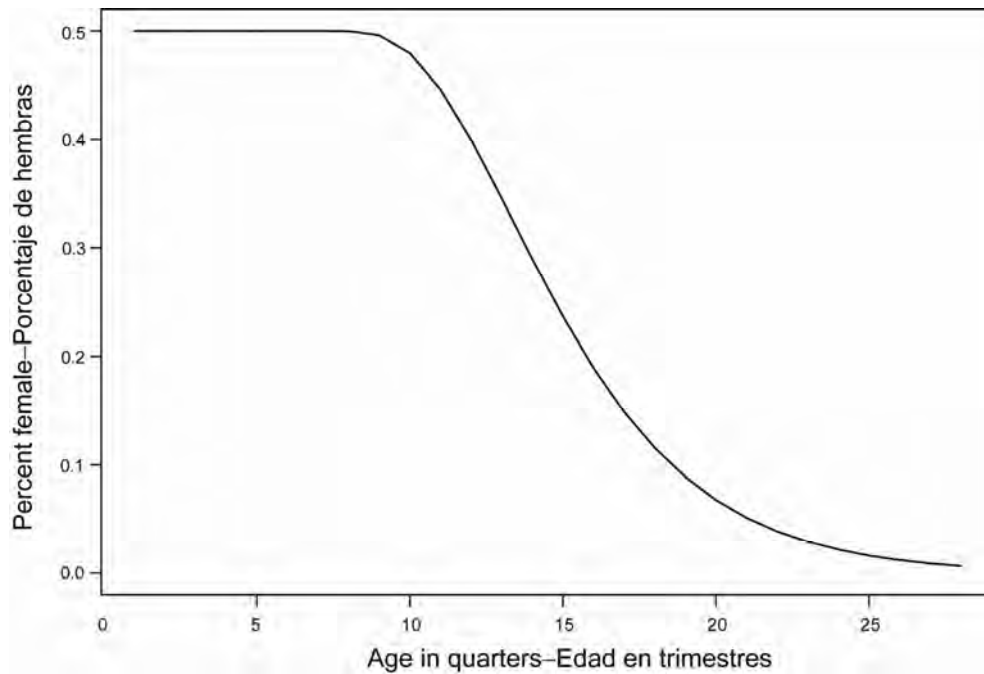


FIGURE 3.3. Sex ratio curve (from Schaefer 1998) used to estimate the spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO.

FIGURA 3.3. Curva de proporciones de sexos (de Schaefer 1998) usada para estimar la biomasa reproductora de atún aleta amarilla en el OPO.

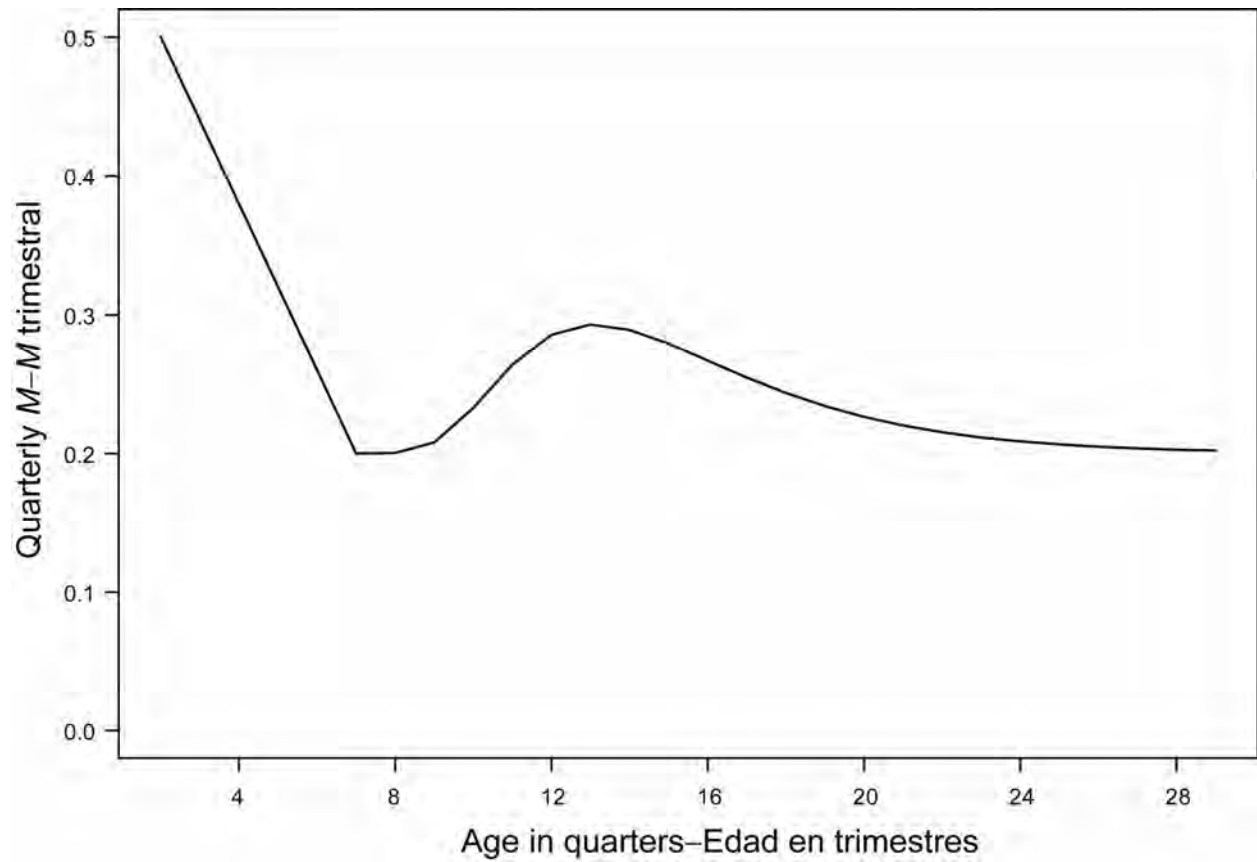


FIGURE 3.4. Natural mortality (M) rates, at quarterly intervals, used for the assessment of yellowfin tuna in the EPO. Descriptions of the three phases of the mortality curve are provided in Section 3.1.4.

FIGURA 3.4. Tasas de mortalidad natural (M), a intervalos trimestrales, usadas para la evaluación del atún aleta amarilla en el OPO. En la Sección 3.1.4 se describen las tres fases de la curva de mortalidad.

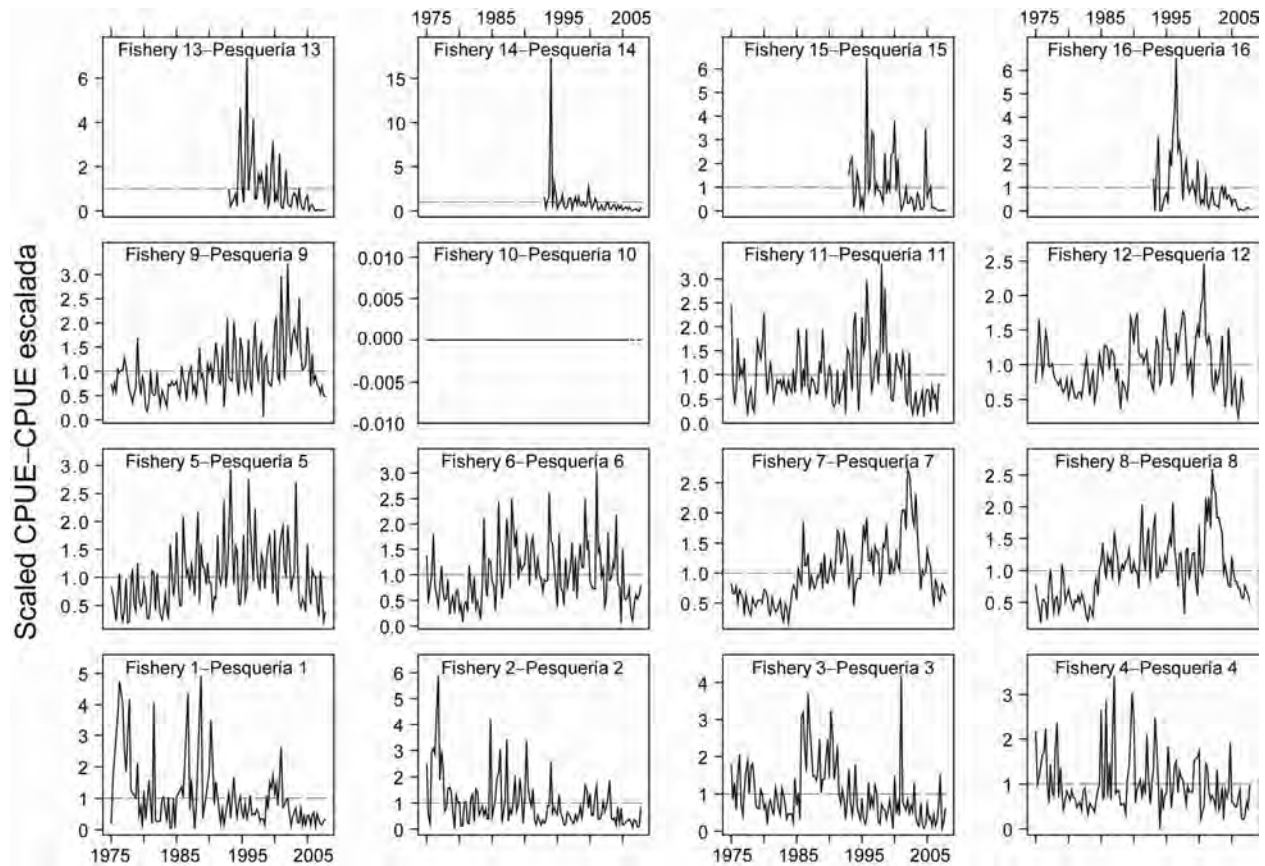


FIGURE 4.1. CPUEs for the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of CPUE for each year. The CPUEs for Fisheries 1-10 and 13-16 are in kilograms per day fished, and those for Fisheries 11 and 12 are standardized units based on numbers of hooks. The data are adjusted so that the mean of each time series is equal to 1.0. Note that the vertical scales of the panels are different.

FIGURA 4.1. CPUE de las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se resumieron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de CPUE para cada año. Se expresan las CPUE de las Pesquerías 1-10 y 13-16 en kilogramos por día de pesca, y las de las Pesquerías 11 y 12 en unidades estandarizadas basadas en número de anzuelos. Se ajustaron los datos para que el promedio de cada serie de tiempo equivalga a 1,0. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes.

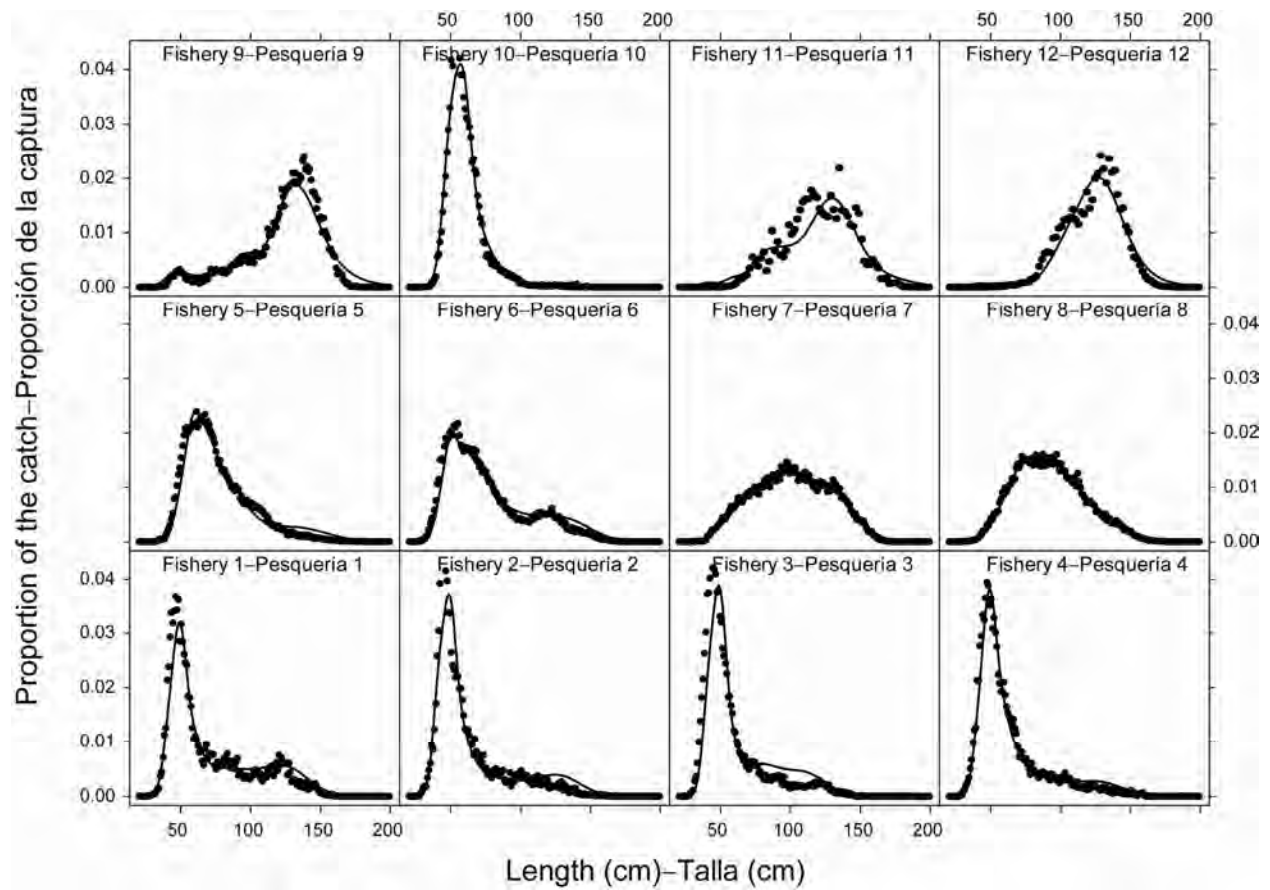


FIGURE 4.2. Average observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO.

FIGURA 4.2. Composición media por tamaño observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún aleta amarilla en el OPO.

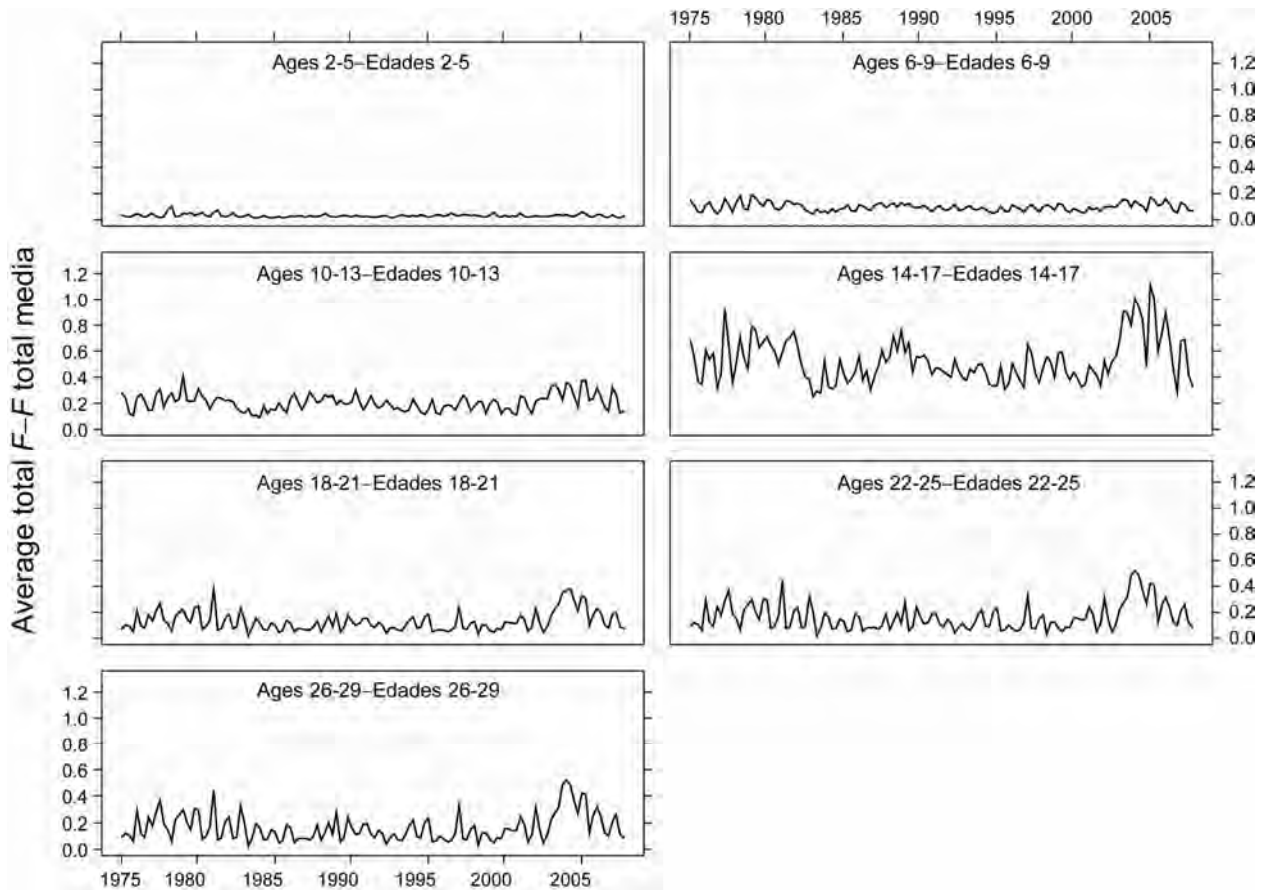


FIGURE 4.3a. Average quarterly fishing mortality (F) at age, by all gears, of yellowfin tuna recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates an average of four quarterly fishing mortality vectors that affected the fish within the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the upper-left panel is an average of the fishing mortalities that affected the fish that were 2-5 quarters old.

FIGURA 4.3a. Mortalidad por pesca (F) trimestral media por edad, por todas las artes, de atún aleta amarilla reclutado a las pesquerías del OPO. Cada recuadro ilustra un promedio de cuatro vectores trimestrales de mortalidad por pesca que afectaron los peces de la edad indicada en el título de cada recuadro. Por ejemplo, la tendencia ilustrada en el recuadro superior izquierdo es un promedio de las mortalidades por pesca que afectaron a los peces de entre 2 y 5 trimestres de edad.

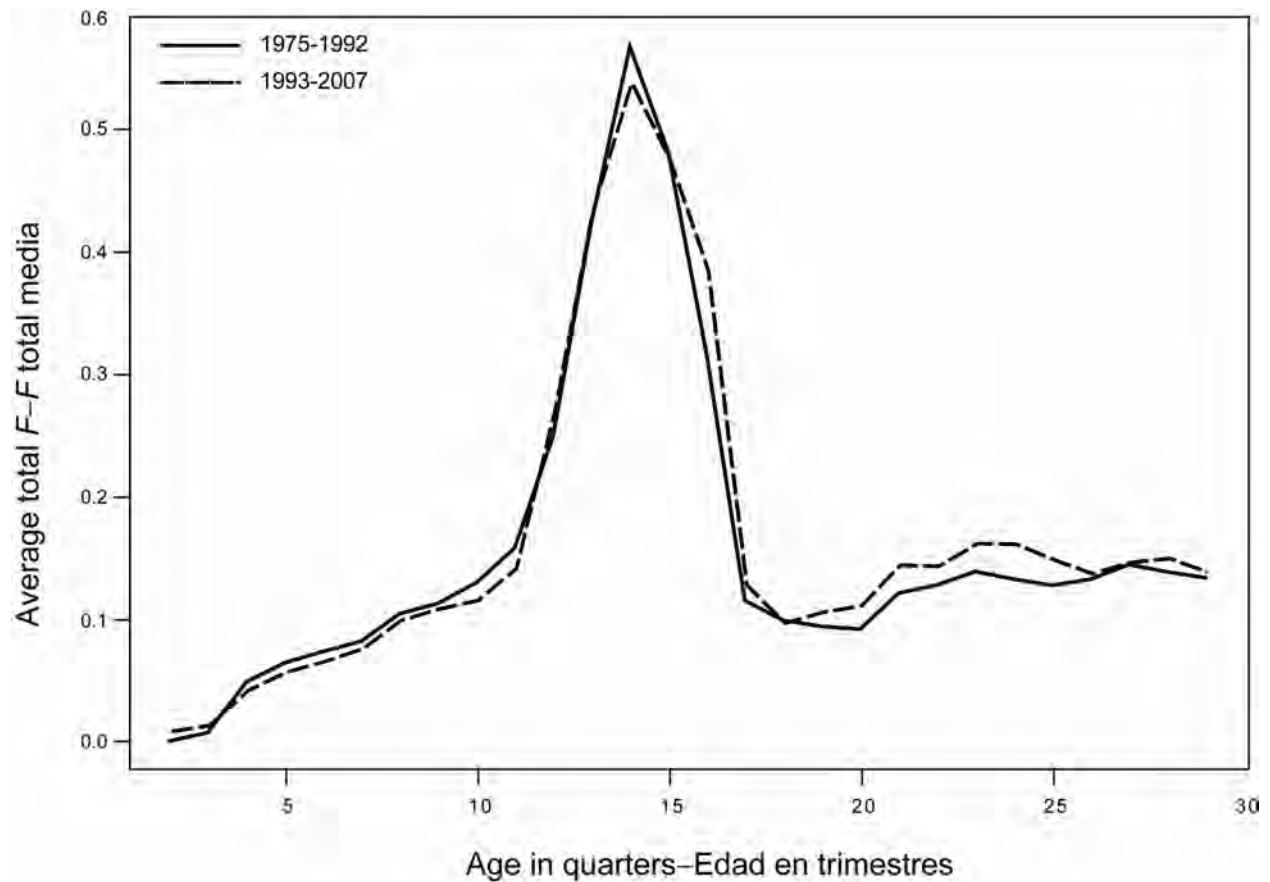


FIGURE 4.3b. Average quarterly fishing mortality (F) of yellowfin tuna by age in the EPO, by all gears. The estimates are presented for two periods, before and after the increase in effort associated with floating objects.

FIGURA 4.3b. Mortalidad por pesca (F) trimestral media de atún aleta amarilla por edad en el OPO, por todas las artes. Se presentan estimaciones para dos períodos, antes y después del aumento del esfuerzo asociado con objetos flotantes.

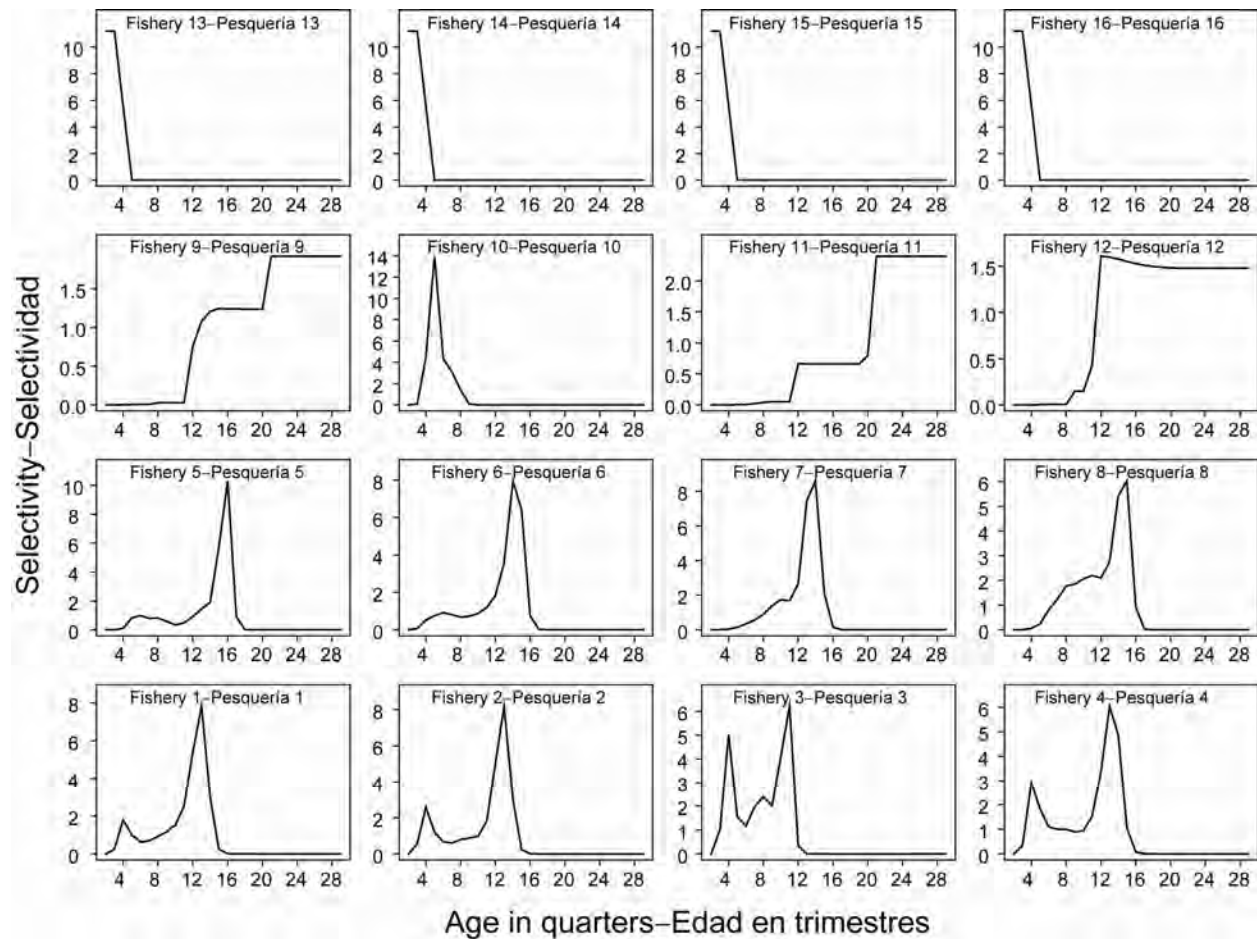


FIGURE 4.4. Selectivity curves for the 16 fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The curves for Fisheries 1-12 were estimated with the A-SCALA method, and those for Fisheries 13-16 are based on assumptions. Note that the vertical scales of the panels are different.

FIGURA 4.4. Curvas de selectividad para las 16 pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO. Se estimaron las curvas de las Pesquerías 1-12 con el método A-SCALA, y las de la Pesquerías 13-16 se basan en supuestos. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes.

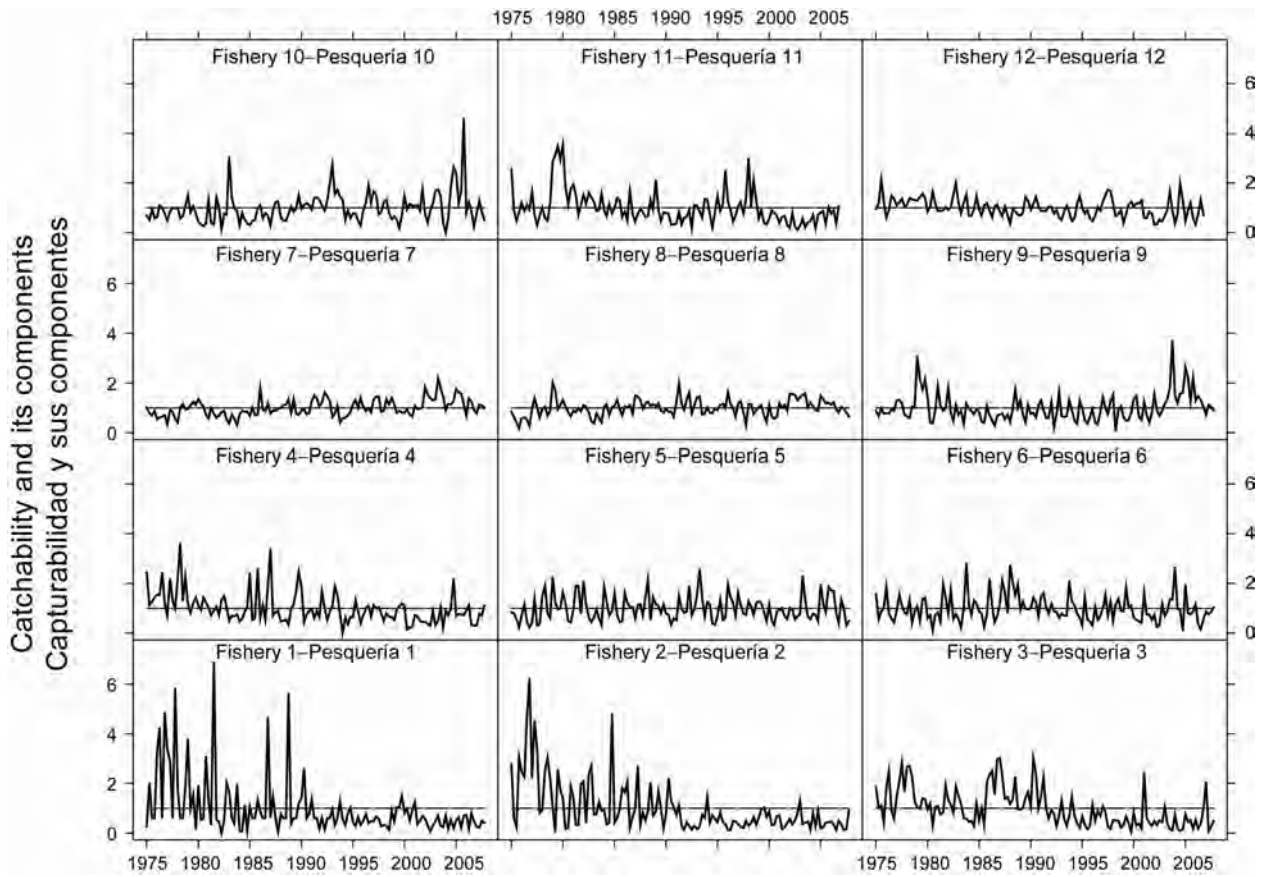


FIGURE 4.5a. Trends in catchability (q) for the 12 retention fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The estimates are scaled to average 1.

FIGURA 4.5a. Tendencias de la capturabilidad (q) en las 12 pesquerías de retención que capturan atún aleta amarilla en el OPO. Se escalan las estimaciones a un promedio de 1.

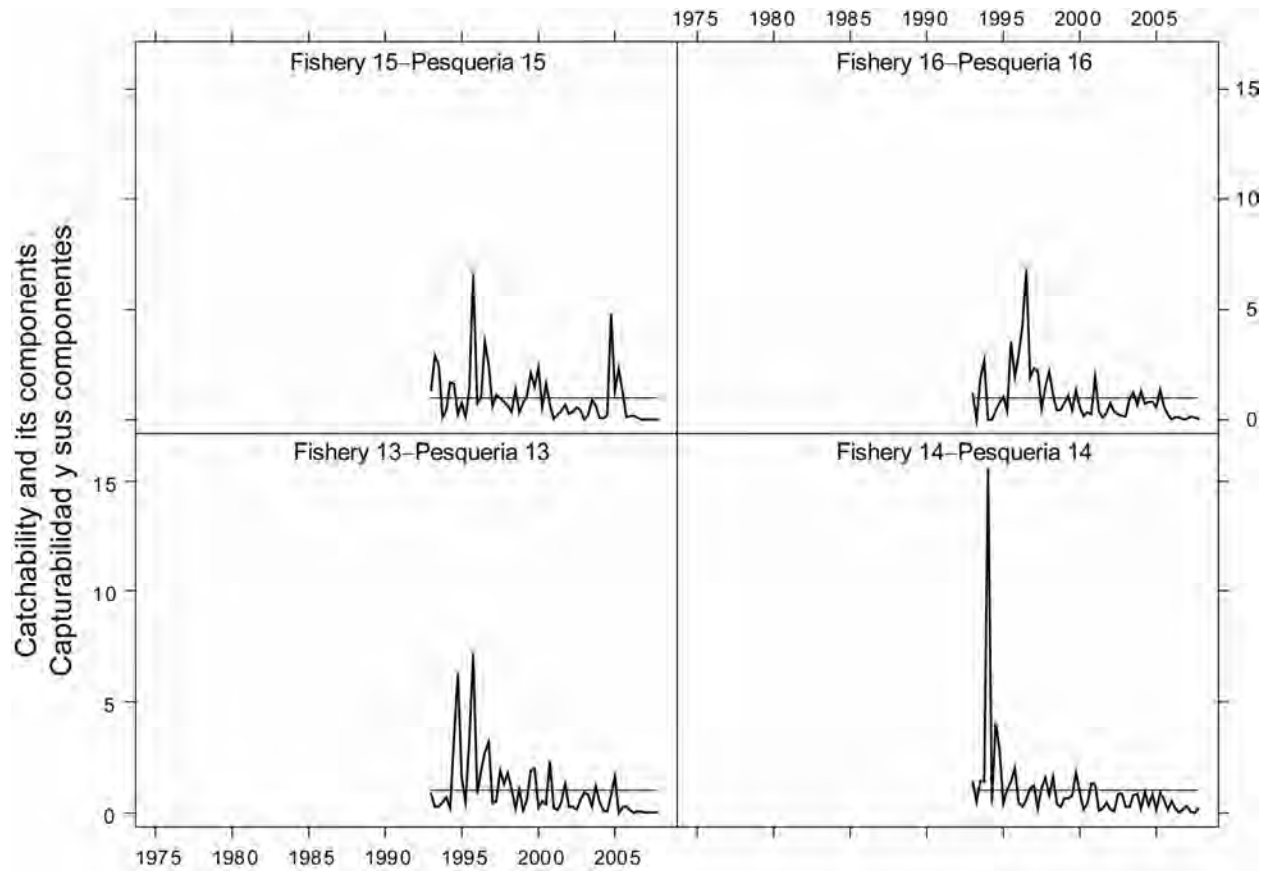


FIGURE 4.5b. Trends in catchability (q) for the four discard fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The estimates are scaled to average 1.

FIGURA 4.5b. Tendencias de la capturabilidad (q) en las cuatro pesquerías de descarte que capturan atún aleta amarilla en el OPO. Se escalan las estimaciones a un promedio de 1.

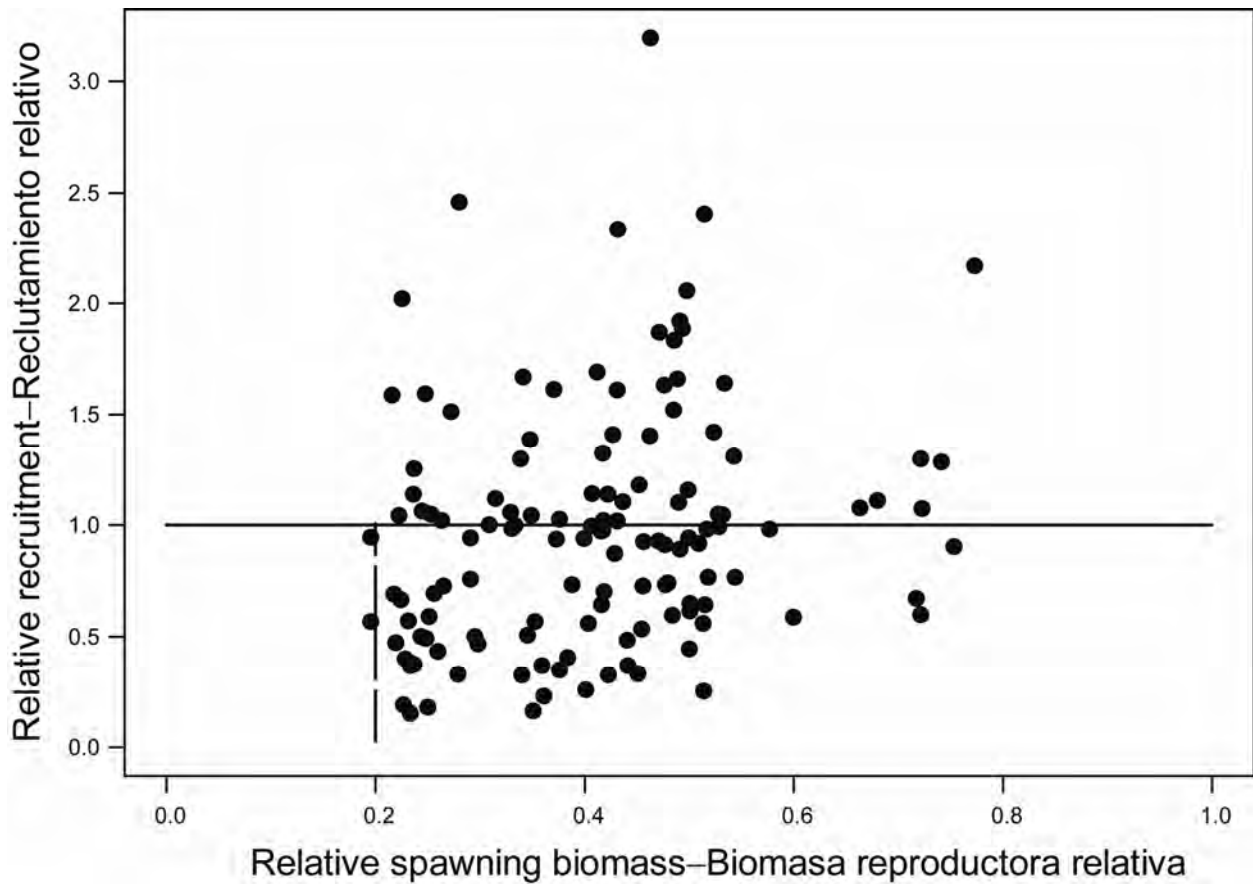


FIGURE 4.6. Estimated relationship between recruitment of yellowfin tuna and spawning biomass. The recruitment is scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The spawning biomass is scaled so that the average unexploited spawning biomass is equal to 1.0.

FIGURA 4.6. Relación estimada entre el reclutamiento y la biomasa reproductora del atún aleta amarilla. Se escala el reclutamiento para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0, y la biomasa reproductora para que la biomasa reproductora media no explotada equivalga a 1,0.

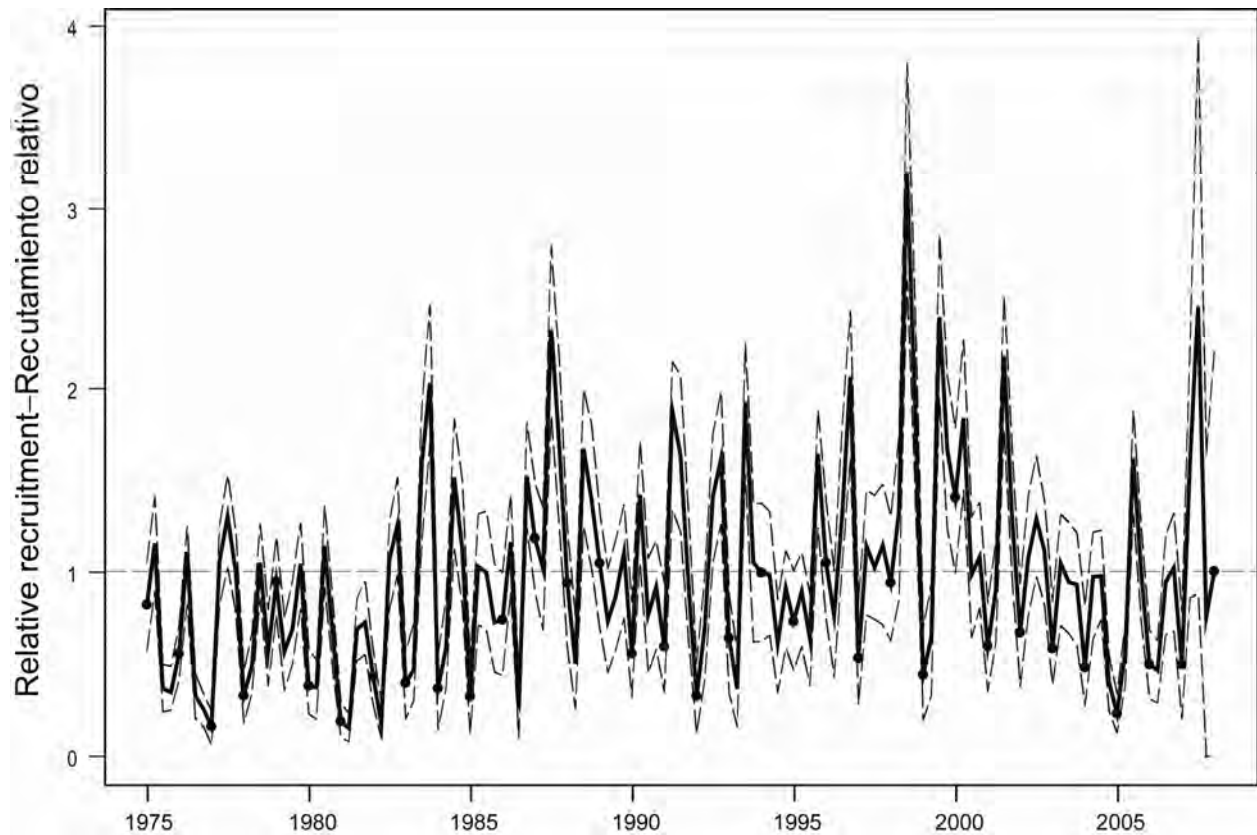


FIGURE 4.7. Estimated recruitment of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the shaded area indicates the approximate 95% confidence intervals around those estimates. The labels on the time axis are drawn at the start of each year, but, since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of recruitment for each year.

FIGURA 4.7. Reclutamiento estimado de atún aleta amarilla a las pesquerías del OPO. Se escalan las estimaciones para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0. La línea gruesa ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima del reclutamiento, y el área sombreada los intervalos de confianza de 95% aproximados de esas estimaciones. Se dibujan las leyendas en el eje de tiempo al principio de cada año, pero, ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestres, hay cuatro estimaciones de reclutamiento para cada año.

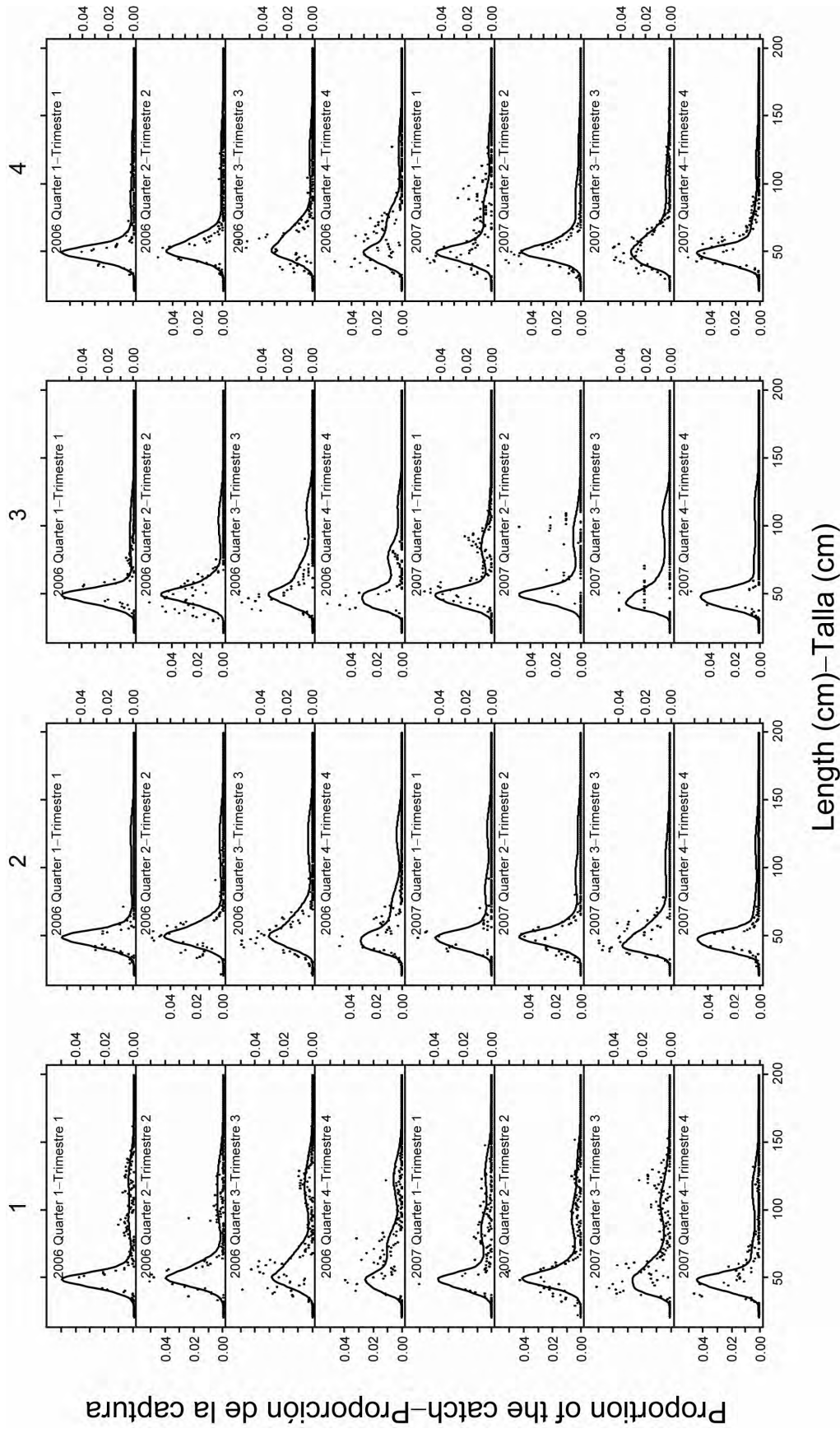


FIGURE 4.8a. Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin by the fisheries that take tunas in association with floating objects (Fisheries 1-4).
FIGURA 4.8a. Composiciones por tamaño observadas (puntos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de aleta amarilla por las pesquerías que capturan atún en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 1-4).

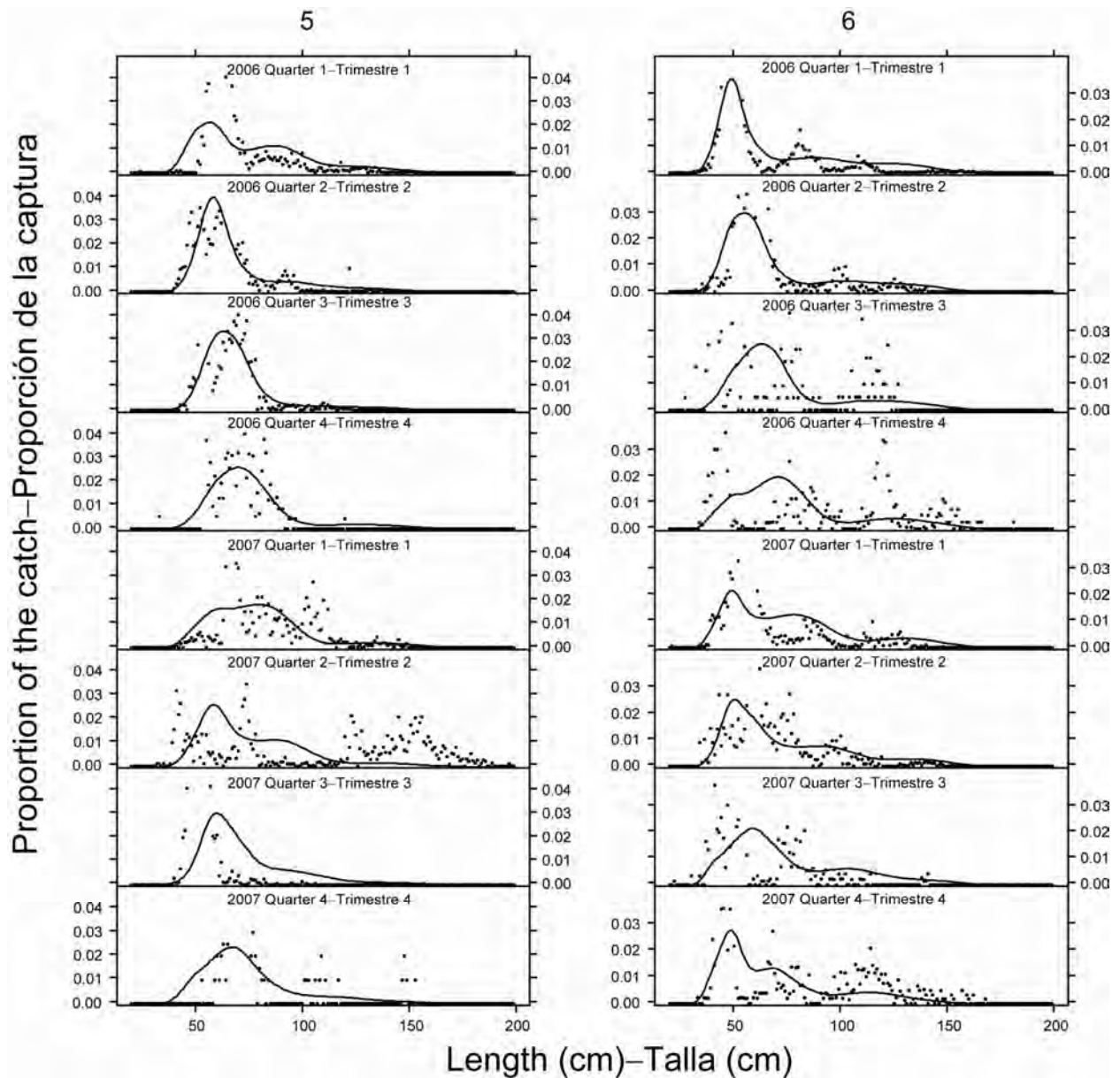


FIGURE 4.8b. Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the fisheries that take tunas in unassociated schools (Fisheries 5 and 6).

FIGURA 4.8b. Composiciones por tamaño observadas (puntos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de atún aleta amarilla por las pesquerías que capturan atún en cardúmenes no asociados (Pesquerías 5 y 6).

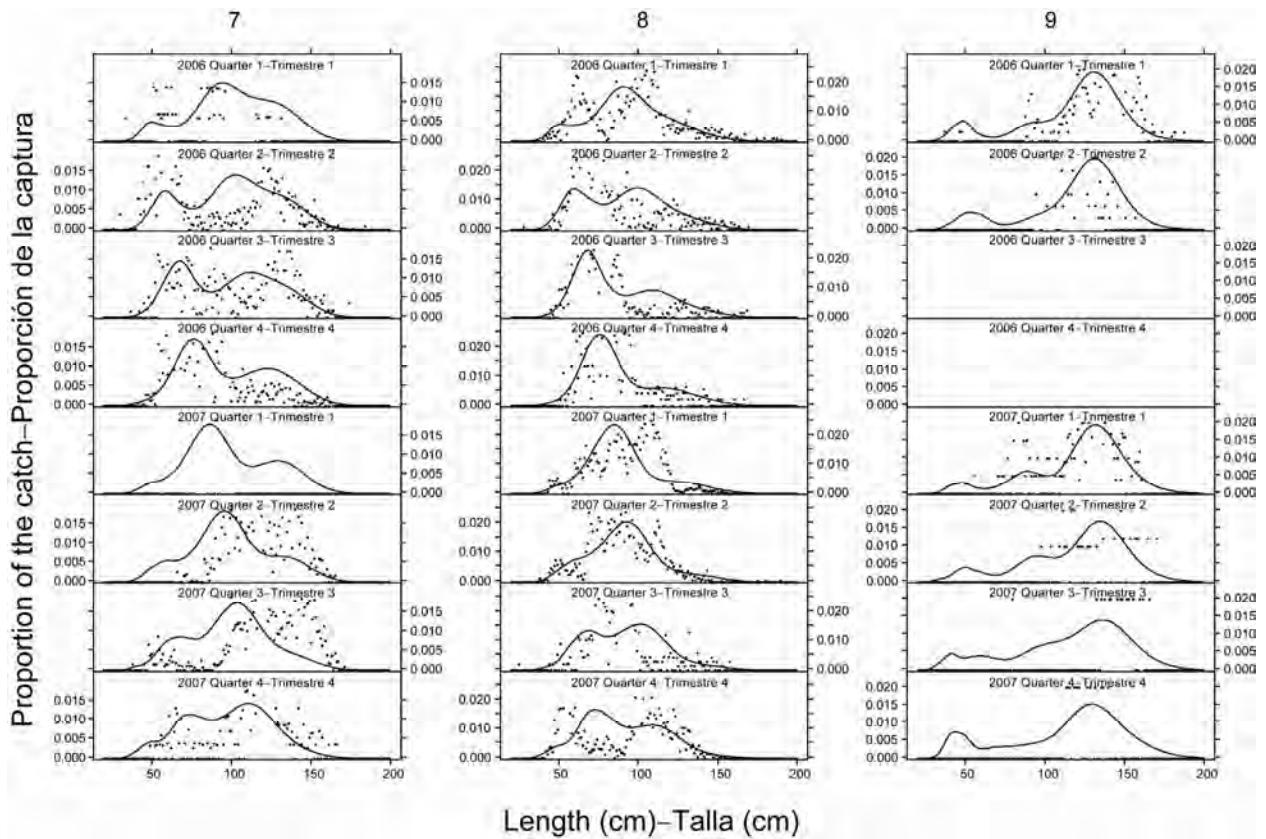


FIGURE 4.8c. Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the fisheries that take tunas in association with dolphins (Fisheries 7-9).

FIGURA 4.8c. Composiciones por tamaño observadas (puntos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de atún aleta amarilla por las pesquerías que capturan atún en asociación con delfines (Pesquerías 7-9).

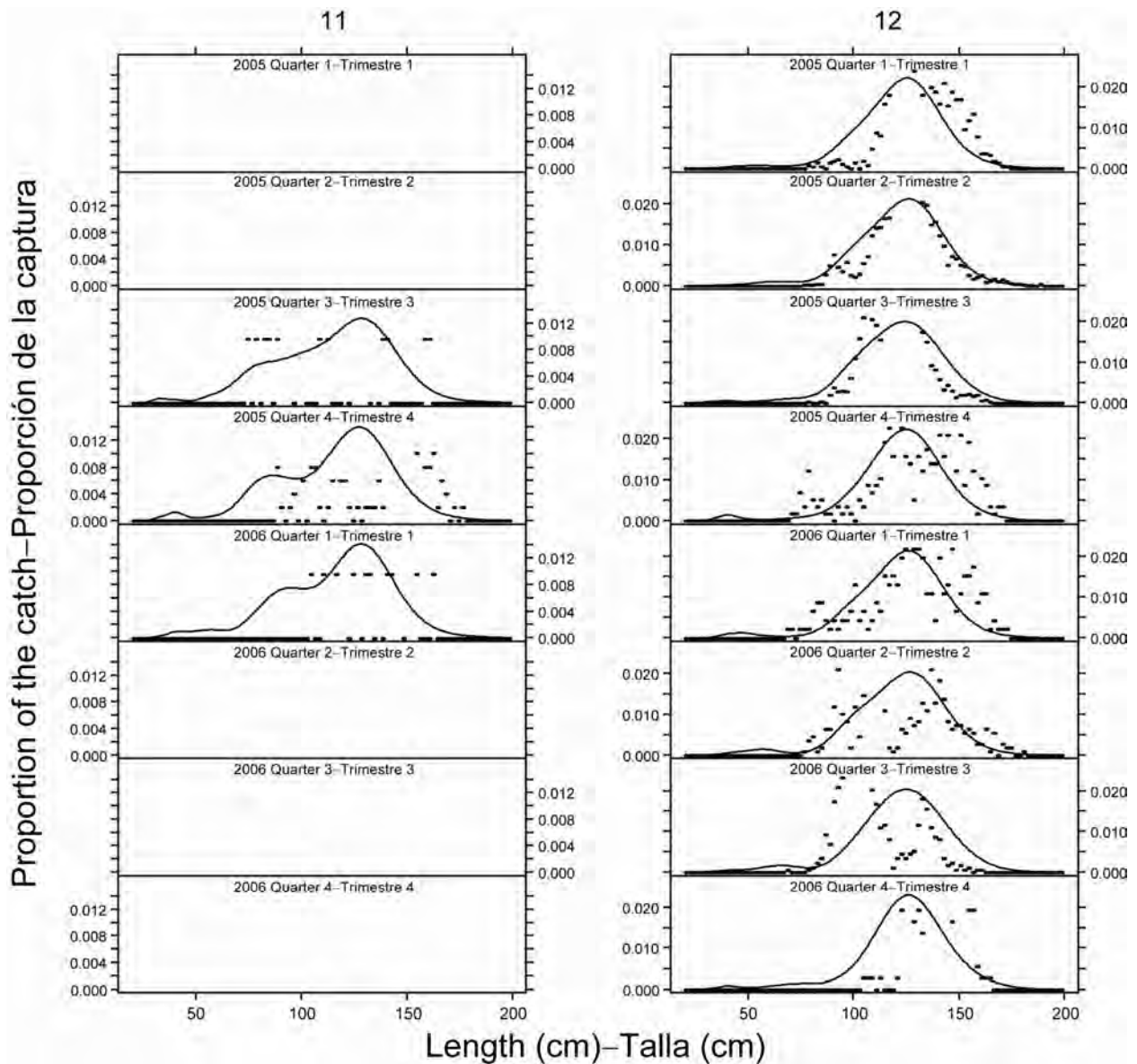


FIGURE 4.8d. Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the longline fisheries (Fisheries 11-12).

FIGURA 4.8d. Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de atún aleta amarilla por las pesquerías palangreras (Pesquerías 11 y 12).

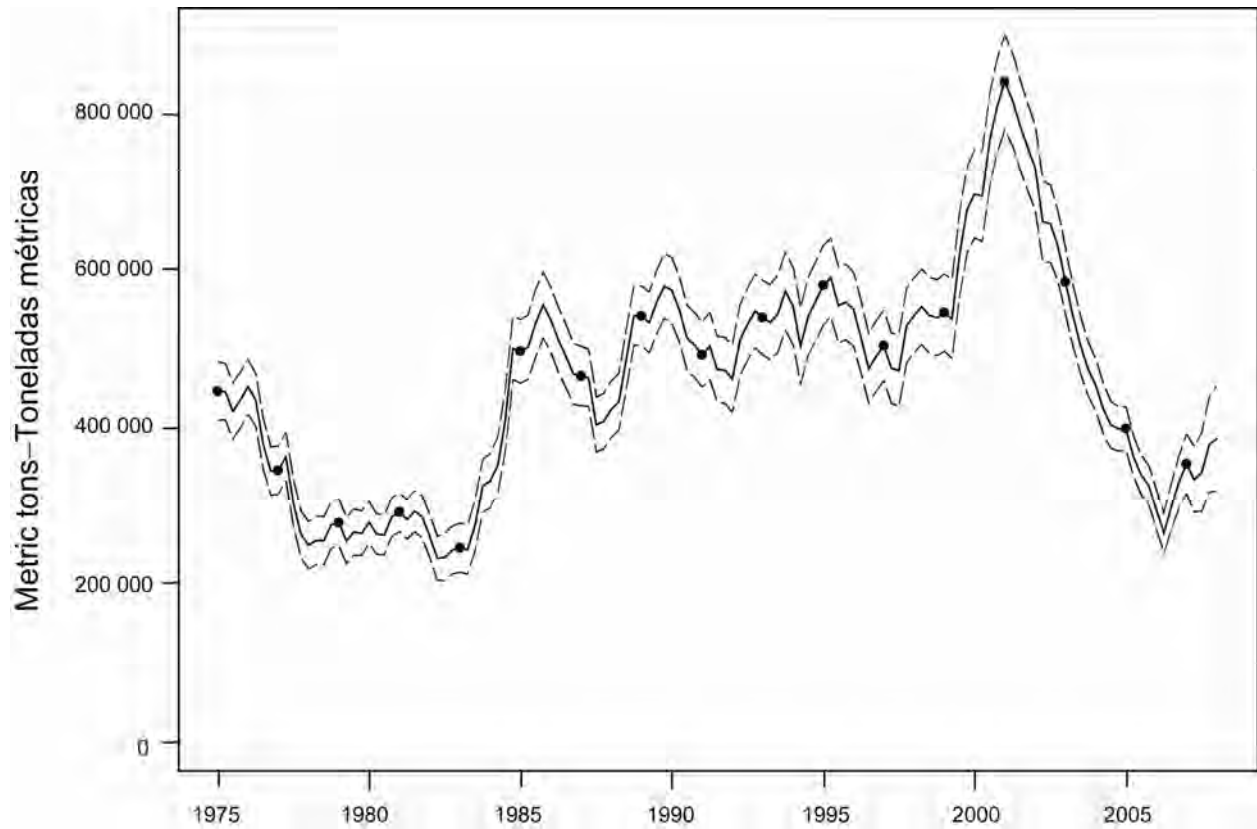


FIGURE 4.9a. Estimated biomass of yellowfin tuna in the EPO. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomass, and the thin dashed lines the approximate 95% confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year.

FIGURA 4.9a. Biomasa estimada de atún aleta amarilla en el OPO. La línea gruesa ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima de la biomasa, y las líneas delgadas de trazos los límites de confianza de 95% aproximados de las estimaciones. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestres, hay cuatro estimaciones de biomasa para cada año.

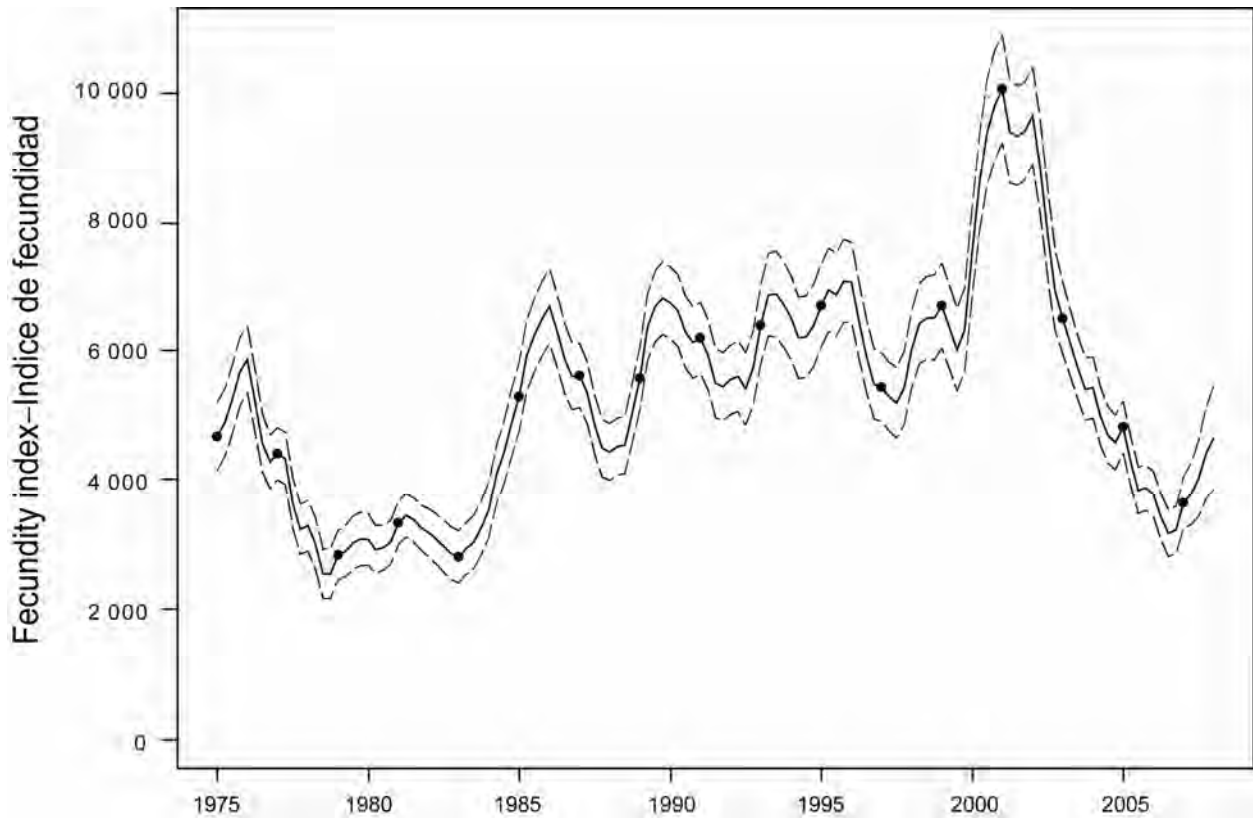


FIGURE 4.9b. Estimated relative spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomass, and the thin dashed lines the approximate 95% confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year.

FIGURA 4.9b. Biomasa reproductora relativa estimada del atún aleta amarilla en el OPO. La línea gruesa ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima de la biomasa, y las líneas delgadas de trazos los límites de confianza de 95% aproximados de las estimaciones. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestres, hay cuatro estimaciones de biomasa para cada año.

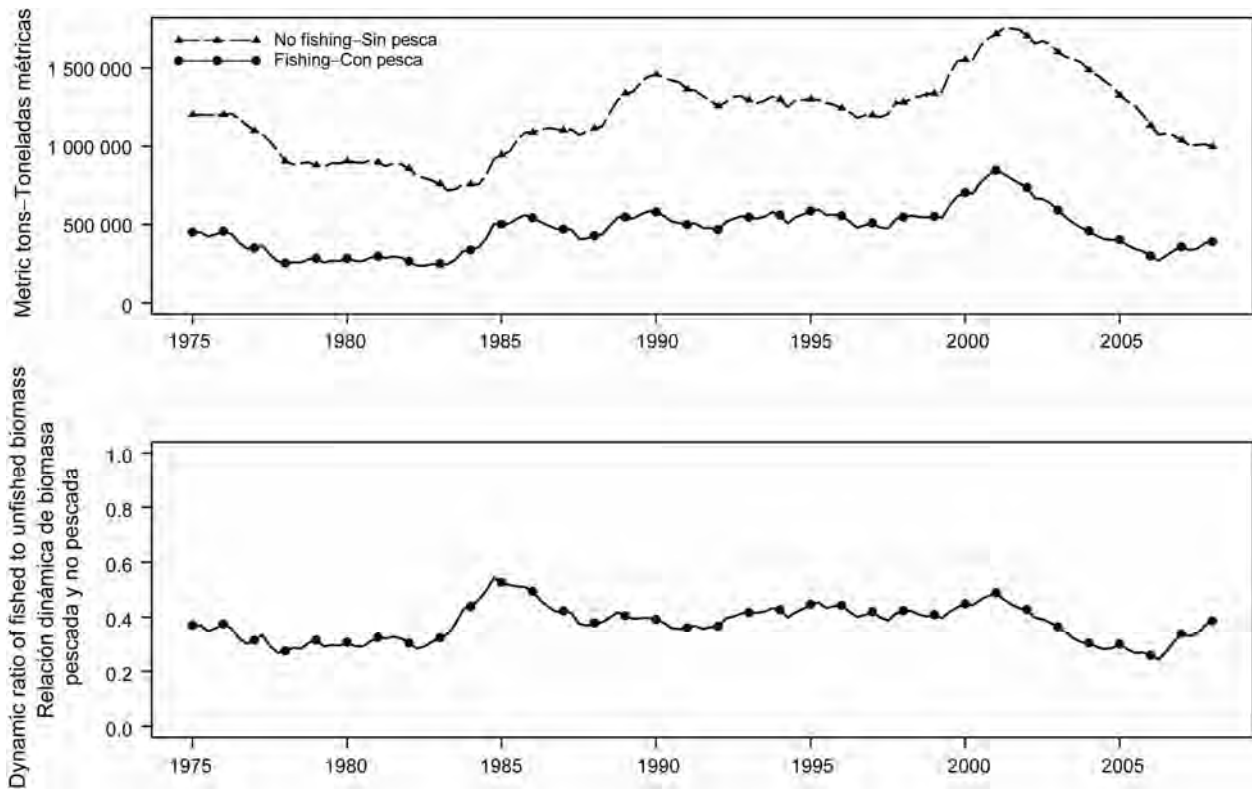


FIGURE 4.10a. Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was never exploited (“no fishing”) and that predicted by the stock assessment model (“fishing”).

FIGURA 4.10a. Trayectoria de la biomasa de una población simulada de atún aleta amarilla que nunca fue explotada (“sin pesca”) y aquella predicha por el modelo de evaluación de la población (“con pesca”).

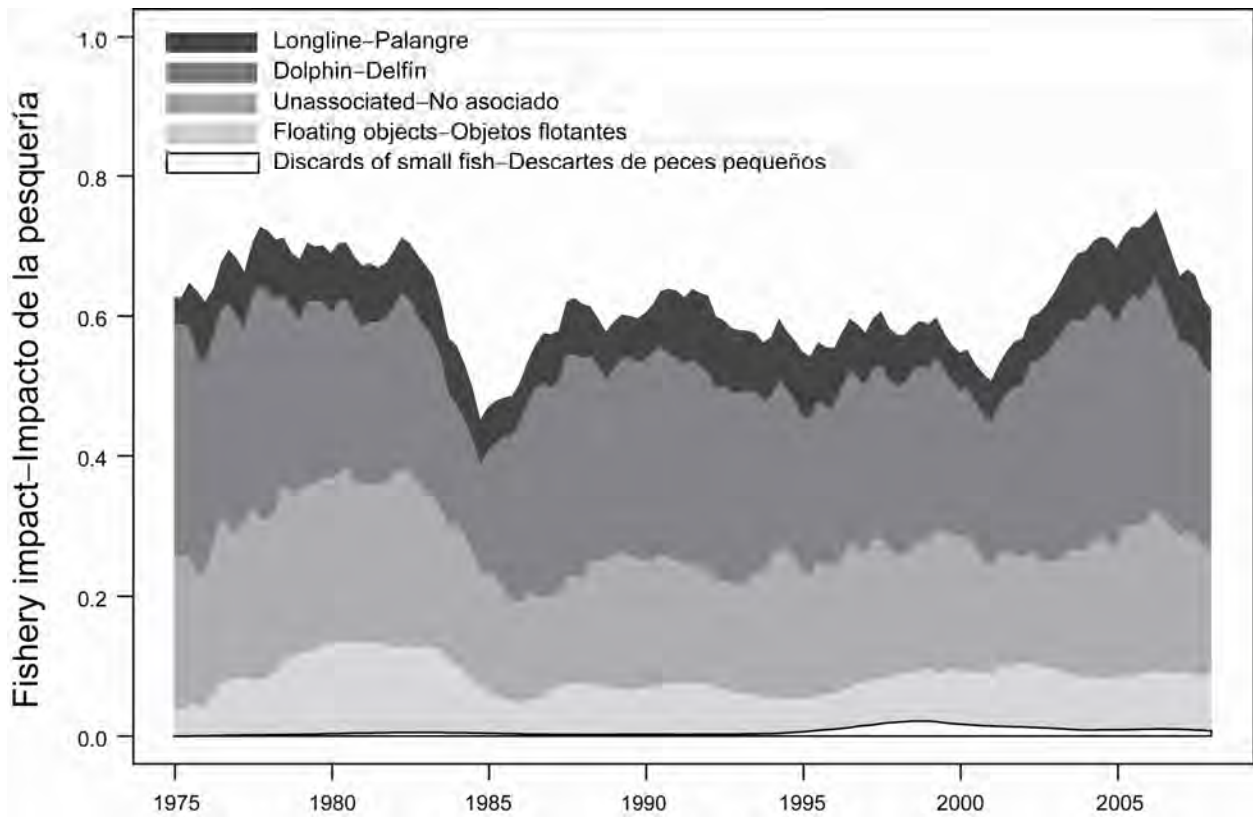


FIGURE 4.10b. Comparison of the relative impacts of the major fisheries on the biomass of yellowfin tuna in the EPO.

FIGURA 4.10b. Comparación de los impactos relativos de las pesquerías más importantes sobre la biomasa de atún aleta amarilla en el OPO.

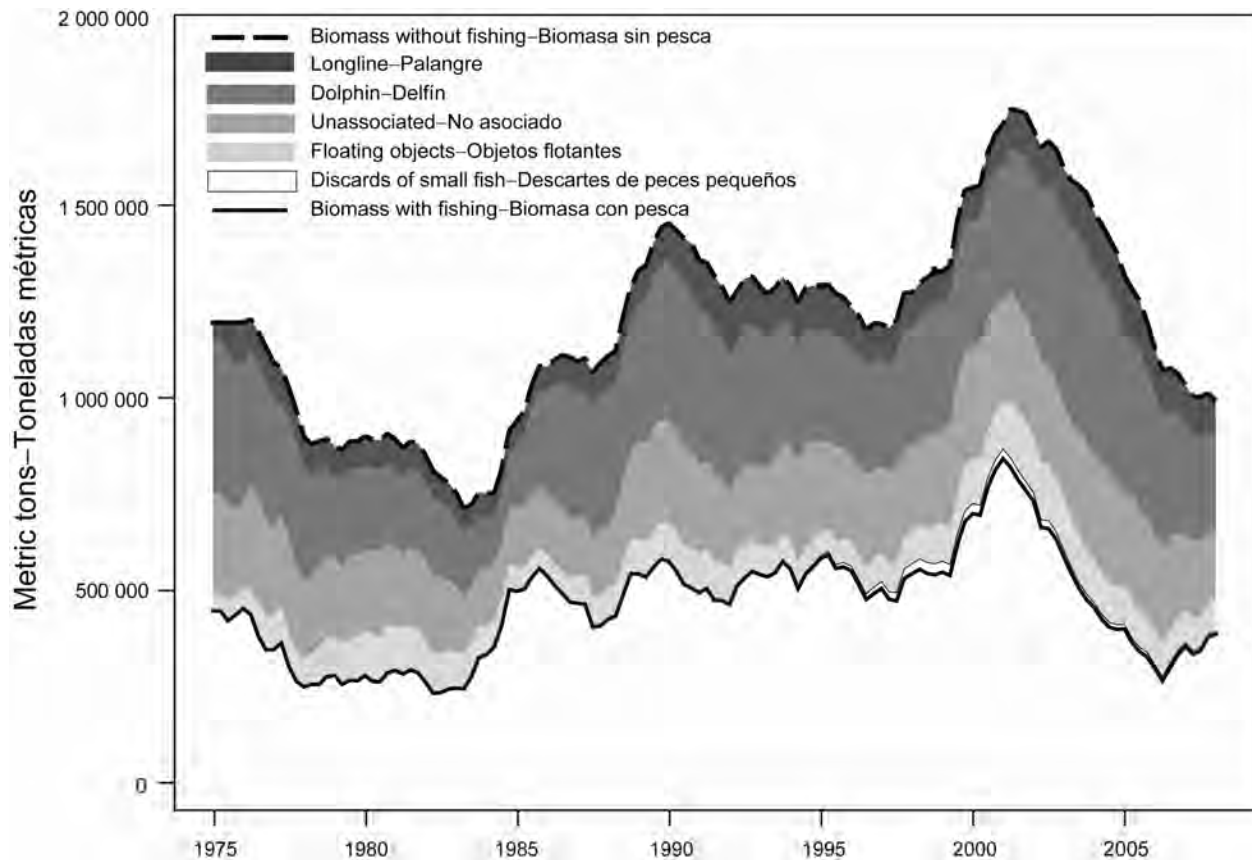


FIGURE 4.10c. Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was never exploited (dashed line) and that predicted by the stock assessment model (solid line). The shaded areas between the two lines show the portions of the fishery impact attributed to each fishing method.

FIGURA 4.10c. Trayectoria de la biomasa de una población simulada de atún aleta amarilla que nunca fue explotada (línea de trazos) y aquella predicha por el modelo de evaluación (línea sólida). Las áreas sombreadas entre las dos líneas representan la porción del impacto de la pesca atribuida a cada método de pesca.

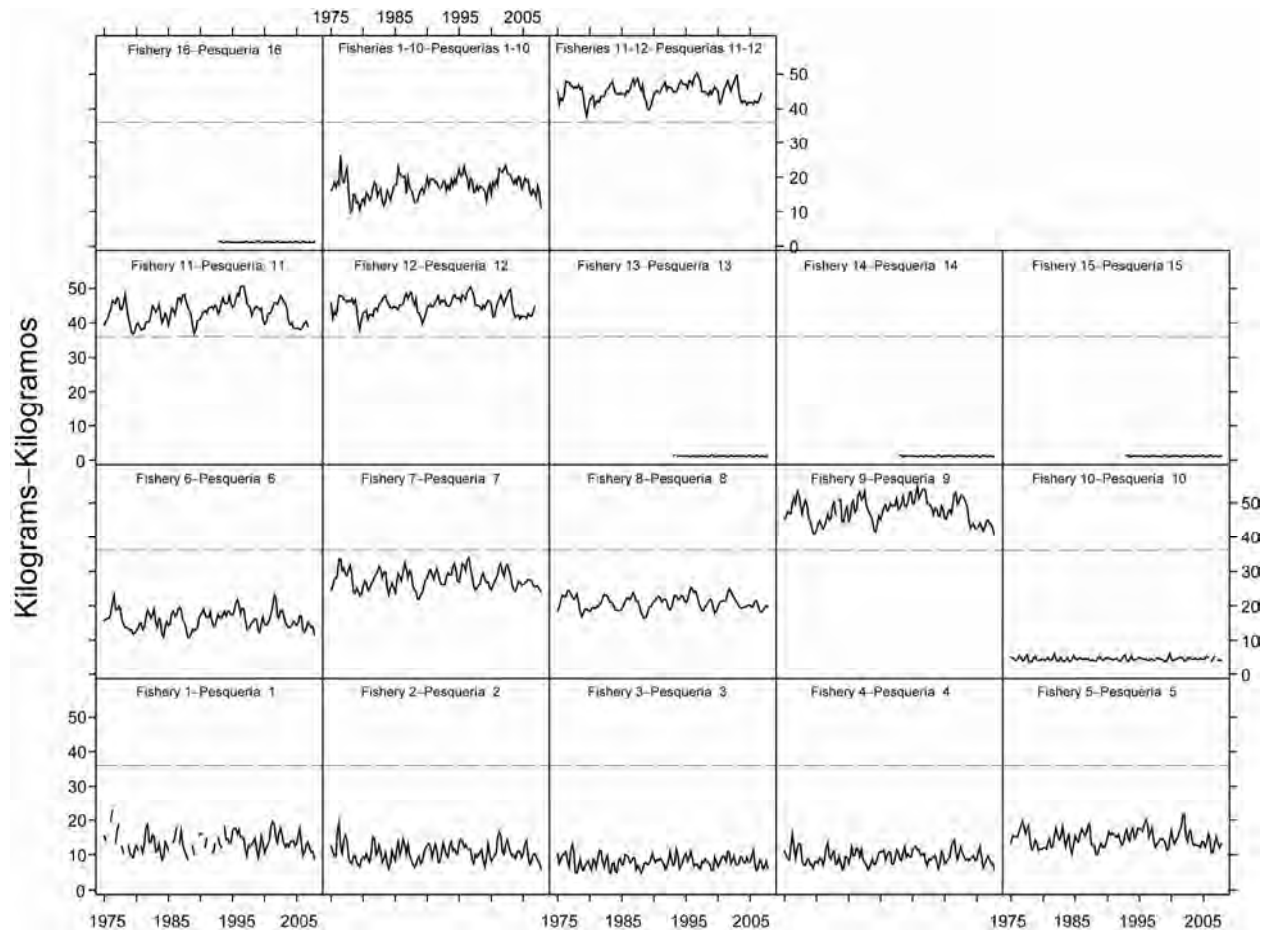


FIGURE 4.11. Estimated average weights of yellowfin tuna caught by the fisheries of the EPO. The time series for “Fisheries 1-10” is an average of Fisheries 1 through 10, and that for “Fisheries 11-12” is an average of Fisheries 11 and 12. The dashed line identifies the critical weight (35.2 kg).

FIGURA 4.11. Peso medio estimado de atún aleta amarilla capturado en las pesquerías del OPO. La serie de tiempo de “Pesquerías 1-10” es un promedio de las Pesquerías 1 a 10, y la de “Pesquerías 11-12” un promedio de las Pesquerías 11 y 12. La línea de trazos identifica el peso crítico (35,2 kg).

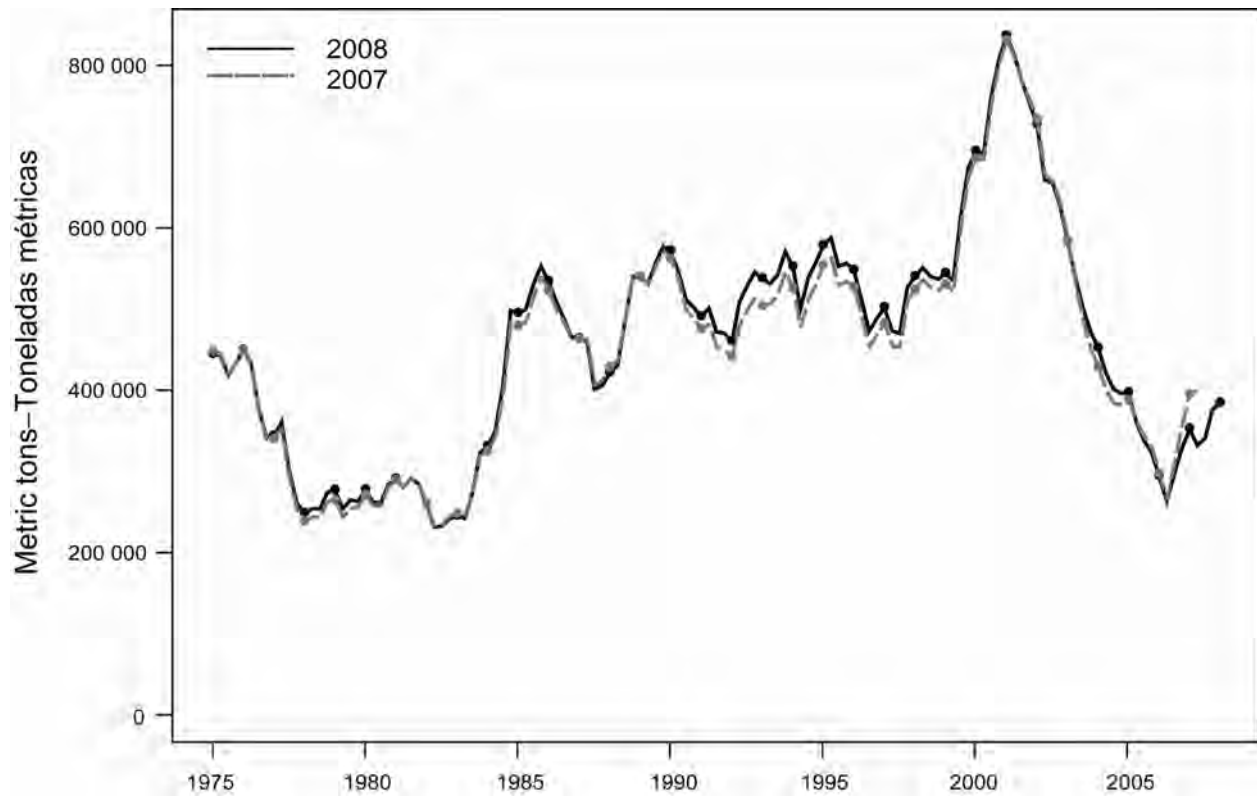


FIGURE 4.12a. Comparison of estimated biomasses of yellowfin tuna in the EPO from the most recent previous assessment and the current assessment.

FIGURA 4.12a. Comparación de la biomasa estimada de atún aleta amarilla en el OPO de la evaluación previa más reciente y de la evaluación actual.

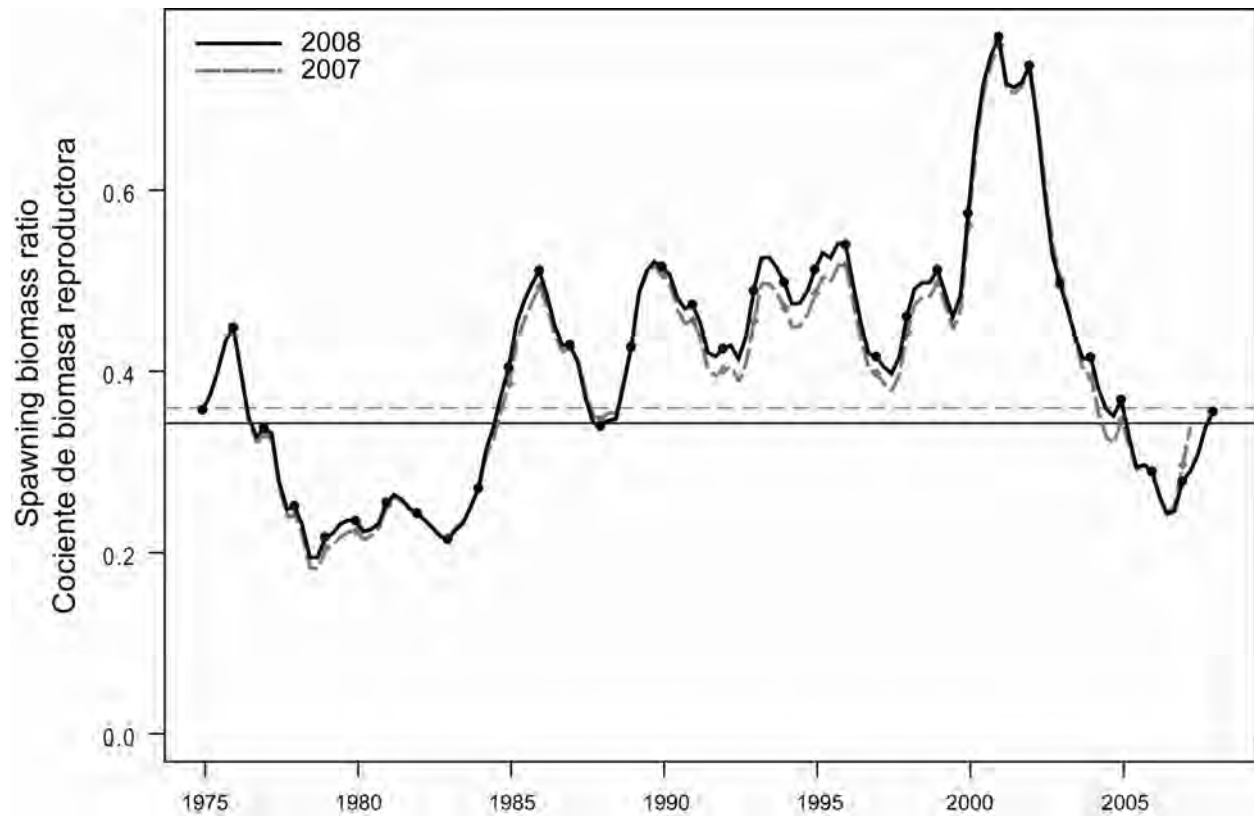


FIGURE 4.12b. Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) of yellowfin tuna from the current assessment with the most three recent previous assessments. The horizontal lines identify the SBRs at MSY.

FIGURA 4.12b. Comparación del cociente de biomasa reproductora (SBR) estimado de atún aleta amarilla de la evaluación actual y las tres evaluaciones previas más recientes. Las líneas horizontales identifican el SBR en RMS.

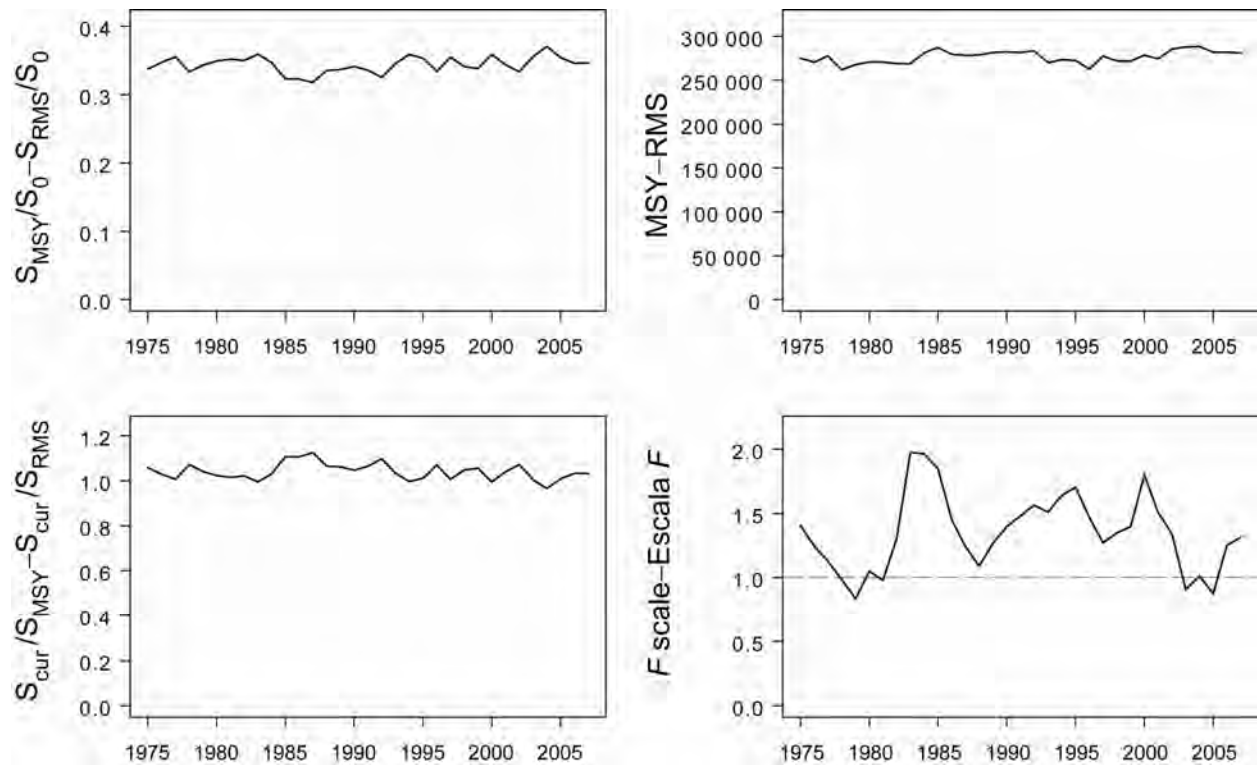


FIGURE 4.12c. Estimates of MSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year (*i.e.* the values for 2006 are calculated using the average age-specific fishing mortality in 2006 scaled by the quantity F_{scale} , which maximizes the equilibrium yield). (S_{cur} is the spawning biomass at the start of the second quarter of 2007). See the text for definitions.

FIGURA 4.12c. Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMS calculadas a partir de la mortalidad por pesca media por edad para cada año (o sea, se calculan los valores de 2006 usando la mortalidad por pesca media por edad escalada por la cantidad F_{scale} , que maximiza el rendimiento de equilibrio). (S_{cur} es la biomasa reproductora al principio del segundo trimestre de 2007). Ver definiciones en el texto.

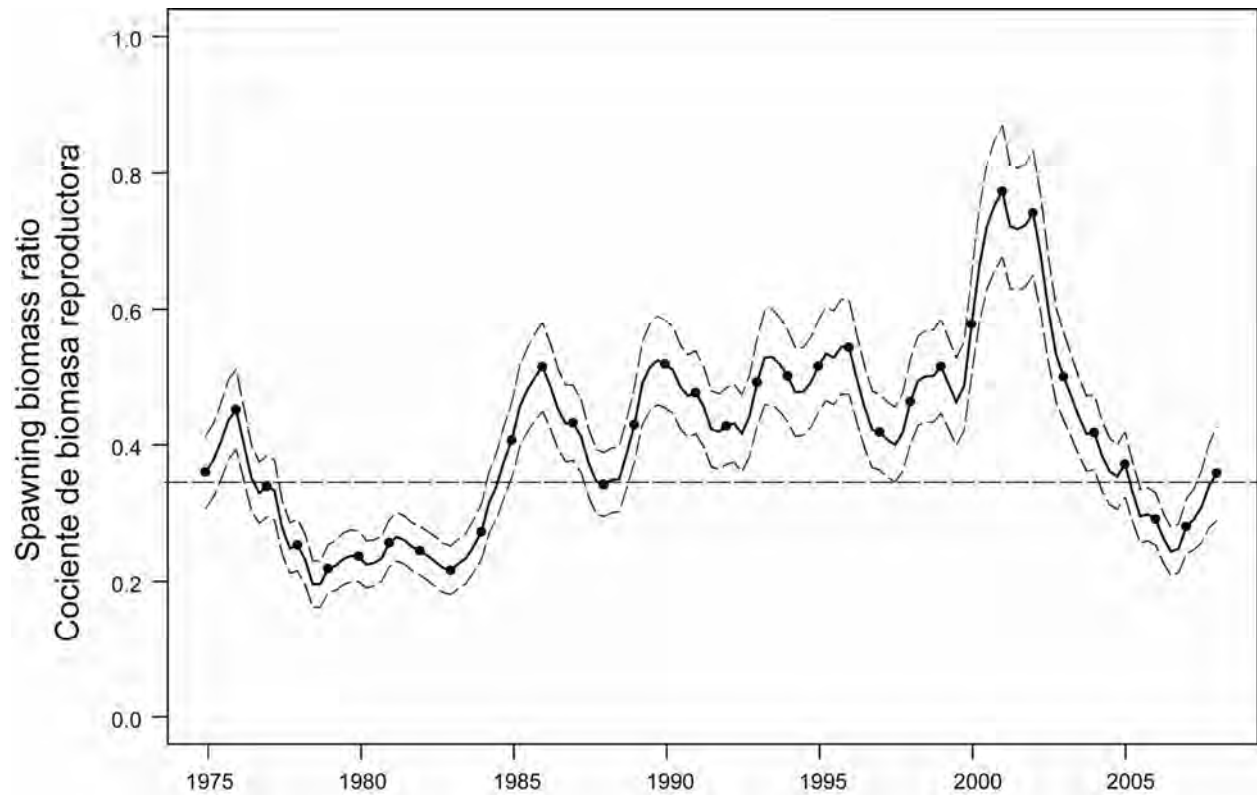


FIGURE 5.1a. Estimated spawning biomass ratios (SBRs) for yellowfin tuna in the EPO. The thin dashed lines represent approximate 95% confidence intervals. The dashed horizontal line identifies the SBR at MSY.

FIGURA 5.1a. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) estimados del atún aleta amarilla en el OPO. Las líneas delgadas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% aproximados. La línea de trazos horizontal identifica el SBR en RMS.

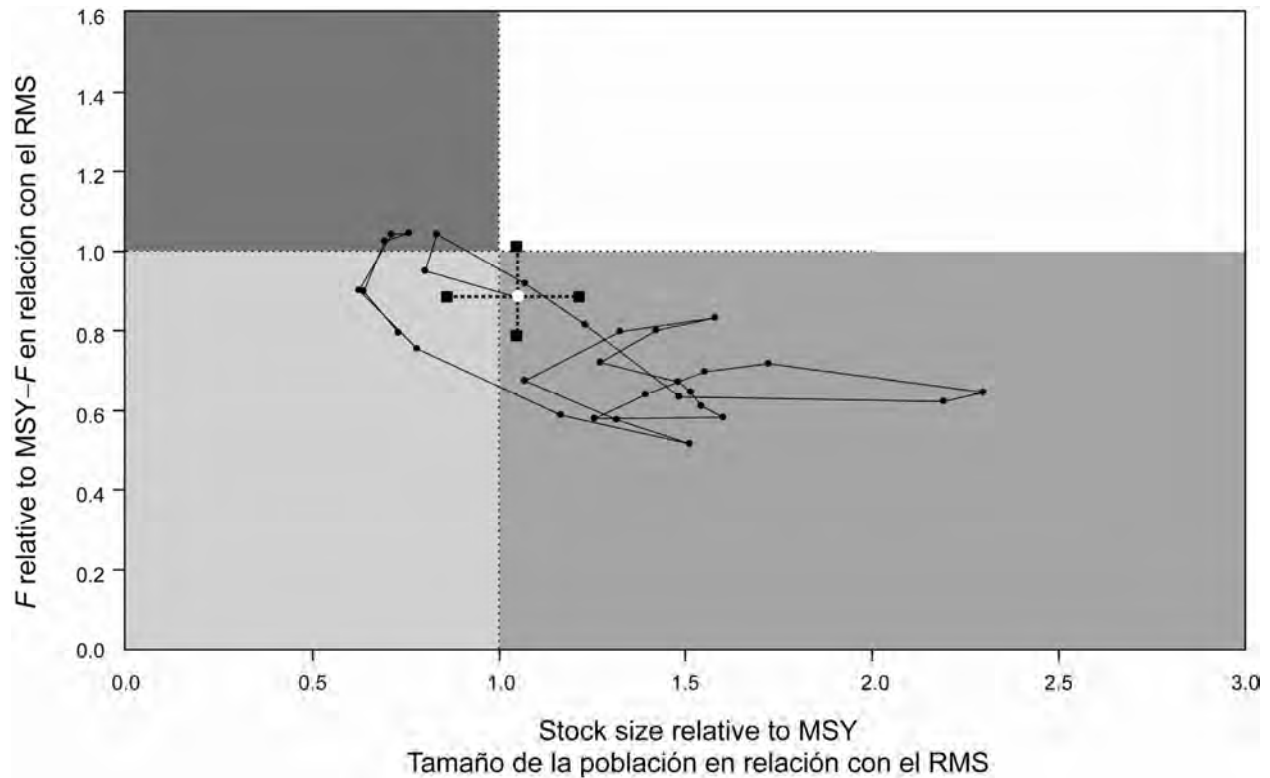


FIGURE 5.1b. Phase plot of the time series of estimates for stock size and fishing mortality relative to their MSY reference points. Each dot is based on the average exploitation rate over three years; the large red dot indicates the most recent estimate. The squares represent approximate 95% confidence intervals.

FIGURA 5.1b. Gráfica de fase de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población y la mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS. Cada punto se basa en la tasa de explotación media de tres años; el punto rojo grande indica la estimación valor más reciente. Los puntos cuadrados representan los intervalos de confianza de 95% aproximados.

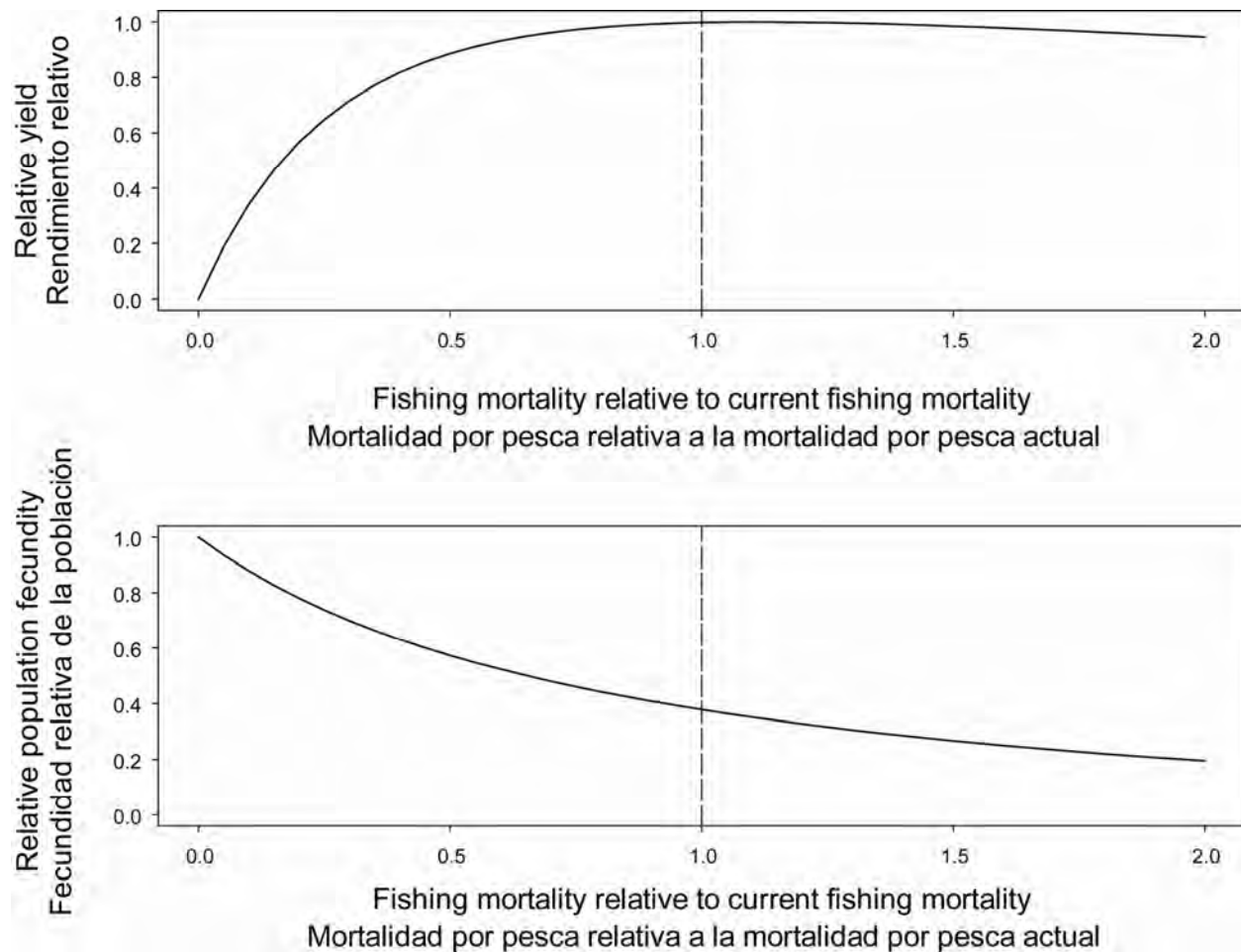


FIGURE 5.2. Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of yellowfin tuna under average environmental conditions, constant recruitment, and the current age-specific selectivity pattern of all fisheries combined. The yield estimates are scaled so that the MSY is at 1.0, and the spawning biomass estimates so that the spawning biomass is equal to 1.0 in the absence of exploitation.

FIGURA 5.2. Efectos predichos de cambios a largo plazo en el esfuerzo de pesca sobre el rendimiento (recuadro superior) y la biomasa reproductora (recuadro inferior) del atún aleta amarilla, bajo condiciones ambientales medias, reclutamiento constante, y el patrón actual de selectividad por edad de todas las pesquerías combinadas. Se escalan las estimaciones de rendimiento para que el RMS esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que ésta equivalga a 1,0 en ausencia de explotación.

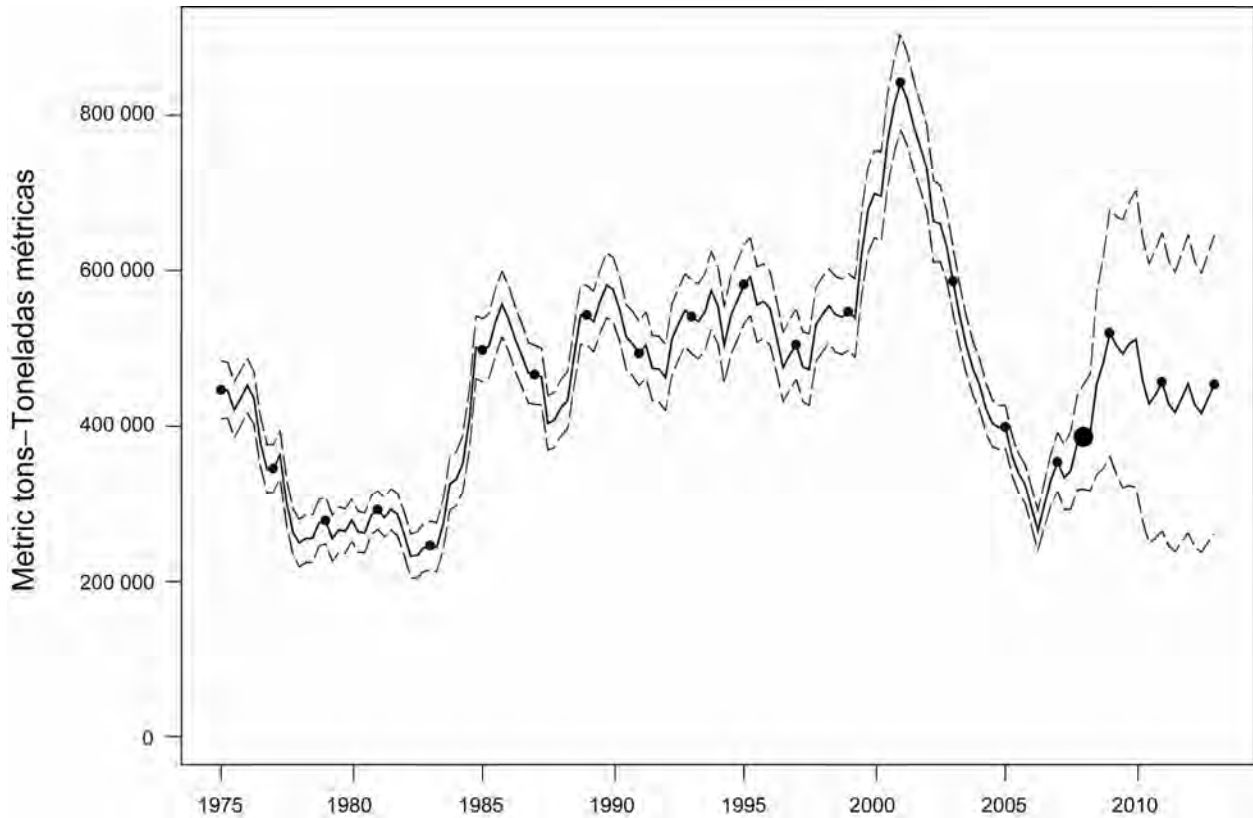


FIGURE 6.1. Biomasses projected for yellowfin tuna in the EPO during 2008-2012 under current effort. The thin dashed lines represent the 95% confidence intervals. The estimates after 2008 indicate the biomasses predicted if the fishing mortality continues at the average of that observed during 2005-2007, and average environmental conditions occur during the next 5 years.

FIGURA 6.1. Biomasa predicha de atún aleta amarilla en el OPO durante 2008-2012 con el esfuerzo actual. Las líneas delgadas de trazos representan los intervalos de confianza de 95%. Las estimaciones a partir de 2008 señalan la biomasa predicha si la mortalidad por pesca continúa en el nivel medio observado durante 2005-2007, y con condiciones ambientales promedio en los 5 años próximos.

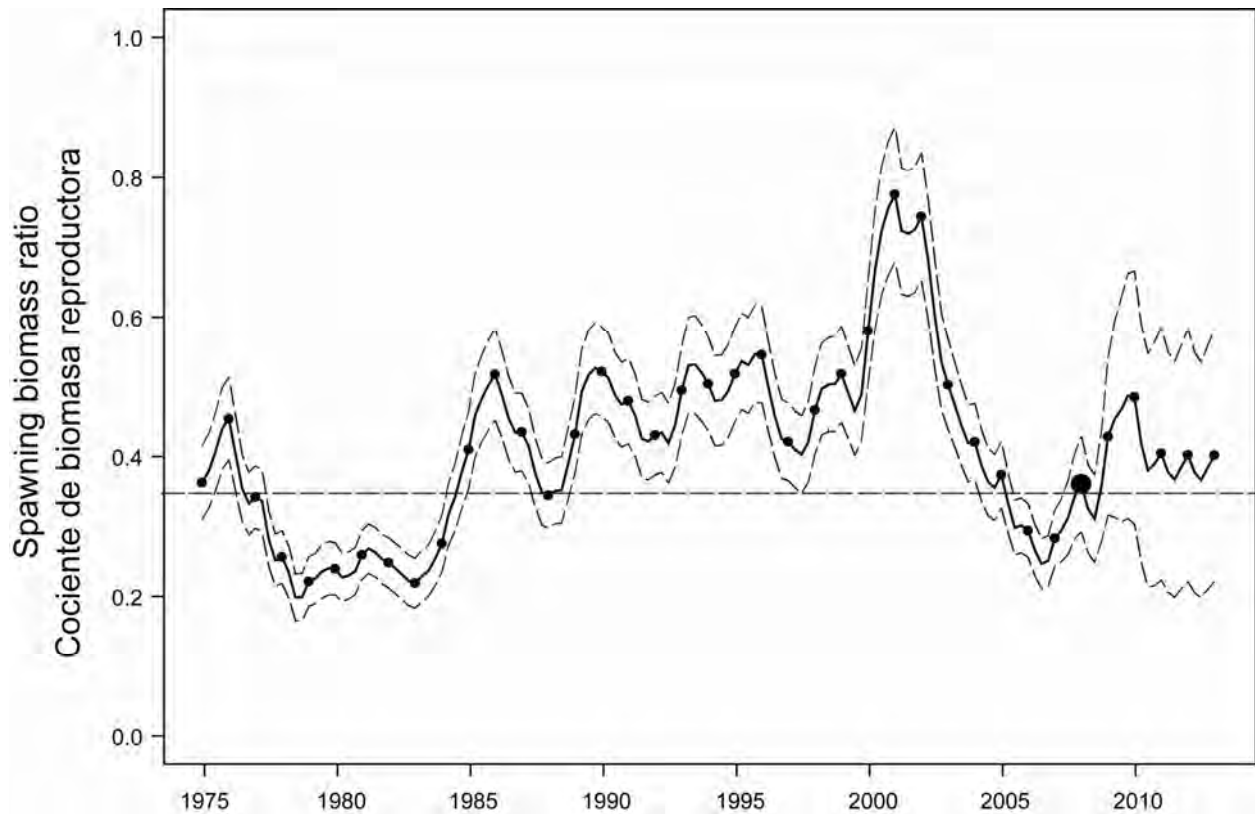


FIGURE 6.2. Spawning biomass ratios (SBRs) for 1975-2007 and SBRs projected during 2008-2012 for yellowfin tuna in the EPO. The dashed horizontal line identifies SBR_{MSY} (Section 5.3), and the thin dashed lines represent the 95% confidence intervals of the estimates. The estimates after 2008 indicate the SBR predicted if the fishing mortality continues at the average of that observed during 2005-2007, and average environmental conditions occur during the next 5 years.

FIGURA 6.2. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) de 1975-2007 y SBR proyectados durante 2008-2012 para el atún aleta amarilla en el OPO. La línea de trazos horizontal identifica el SBR_{RMS} (Sección 5.3), y las líneas delgadas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% de las estimaciones. Las estimaciones a partir de 2008 señalan el SBR predicho si la mortalidad por pesca continúa en el nivel medio observado durante 2005-2007 y con condiciones ambientales promedio en los 5 años próximos.

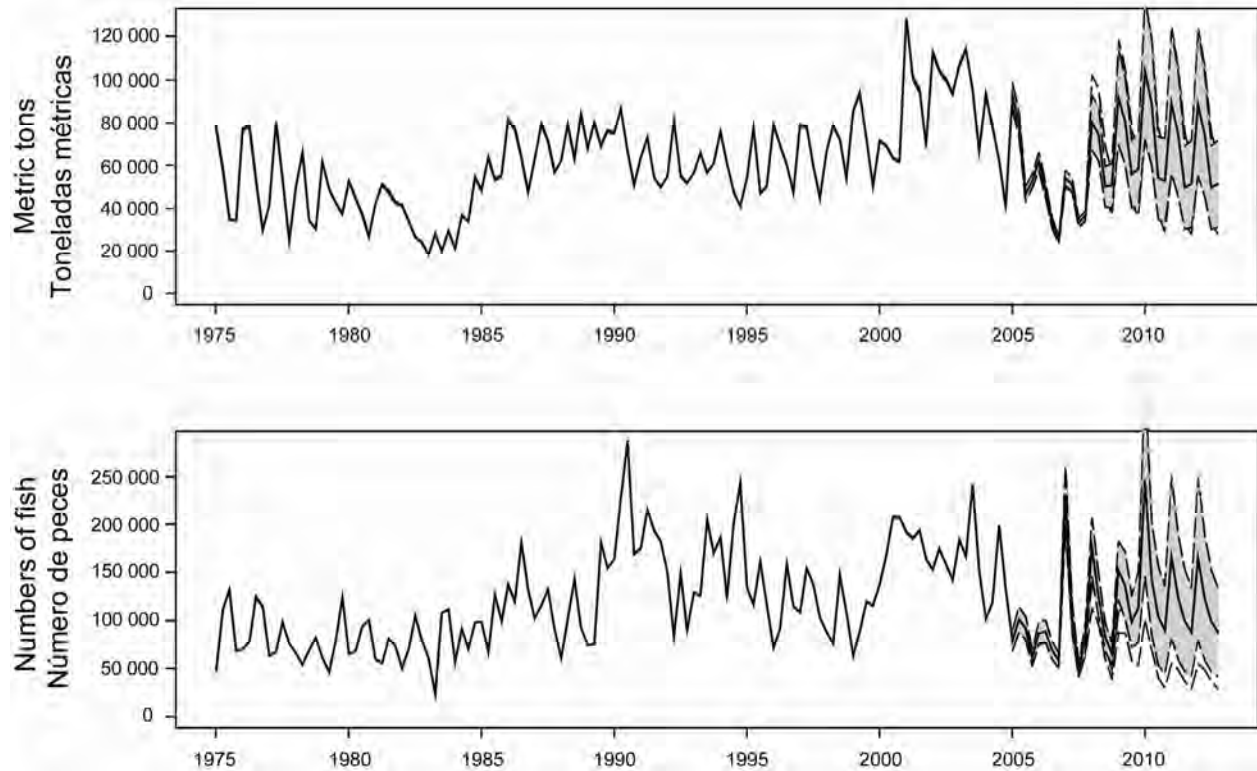


FIGURE 6.3. Catches of yellowfin tuna during 1975-2007 and simulated catches of yellowfin tuna during 2008-2012 by the purse-seine and pole-and-line fleets (upper panel) and the longline fleet (lower panel). The thin dashed lines represent the estimated 95% confidence limits of the estimates. The estimates after 2007 indicate the catches predicted if the fishing mortality continues at the average of that observed during 2005-2007, and average environmental conditions occur during the next 5 years.

FIGURA 6.3. Capturas de atún aleta amarilla durante 1975-2007 y capturas simuladas de atún aleta amarilla durante 2008-2012 por las flotas de cerco y caña (recuadro superior) y la flota palangrera (recuadro inferior). Las líneas delgadas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% de las estimaciones. Las estimaciones a partir de 2007 señalan las capturas predichas si la mortalidad por pesca continúa en el promedio del nivel observado durante 2005-2007, y con condiciones ambientales medias en los 5 años próximos.

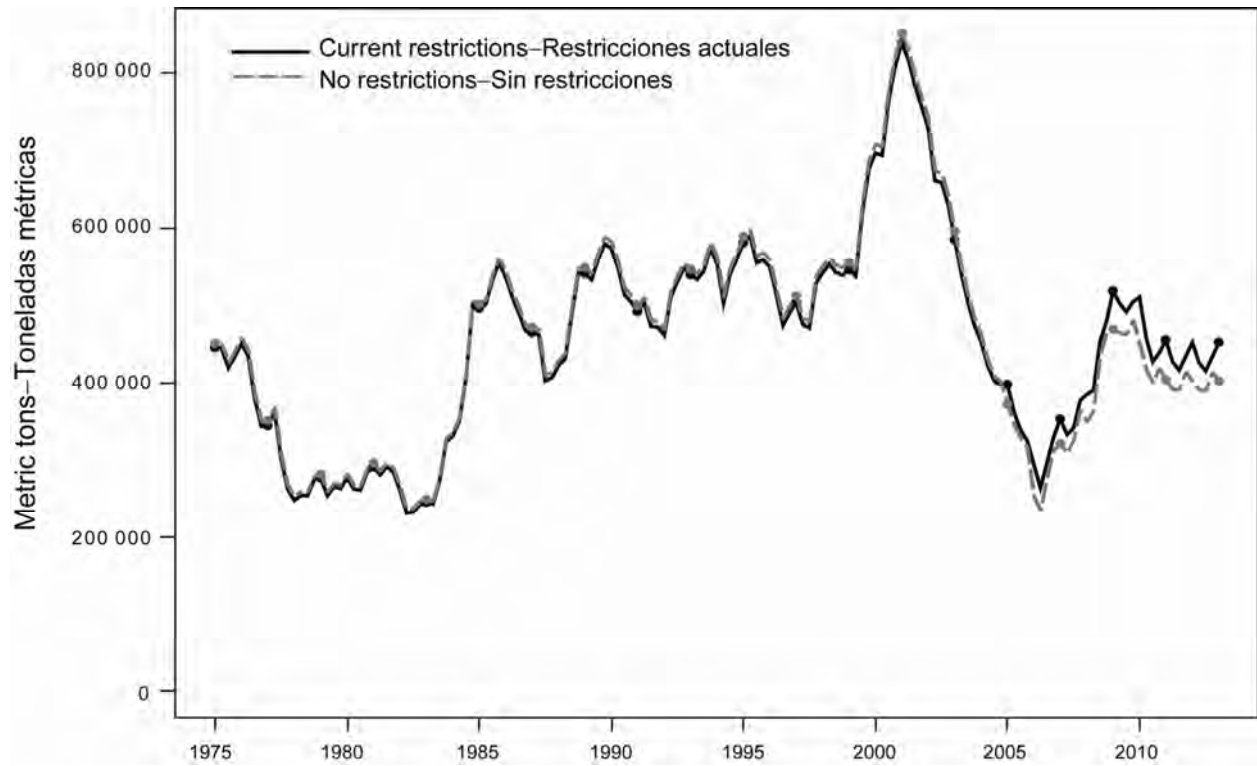


FIGURE 6.4. Biomass projected for yellowfin tuna in the EPO during 2005-2013 under Resolutions C-04-09 and C-06-02, and under effort projected without the resolutions.

FIGURA 6.4. Proyección de la biomasa de atún aleta amarilla en el OPO durante 2005-2013, bajo las Resoluciones C-04-09 y C-06-02, y con el esfuerzo proyectado sin las resoluciones.

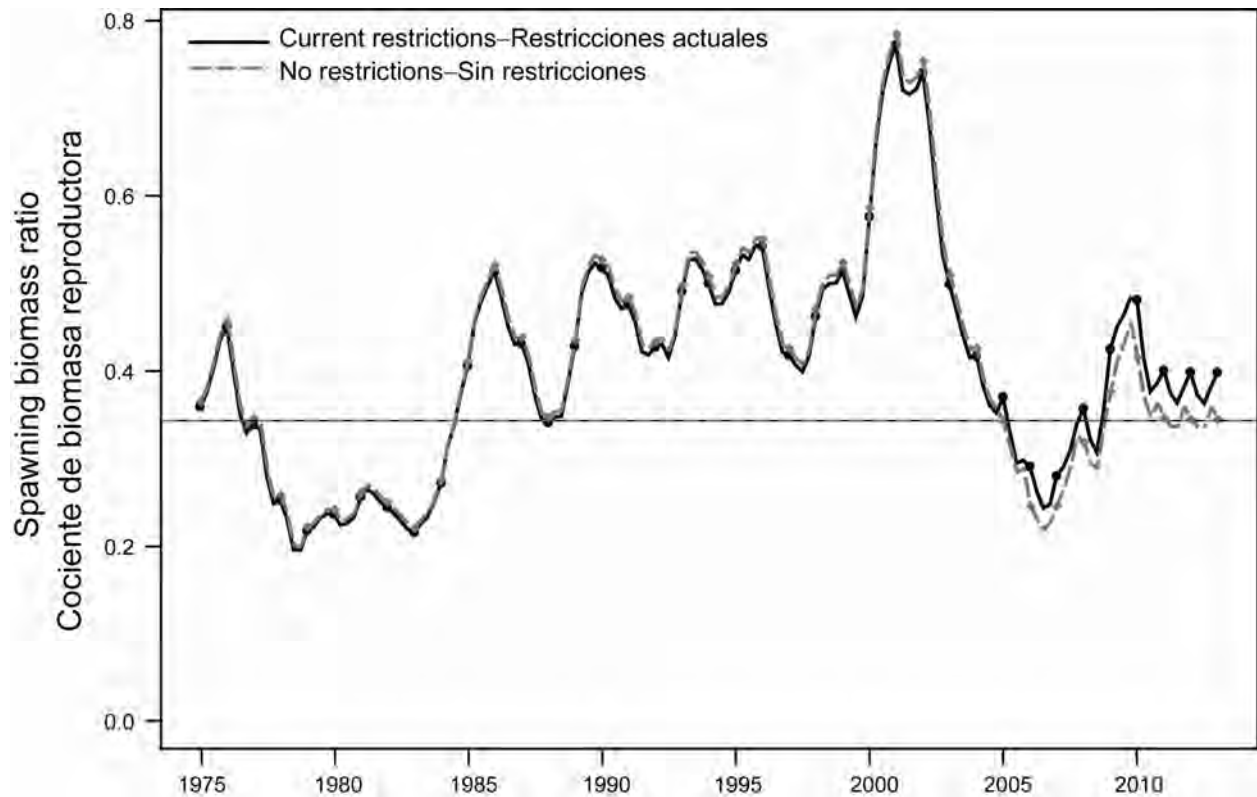


FIGURE 6.5. Spawning biomass ratios (SBRs) projected for yellowfin tuna in the EPO during 2005-2013 under Resolutions C-04-09 and C-06-02, and under effort projected without the Resolutions. The horizontal line (at 0.37) identifies SBR_{MSY} (Section 5.3).

FIGURA 6.5. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla en el OPO proyectados durante 2005-2013, bajo las Resoluciones C-04-09 y C-06-02, y con el esfuerzo proyectado sin las resoluciones. La línea horizontal (en 0.38) identifica SBR_{RMS} (Sección 5.3).

TABLE 2.1. Fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. PS = purse seine; LP = pole and line; LL = longline; OBJ = sets on floating objects; NOA = sets on unassociated fish; DEL = sets on dolphin-associated schools. The sampling areas are shown in Figure 3.1, and descriptions of the discards are provided in Section 2.2.2.

TABLA 2.1. Pesquerías definidas por el personal de la CIAT para la evaluación del stock de atún aleta amarilla en el OPO. PS = red de cerco; LP = caña; LL = palangre; OBJ = lances sobre objeto flotante; NOA = lances sobre atunes no asociados; DEL = lances sobre delfines. En la Figura 3.1 se ilustran las zonas de muestreo, y en la Sección 2.2.2 se describen los descartes.

Fishery	Gear type	Set type	Years	Sampling areas	Catch data
Pesquería	Tipo de arte	Tipo de lance	Año	Zonas de muestreo	Datos de captura
1	PS	OBJ	1975-2007	11-12	retained catch + discards from inefficiencies in fishing process—captura retenida + descartes por ineficacias en el proceso de pesca
2	PS	OBJ	1975-2007	7, 9	
3	PS	OBJ	1975-2007	5-6, 13	retained catch + discards—captura retenida + descartes
4	PS	OBJ	1975-2007	1-4, 8, 10	
5	PS	NOA	1975-2007	1-4, 8, 10	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 1—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 1
6	PS	NOA	1975-2007	5-7, 9, 11-13	
7	PS	DEL	1975-2007	2-3, 10	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 2—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 2
8	PS	DEL	1975-2007	1, 4-6, 8, 13	
9	PS	DEL	1975-2007	7, 9, 11-12	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	LP		1975-2007	1-13	
11	LL		1975-2007	N of-de 15°N	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 4—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 4
12	LL		1975-2007	S of-de 15°N	
13	PS	OBJ	1993-2007	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
14	PS	OBJ	1993-2007	7, 9	
15	PS	OBJ	1993-2007	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
16	PS	OBJ	1993-2007	1-4, 8, 10	

TABLE 4.1. Estimated total annual recruitment to the fishery at the age of two quarters (thousands of fish), initial biomass (metric tons present at the beginning of the year), and spawning biomass (relative to maximum spawning biomass) of yellowfin tuna in the EPO. Biomass is defined as the total weight of yellowfin one and half years of age and older; spawning biomass is estimated with the maturity schedule and sex ratio data of Schaefer (1998) and scaled to have a maximum of 1.

TABLA 4.1. Reclutamiento anual total estimado a la pesquería a la edad de dos trimestres (en miles de peces), biomasa inicial (toneladas métricas presentes al principio de año), y biomasa reproductora relativa del atún aleta amarilla en el OPO. Se define la biomasa como el peso total de aleta amarilla de año y medio o más de edad; se estima la biomasa reproductora con el calendario de madurez y datos de proporciones de sexos de Schaefer (1998) y la escala tiene un máximo de 1.

Year	Total recruitment	Biomass of age-1.5+ fish	Relative spawning biomass
Año	Reclutamiento total	Biomasa de peces de edad 1.5+	Biomasa reproductora relativa
1975	114,444	446,742	0.47
1976	95,744	452,388	0.58
1977	149,444	345,700	0.44
1978	103,651	249,422	0.33
1979	137,895	278,246	0.28
1980	108,846	278,712	0.31
1981	74,865	292,245	0.33
1982	124,490	261,217	0.32
1983	190,245	246,023	0.28
1984	152,489	332,510	0.35
1985	130,630	497,627	0.53
1986	156,136	537,416	0.67
1987	264,530	466,116	0.56
1988	191,059	423,918	0.44
1989	159,516	542,701	0.55
1990	155,640	575,129	0.67
1991	213,508	493,254	0.62
1992	171,988	462,779	0.55
1993	169,155	540,737	0.64
1994	148,736	555,343	0.65
1995	166,150	581,959	0.67
1996	220,183	551,002	0.70
1997	162,990	504,760	0.54
1998	312,177	543,030	0.60
1999	219,089	547,056	0.67
2000	225,099	698,714	0.75
2001	211,166	841,411	1.00
2002	176,001	731,587	0.96
2003	148,982	586,082	0.65
2004	120,449	454,463	0.54
2005	144,313	399,137	0.48
2006	124,520	295,340	0.38
2007	225,527	354,047	0.36
2008		386,284	0.46

TABLE 4.2. Estimates of the average sizes of yellowfin tuna. The ages are expressed in quarters after hatching.

TABLA 4.2. Estimaciones del tamaño medio de atún aleta amarilla. Se expresan las edades en trimestres desde la cría.

Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)	Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)
Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)	Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)
2	33.06	0.7	16	154.22	80.98
3	40.76	1.33	17	159.06	89.08
4	48.92	2.34	18	163.25	96.52
5	58.32	4.03	19	166.84	103.22
6	68.47	6.61	20	169.89	109.16
7	78.72	10.16	21	172.48	114.38
8	89.2	14.95	22	174.67	118.92
9	99.43	20.9	23	176.51	122.83
10	109.28	27.97	24	178.06	126.18
11	118.64	36.04	25	179.35	129.03
12	127.37	44.87	26	180.43	131.44
13	135.18	53.92	27	181.33	133.47
14	142.29	63.16	28	182.08	135.18
15	148.64	72.28	29	182.7	136.61

TABLE 5.1. MSY and related quantities for the base case and the stock-recruitment relationship sensitivity analysis, based on average fishing mortality (F) for 2005-2007. The quantities are also given based on average F for 2005-2006. B_{recent} and B_{MSY} are defined as the biomass of fish 2+ quarters old at the start of the second quarter of 2007 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 from the second quarter of 2006 through the first quarter of 2007.

TABLA 5.1. RMS y cantidades relacionadas para el caso base y los análisis de sensibilidad a la relación población-reclutamiento, basados en la mortalidad por pesca (F) media de 2005-2007. Se presentan también las cantidades basadas en la F media de 2005-2006. Se definen B_{recent} y B_{RMS} como la biomasa de peces de 2+ trimestres de edad al principio del segundo trimestre de 2007 y en RMS, respectivamente, y S_{recent} y S_{RMS} como los índices de biomasa reproductora (por lo tanto, no se expresan en toneladas métricas). C_{recent} es la captura total estimada desde el segundo trimestre de 2006 hasta el primer trimestre de 2007, inclusive.

	Base case Caso base	$h = 0.75$	Average F F promedio 2005-2006
MSY-RMS	281,902	290,236	282,043
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	400,484	530,326	399,405
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	4,489	6,224	4,474
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.68	0.67	0.68
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	0.96	0.72	0.97
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	1.04	0.74	1.04
$S_{\text{MSY}}/S_{F=0} - S_{\text{RMS}}/S_{F=0}$	0.34	0.40	0.34
F multiplier—Multiplicador de F	1.13	0.77	1.06

TABLE 5.2a. Estimates of the MSY and its associated quantities, obtained by assuming that each fishery is the only fishery operating in the EPO and that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity (Figure 4.4). The estimates of the MSY and B_{MSY} are expressed in metric tons. OBJ = sets on floating objects; NOA = sets on unassociated fish; DEL = sets on dolphin-associated fish; LL = longline.

TABLA 5.2a. Estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas, obtenidas suponiendo que cada pesquería es la única que opera en el OPO y que cada pesquería mantiene su patrón actual de selectividad por edad (Figure 4.4). Se expresan las estimaciones de RMS y B_{RMS} en toneladas métricas. OBJ = lance sobre objeto flotante; NOA = lance sobre atunes no asociados; DEL = lances sobre delfines; LL = palangre.

Fishery	MSY	B_{MSY}	S_{MSY}	$B_{MSY}/B_{F=0}$	$S_{MSY}/S_{F=0}$	F multiplier
Pesquería	RMS	B_{RMS}	S_{RMS}	$B_{RMS}/B_{F=0}$	$S_{RMS}/S_{F=0}$	Multiplicador de F
All—Todas	281,902	400,484	4,489	0.34	0.34	1.13
OBJ	212,479	308,808	3,377	0.26	0.26	9.26
NOA	260,293	395,167	4,558	0.33	0.35	3.70
DEL	306,525	397,836	4,213	0.33	0.32	2.56
LL	358,755	461,893	4,962	0.39	0.38	47.19

TABLE 5.2b. Estimates of the MSY and its associated quantities, obtained by assuming that one fishery is not operating in the EPO and that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity (Figure 4.4). The estimates of the MSY and B_{MSY} are expressed in metric tons. OBJ = sets on floating objects; NOA = sets on unassociated fish; DEL = sets on dolphin-associated fish; LL = longline.

TABLA 5.2b. Estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas, obtenidas suponiendo que una pesquería no opera en el OPO y que cada pesquería mantiene su patrón actual de selectividad por edad (Figure 4.4). Se expresan las estimaciones de RMS y B_{RMS} en toneladas métricas. OBJ = lance sobre objeto flotante; NOA = lance sobre atunes no asociados; DEL = lances sobre delfines; LL = palangre.

Fishery	MSY	B_{MSY}	S_{MSY}	$B_{MSY}/B_{F=0}$	$S_{MSY}/S_{F=0}$	F multiplier
Pesquería	RMS	B_{RMS}	S_{RMS}	$B_{RMS}/B_{F=0}$	$S_{RMS}/S_{F=0}$	Multiplicador de F
All—Todas	281,902	400,484	4,489	0.34	0.34	1.13
No OBJ	291,443	408,154	4,533	0.34	0.35	1.35
No NOA	290,590	407,747	4,524	0.34	0.35	1.61
No DEL	259,384	403,265	4,702	0.34	0.36	2.08
No LL	277,741	396,828	4,442	0.33	0.34	1.19

TABLE 5.2c. Estimates of the MSY and its associated quantities, obtained by assuming that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity (Figure 4.4), and by adjusting the effort to obtain MSY. Either all gears are adjusted, one fishery only is adjusted while the other is set to zero, or one fishery is adjusted while the other remains at its current level. The estimates of the MSY and B_{MSY} are expressed in metric tons.

TABLA 5.2c. Estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas, obtenidas suponiendo que cada pesquería mantiene su patrón actual de selectividad por edad (Figure 4.4) y ajustando el esfuerzo para obtener el RMS. Se ajustan todas las artes de pesco, o se ajusta solamente una pesquería y se fija la otra en cero, o se ajusta una pesquería y la otra sigue en su nivel actual. Se expresan las estimaciones de RMS y B_{RMS} en toneladas métricas.

	All gears	Purse-seine only	Longline only	Purse-seine adjusted	Longline adjusted
	Todas artes	Cerco solamente	Palangre solamente	Cerco ajustado	Palangre ajustado
Steepness—Inclinación = 1 (Base case-Caso base)					
MSY—RMS	281,902	277,741	358,755	281,367	307,647
B_{MSY} — B_{RMS}	400,484	396,828	461,893	414,427	320,750
S_{MSY} — S_{RMS}	4,489	4,442	4,962	4,686	3,138
B_{MSY}/B_0 — B_{RMS}/B_0	0.34	0.33	0.39	0.35	0.27
S_{MSY}/S_0 — S_{RMS}/S_0	0.34	0.34	0.38	0.36	0.24
F multiplier—Multiplicador de F	1.13	1.19	47.19	1.07	37.46
Steepness—Inclinación = 0.75					
MSY—RMS	290,236	285,335	376,352	292,627	287,643
B_{MSY} — B_{RMS}	530,326	528,075	577,587	553,679	391,912
S_{MSY} — S_{RMS}	6,224	6,173	6,727	6,534	4,367
B_{MSY}/B_0 — B_{RMS}/B_0	0.37	0.37	0.41	0.39	0.28
S_{MSY}/S_0 — S_{RMS}/S_0	0.40	0.40	0.43	0.42	0.28
F multiplier—Multiplicador de F	0.77	0.82	22.99	0.71	5.32

Appendices—Anexos

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

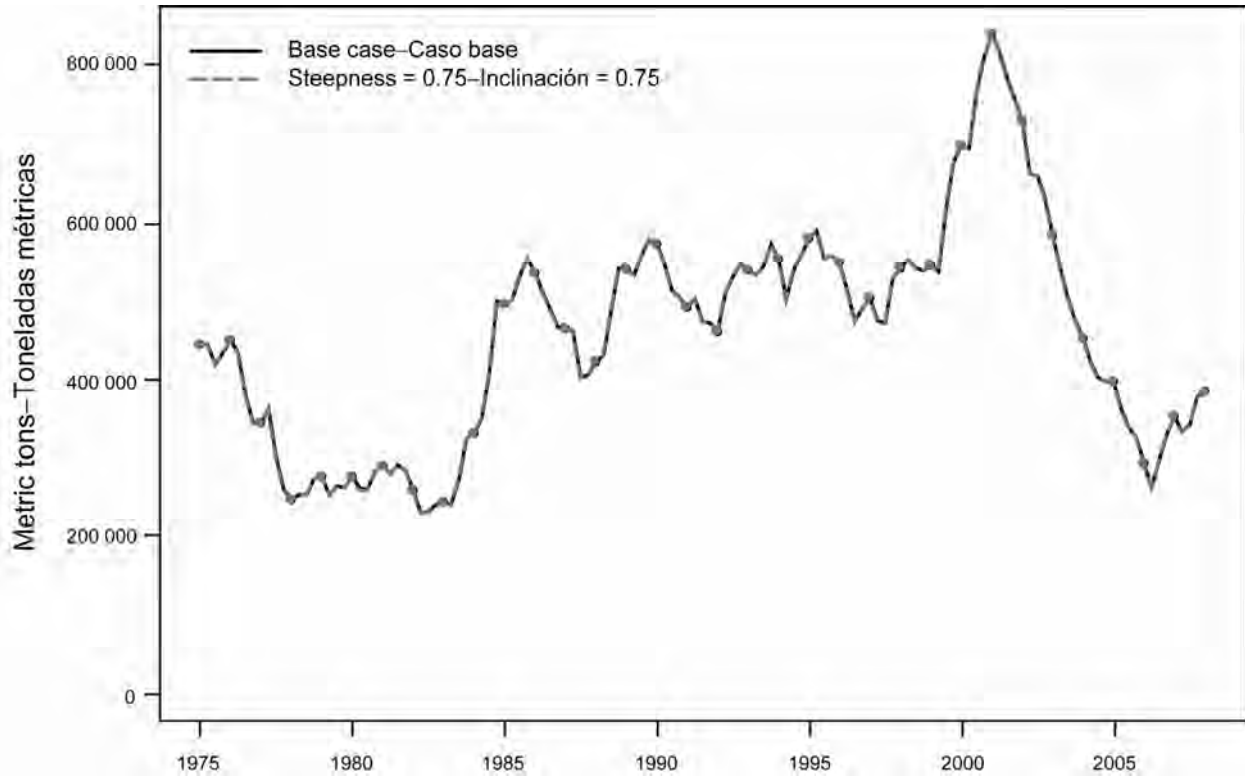


FIGURE A.1. Comparison of the estimates of biomass of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

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

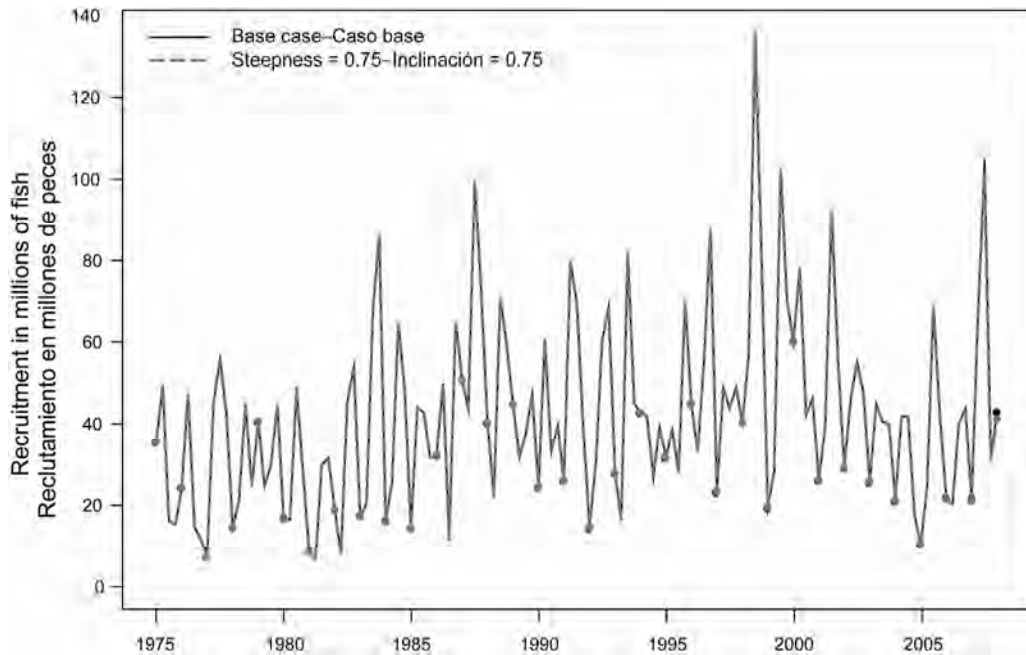


FIGURE A.2. Comparison of estimates of recruitment of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún aleta amarilla del análisis sin relación población-reclutamiento (caso base) y con relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75).

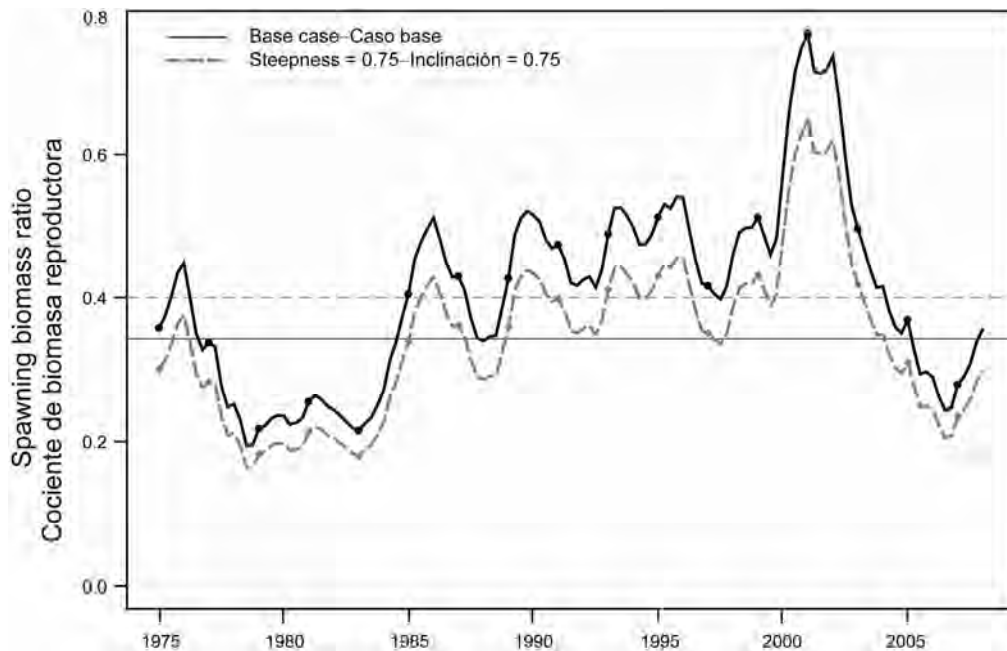


FIGURE A.3a. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY for the two scenarios.

FIGURA A.3a. 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 el SBR asociado con el RMS para los dos escenarios.

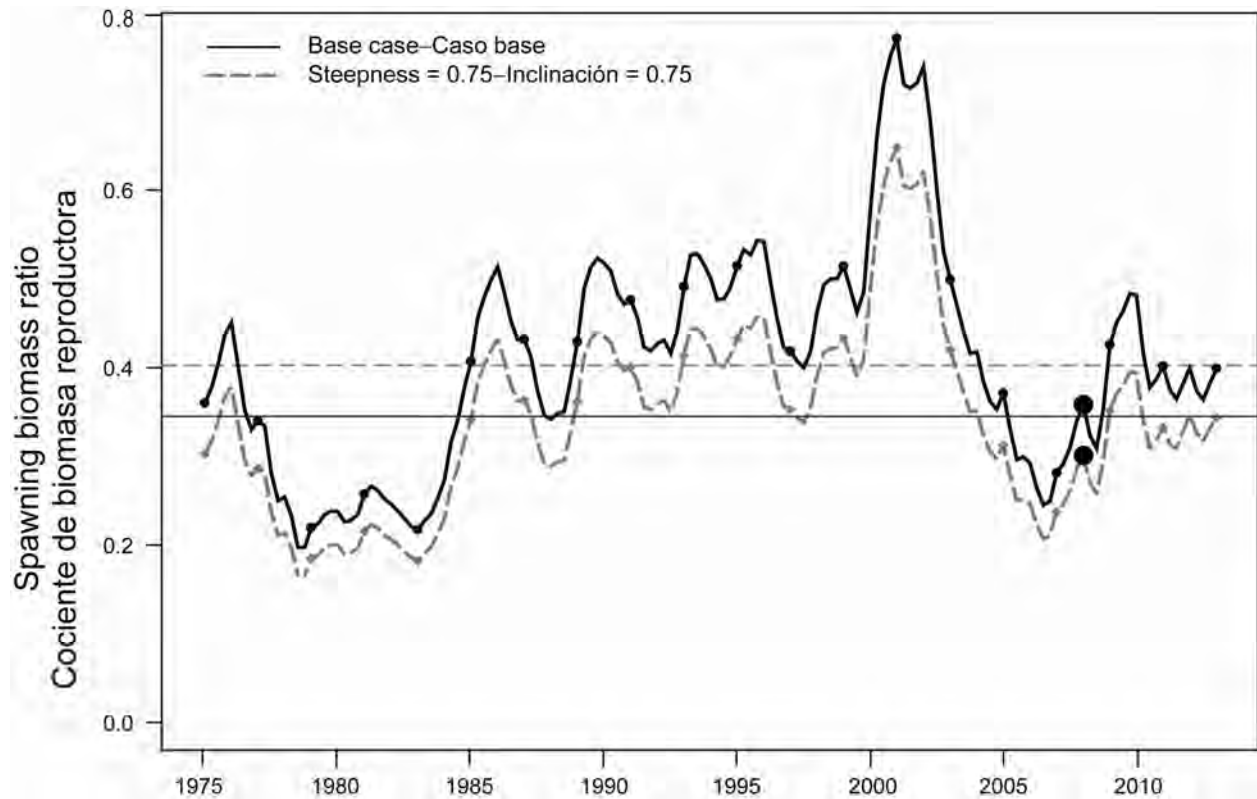


FIGURE A.3b. Comparison of estimates of the spawning biomass ratios (SBRs) projected during 2008-2013 for yellowfin tuna from the analysis without (base case) and with (steepness = 0.75) a stock-recruitment relationship. The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY for the two scenarios.

FIGURA A.3b. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla durante 2008-2013 del análisis sin (caso base) y con (inclinación = 0,75) una relación población-reclutamiento. Las líneas horizontales representan el SBR asociado con el RMS para los dos escenarios.

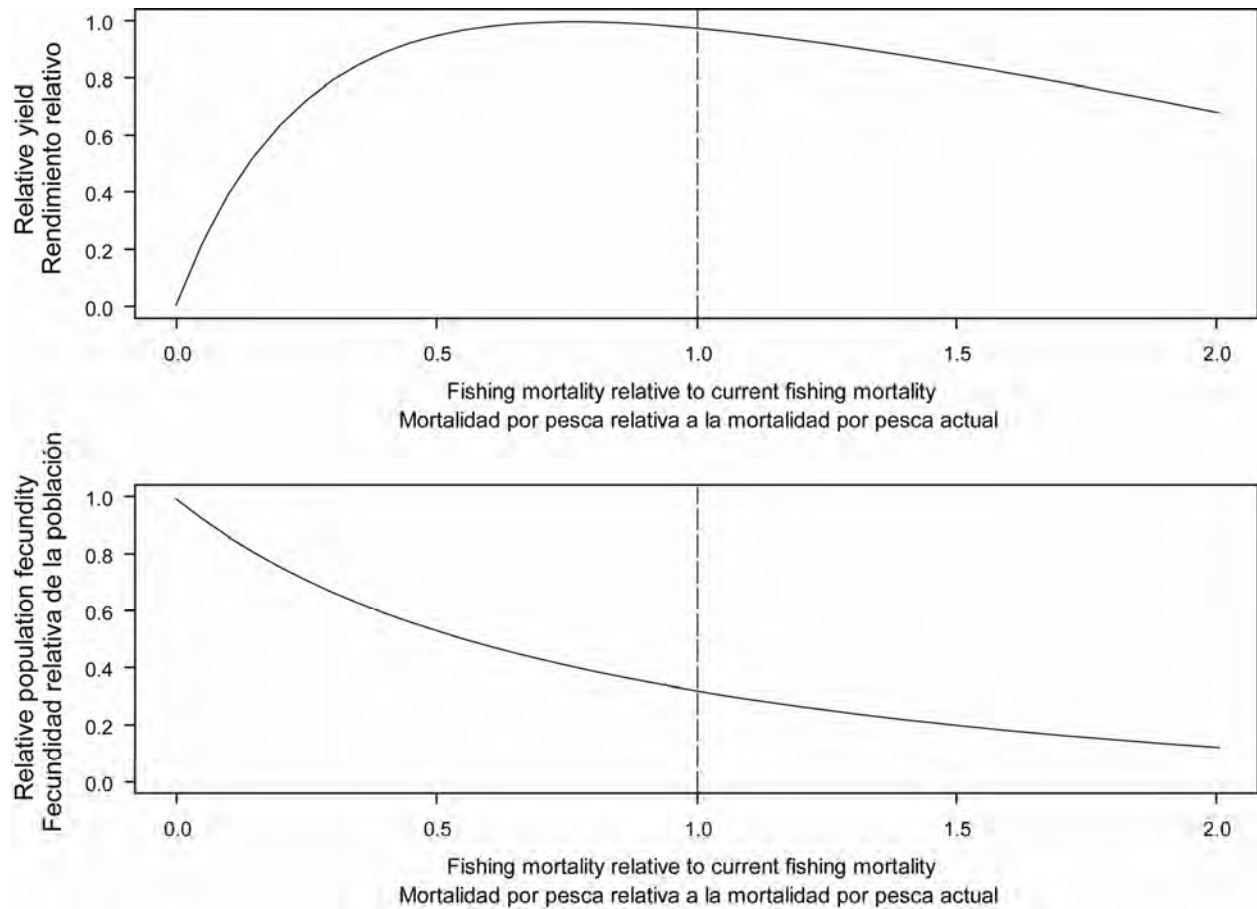


FIGURE A.4. Relative yield (upper panel) and the associated spawning biomass ratio (lower panel) of yellowfin tuna when the stock assessment model has a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).
FIGURA A.4. Rendimiento relativo (recuadro superior) y el cociente de biomasa reproductora asociado (recuadro inferior) de atún aleta amarilla cuando el modelo de evaluación de la población incluye una relación población-reclutamiento (inclinación = 0.75).

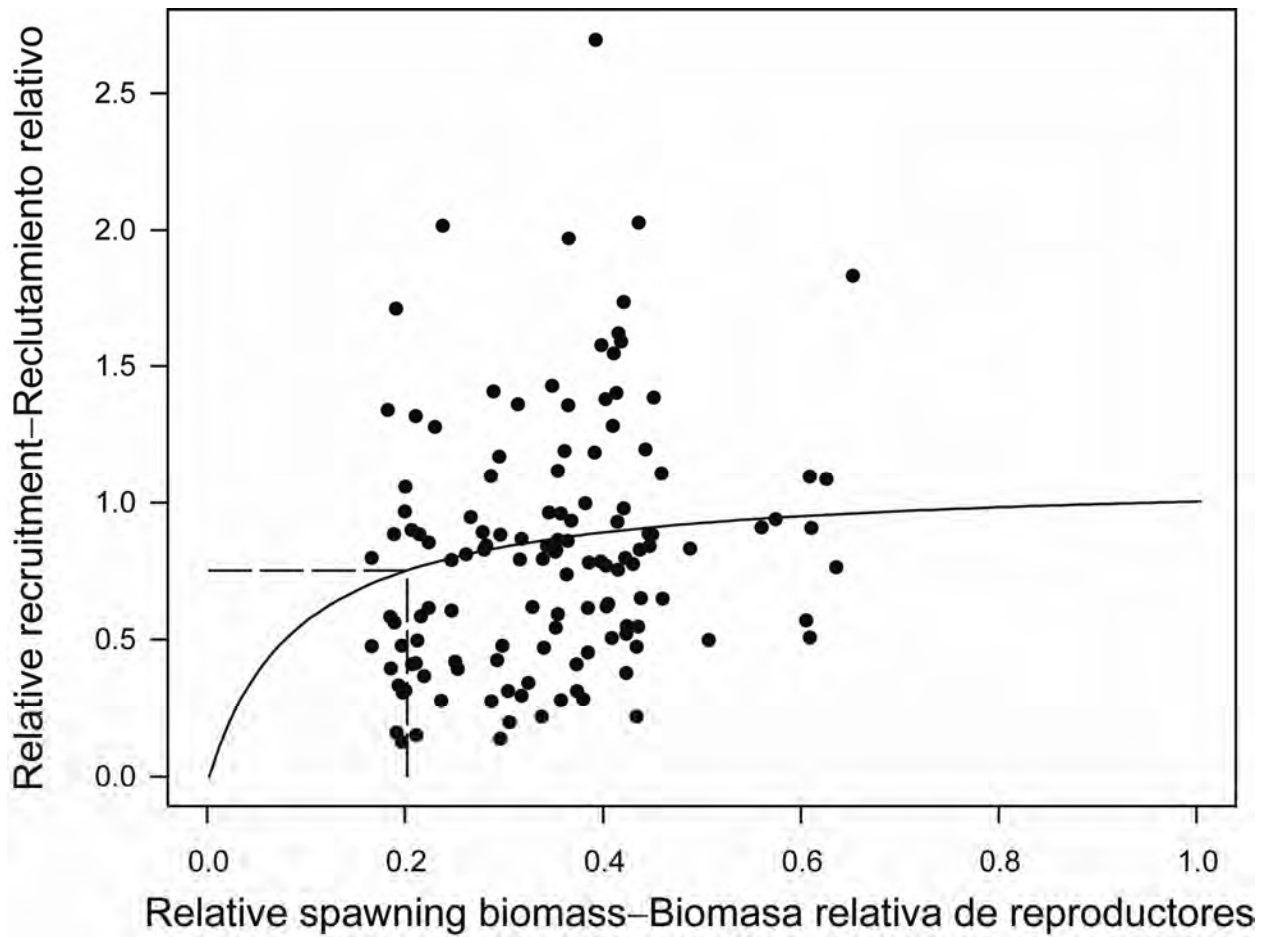


FIGURE A.5. Recruitment plotted against spawning biomass of yellowfin tuna when the analysis has a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A.5. Reclutamiento graficado contra biomasa reproductora de atún aleta amarilla cuando el análisis incluye una relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75).

APPENDIX B: ADDITIONAL RESULTS FROM THE BASE CASE ASSESSMENT

This appendix contains additional results from the base case assessment of yellowfin tuna in the EPO. These results are annual summaries of the age-specific estimates of abundance and total fishing mortality rates. This appendix was prepared in response to requests received during the second meeting of the Scientific Working Group.

ANEXO B: RESULTADOS ADICIONALES DE LA EVALUACION DEL CASO BASE

Este anexo contiene resultados adicionales de la evaluación de caso base del atún aleta amarilla en el OPO: resúmenes anuales de las estimaciones por edad de la abundancia y las tasas de mortalidad por pesca total. Fue preparado en respuesta a solicitudes expresadas durante la segunda reunión del Grupo de Trabajo Científico.

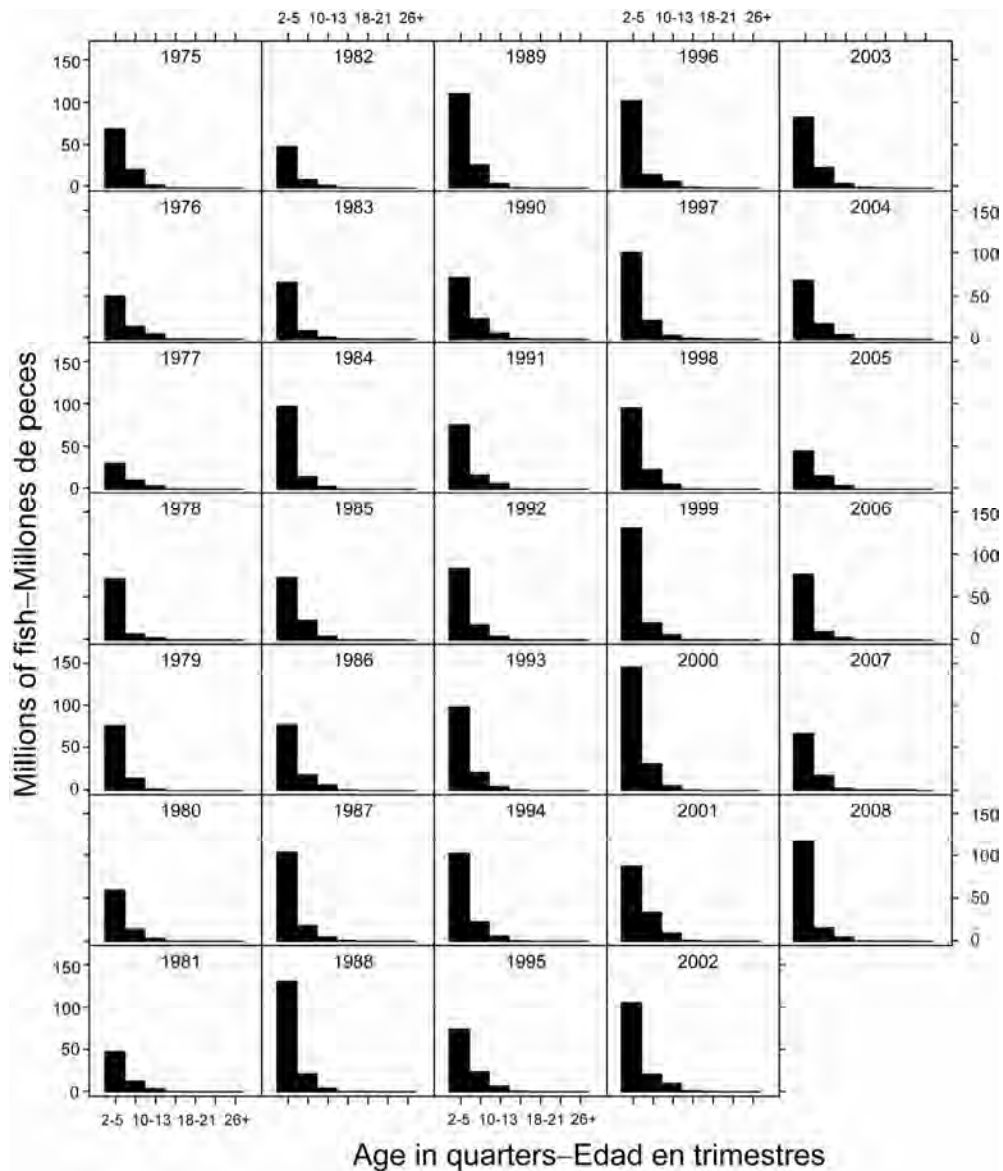


FIGURE B.1. Estimated numbers of yellowfin tuna present in the EPO on January 1 of each year.
FIGURA B.1. Número estimado de atunes aleta amarilla presentes en el OPO el 1 de enero de cada año.

TABLE B.1. Average annual fishing mortality rates for yellowfin tuna in the EPO.**TABLA B.1.** Tasas de mortalidad por pesca anual media del atún aleta amarilla en el OPO.

Year Año	Age in quarters—Edad en trimestres						
	2-5	6-9	10-13	14-17	18-21	22-25	26+
1975	0.1353	0.4398	1.2080	1.9906	0.3053	0.3594	0.3593
1976	0.1958	0.4488	1.2114	1.8056	0.6246	0.7895	0.7879
1977	0.2540	0.4984	1.2176	1.7920	0.8133	0.9407	0.9420
1978	0.3561	0.6355	1.2993	2.1678	0.5187	0.5870	0.5878
1979	0.2551	0.7006	1.7628	2.6919	0.7733	0.9531	0.9523
1980	0.2148	0.5188	1.4321	2.2090	0.6212	0.6963	0.6942
1981	0.2928	0.5046	1.1953	2.0784	0.8731	1.0119	1.0091
1982	0.1658	0.4296	1.0375	2.0607	0.5970	0.6971	0.6968
1983	0.1391	0.2251	0.7750	0.8861	0.3909	0.4833	0.4827
1984	0.1122	0.2812	0.7409	0.9669	0.3646	0.4451	0.4444
1985	0.0953	0.3947	0.8816	1.2262	0.3343	0.3823	0.3823
1986	0.1336	0.4718	1.1340	1.3740	0.3101	0.3868	0.3860
1987	0.1463	0.5328	1.3005	1.1472	0.3243	0.3594	0.3601
1988	0.1969	0.5222	1.3269	1.7163	0.3983	0.4419	0.4429
1989	0.1355	0.4842	1.0610	1.7283	0.5377	0.6868	0.6856
1990	0.1455	0.4103	1.1874	1.6206	0.4803	0.5445	0.5444
1991	0.1453	0.4132	1.0383	1.3850	0.4641	0.5481	0.5471
1992	0.1580	0.4373	1.0619	1.3132	0.2933	0.3270	0.3267
1993	0.1534	0.3900	0.9575	1.3463	0.3200	0.3465	0.3473
1994	0.1150	0.3256	1.0397	1.4313	0.5007	0.5965	0.5956
1995	0.1107	0.2940	0.8658	0.9784	0.4195	0.5061	0.5043
1996	0.1361	0.3970	0.8785	1.5281	0.2452	0.2702	0.2704
1997	0.1556	0.4163	1.1710	1.9020	0.5782	0.7385	0.7364
1998	0.1686	0.4103	0.9842	1.5064	0.3671	0.4515	0.4508
1999	0.1771	0.4285	1.0702	1.8994	0.2256	0.2569	0.2570
2000	0.1095	0.3119	0.8601	1.2065	0.4805	0.5745	0.5743
2001	0.1712	0.3622	1.1377	1.4116	0.5205	0.6726	0.6706
2002	0.1451	0.4910	1.1447	1.3856	0.5699	0.7420	0.7393
2003	0.1921	0.6255	1.8508	2.4975	0.9689	1.0859	1.0878
2004	0.1643	0.5385	1.7254	3.3270	1.4271	1.8529	1.8514
2005	0.2634	0.6628	1.7725	3.6479	1.1377	1.4090	1.4067
2006	0.1545	0.5302	1.3250	2.8573	0.7217	0.9191	0.9170
2007	0.1403	0.4529	1.4326	2.0955	0.6337	0.7289	0.7278

CONDICIÓN DEL ATÚN ALETA AMARILLA EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2007 Y PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO

by

Mark N. Maunder y Alexandre Aires-da-Silva

ÍNDICE

1. Resumen.....	71
2. Datos	73
3. Supuestos y parámetros.....	76
4. Evaluación de la población	79
5. Condición de la población.....	87
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras.....	89
7. Direcciones futuras	91
Referencias.....	92
Figuras	23
Tablas.....	59
Anexos	64

1. RESUMEN

Este informe presenta la evaluación más actual de la población de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Se usó un modelo estadístico que incluye la estructura por edad y se ajusta a la captura por talla, A-SCALA (del inglés *age-structured statistical catch-at-length analysis*) para la evaluación, que se basa en el supuesto que existe una sola población de atún aleta amarilla en el OPO. El aleta amarilla se encuentra distribuido por todo el Océano Pacífico, pero la mayor parte de la captura proviene de las zonas oriental y occidental del mismo. Las capturas cerqueras de aleta amarilla son relativamente bajas cerca del límite occidental del OPO. Los desplazamientos de aletas amarillas marcados suelen ser de centenares, no miles, de kilómetros, y el intercambio entre el OPO y el Pacífico occidental parece ser limitado. Esto es consistente con las tendencias de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) palangrera, que varían entre áreas. Es probable que exista una población continua en el Océano Pacífico entero, con intercambio de individuos a nivel local, aunque existe cierta evidencia genética de aislamiento local. No es posible estimar las tasas de desplazamiento entre el OPO y el Pacífico occidental con los datos de marcado actualmente disponibles.

La evaluación de poblaciones requiere cantidades sustanciales de información, incluyendo datos de capturas retenidas, descartes, esfuerzo de pesca, y composición por tamaño de las capturas de las distintas pesquerías. Se hicieron supuestos sobre procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamiento, mortalidad natural, mortalidad por pesca, y estructura de poblaciones. La evaluación para 2008 es diferente de la de 2007 en los aspectos siguientes. Se actualizaron los datos de captura y frecuencia de talla de las pesquerías de superficie para incluir datos nuevos de 2007 (excepto el primer trimestre) y datos revisados de 2000-2006 y el primer trimestre de 2007. Se dispone de datos nuevos o actualizados de captura de las pesquerías palangreras de Taipei Chino (2004-2006) y Japón (2003-2006).

En general, el reclutamiento del atún aleta amarilla a las pesquerías en el OPO es variable, con un componente estacional. Este análisis y los análisis previos indican que la población de aleta amarilla ha pasado por dos, o tal vez tres, regímenes de productividad distintos (1975-1982, 1983-2001, y 2002-2006), correspondientes a niveles de reclutamiento bajo, alto, e intermedio. Los regímenes de productividad corresponden a regímenes en biomasa; los regímenes de productividad mayor producen niveles de biomasa mayores. Una relación población-reclutamiento es asimismo apoyada por los datos de estos regímenes, pero la evidencia es débil, y es probablemente un artefacto de los cambios de régimen aparentes. El análisis indica que cohortes fuertes ingresaron a la pesquería durante 1998-2001, y que

estas cohortes incrementaron la biomasa durante 1999-2001, pero ahora estas cohortes han pasado por la población, por lo que la biomasa disminuyó durante 2002-2007. La biomasa en 2005-2008 estuvo en niveles similares a aquéllos anteriores a 1985.

El peso promedio del atún aleta amarilla capturado en la pesquería ha sido bastante consistente con el tiempo, pero varía sustancialmente entre las distintas pesquerías. En general, las pesquerías sobre objetos flotantes, no asociadas, y cañera capturan aletas amarillas más jóvenes y pequeños que las pesquerías asociadas con delfines y palangreras. Las pesquerías palangreras y la pesquería asociada con delfines en la región sur capturan aletas amarillas de mayor tamaño y edad que las pesquerías asociadas con delfines del norte y costera.

Han sido estimados niveles importantes de mortalidad por pesca para la pesquería de aleta amarilla en el OPO. Son máximos para el aleta amarilla de edad mediana. La mayor parte de la captura de la especie proviene de lances asociados con delfines, y, por lo tanto, este método ejerce el mayor impacto sobre la población de aleta amarilla, aunque tiene casi el menor impacto por unidad de peso capturada de todos los métodos de pesca.

Históricamente, el SBR (el cociente de la biomasa reproductora actual a la de la población no explotada, *spawning biomass ratio* en inglés) de aleta amarilla en el OPO estuvo por debajo del nivel correspondiente al rendimiento máximo sostenible (RMS) durante el régimen de productividad baja de 1975-1983, pero por encima de dicho nivel durante la mayor parte de los años subsiguientes, excepto el período reciente (2003-2007). Se atribuye el incremento del SBR en 1984 al cambio de régimen, y la disminución reciente podría indicar una reversión a un régimen de reclutamiento intermedio. Es posible que los dos distintos regímenes de reclutamiento soporten dos distintos niveles de RMS y de los SBR asociados. Se estima que el SBR al principio de 2008 es superior al nivel correspondiente al RMS. Se estima que los niveles de esfuerzo están por debajo de aquéllos que soportarían el RMS (a partir de la distribución actual del esfuerzo entre las varias pesquerías), pero las capturas recientes han sido sustancialmente inferiores al RMS.

Si se supone una relación población-reclutamiento, las perspectivas son más pesimistas, y se estima que la biomasa actual es inferior al nivel correspondiente al RMS basadas en la mortalidad por pesca media de 2004-2006 son similares a aquéllas basadas en la mortalidad por pesca media de 2004-2005 (Tabla 5.1). La cantidad por la cual se tendría que reducir la mortalidad por pesca para soportar el RMS es menor cuando se usa la mortalidad por pesca media de 2004-2006.

El peso medio actual del aleta amarilla en la captura es mucho menor que el peso crítico. Los cálculos del RMS.

El RMS ha sido estable durante el período de la evaluación, lo cual sugiere que el patrón general de selectividad no ha variado mucho con el tiempo. En cambio, el nivel general de esfuerzo de pesca ha variado con respecto al multiplicador de RMS.

Con los niveles actuales de mortalidad por pesca, se predice que la biomasa aumentará y luego disminuirá, pero permanecerá por encima del nivel actual, y que el SBR seguirá una tendencia similar, permaneciendo por encima del nivel correspondiente al RMS. Una comparación de la biomasa y el SBR predichos con y sin las restricciones de las Resoluciones C-04-09 y C-06-02 sugiere que, sin las restricciones, estarían en niveles más bajos que los que se observan actualmente, y disminuirían a aproximadamente el nivel correspondiente al RMS.

Estas simulaciones fueron realizadas usando el reclutamiento promedio del período de 1975-2006. De haber sido realizadas usando el reclutamiento promedio del período de 1983-2001, la tendencia proyectada del SBR y las capturas hubiera sido más positiva. A la inversa, de haber sido realizadas usando el reclutamiento medio de 2002-2006, la tendencia proyectada del SBR y las capturas hubiera sido más negativa.

Resultados clave

1. Los resultados son similares a las seis evaluaciones previas, excepto que el esfuerzo actual es inferior a aquél correspondiente al RMS .
2. Existe incertidumbre acerca de los niveles recientes y futuros de reclutamiento y biomasa.
3. Las tasas recientes de mortalidad por pesca son cercanas a aquéllas correspondientes al RMS.
4. Un aumento del peso medio del aleta amarilla capturado podría incrementar el RMS.
5. Hubo dos, o posiblemente tres, distintos regímenes de productividad, y los niveles de RMS y la biomasa correspondiente al RMS podrían ser diferentes para los dos regímenes. Es posible que la población haya cambiado recientemente del régimen de productividad alta a uno de productividad intermedia.
6. Los resultados son más pesimistas si se supone una relación población-reclutamiento.

2. DATOS

Se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de enero de 1975 a diciembre de 2007, más datos biológicos, para llevar a cabo la evaluación de la población de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el OPO. Los datos de 2007, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT al 15 de abril de 2007. Se resumen y analizan los datos por trimestre.

2.1. Definiciones de las pesquerías

Se definen 16 pesquerías para la evaluación de la población de atún aleta amarilla. Se definen sobre la base de tipo de arte (red de cerco, caña, y palangre), tipo de lance cerquero (sobre atunes asociados con objetos flotantes, no asociados, y asociados con delfines), y zona de la CIAT de muestreo de frecuencia de tallas o latitud. En la Tabla 2.1 se definen las pesquerías de aleta amarilla, y en la Figura 2.1 se ilustra su extensión espacial y también los límites de las zonas de muestreo de frecuencia de tallas.

En general, se definen las pesquerías para que, con el tiempo, ocurran pocos cambios en la composición por tamaño de la captura. Se estratifican además las definiciones de las pesquerías cerqueras sobre objetos flotantes para distinguir de forma gruesa entre lances realizados principalmente sobre dispositivos agregadores de peces (plantados) (Pesquerías 1-2, 4, 13-14, y 16) y lances sobre mezclas de objetos flotantes naturales (que también incluyen desperdicios y otros objetos artificiales) y plantados (Pesquerías 3 y 15).

2.2. Datos de captura y esfuerzo

Para realizar la evaluación de la población de atún aleta amarilla, se estratifican los datos de captura y esfuerzo en la base de datos de la CIAT conforme a las definiciones de pesquerías descritas en la Sección 2.1 y presentadas en la Tabla 2.1. “Descargas” significa captura descargada en un año dado, aun si el pescado no fue capturado en ese año. La captura capturada en un año dado y que no es descartada en el mares denominada captura retenida. En este documento, se usa el término “captura” para reflejar la captura total (descartes más captura retenida) o la captura retenida; el contexto determina la definición apropiada.

Se usan los tres tipos de datos para evaluar la población de aleta amarilla. Las extracciones por las Pesquerías 10-12 son simplemente captura retenida (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 1-4 son captura retenida, más algunos descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca (Sección 2.2.3) (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 5-9 son captura retenida, más algunos descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca y de clasificación de la captura. Las extracciones por las Pesquerías 13-16 son solamente descartes que resultan de la clasificación de la captura de las Pesquerías 1-4 (Sección 2.2.2) (Tabla 2.1).

Se incorporaron en la presente evaluación datos de captura y esfuerzo nuevos y actualizados de las

pesquerías de superficie (Pesquerías 1-10 y 13-16). Se usaron para las pesquerías de superficie datos nuevos de captura y esfuerzo de 2007 (excepto el primer trimestre, que fueron usados en la evaluación previa), y los datos de años anteriores.

Se usó el método de composición por especies (Tomlinson 2002) para estimar las capturas de las pesquerías de superficie. Comparaciones de las estimaciones de captura de diferentes fuentes señalan diferencias consistentes entre los datos de las enlatadoras y las descargas y los resultados del muestreo de composición por especies. La comparación de los dos conjuntos de resultados es compleja, ya que los datos de enlatadoras y descargas son tomados a nivel de viaje, mientras que las muestras de composición por especie son tomadas a nivel de bodega, y representan solamente un pequeño subconjunto de los datos. Las diferencias en las estimaciones de captura podrían ser debidas a las proporciones de atunes pequeños en la captura, diferencias en la identificación del pescado en las enlatadoras, o hasta a sesgos introducidos en el algoritmo de composición por especies al determinar la composición por especies en estratos para los cuales no se dispone de muestras de composición por especie. En la presente evaluación, calculamos factores de escala medios trimestrales y por pesquería para 2000-2005 y los aplicamos a las estimaciones de enlatadoras y descargas de 1975-1999. Harley y Maunder (2005) compararon las estimaciones de captura de patudo obtenidas del muestreo de capturas con las estimaciones de captura obtenidas de datos de enlatadoras. Maunder y Watters (2001) presentan una breve explicación del método usado para estimar el esfuerzo de pesca por artes de superficie (red de cerco y caña).

Se incorporaron también en la evaluación actual actualizaciones y nuevos datos de captura y esfuerzo de las pesquerías palangreras (Pesquerías 11 y 12). Se dispuso de datos de captura nuevos o actualizados de Taipei Chino (2004-2006) y Japón (2003-2006).

Se estimó la cantidad de esfuerzo palangrero dividiendo las estimaciones estandarizadas de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de la flota palangrera japonesa en las descargas palangreras totales. Se obtuvieron estimaciones de la CPUE estandarizada con un modelo lineal generalizado delta logarítmico normal (Stefansson 1996) que tomó en cuenta latitud, longitud, y número de anzuelos entre flotadores (Hoyle y Maunder 2006b).

2.2.1. Captura

No se dispuso de una proporción sustancial de los datos de captura palangrera en 2007, por lo que se supusieron los datos de esfuerzo (ver la Sección 2.2.2) y se estimó la captura con el modelo de evaluación de la población. Por lo tanto, la captura palangrera total en 2007 es una función del esfuerzo supuesto de 2007, los números estimados de aleta amarilla de talla capturable en el OPO en 2007, y la selectividad y capturabilidad estimadas para las pesquerías palangreras. Se fijaron las capturas de las pesquerías palangreras en los años recientes para los cuales no se dispuso de datos iguales a las capturas del último año para el cual se dispuso de datos.

En la Figura 2.2 se ilustran las tendencias en la captura de atún aleta amarilla en el OPO durante cada trimestre entre enero de 1975 y marzo de 2007. Cabe destacar que existían pesquerías sustanciales de superficie y palangreras de aleta amarilla antes de 1975 (Shimada y Schaefer 1956; Schaefer 1957; Okamoto y Bayliff 2003). La mayoría de la captura proviene de lances cerqueros sobre aletas amarillas asociados con delfines o en cardúmenes no asociados. Maunder y Watters (2001, 2002) y Maunder (2002) describieron la captura de aleta amarilla en el OPO entre 1975 y 2001. Una característica principal de las tendencias de la captura es el aumento en la captura desde aproximadamente 1993 en lances cerqueros sobre objetos flotantes, especialmente los plantados en las Pesquerías 1 y 2, pero esto es una porción relativamente pequeña de la captura total.

Aunque los datos de captura en la Figura 2.2 están expresados en peso, se usaron capturas en número de peces para tomar en cuenta la mayoría de las capturas palangreras de aleta amarilla en la evaluación de las poblaciones.

2.2.2. Esfuerzo

Para las pesquerías de superficie, se usan datos de esfuerzo nuevos de 2007 (excepto el primer trimestre, que fueron usados en la evaluación previa) y datos actualizados de años anteriores.

Se usó un algoritmo complejo, descrito por Maunder y Watters (2001), para estimar la cantidad de esfuerzo de pesca, en días de pesca, ejercido por buques cerqueros. Los datos de esfuerzo palangrero de aleta amarilla fueron estimados a partir de datos de CPUE estandarizada, de la forma siguiente. Los datos detallados sobre la captura, esfuerzo, y anzuelos entre flotadores, por latitud y longitud, de la flota palangrera japonesa, provistos por el Sr. Adam Langley, de la Secretaría de la Comunidad del Pacífico, fueron usados en un modelo lineal generalizado con una función de enlace delta logarítmica normal para producir un índice de CPUE estandarizada (E.J. Dick, NOAA Santa Cruz, comunicación personal; ver Stefansson (1996) para una descripción del método, y Hoyle y Maunder (2006b) para información más detallado. Se escalaron los datos de esfuerzo japonés por el cociente de la captura japonesa a la captura total para compensar la inclusión de datos de captura de las otras naciones en la evaluación. Esto permite incluir todos los datos de captura palangrera en la evaluación, pero usar solamente los datos de esfuerzo japonés como base para la información sobre abundancia relativa.

No se dispuso de información de esfuerzo de la pesca palangrera japonesa en el OPO en durante 2007 para la presente evaluación. Se supuso que el esfuerzo palangrero ejercido en cada trimestre de 2007 fue igual al esfuerzo estimado ejercido en el trimestre correspondiente en 2006. No se incluyeron datos de captura palangrera de 2006 (ver arriba).

En la Figura 2.3 se ilustran las tendencias en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las 16 pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún aleta amarilla en el OPO. Se expresa el esfuerzo de pesca de artes de superficie (Pesquerías 1-10 y 13-16) en días de pesca. El esfuerzo de pesca en las Pesquerías 13-16 es igual a aquél en las Pesquerías 1-4 (Figura 2.3) porque las capturas de las Pesquerías 13-16 se derivan de las de las Pesquerías 1-4 (ver Sección 2.2.3). Se expresa el esfuerzo palangrero (Pesquerías 11 y 12) en unidades estandarizadas.

2.2.3. Descartes

Para los propósitos de la evaluación de la población, se supone que los buques cerqueros descartan aleta amarilla de sus capturas debido a ineficacias en el proceso de pesca (cuando la captura de un lance no cabe en las bodegas disponibles del buque), o porque los pescadores seleccionan solamente el pescado de más de un cierto tamaño. En ambos casos se estima la cantidad de aleta amarilla descartada con información reunida por observadores de la CIAT o nacionales, aplicando métodos descritos por Maunder y Watters (2003a). Sin considerar el motivo por el descarte, se supone que muere todo el pescado descartado. Maunder y Watters (2001) describen cómo se incorporan los descartes en la evaluación del aleta amarilla. En la presente evaluación no se suavizan las tasas de descarte con el tiempo, lo cual debería permitir una mejor representación del reclutamiento en el modelo.

Se añaden a las capturas retenidas estimaciones de los descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca (Tabla 2.1). No se dispone de datos de observadores para estimar los descartes antes de 1993, y se supone que no hubo descartes debidos a ineficacias antes de ese año. Hay períodos para los cuales los datos de observadores son insuficientes para estimar los descartes, en cual caso se supone que la tasa de descarte (descartes/capturas retenidas) es igual a la tasa de descarte del mismo trimestre en el año anterior o, si no se dispone de ésta, del año más cercano.

Se tratan los descartes que resultan del proceso de clasificar las capturas como pesquerías separadas (Pesquerías 13-16), y se supone que las capturas de estas pesquerías consisten solamente de peces de 2-4 trimestres de edad (Figura 4.5). Maunder y Watters (2001) explican los motivos por tratar estos descartes como pesquerías separadas. Se supone que la tasa de descarte antes de 1993 es la tasa promedio observada en cada pesquería a partir de ese año. Se hacen estimaciones de la cantidad de pescado descartado durante la clasificación solamente para las pesquerías que capturan aleta amarilla asociado con

objetos flotantes (Pesquerías 2-5) porque la clasificación es infrecuente en las otras pesquerías de cerco.

En la Figura 2.4 se presentan series de tiempo de los descartes como proporción de las capturas retenidas de las pesquerías de superficie que capturan aleta amarilla en asociación con objetos flotantes. Se supone que no se descarta aleta amarilla en las pesquerías palangreras (Pesquerías 11 y 12).

2.3. Datos de composición por tamaño

Las pesquerías del OPO capturan aún aleta amarilla de varios tamaños. En la Figura 4.2 se ilustra la composición por tamaño media de la captura de cada pesquería definida en la Tabla 2.1. Maunder y Watters (2001) describen el tamaño de los aletas amarillas capturados por cada pesquería. En general, los aletas amarillos capturados por las pesquerías sobre objetos flotantes, atunes no asociados, y cañeras son de tamaño menor, mientras que aquéllos capturados por las pesquerías asociadas con delfines y palangreras son más grandes. Se incluyeron datos de frecuencia de talla de la captura cerquera nuevos de los tres últimos trimestres de 2007 y datos revisados de 2000-2005 y el primer trimestre de 2007.

Se incluyeron datos nuevos de frecuencia de talla de 2005 de la flota japonesa de palangre, y datos actualizados de 2002-2004 de dicha flota. No se usaron en la evaluación datos de composición por talla de las otras flotas palangreras.

Las frecuencias de talla de las capturas durante 2007 de las cuatro pesquerías sobre objetos flotantes fueron similares a aquéllas observadas durante el período entero del modelo (compárense las Figuras 4.2 y 4.8a). La aparición, desaparición, y reaparición subsiguiente de cohortes fuertes en los datos de frecuencia de talla es un fenómeno común para el aleta amarilla en el OPO. Esto podría indicar desplazamientos espaciales de las cohortes o del esfuerzo de pesca, limitaciones en el muestreo de frecuencias de talla, o fluctuaciones en la capturabilidad de los peces. Bayliff (1971) observó que grupos de peces marcados también han desaparecido y luego vuelto a aparecer en esta pesquería, y lo atribuyó a fluctuaciones en la capturabilidad.

2.4. Datos auxiliares

Se integraron en el modelo de evaluación en 2005 (Hoyle y Maunder 2006a) estimaciones de talla por edad (Wild 1986) calculadas a partir de datos de otolitos para proveer información sobre la talla media por edad y la variación en la talla por edad. Sus datos consistieron de las edades, basadas en conteos de incrementos diarios en los otolitos, y tallas de 196 peces capturados entre 1977 y 1979. El diseño de muestreo contempló la colección de 15 aletas amarillas en cada intervalo de 10 cm entre 30 y 170 cm. Se modificó el modelo para tomar en cuenta este esquema de muestreo (ver Sección 3.1.1).

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

Se estructura el modelo de crecimiento para permitir estimar los incrementos individuales de crecimiento (entre edades sucesivas) como parámetros libres. Estos incrementos fueron altamente restringidos para que sean similares a una curva de crecimiento de Richards. Se usó la ecuación de crecimiento de

Richards $L_t = L_\infty \left(1 - \frac{\exp(-K(t-t_0))}{b} \right)^b$ ajustada a los datos de Wild (1986) como distribución previa

(Figura 3.1) ($L_\infty = 185,7$ cm, K anual = 0,761, $t_0 = 1,853$ años, $b = -1,917$). Los incrementos de crecimiento fueron asimismo restringidos para que la talla media sea una función de la edad que aumenta monótonicamente. El tamaño al cual los peces son reclutados a la pesquería por primera vez necesita ser especificado, y se supone que el aleta amarilla es reclutado a las pesquerías de descarte (Pesquerías 13-16) cuando mide 30 cm y es de dos trimestres de edad.

La talla asintótica esperada (L_∞) no puede ser estimada de forma fiable a partir de datos, tales como

aquéllos de Wild (1986), que no incluyan muchos peces viejos, pero Hoyle y Maunder (2007) descubrieron que los resultados no eran sensibles al valor de L_{∞} .

Un componente importante del crecimiento usado en los modelos estadísticos de captura por talla y edad es la variación en la talla por edad. La información de edad y talla contiene información sobre la variación de la talla por edad además de información sobre la talla por edad promedio. Desgraciadamente, como en el caso de los datos tomados por Wild (1986), el objetivo del muestreo normalmente es obtener pescados de un amplio rango de tallas. Por lo tanto, esta muestra podría representar la población en la variación de la edad por talla, pero no variación de la talla por edad. No obstante, se puede elaborar la verosimilitud apropiada mediante la aplicación de probabilidad condicional.

En la presente evaluación se usó el método usado por primera vez por Hoyle y Maunder (2006a) para estimar la variación en la talla por edad a partir de los datos. Tanto el esquema de muestreo como las pesquerías y períodos de los que se obtuvieron los datos fueron tomados en cuenta. Se supuso que la talla media de aletas amarillas de mayor edad es cercana a aquéllas indicadas por la curva de crecimiento de Wild (1986).

Se usó la siguiente relación peso-talla, de Wild (1986), para convertir tallas a pesos en la presente evaluación:

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

donde w = peso en kilogramos y l = talla en centímetros.

Un conjunto inédito más extenso de datos de talla y peso produce una relación ligeramente diferente, pero el incluir este conjunto alternativo de datos en el modelo de evaluación produce resultados esencialmente idénticos.

3.1.2. Reclutamiento y reproducción

El modelo A-SCALA permite especificar una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957). Se parametriza la curva de Beverton-Holt para que la relación entre la biomasa reproductora y el reclutamiento sea determinada mediante la estimación del reclutamiento medio producido por una población no explotada (reclutamiento virgen) y un parámetro denominado inclinación. Se define la inclinación como la fracción del reclutamiento virgen que se produce si se reduce el tamaño de la población reproductora al 20% de su nivel no explotado, y controla la rapidez con la que disminuye el reclutamiento cuando se reduce el tamaño de la población reproductora. La inclinación puede variar entre 0,2 (en cual caso el reclutamiento es una función lineal del tamaño de la población reproductora) y 1,0 (en cual caso el reclutamiento es independiente del tamaño de la población reproductora). En la práctica, es a menudo difícil estimar la inclinación, debido a falta de contraste en el tamaño de la población reproductora, alta variación interanual (e intertrimestral) en el reclutamiento, y confusión con cambios a largo plazo en el reclutamiento, debidos a efectos ambientales no incluidos en el modelo, que afectan el tamaño de la población reproductora. La evaluación del caso base supone que no hay ninguna relación entre el tamaño de la población y el reclutamiento. Este supuesto es el mismo que se usó en las evaluaciones previas. Se investiga la influencia de una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt en un análisis de sensibilidad.

Se supone que el atún aleta amarilla puede ser reclutado a la población pescable durante cada trimestre del año. Hennemuth (1961) reportó que hay dos picos de desove de aleta amarilla en el OPO, pero en el presente estudio se supone que el reclutamiento puede ocurrir más de dos veces al año, porque peces individuales pueden desovar casi cada día si la temperatura del agua es adecuada (Schaefer 1998).

Se hace un supuesto acerca de cómo el reclutamiento puede variar alrededor de su nivel esperado, determinado a partir de la relación población-reclutamiento. Se usa este supuesto para penalizar los desvíos temporales del reclutamiento. Se supone que el logaritmo de los desvíos trimestrales del reclutamiento está distribuido normalmente, con una desviación estándar de 0,6.

Se supone que el aleta amarilla es reclutado a las pesquerías de descarte en el OPO a los 30 cm (aproximadamente 2 trimestres de edad) (Sección 3.1.1). A este tamaño (edad), los peces son vulnerables a la captura por pesquerías que capturan peces en asociación con objetos flotantes (es decir, son reclutados a las Pesquerías 13-16).

Se estima el potencial de desove de la población a partir del número de peces, la proporción de hembras, el porcentaje de hembras que son maduras, la fecundidad por camada, y la frecuencia de desove (Schaefer 1998). Se estiman estas cantidades (excepto el número de peces) para cada clase de edad con base en la talla media a edad arrojada por la ecuación de crecimiento de Richards ajustada a los datos de otolitos de Wild (1986). Maunder y Watters (2002) describen el método, pero usando la curva de crecimiento de von Bertalanffy. Estas cantidades fueron estimadas de nuevo al investigar la sensibilidad a distintas curvas de crecimiento. Se usa el potencial de desove de la población en la relación población-reclutamiento y para determinar los cocientes de biomasa reproductora (el cociente de la biomasa reproductora a la biomasa reproductora de la población no explotada; SBR, de *spawning biomass ratio*). En las Figuras 3.2 y 3.3 se ilustran la fecundidad relativa por edad y la proporción de sexos por edad, respectivamente.

3.1.3. Desplazamientos

La evidencia acerca de los desplazamientos del atún aleta amarilla dentro del OPO es resumida por Maunder y Watters (2001) y Schaefer *et al.* (2007) contiene nuevas investigaciones. Schaefer *et al.* (2007) descubrieron que los desplazamientos de atunes aleta amarilla liberados frente al sur de Baja California, incluyendo aquéllos en libertad más de un año, están confinados geográficamente. Por lo tanto, se esperaría que el nivel de mezcla entre esta zona y otras en el OPO fuera muy bajo. Este resultado es consistente con los resultados de varios estudios de marcado (convencionales y archivadores) de atunes tropicales en el Pacífico. Esto indica que controles de esfuerzo o captura aplicados pesquerías enteras probablemente no serán efectivas para prevenir mermas locales de estas poblaciones (Schaefer *et al.* 2007). Para los propósitos de la presente evaluación, se supone que los desplazamientos no afectan los resultados de la evaluación, pero en vista de los resultados de Schaefer *et al.* (2007), se debería considerar una investigación a escala espacial más fina o de subpoblaciones separadas.

3.1.4. Mortalidad natural

Para la presente evaluación de la población, se supone que, a medida que envejece el aleta amarilla, la tasa de mortalidad natural (M) cambia. Este supuesto es similar al que se hizo en evaluaciones previas, para las cuales se supuso que la tasa de mortalidad natural de las hembras aumenta después de que alcanzan la edad de 30 meses (por ejemplo, Anónimo 1999: 233). No se tratan por separado los machos y las hembras en la presente evaluación, y se considera M como una sola tasa para ambos sexos combinados. En la Figura 3.4 se grafican los valores de M trimestral usados en la presente evaluación de la población. Se estimaron estos valores aplicando los supuestos arriba descritos, ajustando los datos de proporción de sexos por talla (Schaefer 1998), y comparando los valores con aquéllos estimados para el aleta amarilla en el Pacífico occidental y central (Hampton 2000; Hampton y Fournier 2001). Maunder y Watters (2001) describen en detalle la forma de estimar la tabla de mortalidad natural por edad para el aleta amarilla en el OPO.

3.1.5. Estructura de la población

Se ha estudiado el intercambio de aleta amarilla entre el OPO y el Pacífico central y occidental mediante el análisis de datos sobre marcado, características morfométricas, capturas por unidad de esfuerzo, tamaño del pescado capturado, etc. (Suzuki *et al.* 1978), y parece que la mezcla de peces entre el OPO y las zonas más al oeste no es extensa. Por lo tanto, para los propósitos de la presente evaluación, se supone que existe una sola población, con poca o ninguna mezcla con las poblaciones del Pacífico central y occidental.

3.2. Influencias ambientales

El reclutamiento del aleta amarilla en el OPO suele ser mayor después de eventos de El Niño (Joseph y Miller 1989). Evaluaciones previas de la población incluyeron el supuesto que las condiciones oceanográficas pudieran afectar el reclutamiento de atún aleta amarilla en el OPO (Maunder y Watters 2001, 2002; ver descripción de la metodología en Maunder y Watters 2003b). Este supuesto es apoyado por observaciones de que el desove del aleta amarilla depende de la temperatura (Schaefer 1998). A fin de incorporar la posibilidad de un efecto ambiental sobre el reclutamiento de aleta amarilla en el OPO, se incorporó una variable de temperatura en modelos de evaluación previos, para determinar si existe una relación estadísticamente significativa entre dicha variable y las estimaciones de reclutamiento. Las evaluaciones previas (Maunder y Watters 2001, 2002) demostraron que las estimaciones de reclutamiento son esencialmente idénticas con y sin la inclusión de los datos ambientales. Maunder (2002a) correlacionó el reclutamiento con la serie de tiempo ambiental fuera del modelo de evaluación; como candidatos de variable, usó la temperatura superficial del mar (TSM) en una zona compuesta de dos cuadrángulos, uno delineado por 20°N-10°S y 100°O-150°O y el otro por 10°N-10°S y 85°O-100°O, el número total de zonas de 1° x 1° con TSM media $\geq 24^{\circ}\text{C}$, y el Índice de Oscilación del Sur. Se relacionaron estos datos al reclutamiento, ajustado al período de cría. Sin embargo, no se descubrió ninguna relación con estas variables. No se efectuó una investigación usando variables ambientales en esta evaluación.

En evaluaciones previas se supuso también que las condiciones oceanográficas afectan la eficacia de las distintas pesquerías descritas en la Sección 2.1 (Maunder y Watters 2001, 2002). Se reconoce generalmente que dichas condiciones afectan el comportamiento de las artes de pesca, y se investigaron varios índices ambientales diferentes. No obstante, se descubrió que solamente la TSM para la pesquería palangrera del sur fue significativa. Por lo tanto, debido al uso de CPUE palangrera estandarizada, no se investigaron los efectos ambientales sobre la capturabilidad en esta evaluación.

4. EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN

Se usan A-SCALA, un modelo estadístico que incluye la estructura por edad y se ajusta a la captura por talla, (Maunder y Watters 2003a), e información contenida en los datos de captura, esfuerzo, composición por talla, y biológicos para evaluar la condición del atún aleta amarilla en el OPO. El modelo A-SCALA se basa en el método descrito por Fournier *et al.* (1998). El término “estadístico” indica que el método reconoce implícitamente que los datos provenientes de pesquerías no representan perfectamente la población; hay incertidumbre en los conocimientos de la dinámica del sistema y de la relación entre los datos observados y la población real. El modelo usa etapas temporales trimestrales para describir la dinámica de la población. Se estiman los parámetros del modelo de evaluación de la población comparando las capturas y composiciones por tamaño predichas con datos obtenidos de la pesquería. Una vez estimados los parámetros, se usa el modelo para estimar cantidades útiles para la ordenación de la población.

Se usó el modelo A-SCALA por primera vez para evaluar el atún aleta amarilla en el OPO en 2000 (Maunder y Watters, 2001), y se modificó y usó para las evaluaciones subsiguientes. Se estimaron los parámetros siguientes para la evaluación actual de la población de aleta amarilla del OPO:

1. reclutamiento a la pesquería en cada trimestre desde el primer trimestre de 1975 hasta el primer trimestre de 2008, inclusive;
2. coeficientes trimestrales de capturabilidad para las 16 pesquerías que capturan aleta amarilla del OPO;
3. curvas de selectividad para 12 de las 16 pesquerías (las Pesquerías 13-16 tienen curvas de selectividad supuestas);
4. tamaño y estructura por edad iniciales de la población;
5. talla media por edad (Figura 3.1);

6. parámetros de un modelo lineal que relaciona las desviaciones estándar en la talla por edad con la talla media por edad.

Se supone que se conocen los parámetros siguientes para la evaluación actual de la población de atún aleta amarilla en el OPO:

1. fecundidad de hembras por edad (Figura 3.2);
2. proporción de sexos por edad (Figura 3.3);
3. mortalidad natural por edad (Figura 3.4);
4. curvas de selectividad para las pesquerías de descarte (Pesquerías 13-16);
5. inclinación de la relación población-reclutamiento (inclinación = 1 para la evaluación del caso base).

Las estimaciones de rendimiento y capturabilidad para las estimaciones del rendimiento máximo sostenible promedio (RMS) o las proyecciones a futuro se basaron en estimaciones trimestrales de la mortalidad por pesca de 2004-2007. Se probó la sensibilidad de las estimaciones de cantidades de ordenación clave a este supuesto.

Hay incertidumbre en los resultados de la evaluación actual de la población. Esta incertidumbre resulta de que los datos observados no representan perfectamente la población de aleta amarilla en el OPO. Además, el modelo de evaluación de la población podría no representar perfectamente la dinámica de la población de aleta amarilla ni de las pesquerías que operan en el OPO. Se expresa la incertidumbre como intervalos de confianza aproximados y coeficientes de variación (CV). Los intervalos de confianza y CV fueron estimados bajo el supuesto que el modelo de evaluación de la población representa perfectamente la dinámica del sistema. Ya que es poco probable que se satisfaga este supuesto, estos valores podrían subestimar el nivel de incertidumbre en los resultados de la evaluación actual.

4.1. Índices de abundancia

Se han usado las CPUE como índices de abundancia en evaluaciones anteriores del atún aleta amarilla en el OPO (por ejemplo, Anónimo 1999). Sin embargo, es importante notar que las tendencias en la CPUE no siempre siguen las tendencias en biomasa o abundancia. Hay muchas razones por esto; por ejemplo, si, debido a cambios en la tecnología o en las especies objetivo, la eficacia de captura de aleta amarilla de una pesquería aumentara o disminuyera, sin que la biomasa cambiara las CPUE aumentarían o disminuirían a pesar de la falta de tendencia en la biomasa. Las pesquerías pueden también mostrar hiperestabilidad o hipoestabilidad, donde la relación entre CPUE y abundancia no es lineal (Hilborn y Walters 1992; Maunder y Punt 2004). En la Figura 4.1 se ilustran las CPUE de las 16 pesquerías definidas en esta evaluación del aleta amarilla en el OPO. Las tendencias en la CPUE palangrera se basan en los datos japoneses únicamente. Tal como se mencionó en la Sección 2.2.2, se estandarizó la CPUE de las pesquerías palangreras usando un modelo lineal general. En Maunder y Watters (2001, 2002), Maunder (2002a), Maunder y Harley (2004, 2005), y Hoyle y Maunder (2006a), se comentan las tasas históricas de captura, pero se deben interpretar las tendencias en la CPUE con cautela. En la Sección 4.2.3 se comentan las tendencias en la biomasa estimada.

4.2. Resultados de la evaluación

A continuación se describen aspectos importantes de la evaluación del caso base (1) y los cambios para los análisis de sensibilidad (2-4):

1. Evaluación del caso base: inclinación de la relación población-reclutamiento igual a 1 (ninguna relación entre población y reclutamiento), estimaciones de composición por especie de las capturas de las pesquerías de superficie escaladas a 1975, CPUE estandarizada con un modelo lineal generalizado delta logarítmico normal, y tamaños de muestra supuestos para los datos de frecuencia de talla.

2. Sensibilidad a la inclinación de la relación población-reclutamiento. La evaluación del caso base incluyó un supuesto que el reclutamiento fue independiente del tamaño de la población, y una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt con una inclinación de 0,75 fue usada para el análisis de sensibilidad.

En el texto se describen los resultados de la evaluación del caso base, y el análisis de sensibilidad a la relación población-reclutamiento es descrito en el texto, con figuras y tablas en el Anexo A1.

El ajuste del modelo A-SCALA a los datos de captura y de composición por tamaño para las 16 pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO es bastante bueno. Se constriñe el modelo de evaluación para ajustarlo a las series de tiempo de capturas realizadas por cada pesquería casi perfectamente, y las 16 series de tiempo de capturas de aleta amarilla predichas son casi idénticas a aquéllas graficadas en la Figura 2.2. Es importante predecir los datos de captura con exactitud, porque es difícil estimar la biomasa si no se dispone de estimaciones fidedignas de la cantidad total de pescado extraído de la población.

Es asimismo importante predecir los datos de composición por tamaño con la mayor precisión posible, pero en la práctica es más difícil predecir la composición por tamaño que la captura total. Es importante predecir estos datos con precisión porque contienen la mayor parte de la información necesaria para modelar el reclutamiento y el crecimiento, y por ende para estimar el impacto de la pesca sobre la población. En la Sección 2.3 se describe la distribución por tamaño de la captura de cada pesquería. En la Figura 4.2 se resumen los pronósticos de las composiciones por tamaño de atún aleta amarilla capturado por las Pesquerías 1-12. Esta figura ilustra simultáneamente las composiciones por tamaño medias observadas y predichas de las capturas de estas doce pesquerías. (No se dispone de datos de composición por tamaño para peces descartados, por lo que se excluye a las Pesquerías 13-16 de esta discusión.) Las predicciones de la composición por tamaño para las pesquerías con datos de composición por tamaño son buenas, aunque las de algunas pesquerías muestran picos más bajos que la composición por tamaño observada (Figura 4.2). El modelo suele también predecir demasiado aleta amarilla grande en ciertas las pesquerías. Sin embargo, el ajuste a los datos de frecuencia de talla para períodos de tiempo individuales muestra mucha más variación (Figura 4.8).

Es probable que los resultados presentados en las secciones siguientes cambien en evaluaciones futuras porque (1) datos futuros podrían proporcionar evidencias contrarias a estos resultados, y (2) es posible que cambien los supuestos y constreñimientos usados en el modelo de evaluación. Cambios futuros afectarán más probablemente las estimaciones absolutas de la biomasa y del reclutamiento en los últimos años.

4.2.1. Mortalidad por pesca

Hay variación en la mortalidad por pesca ejercida causada por las pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO, con una mortalidad por pesca mayor antes de 1984, durante el régimen de productividad baja (Figura 4.3a) y desde 2003. La mortalidad por pesca cambia con la edad (Figura 4.3b). La mortalidad por pesca de los aletas amarillas jóvenes y viejos es baja. Ocurre un pico alrededor de las edades de 14-15 trimestres, que corresponde a los picos en las curvas de selectividad de las pesquerías de aleta amarilla asociado con delfines y no asociado (Figuras 4.3b y 4.4). La mortalidad por pesca de peces jóvenes no ha aumentado mucho a pesar del aumento en el esfuerzo asociado con objetos flotantes que ha ocurrido desde 1993 (Figura 4.3b).

Las tasas de mortalidad por pesca varían con el tiempo porque la cantidad de esfuerzo ejercido por cada pesquería cambia con el tiempo, porque distintas pesquerías capturan aleta amarilla de distintas edades (el efecto de selectividad), y porque la eficacia de varias pesquerías cambia con el tiempo (el efecto de capturabilidad). Se trató el primer efecto (cambios en el esfuerzo) en la Sección 2.2.1 (ver también Figura 2.3); en lo siguiente se comentan los dos últimos.

En la Figura 4.4 se ilustran las curvas de selectividad estimadas para las 16 pesquerías definidas en la

evaluación de la población de aleta amarilla. Los lances cerqueros sobre objetos flotantes seleccionan principalmente aleta amarilla de unos 3 a 8 trimestres de edad (Figura 4.4, Pesquerías 1-4), con peces ligeramente mayores seleccionados en la región de altura del sur (Pesquería 1). Los lances cerqueros sobre aletas amarillas en cardúmenes no asociados seleccionan peces de tamaño similar a los que se capturan en lances sobre objetos flotantes (5-15 trimestres, Figura 4.4, Pesquerías 5 y 6), pero estas capturas contienen proporciones mayores de peces de la porción superior de este rango. Los lances cerqueros sobre aletas amarillas asociados con delfines en las regiones norte y costera seleccionan principalmente peces de 7 a 15 trimestres de edad (Figura 4.4, Pesquerías 7 y 8). La pesquería asociada con delfines en el sur selecciona principalmente aleta amarilla de 12 trimestres o más de edad (Figura 4.4, Pesquería 9). Las pesquerías palangreras de aleta amarilla también seleccionan principalmente ejemplares mayores, de (unos 12 trimestres o más (Figura 4.4, Pesquerías 11 y 12). La pesquería cañera selecciona aletas amarillas de unos 4 a 8 trimestres (Figura 4.4, Pesquería 10). L

Se supone que los descartes que resultan de la clasificación de capturas cerqueras de aleta amarilla capturado en asociación con objetos flotantes están compuestos únicamente de aletas amarillas reclutados a la pesquería tres trimestres o menos (edad 2-4 trimestres, Figura 4.4, Pesquerías 13-16). (En la Sección 2.2.3 se presenta información adicional sobre cómo se tratan los descartes.)

La capacidad de los buques cerqueros de capturar atún aleta amarilla en asociación con objetos flotantes ha disminuido generalmente con el tiempo (Figura 4.5a, Pesquerías 1-4). Estas pesquerías demuestran también una variación temporal elevada en la capturabilidad. Cambios en la tecnología de pesca y en el comportamiento de los pescadores podrían haber reducido la capturabilidad del aleta amarilla durante este período.

La capacidad de los buques cerqueros de capturar atún aleta amarilla en cardúmenes no asociados también fue altamente variable (Figura 4.5a, Pesquerías 5 y 6).

La capacidad de los buques cerqueros de capturar atún aleta amarilla en lances sobre delfines fue menos variable en las zonas norte y costera que en las otras pesquerías (Figura 4.5a, Pesquerías 7 y 8). La capturabilidad en la pesquería del sur (Pesquería 9) es más variable. La capturabilidad en las tres pesquerías asociadas con delfines fue mayor al promedio durante la mayor parte de 2001-2005, pero se estimó que la capturabilidad disminuiría durante 2006 y 2007.

La capacidad de los barcos cañeros de capturar atún aleta amarilla ha sido altamente variable (Figura 4.5a, Pesquería 10). Hubo múltiples períodos de capturabilidad alta y baja.

La capacidad de barcos palangreros de capturar atún aleta amarilla ha sido más variable en la pesquería del norte (Pesquería 11), que captura menos aleta amarilla, que en la del sur (Pesquería 12). La capturabilidad en la pesquería del norte ha sido muy baja desde fines de los años 1990.

En la Figura 4.5b se ilustra la capturabilidad de atún aleta amarilla pequeño por las pesquerías de descarte (Pesquerías 13-16).

En evaluaciones previas, la capturabilidad para la pesquería palangrera del sur mostró una correlación altamente significativa con la TSM (Maunder y Watters 2002). A pesar de ser significativa, la correlación entre TSM y capturabilidad en esa pesquería no pareció ser un buen indicador de capturabilidad (Maunder y Watters 2002), y por lo tanto no fue incluida en la presente evaluación.

4.2.2. Reclutamiento

En una evaluación anterior, la abundancia del atún aleta amarilla reclutado a las pesquerías en el OPO pareció estar correlacionada con las anomalías de las TSM en el momento de cría de esos peces (Maunder y Watters 2001). Sin embargo, la inclusión de un componente estacional en el reclutamiento explicó la mayor parte de la variación que podía ser explicada por las TSM (Maunder y Watters 2002). No se investigó ninguna serie de tiempo ambiental para la presente evaluación.

Dentro del rango de biomásas predichas ilustradas en la Figura 4.9, la abundancia de reclutas de aleta

amarilla parece estar relacionada con la biomasa de producción de huevos potencial relativa en el momento de desove (Figura 4.6). La relación aparente entre biomasa y reclutamiento se debe a un cambio aparente de régimen en la productividad (Tomlinson 2001). El aumento en la productividad causó un aumento en el reclutamiento, que a su vez aumentó la biomasa. Por tanto, a largo plazo, reclutamiento superior al promedio está relacionado con biomasa superior al promedio y reclutamiento inferior al promedio con biomasa inferior al promedio. .

Se realizó un análisis de sensibilidad, fijando el parámetro de inclinación de Beverton-Holt (1957) en 0,75 (Anexo A). Esto significa que el reclutamiento es el 75% del reclutamiento de una población no explotada cuando la población está reducida al 20% de su nivel no explotado. Con la información actualmente disponible, la hipótesis de dos regímenes en el reclutamiento es al menos igual de verosímil que un efecto del tamaño de población sobre el reclutamiento. En la Sección 4.5 se describen los resultados cuando se usa una relación población-reclutamiento.

En la Figura 4.7 se ilustra la serie de tiempo estimada del reclutamiento de aleta amarilla, y en la Tabla 4.1 el reclutamiento total anual estimado. Se estimó que el reclutamiento grande que ingresó a las pesquerías de descartes en el tercer trimestre de 1998 (a la edad de 6 meses) es la cohorte más fuerte del período de 1975-2003. Se estima que el reclutamiento en 2007 será grande, pero la estimación es considerablemente incierta. El modelo de evaluación ha mostrado una tendencia de sobreestimar la fuerza de los reclutamientos recientes en las últimas pocas evaluaciones.

Otra característica del reclutamiento también aparente en evaluaciones previas, es el cambio de régimen en los niveles de reclutamiento, a partir del segundo trimestre de 1983. El reclutamiento fue, en promedio, consistentemente mayor después de 1983 que antes. Este cambio en el nivel de reclutamiento produce un cambio similar en biomasa (Figura 4.9a). Hay una indicación que el reclutamiento en los cinco últimos años (2002-2006) fue bajo, en niveles similares a aquéllos anteriores a 1983, indicando tal vez un cambio a un régimen de reclutamiento bajo.

Los intervalos de confianza para el reclutamiento son relativamente estrechos, indicando que las estimaciones son bastante precisas, excepto la del año más reciente (Figura 4.7). La desviación estándar de las desviaciones estimadas del reclutamiento (en la escala logarítmica) es 0,60, igual al 0,6 supuesto en la pena aplicada a los desvíos de reclutamiento. Las estimaciones de incertidumbre son sorprendentemente pequeñas, considerando que el modelo es incapaz de ajustar modas en los datos de frecuencia de talla (Figura 4.8). Estas modas a menudo aparecen, desaparecen, y luego vuelven a aparecer.

Las estimaciones de los reclutamientos más recientes son altamente inciertas, tal como señalan los grandes intervalos de confianza (Figura 4.7). Además, las pesquerías sobre objetos flotantes, que capturan los peces más jóvenes, responden de solamente una pequeña porción de la captura total de aleta amarilla.

4.2.3. Biomasa

Se define la biomasa como el peso total de atún aleta amarilla de 1,5 años o más de edad. En la Figura 4.9a se ilustran las tendencias en la biomasa de aleta amarilla en el OPO, y en la Tabla 4.1 estimaciones de la biomasa al principio de cada año. Entre 1975 y 1983 la biomasa disminuyó a unas 250.000 toneladas. Luego aumentó rápidamente durante 1983-1986, alcanzando unas 540.000 toneladas en 1986. Durante 1986-1999 permaneció relativamente constante en unas 450.000 a 550.000 toneladas, luego alcanzó un pico en 2001, y posteriormente disminuyó a niveles similares a aquéllos antes de 1984. Los intervalos de confianza de las estimaciones de biomasa son relativamente estrechos, indicando que las estimaciones son bastante precisas.

Se define la biomasa reproductora como la producción total relativa de huevos de todos los peces en la población. En la Figura 4.9b se ilustra la tendencia estimada en biomasa reproductora, y en la Tabla 4.1 estimaciones de la biomasa reproductora al principio de cada año. Generalmente, la biomasa reproductora ha seguido tendencias similares a las de la biomasa, descritas en el párrafo anterior. Los intervalos de

confianza de las estimaciones de biomasa reproductora indican asimismo que son bastante precisas.

Parece que las tendencias en la biomasa de atún aleta amarilla pueden ser explicadas por las tendencias en mortalidad por pesca y reclutamiento. Se usa un análisis de simulación para ilustrar la influencia de la pesca y el reclutamiento sobre las tendencias de la biomasa (Maunder y Watters 2001). En la Figura 4.10a se ilustran las trayectorias de biomasa simulada con y sin pesca. La gran diferencia entre las dos trayectorias indica que la pesca ejerce un efecto importante sobre la biomasa de aleta amarilla en el OPO. El gran aumento en biomasa durante 1983-1984 fue causado inicialmente por un aumento en el tamaño medio (Anónimo 1999), seguido por un aumento en el reclutamiento medio (Figura 4.7), pero una presión de pesca incrementada impidió a la biomasa aumentar más durante 1986-1990.

En las Figuras 4.10b y 4.10c se ilustra el impacto de cada tipo de pesquería principal sobre la población de aleta amarilla. Las estimaciones de la biomasa en ausencia de pesca fueron computadas de la forma descrita, y luego se estimó la trayectoria de la biomasa fijando el esfuerzo de cada grupo de pesquerías a su vez a cero. Se deriva el impacto sobre la biomasa de cada grupo de pesquerías en cada intervalo de tiempo como esta trayectoria de la biomasa menos la trayectoria de la biomasa cuando todas las pesquerías están activas. Cuando se suman los impactos de las pesquerías individuales calculados con este método, son mayores que el impacto combinado calculado para cuando todas las pesquerías están activas, por lo que se escalan los impactos de tal forma que la suma de los impactos individuales equivalga al impacto estimado cuando todas las pesquerías están activas. Se grafican estos impactos como una proporción de la biomasa no explotada (Figura 4.10b) y en biomasa absoluta (Figura 4.10c).

4.2.4. Peso promedio de los peces en la captura

El peso medio general del atún aleta amarilla capturado en el OPO predicho por el análisis ha permanecido consistente alrededor de los 12 a 22 kg durante la mayor parte del período de 1975-2007, pero ha variado considerablemente entre pesquerías (Figura 4.11). El peso medio fue alto durante 1985-1992, cuando el esfuerzo de las pesquerías sobre objetos flotantes y cardúmenes no asociados fue menor (Figura 2.3). El peso medio fue asimismo alto en 1975-1977 y en 2001-2004. El peso medio de los aletas amarillas capturados por las distintas artes varía mucho, pero permanece bastante consistente dentro de cada pesquería (Figura 4.11). El peso medio más bajo (alrededor de 1 kg) es producido por las pesquerías de descartes, seguidas por la pesquería cañera (unos 4-5 kg), las pesquerías sobre objetos flotantes (unos 5-10 kg para la Pesquería 3, 10-15 kg para las Pesquerías 2 y 4, y 10-15 kg para la Pesquería 1), las pesquerías no asociadas (unos 15 kg), las pesquerías sobre delfines del norte y costera (unos 20-30 kg), y la pesquería sobre delfines del sur y las pesquerías palangreras (unos 40-50 kg en cada caso).

4.3. Comparaciones con fuentes externas de datos

No se usaron datos externos para fines de comparación en la evaluación actual.

4.4. Diagnósticos

Presentamos los diagnósticos en tres secciones; (1) gráficos de residuales, (2) correlaciones de parámetros, y (3) análisis retrospectivo.

4.4.1. Gráficos de residuales

Los gráficos de residuales indican las diferencias entre las observaciones y las predicciones del modelo. Los residuales deberían presentar características similares a los supuestos usados en el modelo. Por ejemplo, si la función de verosimilitud está basada en una distribución normal y supone una desviación estándar de 0,2, los residuales deberían estar distribuidos normalmente con una desviación estándar de aproximadamente 0,2.

En la Figura 4.5a se grafican las desviaciones anuales estimadas del esfuerzo, un tipo de residual en la evaluación que representa cambios temporales en la capturabilidad, como función de tiempo. Se supone que estos residuales están distribuidos normalmente (el residual es exponenciado antes de multiplicar por el esfuerzo, por lo que la distribución es en realidad logarítmica normal) con un promedio de cero y una

desviación estándar dada. Una tendencia en los residuales indica que el supuesto que la CPUE es proporcional a la abundancia es violado. La evaluación supone que la pesquería palangrera del sur (Pesquería 12) provee la información más razonable sobre abundancia (desviación estándar (de) = 0,2) mientras que las pesquerías asociadas con delfines y no asociadas tienen menos información (de = 0,3), las pesquerías sobre objetos flotantes, cañera, y palangrera del norte tienen información mínima (de = 0,4), y las pesquerías de descarte carecen de información (de = 2). Por lo tanto, es menos probable una tendencia en la pesquería palangrera del sur (Pesquería 12) que en las otras pesquerías. Las tendencias en las desviaciones del esfuerzo son estimaciones de las tendencias en capturabilidad (ver Sección 4.2.1). La Figura 4.5a no señala ninguna tendencia general en las desviaciones del esfuerzo en la pesquería palangrera del sur, pero hay algunos residuales consecutivos que son todos mayores o todos menores que el promedio. Las desviaciones estándar de los residuales son mayores que las supuestas. Estos resultados indican que la evaluación asigna más peso a la información de CPUE de lo que debería tallar. Los residuales de esfuerzo para las pesquerías sobre objetos flotantes muestran una tendencia descendente con el tiempo, mientras que los de las pesquerías asociadas con delfines del norte y costera muestran tendencias ligeramente ascendentes con el tiempo. Estas tendencias podrían estar relacionadas con tendencias verdaderas en la capturabilidad.

Se supone que la proporción observada de peces capturados en una clase de talla está distribuida normalmente alrededor de la proporción predicha con la desviación estándar igual a la varianza binomial, basada en las proporciones observadas, dividida por el cuadrado del tamaño de la muestra (Maunder y Watters 2003a). Análisis previos indicaron que los residuales de frecuencia de talla parecen ser menores que la desviación estándar supuesta.

4.4.2. Correlaciones de parámetros

A menudo, cantidades tales como estimaciones recientes de desvíos del reclutamiento y mortalidad por pesca pueden estar altamente correlacionadas. Esta información indica una superficie de solución plana, lo cual implica que estados de naturaleza alternativos tenían verosimilitudes similares.

Existe una correlación negativa entre los desvíos del esfuerzo actuales estimados para cada pesquería y los desvíos del reclutamiento estimados demorados para representar cohortes que entran a cada pesquería. La correlación negativa es más obvia para las pesquerías de descarte. Los desvíos de esfuerzo anteriores están positivamente correlacionados con estos desvíos del reclutamiento.

La biomasa reproductora actual está positivamente correlacionada con los desvíos del reclutamiento demorados para representar cohortes que entran a la población de biomasa reproductora. Esta correlación es mayor que en estimaciones anteriores de la biomasa reproductora. Se observan correlaciones similares para el reclutamiento y la biomasa reproductora.

4.4.3. Análisis retrospectivo

El análisis retrospectivo es un método útil para determinar la consistencia de un método de evaluación de poblaciones de un año al siguiente. Inconsistencias pueden a menudo señalar insuficiencias en el método de evaluación. En las Figuras 4.12a y 4.12b se ilustra la biomasa estimada y el SBR (definido en la Sección 3.1.2) de las evaluaciones previas y la evaluación actual. Sin embargo, los datos de las distintas evaluaciones son diferentes, por que diferencias serían de esperar (ver Sección 4.6). Normalmente se realizan los análisis retrospectivos mediante la eliminación repetida de un año de datos del análisis pero sin cambiar el método de evaluación de población ni los supuestos. Esto permite determinar el cambio en las cantidades estimadas a medida que se incluyen más datos en el modelo. Las estimaciones de los años más recientes son a menudo inciertas y sesgadas. El análisis retrospectivo y el supuesto que más datos mejoran las estimaciones pueden ser usados para determinar si hay sesgos consistentes en las estimaciones. Análisis retrospectivos realizados por Maunder y Harley (2004) sugirieron que el pico en la biomasa en 2001 fue consistentemente subestimado, pero la evaluación de 2005 estimó un pico ligeramente menor en 2001. El modelo de evaluación ha mostrado una tendencia de sobreestimar la

fuerza de los reclutamientos recientes en las últimas pocas evaluaciones, lo cual indica un posible patrón retrospectivo en las estimaciones del reclutamiento.

4.5. Sensibilidad a supuestos

Se realizaron análisis de sensibilidad a fin de investigar la incorporación de una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) (Anexo A1).

El análisis del caso base no supuso ninguna relación población-reclutamiento, y un análisis alternativo con la inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt fijada en 0,75. Esto implica que cuando la población está reducida al 20% de su nivel no explotado, el reclutamiento esperado es el 75% del reclutamiento de una población no explotada. Al igual que en evaluaciones previas (Maunder y Watters 2002, Hoyle y Maunder 2006a), el análisis con una relación población-reclutamiento se ajusta a los datos mejor que el análisis sin la relación. No obstante, el cambio de régimen podría también explicar el resultado, ya que el período de reclutamiento alto está asociado con una biomasa reproductora alta, y viceversa. Cuando se incluye una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (inclinación = 0,75), la biomasa estimada (Figura A1.1) y el reclutamiento (Figura A1.2) son casi idénticos a los de la evaluación del caso base.

Varios otros análisis de sensibilidad han sido realizados en evaluaciones previas del atún aleta amarilla. Un aumento del tamaño de la muestra de las frecuencias de talla basado en una reponderación iterativa para determinar el tamaño de muestra efectivo produjo resultados similares, pero con intervalos de confianza más estrechos (Maunder y Harley 2004). El uso de datos de enlatadora y descargas para determinar la captura de la pesquería de superficie y distintos tamaños de las penas de suavidad de selectividad (si se fijan en valores realistas) produjeron resultados similares (Maunder y Harley 2004). Los resultados no fueron sensibles al valor del parámetro de talla asintótica de la curva de crecimiento de Richards ni a la función de vínculo usada en la estandarización del modelo lineal general (MLG) de los datos de esfuerzo palangrero (Hoyle y Maunder 2007).

4.6. Comparación con evaluaciones previas

Las trayectorias de la biomasa estimada y el SBR son muy similares a aquéllas de las evaluaciones previas presentadas por Maunder (2007) (Figura 4.12). Estos resultados son asimismo similares a aquéllos obtenidos con análisis de cohortes (Maunder 2002b). Esto indica que las estimaciones de biomasa absoluta son robustas a los supuestos que fueron cambiados al actualizar el procedimiento de evaluación. La estimación de la biomasa reciente es más baja en la evaluación actual.

4.7. Resumen de los resultados del modelo de evaluación

En general, el reclutamiento de atún aleta amarilla a las pesquerías en el OPO es variable, con un componente estacional. El presente análisis y los anteriores indican que la población de aleta amarilla ha pasado por dos, o posiblemente tres, regímenes distintos de productividad (1975-1983, 1984-2000, y 2001-2006). Los regímenes de productividad corresponden a regímenes en biomasa: los regímenes de productividad alto producen niveles de biomasa mayores. Una relación población-reclutamiento es también apoyada por los datos de estos dos regímenes, pero la evidencia es tenue y es probablemente un artefacto de los cambios aparentes de régimen. El análisis indica que cohortes fuertes ingresaron a la pesquería durante 1998-2000, y que incrementaron la biomasa durante 1999-2000, pero ahora ya pasaron por la población, por lo que la biomasa disminuyó durante 2001-2007. La biomasa en 2005-2008 estuvo en niveles similares a aquéllos anteriores a 1985.

El peso medio del atún aleta amarilla capturado en la pesquería ha sido bastante consistente con el tiempo, pero varía sustancialmente entre las distintas pesquerías (Figura 4.11). En general, las pesquerías sobre objetos flotantes (Pesquerías 1-4), no asociadas (Pesquerías 5 y 6), y cañera (Pesquería 10) capturan aletas amarillas de menor edad y tamaño que las pesquerías asociadas con delfines (Pesquerías 7-9) y palangreras (Pesquerías 11 y 12). Las pesquerías palangreras y asociada con delfines en la región del sur

(Pesquería 9) capturan aletas amarillas de mayor edad y tamaño que las pesquerías asociadas con delfines del norte (Pesquería 7) y costera (Pesquería 8).

Han sido estimados niveles significativos de mortalidad por pesca para la pesquería de aleta amarilla en el OPO, con los niveles más altos correspondientes a peces de edad mediana. La mayoría de la captura de aleta amarilla proviene de lances asociados con delfines, y, por consiguiente, este método tiene el mayor impacto sobre la población de la especie, aunque tiene casi el menor impacto por unidad de peso capturado de todos los métodos de pesca.

5. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

Se evalúa la condición de la población de atún aleta amarilla en el OPO considerando cálculos basados en la biomasa reproductora, rendimiento por recluta, y RMS.

Se están desarrollando ampliamente como lineamientos para la ordenación de pesquerías puntos de referencia precautorios del tipo contemplado en el Código de Conducta de FAO para la Pesca Responsable y el Acuerdo de Naciones Unidas sobre Poblaciones de Peces. La CIAT no ha adoptado puntos de referencia objetivo ni límite para las poblaciones de las que responde, pero en las subsecciones siguientes se describen unos puntos de referencia posibles. Posibles candidatos de puntos de referencia son:

1. S_{RMS} , la biomasa reproductora correspondiente al RMS;
2. F_{RMS} , la mortalidad por pesca correspondiente al RMS;
3. S_{min} , la biomasa reproductora mínima observada en el período del modelo.

Mantener las poblaciones de atunes en niveles que permitirán el RMS es el objetivo especificado por la Convención de la CIAT. El punto de referencia S_{min} se basa en la observación que la población se ha recuperado de este tamaño en el pasado (por ejemplo, los niveles estimados en 1983). En octubre de 2003 se celebró en La Jolla, California (EE.UU.) una reunión técnica sobre puntos de referencia, que produjo (1) un conjunto de recomendaciones generales sobre el uso de puntos de referencia e investigación, (2) recomendaciones específicas para las evaluaciones de poblaciones de la CIAT. Se incorporaron varias de estas recomendaciones en la presente evaluación. Se proseguirá el desarrollo de puntos de referencia consistentes con el enfoque precautorio en la ordenación de la pesca.

5.1. Evaluación de la condición de la población basada en biomasa reproductora

El cociente de la biomasa reproductora (SBR, definido en la Sección 3.1.2) es útil para evaluar la condición de una población.

Se ha usado el SBR para definir puntos de referencia en muchas pesquerías. Varios estudios (Clark 1991, Francis 1993, Thompson 1993, Mace 1994, entre otros) sugieren que algunas poblaciones de peces pueden producir el RMS cuando el SBR está alrededor de 0,3 a 0,5, y que algunas poblaciones de peces no pueden producir el RMS si la biomasa reproductora durante un período de explotación es menos que 0,2. Desgraciadamente, los tipos de dinámica de poblaciones característica de los atunes generalmente no han sido considerados en estos estudios, y sus conclusiones son sensibles a supuestos sobre la relación entre la biomasa adulta y el reclutamiento, la mortalidad natural, y las tasas de crecimiento. A falta de estudios de simulación diseñados específicamente para determinar puntos de referencia apropiados basados en SBR para atunes, se pueden comparar las estimaciones de SBR_t a una estimación del SBR para una población que está produciendo el RMS ($SBR_{RMS} = S_{RMS}/S_{F=0}$).

Se computaron estimaciones de SBR_t trimestral para el aleta amarilla en el OPO para cada trimestre representado en el modelo de evaluación de la población (del primer trimestre de 1975 al segundo trimestre de 2007). En la Sección 4.2.3 se presentan estimaciones de la biomasa reproductora durante el período de pesca (S_t), ilustradas en las Figura 4.9b. Se estimó la biomasa reproductora de equilibrio al cabo de un largo período sin pesca ($S_{F=0}$) suponiendo que el reclutamiento ocurre al nivel promedio esperado de una población no explotada. Se estima el SBR_{RMS} en aproximadamente 0,34.

Al principio de 2008, la biomasa reproductora de atún aleta amarilla en el OPO había aumentado con respecto a 2006, probablemente su nivel más bajo desde 1989. El SBR estimado al principio de 2008 fue aproximadamente 0,36, con límites de confianza de 95% inferior y superior de 0,29 y 0,43, respectivamente (Figura 5.1a). La estimación de SBR_{RMS} de la evaluación actual (0,34) es similar a aquella de la evaluación previa (Figura 4.12b).

En general, las estimaciones del SBR para el aleta amarilla en el OPO son bastante precisas. Los intervalos de confianza relativamente estrechos de las estimaciones del SBR sugieren que en la mayoría de los trimestres durante 1985-2003 la biomasa reproductora de aleta amarilla en el OPO fue mayor que S_{RMS} (Sección 5.3), representado por la línea de trazos en 0,34 en la Figura 5.1a. No obstante, se estima que durante la mayor parte del período temprano (1975-1984) y el período más reciente (2005-2007), la biomasa reproductora fue menos que S_{RMS} . Se estima que la biomasa reproductora al principio de 2008 estuvo por encima del nivel correspondiente al RMS.

5.2. Evaluación de la condición de la población basada en el RMS

Se define el RMS como la mayor captura o rendimiento promedio a largo plazo que puede ser tomada de una población o de un complejo de poblaciones bajo las condiciones ecológicas y ambientales actuales

Los cálculos del RMS son descritos por Maunder y Watters (2001). Los cálculos son diferentes de aquellos de Maunder y Watters (2001) en el sentido que incluyen la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) en casos aplicables. Para calcular el RMS, la tasa actual de mortalidad por pesca es escalada para que maximice la captura. El valor multiplicador de F escala la mortalidad por pesca “actual”, considerada el promedio de 2005-2007. El valor F usa la mortalidad por pesca en el año de interés. Por lo tanto, la F del año más reciente no es necesariamente igual al multiplicador F .

Al principio de 2008, la biomasa de atún aleta amarilla en el OPO parece haber estado por encima del nivel correspondiente al RMS, y las capturas recientes han sido sustancialmente inferiores al nivel de RMS (Tabla 5.1).

Si la mortalidad por pesca es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad (Figura 4.4), el nivel de esfuerzo de pesca actual (promedio de 2005-2007) es inferior a aquel que se estima produciría el RMS. El esfuerzo en RMS es 113% del nivel de esfuerzo actual. Debido a la mortalidad por pesca reducida en 2007, una repetición de los cálculos basados en una mortalidad por pesca promediada para 2005-2006 indica que el esfuerzo actual necesitaría ser incrementado un 6% para alcanzar el esfuerzo en RMS. Es importante notar que la curva que relaciona el rendimiento promedio sostenible con la mortalidad por pesca (Figura 5.2, recuadro superior) es muy plana alrededor del nivel de RMS. Por consiguiente, cambios a los niveles de esfuerzo a largo plazo cambiarán las capturas a largo plazo tan sólo marginalmente, pero la biomasa considerablemente. La biomasa de la población reproductora cambia sustancialmente con cambios en la mortalidad por pesca a largo plazo (Figura 5.2, recuadro inferior). Reducir el esfuerzo incrementaría la CPUE y por lo tanto posiblemente reduciría también el costo de la pesca. Reducir la mortalidad por pesca por debajo del nivel de RMS causaría una reducción marginal en el rendimiento medio a largo plazo, con el beneficio de un aumento relativamente grande en la biomasa reproductora.

El cambio aparente en el régimen de productividad que comenzó en 1984 sugiere enfoques alternativos a la estimación del RMS, ya que regímenes distintos darán lugar a valores distintos del RMS (Maunder y Watters 2001).

La estimación del RMS, y sus cantidades asociadas, es sensible al patrón de selectividad por edad que se usa en los cálculos. A fin de ilustrar cómo cambiaría el RMS si se distribuyera el esfuerzo de otra forma entre las distintas pesquerías (aparte de las pesquerías de descarte) que capturan aleta amarilla en el OPO, se repitieron los mismos cálculos usando el patrón de selectividad por edad estimado para grupos de pesquerías. Si el objetivo de la ordenación es maximizar el RMS, la selectividad por edad de las pesquerías palangreras tendrá el mejor desempeño, seguida por aquella de las pesquerías asociadas con

delfines, las pesquerías no asociadas, y finalmente las pesquerías sobre objetos flotantes (Tabla 5.2). Si un objetivo adicional de la ordenación es incrementar el S_{RMS} al máximo, el orden es el mismo. La selectividad por edad de las pesquerías cerqueras por sí sola produce un poco menos que el RMS actual (Tabla 5.2c). Sin embargo, no es verosímil que las pesquerías palangreras, que producirían los RMS máximos, serían lo suficientemente eficaces como para capturar la totalidad de los RMS predichos. Por sí sólo, el esfuerzo de la pesquería cerquera de aleta amarilla asociado con delfines tendría que ser duplicado para lograr el RMS.

Si se supone que todas las pesquerías menos una están operando, y que cada pesquería mantiene su patrón actual de selectividad por edad, el RMS aumentaría si se eliminaran las pesquerías sobre objetos flotantes o no asociadas, y disminuiría si se eliminaran las pesquerías asociadas con delfines o palangreras (Tabla 5.2b). Si se supone que operan todas las pesquerías, pero se ajusta la pesquería cerquera o palangrera para obtener el RMS, las pesquerías cerqueras necesitarían ser incrementadas un 7%, o las palangreras 37 veces. Si se supone también que existe una relación población-reclutamiento, se lograría el RMS con niveles de esfuerzo más bajos (Tabla 5.2c).

El RMS y S_{RMS} han sido muy estables durante el período abarcado por el modelo (Figura 4.12c). Esto sugiere que el patrón general de selectividad no ha variado mucho con el tiempo. En cambio, el nivel general de esfuerzo de pesca ha variado con respecto a la escala F .

En la Figura 5.1b se ilustra la condición histórica de la población con respecto a los puntos de referencia tanto de SBR como de mortalidad por pesca. La mortalidad por pesca ha estado generalmente por debajo de aquella correspondiente al RMS, excepto durante el período antes de 1984 y durante 2003-2005 (Figura 4.12c).

5.3. Resumen de la condición de la población

Históricamente el SBR de atún aleta amarilla en el OPO estuvo por debajo del nivel correspondiente al RMS durante el régimen de productividad baja de 1975-1983 (Sección 4.2.1), pero por encima del mismo durante la mayor parte de los años siguientes, excepto el período reciente (2003-2007). Se atribuye el aumento en el SBR en 1984 al cambio de régimen, y la disminución reciente podría indicar una reversión al régimen de reclutamiento intermedio. Los dos regímenes de productividad podrían soportar dos niveles distintos de RMS y de SBR asociados. Se estima que el SBR al principio de 2008 estuvo por encima del nivel correspondiente al RMS. Se estima que los niveles de esfuerzo están por debajo de los que soportarían el RMS (con base en la distribución actual de esfuerzo entre las varias pesquerías), pero las capturas recientes han sido sustancialmente inferiores al RMS.

Si se supone una relación población-reclutamiento, el pronóstico es más pesimista, y se estima que la biomasa actual está por debajo del nivel correspondiente al RMS

El peso medio actual del aleta amarilla en la captura es muy inferior al peso crítico. Los cálculos de RMS indican que, en teoría al menos, las capturas podrían ser incrementadas mucho si se dirigiera el esfuerzo de pesca hacia la pesca con palangre y lances cerqueros sobre aletas amarillas asociados con delfines. Esto aumentaría también los niveles de SBR.

El RMS ha sido estable durante el período de la evaluación, lo cual sugiere que el patrón general de selectividad no ha variado mucho con el tiempo. No obstante, el nivel general de esfuerzo de pesca ha variado con respecto al multiplicador de RMS.

6. EFECTOS SIMULADOS DE OPERACIONES DE PESCA FUTURAS

Se realizó un estudio de simulación para lograr una mejor comprensión de cómo, en el futuro, cambios hipotéticos en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie podrían simultáneamente afectar la población de atún aleta amarilla en el OPO y las capturas de aleta amarilla por las distintas pesquerías. Se construyeron varios escenarios hipotéticos para definir cómo las distintas pesquerías que capturan aleta amarilla en el OPO operarían en el futuro, y también para definir la dinámica futura de la

población de aleta amarilla. En las Secciones 6.1 y 6.2 se describen los supuestos en los que se basan estos escenarios.

Se aplicó un método, basado en la aproximación normal al perfil de verosimilitud (Maunder *et al.* 2006), que considera tanto la incertidumbre en los parámetros como la incertidumbre acerca del reclutamiento futuro. Una parte sustancial de la incertidumbre total en la predicción de eventos futuros es causada por incertidumbre en las estimaciones de los parámetros del modelo y la condición actual, que debería por lo tanto ser considerada en cualquier proyección a futuro. Desgraciadamente, los métodos apropiados son a menudo no aplicables a modelos tan grandes e intensos en computación como el modelo de evaluación de la población de aleta amarilla. Por lo tanto, usamos una aproximación normal al perfil de verosimilitud que permite la inclusión de incertidumbre tanto en los parámetros como acerca del reclutamiento futuro. Este método es aplicado mediante la extensión del modelo de evaluación cinco años adicionales con datos de esfuerzo iguales a aquéllos supuestos para el período de proyección (ver más adelante). Se estiman los reclutamientos para los cinco años igual que en el modelo de evaluación con una pena logarítmica normal con una desviación estándar de 0.6. Se generan aproximaciones normales al perfil de verosimilitud para SBR, captura de superficie, y captura palangrera.

6.1. Supuestos sobre las operaciones de pesca

6.1.1. Esfuerzo de pesca

Se realizaron varios estudios de proyección a futuro a fin de investigar el efecto de distintos niveles de esfuerzo de pesca sobre la biomasa de la población y la captura. La mortalidad por pesca proyectada se basó en los promedios trimestrales durante 2005-2007.

Los escenarios investigados fueron:

1. La mortalidad por pesca trimestral de cada año en el futuro fue fijado igual al promedio trimestral de 2005-2007, lo cual refleja el esfuerzo reducido debido a las medidas de conservación de las Resoluciones C-04-09 y C-06-02;
2. La mortalidad por pesca trimestral de cada año en el futuro y de 2004-2007 fue fijado igual la mortalidad por pesca en el escenario 1 ajustado para el efecto de las medidas de conservación. Para el ajuste, la mortalidad por pesca de la pesquería cerquera en el cuarto trimestre fue incrementado un 85%, y aquélla de la pesquería palangrera del sur un 39%.

6.2. Resultados de la simulación

Se usaron las simulaciones para predecir los niveles futuros del SBR, la biomasa total, la captura total tomada por las pesquerías de superficie primarias que presuntamente seguirían faenando en el OPO (Pesquerías 1-10), y la captura total tomada por la flota palangrera (Pesquerías 11 y 12). Hay probablemente más incertidumbre en los niveles futuros de estas variables que lo que sugieren los resultados presentados en las Figuras 6.1-6.5. El nivel de incertidumbre es probablemente subestimado porque las simulaciones fueron realizadas bajo el supuesto que el modelo de evaluación de la población describe correctamente la dinámica del sistema, y porque no se toma en cuenta la variación en la capturabilidad.

Estas simulaciones fueron realizadas usando el reclutamiento promedio del período de 1975-2007. De haber sido realizadas con el reclutamiento promedio del período de 1984-2001, la tendencia proyectada del SBR y las capturas hubiera sido más positiva. A la inversa, de haber sido realizadas con el reclutamiento medio de 2002-2006, la tendencia proyectada del SBR y las capturas hubiera sido más negativa.

6.2.1. Niveles actuales de esfuerzo

Con los niveles actuales de mortalidad por pesca (2005-2007), se predice que la biomasa aumentará y luego disminuirá, pero que permanecerá por encima del nivel actual (Figura 6.1), y que el SBR seguirá

una tendencia similar, permaneciendo por encima del nivel correspondiente al RMS (Figura 6.2). No obstante, los intervalos de confianza son anchos, y existe una probabilidad moderada que el SBR esté sustancialmente por encima o por debajo de dicho nivel. Se predice que las capturas, tanto de superficie como palangreras, seguirán trayectorias similares, con un aumento de las capturas de superficie en 2007-2008 y luego una vuelta a los niveles de 2005 durante el período de la proyección (Figura 6.3).

6.2.2. Pesca sin restricciones

Las Resoluciones C-04-09 y C-06-02 establecieron restricciones del esfuerzo cerquero y las capturas palangreras en 2004-2007: una veda de seis semanas durante el tercer o cuarto trimestre para las pesquerías de cerco, y que las capturas palangreras no rebasen aquéllas de 2001. A fin de evaluar la utilidad de estas acciones de ordenación, proyectamos la población cinco años al futuro, suponiendo que estas medidas de conservación no fueron aplicadas.

Una comparación de la biomasa y el SBR predichos con y sin las restricciones de la resolución indica cierta diferencia (Figuras 6.4 y 6.5). Las simulaciones sugieren que, sin las restricciones, la biomasa y el SBR han disminuido a niveles ligeramente más bajos que aquéllos observados en la actualidad, y disminuirían a aproximadamente el nivel correspondiente al RMS.

6.3. Resumen de los resultados de la simulación

Con los niveles actuales de mortalidad por pesca, se predice que la biomasa aumentará y luego disminuirá, pero permanecerá por encima del nivel actual, y que el SBR seguirá una tendencia similar, permaneciendo por encima del nivel correspondiente al RMS. Una comparación de la biomasa y el SBR predichos con y sin las restricciones de las Resoluciones C-04-09 y C-06-02 sugiere que, sin las restricciones, estarían en niveles más bajos que los que se observan actualmente, y disminuirían a aproximadamente el nivel correspondiente al RMS.

Estas simulaciones fueron realizadas, usando el reclutamiento promedio del período de 1975-2007. De haber sido realizadas con el reclutamiento promedio del período de 1983-2001, la tendencia proyectada del SBR y las capturas hubiera sido más positiva. A la inversa, de haber sido realizadas con el reclutamiento medio de 2002-2006, la tendencia proyectada del SBR y las capturas hubiera sido más negativa.

7. DIRECCIONES FUTURAS

7.1. Colección de información nueva y/o actualizada

El personal de la CIAT piensa continuar su recolección de datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de las pesquerías que capturan aún aleta amarilla en el OPO. En la próxima evaluación de la población se incorporarán datos nuevos y actualizados.

7.2. Refinamientos de modelos y/o métodos de evaluación

El personal de la CIAT está considerando cambiar al modelo general *Stock Synthesis II* (SS2, elaborado por Richard Methot en el Servicio Nacional de Pesquerías Marinas de EE.UU.) para sus evaluaciones de poblaciones, con base en el resultado de la reunión técnica sobre métodos de evaluación de poblaciones celebrada en noviembre de 2005. Se realizaron evaluaciones preliminares de los atunes aleta amarilla y patudo en SS2, y fueron presentadas en una reunión sobre estrategias de ordenación celebrada en noviembre de 2006. La evaluación actual del patudo fue realizada con SS2, y el personal de la CIAT piensa realizar la próxima evaluación del aleta amarilla con SS2, una vez que se haga la curva de crecimiento en SS2 suficientemente flexible para modelar apropiadamente el crecimiento del aleta amarilla.

REFERENCES—REFERENCIAS

- Anónimo. 1999. Informe anual de la Comisión Interamericana del Atún Tropical, 1997: 310 pp.
- Anónimo. 2000. Informe anual de la Comisión Interamericana del Atún Tropical, 1998: 357 pp.
- Bayliff, W.H. 1971. Estimates of the rates of mortality of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean derived from tagging experiments. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 15: 379-436.
- Bayliff, W.H. 1979. Migrations of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean as determined from tagging experiments initiated during 1968-1974. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 17: 445-506.
- 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.
- Bayliff, W.H., and B.J. Rothschild. 1974. Migrations of yellowfin tuna tagged off the southern coast of Mexico in 1960 and 1969. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 16: 1-64.
- Beddington, J.R. and D.B. Taylor. 1973. Optimum age specific harvesting of a population. *Biometrics* 29: 801-809.
- Beverton, R.J.H., and S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Minis. Agri. Fish. Invest. Ser. 2*, 19: 533 pp.
- Bigelow, K.A., J. Hampton, and N. Miyabe. 2002. Application of a habitat-based model to estimate effective longline fishing effort and relative abundance of Pacific bigeye tuna (*Thunnus obesus*). *Fish. Ocean.* 11: 143-155.
- Blunt, C.E., Jr., and J.D. Messersmith. 1960. Tuna tagging in the eastern tropical Pacific, 1952-1959. *Calif. Fish Game* 46: 301-369.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 734-750.
- Deriso, R.B., R.G. Punsly, and W.H. Bayliff. 1994. A Markov movement model of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean and some analyses for international management. *Fish. Res.* 11: 375-395.
- 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.
- Fournier, D.A., J. Hampton, and J.R. Sibert. 1998. MULTIFAN-CL: a length-based, age-structured model for fisheries stock assessment, with application to South Pacific albacore, *Thunnus alalunga*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 2105-2116.
- Francis, R.I.C.C. 1993. Monte Carlo evaluation of risks for biological reference points used in New Zealand fishery assessments. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: 221-230.
- Getz, W.M. 1980. The ultimate sustainable yield problem in nonlinear age structured populations. *Mathematical Bioscience* 48: 279-292.
- Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1002-1010.
- Hampton, J., and D.A. Fournier. 2001. A spatially-disaggregated, length-based, age-structured population model of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean. *Mar. Fresh. Res.* 52: 937-963.
- Hennemuth, R.C. 1961. Size and year class composition of catch, age and growth of yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean for the years 1954-1958. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 5: 1-112.
- Hilborn, R., and C.J. Walters. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty*. Chapman and Hall, New York and London: xv, 570 pp.
- Hoyle, S.D. and M.N. Maunder. 2006a. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2004 and

- outlook for 2005. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 6: 5-102.
- Hoyle, S.D. and M.N. Maunder. 2006b. Standardization of yellowfin and bigeye CPUE data from Japanese longliners, 1975-2004. IATTC SAR-7-07. (<http://www.iattc.org/PDFFiles2/SAR-7-07-LL-CPUE-standardization.pdf>)
- Hoyle, S.D. and M.N. Maunder. 2007. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2005 and outlook for 2006. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 7: 3-115.
- 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.
- Ishii, T. 1979. Attempt to estimate migration of fish population with survival parameters from tagging experiment data by the simulation method. *Inves. Pesq.* 43: 301-317.
- 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.
- Kalnay, E. *et al.* 1996. The NCEP/NCAR reanalysis 40-year project. *Bull. Amer. Meteor. Soc.* 77: 437-471.
- Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 110-122.
- Maunder, M.N. 2002a. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 3: 47-134.
- Maunder, M.N. 2002b. The relationship between fishing methods, fisheries management and the estimation of MSY. *Fish and Fisheries* 3: 251-260.
- Maunder, M.N. 2007. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2006 and outlook. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 8: 3-104.
- Maunder, M.N. and S.J. Harley 2002. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2001 and outlook for 2002. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 3: 201-311.
- Maunder, M.N. and S.J. Harley. 2004. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2002 and outlook for 2003. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 4: 5-119.
- Maunder, M.N. and S.J. Harley 2005. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 5: 5-108.
- Maunder M.N., S.J. Harley, and J. Hampton. 2006. Including parameter uncertainty in forward projections of computationally intensive statistical population dynamic models. *ICES Jour. Mar. Sci.* 63: 969-979.
- Maunder M.N. and S.D. Hoyle. 2006. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2004 and outlook for 2005. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 6: 103-206.
- Maunder, M.N., and A.D. Punt. 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fish. Res.* 70: 141-159.
- 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. 2002. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2000 and outlook for 2001. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 2: 5-90.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2003a. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. *IATTC Bull.* 22: 433-582.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2003b. A general framework for integrating environmental time series into stock assessment models: model description, simulation testing, and example. *Fish. Bull.* 101: 89-99.
- McAllister, M. K., and J.N. Ianelli. 1997. Bayesian stock assessment using catch-age data and the

- Sampling/ Importance Resampling Algorithm. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 284-300.
- Mizuno K., M. Okazaki, H. Nakano, and H. Okamura. 1997. Estimation of underwater shape of tuna longline by using micro-BTs. *Bull. Nat. Res. Inst. Far Seas Fish.* 34: 1-24.
- Okamoto, H. and W.H. Bayliff. 2003. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1993-1997. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 22: 219-431.
- Reed, W.J. 1980. Optimum age-specific harvesting in a nonlinear population model. *Biometrics* 36: 579-593.
- Schaefer, K.M. 1998. Reproductive biology of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 21: 205-272.
- Schaefer, K.M., D.W. Fuller, and B.A. Block, B. 2007. Movements, behavior, and habitat utilization of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the northeastern Pacific Ocean, ascertained through archival tag data. *Mar. Biol.*, 105: 503-525.
- Schaefer, M.B. 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull.* 2: 245-285.
- 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.
- Shimada, B.M. and M.B. Schaefer. 1956. A study of changes in fishing effort, abundance, and yield for yellowfin and skipjack tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 1: 347-469.
- Stefansson, G. 1996. Analysis of groundfish survey abundance data: combining the GLM and delta approaches. *ICES Jour. Mar. Sci.* 53: 577-588.
- Suzuki, Z., P.K. Tomlinson, and M. Honma. 1978. Population studies of Pacific yellowfin tuna. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull.* 17: 293-441.
- Thompson, G.G. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: 303-320.
- Tomlinson, P.K. 2001. Production model analysis of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 1: 320-340.
- Tomlinson, P.K. 2002. Progress on sampling the eastern Pacific Ocean tuna catch for species composition and length-frequency distributions. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 2: 339-365.
- 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: 421-482.

UPDATED INDICATORS OF STOCK STATUS FOR SKIPJACK TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

by

Mark N. Maunder

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 skipjack's 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-frequency 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 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. However, 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 for 2007. 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.

Eight data- and model-based indicators are shown in Figure 1. The standardized effort, which is a measure of exploitation rate, is calculated as the sum of the effort, in days fished, for the floating-object (OBJ) and unassociated (NOA) fisheries. The floating-object effort is standardized to be equivalent to the unassociated effort by multiplying by the ratio of the average floating-object CPUE to the average unassociated CPUE. The purse-seine catch has been increasing since 1985, and is currently above the upper reference level. Except for a large peak in 1999, the floating-object CPUE has generally fluctuated around an average level since 1990. The unassociated CPUE has been higher than average since about 2003. The standardized effort indicator of exploitation rate has been increasing since about 1991, and in 2007 is on the upper reference level. The average weight of skipjack has been declining since 2000, and in 2007 is approaching the lower reference level. The biomass, recruitment, and exploitation rate have been increasing over the past 20 years.

The main concern with the skipjack stock is the constantly increasing exploitation rate. However, the data- and model-based indicators have yet to detect any adverse consequence of this increase. The average weight is near its lower reference level, which can be a consequence of overexploitation, but it can also be caused by recent recruitments being greater than past recruitments.

ACKNOWLEDGEMENTS

Patrick Tomlinson provided the average weight data. William Bayliff provided comments on the manuscript.

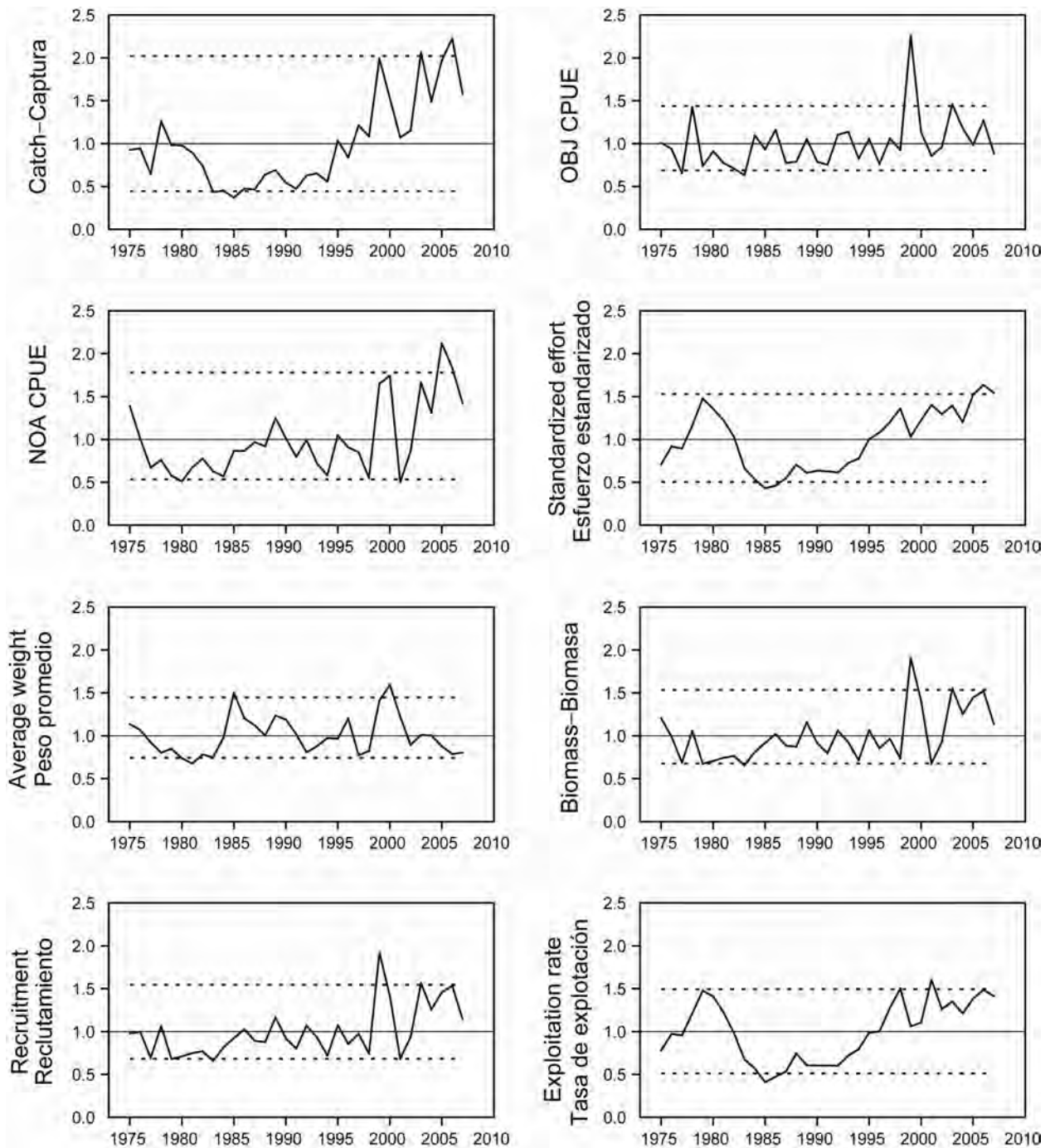


FIGURE 1. Indicators of stock status for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. OBJ: floating-object fishery; NOA: unassociated fishery. All indicators are scaled so that their average equals one.

FIGURA 1. Indicadores de la condición de la población del atún barrilete en el Océano Pacífico oriental. OBJ: pesquería sobre objetos flotantes; NOA: pesquería no asociada. Se escalan todos los indicadores para que su promedio equivalga a uno.

INDICADORES ACTUALIZADOS DE LA CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN DEL ATÚN BARRILETE EN EL OCEANO PACÍFICO ORIENTAL

por

Mark N. Maunder

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 frecuencia de 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 un 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 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. No obstante, 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 2007. 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.

En la Figura 1 se ilustran ocho indicadores basados en datos y en el modelo. El esfuerzo estandarizado, una medida de la tasa de explotación, es calculada como la suma del esfuerzo, en días de pesca, de las pesquerías sobre objetos flotantes (OBJ) y no asociadas (NOA). Se estandariza el esfuerzo sobre objetos flotantes para que sea equivalente al esfuerzo no asociado multiplicándolo por la razón de la CPUE media sobre objetos flotantes a la CPUE media no asociada. La captura de cerco viene aumentando desde 1985, y se encuentra ahora por encima del nivel de referencia superior. Con la excepción de un pico grande en 1999, la CPUE sobre objetos flotantes ha fluctuado generalmente alrededor de un nivel medio desde 1990. La CPUE no asociada ha estado por encima del promedio desde aproximadamente 2003. El indicador de esfuerzo estandarizado de la tasa de explotación viene aumentando desde aproximadamente 1991, y en 2007 se encuentra en el nivel de referencia superior. El peso promedio del barrilete viene disminuyendo desde 2000, y en 2007 se está acercando al nivel de referencia inferior. La biomasa, el reclutamiento, y la tasa de explotación han aumentado durante los 20 últimos años.

La preocupación principal con respecto a la población de barrilete es el incremento constante de la tasa de explotación. No obstante, los indicadores basados en datos y en el modelo todavía no han detectado consecuencias adversas de este incremento. El peso promedio se encuentra cerca de su nivel de referencia inferior, lo cual puede ser consecuencia de una explotación excesiva, pero puede también ser resultado de reclutamientos recientes mayores que los reclutamientos pasados.

RECONOCIMIENTOS

Patrick Tomlinson proporcionó los datos de peso medio. William Bayliff hicieron comentarios sobre el manuscrito.

REFERENCES—REFERENCIAS

- Maunder, M.N. 2002. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2001 and outlook for 2002. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 3: 135-200.
- Maunder, M.N. (compilador) 2007. Report from the workshop on management strategies, IATTC, La Jolla, California (USA), 17-20 October 2006. (<http://www.iattc.org/PDFFiles2/Management-strategies-WS-Oct-06-ReportSPN.pdf>)
- Maunder, M.N. y R.B. Deriso. 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 Assessment Report, 8: 229-248.
- Maunder, M.N. y S.J. Harley. 2005. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 5: 109-167.
- Maunder, M.N. y S.D. Hoyle. 2007. A novel method to estimate relative abundance from purse-seine catch-per-set data using known abundance of another species. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 7: 283-297.

STATUS OF BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2007 AND OUTLOOK FOR THE FUTURE

by

Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder

CONTENTS

1. Summary	101
2. Data	102
3. Assumptions and parameters	105
4. Stock assessment.....	108
5. Stock status	114
6. Simulted effects of future fishing operations	117
7. Future directions	119
Figures	120
Tables.....	165
Appendices	172
References	200

1. SUMMARY

This report presents the current stock assessment of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). As in the last assessment, this assessment was conducted using Stock Synthesis II (SS2; Methot 2005). The assessment reported here is based on the assumption that there is a single stock of bigeye in the EPO, and that there is no exchange of fish between the EPO and the western and central Pacific Ocean.

The stock assessment requires a substantial amount of information. Data on retained catch, discards, catch per unit of effort (CPUE), used as indices of abundance, and size compositions of the catches from several different fisheries have been analyzed. Several assumptions regarding processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality, and fishing mortality, have also been made. Catch, CPUE, and length-frequency data for the surface fisheries have been updated to include new data for 2007 and revised data for 2003-2006.

Analyses were carried out to assess the sensitivity of results to: 1) a stock-recruitment relationship; 2) use of the southern longline CPUE data only; 3) using two time blocks for the size selectivities of the floating-object fisheries, separated by the implementation in 2001 of IATTC Resolution C-00-08, which prohibited discards of tunas in the EPO.

There have been important changes in the amount of fishing mortality caused by the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. On average, since 1993 the fishing mortality of bigeye less than about 15 quarters old has increased substantially, and that of fish more than about 15 quarters old has increased slightly. The increase in the fishing mortality of the younger fish was caused by the expansion of the fisheries that catch tuna in association with floating objects.

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.

There are several important features in the estimated time series of bigeye recruitment. First, estimates of recruitment before 1993 are very uncertain, as the floating-object fisheries were not catching significant amounts of small bigeye. There was a period of above-average recruitment in 1995-1998, followed by a period of below-average recruitment in 1999-2000. The recruitments have been above average since 2000, and were particularly large in 2005. The most recent recruitment is very uncertain, due to the fact that recently-recruited bigeye are represented in only a few length-frequency samples. The extended

period of relatively large recruitments in 1995-1998 coincided with the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects.

The biomass of 3+-quarter-old bigeye increased during 1983-1984, and reached its peak level of about 626 thousand metric tons (t) in 1986, after which it decreased to an historic low of 270 thousand t at the beginning of 2007. Spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 3+-quarter-olds, but lagged by 1-2 years. There is uncertainty in the estimated biomasses of both 3+-quarter-old bigeye and spawners. Nevertheless, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye in the EPO. The biomasses of both 3+-quarter-old fish and spawners were estimated to have increased slightly in recent years.

The estimates of recruitment and biomass are only moderately sensitive to the steepness of the stock-recruitment relationship.

When only the CPUE data for the southern longline fishery were used, the estimates of biomass are greater than in the base case, but the trends are similar. The recruitment time series is very similar to that of the base case assessment. The recruitment estimates, however, are slightly different in 2007, for which CPUE data for the southern longline fishery are not available.

When two time blocks were applied to the size selectivity of the floating object fisheries, the estimated biomasses and recruitment estimates were very similar to those obtained for the base case assessment.

At the beginning of January 2008, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was near the historic low level. At that time the spawning biomass ratio (the ratio of the spawning biomass at that time to that of the unfished stock; SBR) was about 0.17, which is about 10% less than the level corresponding to the maximum sustainable yield (MSY).

Recent catches are estimated to have been about the MSY level. If fishing mortality (F) is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity are maintained, the level of fishing effort corresponding to the MSY is about 82% of the current (2005-2007) level of effort. The MSY of bigeye in the EPO could be maximized if the age-specific selectivity pattern were similar to that for the longline fishery that operates south of 15°N because it catches larger individuals that are close to the critical weight. Before the expansion of the floating-object fishery that began in 1993, the MSY was greater than the current MSY and the fishing mortality was less than F_{MSY} .

All four scenarios considered suggest that, at the beginning of 2008, the spawning biomass (S) was below S_{MSY} . MSY and the F multiplier are sensitive to how the assessment model is parameterized, the data that are included in the assessment, and the periods assumed to represent average fishing mortality, but under all scenarios considered, fishing mortality is well above F_{MSY} .

Recent spikes in recruitment are predicted to result in increased levels of SBR and longline catches for the next few years. However, high levels of fishing mortality are expected to subsequently reduce the SBR. Under current effort levels, the population is unlikely to remain at levels that support MSY unless fishing mortality levels are greatly reduced or recruitment is above average for several consecutive years.

The effects of IATTC Resolutions C-04-09 and C-06-02, adopted in 2004 and 2006, respectively, are estimated to be insufficient to allow the stock to remain at levels that would support the MSY.

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

2. DATA

Catch, effort, and size-composition data for January 1975 through December 2007 were used to conduct the stock assessment of bigeye tuna, *Thunnus obesus*, in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data for 2007, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases as of mid-

March 2008. All data are summarized and analyzed on a quarterly basis.

2.1. Definitions of the fisheries

Fifteen fisheries are defined for the stock assessment of bigeye tuna. These fisheries 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 (numbers caught or catch in weight).

The bigeye fisheries are defined in Table 2.1, and the spatial extent of each fishery and the boundaries of the length-frequency sampling areas are shown in Figure 2.1.

In general, fisheries are defined so that, over time, there is little change in the average size composition of the catch. Fishery definitions for purse-seine sets on floating objects are also stratified to provide a rough distinction between sets made mostly on flotsam (Fishery 1), sets made mostly on fish-aggregating devices (FADs) (Fisheries 2-3, 5, 10-11, and 13), and sets made on a mixture of flotsam and FADs (Fisheries 4 and 12). It is assumed that it is appropriate to pool data relating to catches by pole-and-line gear and by purse-seine vessels setting on dolphins and unassociated schools (Fisheries 6 and 7). Relatively few bigeye are captured by the first two methods, and the data from Fisheries 6 and 7 are dominated by information on catches from unassociated schools of bigeye. Given this latter fact, Fisheries 6 and 7 will be referred to as fisheries that catch bigeye in unassociated schools in the remainder of this report.

In previous assessments, two longline fisheries with catch data in numbers were assumed (Fisheries 8 and 9). However, the catch data reported by the longline fisheries are a mixture of catch in numbers and weight records. Since SS2 has the flexibility of including catch data in either numbers or weight, two additional longline fisheries that report catch in weight were defined (Fisheries 14 and 15).

2.2. Catch

To conduct the stock assessment of bigeye tuna, the catch and effort data in the IATTC databases are stratified according to the fishery definitions described in Section 2.1 and presented in Table 2.1. The three definitions relating to catch data used in previous reports (landings, discards, and catch) are described by Maunder and Watters (2001). The terminology in this report is consistent with the standard terminology used in other IATTC reports. Catches taken in a given year are assigned to that year even if they were not landed until the following year. Catches are assigned to two categories, retained catches and discards. Throughout the document the term “catch” will be used to reflect either total catch (discards plus retained catch) or retained catch, and the reader is referred to the context to determine the appropriate definition.

Three types of catch data are used to assess the stock of bigeye tuna (Table 2.1). Removals by Fisheries 1 and 8-9 are simply retained catch. Removals by Fisheries 2-5 and 7 are retained catch, plus some discards resulting from inefficiencies in the fishing process (see Section 2.2.3). Removals by Fisheries 10-13 are discards resulting only from sorting the catch taken by Fisheries 2-5 (see Section 2.2.1).

Updated and new catch data for the surface fisheries (Fisheries 1-7 and 10-13) have been incorporated into the current assessment. The species-composition method (Tomlinson 2002) was used to estimate catches of the surface fisheries. We calculated average scaling factors for 2000-2007 by dividing the total catch for all years and quarters for the species composition estimates by the total catch for all years and quarters for the standard estimates and applied these to the cannery and unloading estimates for 1975-1999. For Fisheries 1, 6, and 7 we used the average over Fisheries 2-5, for Fisheries 2 and 3 we used the average over Fisheries 2 and 3, and for Fisheries 4 and 5 we used the average over Fisheries 4 and 5. Harley and Maunder (2005) provide a sensitivity analysis that compares the results from the stock assessment using the species composition estimates of purse-seine fishery landings with the results from the stock assessment using cannery unloading estimates. Watters and Maunder (2001) provide a brief

description of the method that is used to estimate surface fishing effort.

New or updated catch data for the longline fisheries (Fisheries 8-9 and 14-15) are available for Chinese Taipei (2004-2006) and Japan (2003-2006). Catch data for 2007 are available for Chinese Taipei, the Peoples Republic of China, the Republic of Korea, Japan, the United States, and Vanuatu from the monthly reporting statistics.

Trends in the catches of bigeye tuna taken from the EPO during each year of the 1975-2007 period are shown in Figure 2.2. There has been substantial annual variation in the catches of bigeye by all fisheries operating in the EPO (Figure 2.2). Prior to 1996, the longline fleet (Fisheries 8-9 and 14-15) removed more bigeye (in weight) from the EPO than did the surface fleet (Fisheries 1-7 and 10-13) (Figure 2.2). Since 1996, however, the catches by the surface fleet have mostly been greater than those by the longline fleet (Figure 2.2). It should be noted that the assessment presented in this report uses data starting from 1 January, 1975, and substantial amounts of bigeye were already being removed from the EPO by that time.

2.2.1. Discards

For the purposes of stock assessment, it is assumed that bigeye tuna are discarded from the catches made by purse-seine vessels for one of two reasons: inefficiencies in the fishing process (*e.g.* when the catch from a set exceeds the remaining storage capacity of the fishing vessel) or because the fishermen sort the catch to select fish that are larger than a certain size. In either case, the amount of discarded bigeye is estimated with information collected by IATTC or national observers, applying methods described by Maunder and Watters (2003). Regardless of why bigeye are discarded, it is assumed that all discarded fish die.

Estimates of discards resulting from inefficiencies in the fishing process are added to the retained catches made by purse-seine vessels (Table 2.1). No observer data are available to estimate discards for surface fisheries that operated prior to 1993 (Fisheries 1 and 6), and it is assumed that there were no discards from these fisheries. For surface fisheries that have operated since 1993 (Fisheries 2-5 and 7), there are periods for which observer data are not sufficient to estimate the discards. For these periods, it is assumed that the discard rate (discards/retained catches) is equal to the discard rate for the same quarter of the previous year or, if not available, the closest year.

Discards that result from the process of sorting the catch are treated as separate fisheries (Fisheries 10-13), and the catches taken by these fisheries are assumed to be composed only of fish that are 2-4 quarters old (Maunder and Hoyle 2007). Watters and Maunder (2001) provide a rationale for treating such discards as separate fisheries. Estimates of the amounts of fish discarded during sorting are made only for fisheries that take bigeye associated with floating objects (Fisheries 2-5) because sorting is thought to be infrequent in the other purse-seine fisheries.

Time series of discards as proportions of the retained catches for the surface fisheries that catch bigeye tuna in association with floating objects are shown in Figure 2.3. For the largest floating-object fisheries (2, 3, and 5), the proportions of the catches discarded have been low for the last seven years relative to those observed during fishing on the strong cohorts produced in 1997. There is strong evidence that some of this is due to the weak year classes after 1997. However, there have been large recruitments since 1997 (Figure 4.5). It is possible that regulations prohibiting discarding of tuna have caused the proportion of discarded fish to decrease.

It is assumed that bigeye tuna are not discarded from longline fisheries (Fisheries 8-9 and 14-15).

2.3. Indices of abundance

Indices of abundance were derived from purse-seine and longline catch and effort data. Fishing effort data for the surface fisheries (Fisheries 1-7 and 10-13) have been updated and new data included for 2007. New or updated catch and effort data are available for the Japanese longline fisheries (2003-2006). Trends in the amount of fishing effort exerted by the 15 fisheries defined for the stock assessment of

bigeye tuna in the EPO are shown in Figure 2.4.

The 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 calculated from the number of sets, using a multiple regression of total days fished against number of sets by set type (Maunder and Watters, 2001).

Estimates of standardized catch per unit effort (1975-2006) were obtained for the longline fisheries (Fisheries 8 and 9). A delta-lognormal general linear model, in which the explanatory variables were latitude, longitude, and hooks per basket, was used (Hoyle and Maunder 2006).

The CPUE time series for the different fisheries are presented in Figure 2.5. The indices of abundance that were considered appropriate for use in the assessment were those from Fisheries 2, 3, and 5 (purse-seine sets on floating objects) and 8 and 9 (longline fisheries). The fisheries excluded were considered inappropriate because the catch rates were extremely low. In addition, the first two years of the purse-seine fisheries were excluded because these fisheries were still expanding. Observations with few effort data were also excluded.

2.4. Size composition data

New length-frequency data for 2007 and updated data for previous years are available for the surface fisheries. New or updated length-frequency data are available for the Japanese longline fleet are available (2002-2004). Size composition data for the other longline fleets are not used in the assessment.

The fisheries of the EPO catch bigeye tuna of various sizes. The average size compositions of the catches from each fishery defined in Table 2.1 have been described in previous assessments. The fisheries that catch bigeye associated with floating objects typically catch small (<75 cm) and medium-sized (75 to 125 cm) bigeye (Figures 2.6a-i, Fisheries 1-5). Prior to 1993, the catch of small bigeye was roughly equal to that of medium-sized bigeye (Figure 2.6a, Fishery 1). Since 1993, however, small bigeye from fisheries that catch bigeye in association with floating objects have dominated the catches (Figures 2.6b-e, Fisheries 2-5). An exception is the 1999-2002 period, when a strong cohort moved through the fishery and large fish dominated the catch.

Prior to 1990, mostly medium-sized bigeye were captured in unassociated schools (Figure 2.6f, Fishery 6). Since 1990, more small and large (>125 cm long) bigeye have been captured in unassociated schools (Figure 2.6g, Fishery 7). The catches taken by the two longline fisheries (Fisheries 8 and 9) have distinctly different size compositions. In the area north of 15°N (Fishery 8), longliners catch mostly medium-sized fish, and the average size composition has two distinct peaks (these appear as bands at 80 cm and 120 cm in Figure 2.6h). In the area south of 15°N (Fishery 9), longliners catch substantial numbers of both medium-sized and large bigeye (Figure 2.6i). However, there appears to have been a transition from medium to large fish in about 1984.

The length-frequency data for the Chinese Taipei fleet include more smaller fish than those for the Japanese fleet. However, there is concern about the representativeness of the length-frequency samples from the Chinese Taipei fleet (Stocker 2005, Anonymous 2006). Maunder and Hoyle (2007) conducted a sensitivity analysis, using the Chinese Taipei fleet as a separate fishery.

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

Schaefer and Fuller (2006) used both tag-recapture data and otolith daily increments to estimate growth curves for bigeye tuna in the EPO. The two data sources provided similar estimates, with an apparent bias in the tagging data, which is hypothesized to be due to shrinkage because the recaptured bigeye tuna were measured at unloading (after they had been stored frozen). The growth curve estimated by Schaefer and Fuller (2006) is substantially different from the growth curves used in previous assessments (Figure

3.1). In particular, it shows growth to be approximately linear, and produces larger fish for a given age. The asymptotic length of the von Bertalanffy growth curve estimated by Schaefer and Fuller (2006) is much greater than any length recorded. This is reasonable as long as no biological meaning is given to the asymptotic length parameter and that the model is used only as a representation of the ages of fish that they sampled. The maximum age of the bigeye tuna in their data set is around 4 years (16 quarters) and their von Bertalanffy growth curve is not considered appropriate for ages greater than this. Maunder and Hoyle (2006) fit a Richards growth curve, using a lognormal likelihood function with constant variance and the asymptotic length parameter set at about the length of the largest-sized bigeye in the data (186.5 cm). Maunder and Hoyle (2007) used the resulting growth curve as a prior for all ages in the stock assessment. This growth curve is also used to convert the other biological parameters to age from length and for the estimation of natural mortality.

Previous assessments (*e.g.* Harley and Maunder 2005), the EPO yellowfin tuna assessments (*e.g.* Maunder 2002), and tuna assessments in the western and central Pacific Ocean (Lehodey *et al.* 1999; Hampton and Fournier 2001a, 2001b) suggest that the growth of younger tuna does not follow a von Bertalanffy growth curve. However, this observation may be a consequence of length-specific selectivity for small fish.

The length at age used in the assessment model is based on the von Bertalanffy growth curve. The parameters of the growth curve were estimated by obtaining the best correspondence of length at age used by Maunder and Hoyle (2007).

Hampton and Maunder (2005) found that the results of the stock assessment are very sensitive to the assumed value for the asymptotic length parameter. Therefore, Maunder and Hoyle (2007) conducted sensitivity analyses to investigate the influence of the assumed value of that parameter. A lower value of 171.5 cm, which is around the value estimated by stock assessments for the western and central Pacific Ocean (Adam Langley, Secretariat of the Pacific Community, pers. com.), and an upper value of 201.5 cm were investigated. A sensitivity analysis of the bigeye assessment to these same two values was also conducted by Aires-da-Silva and Maunder (2007). A lesser value of the asymptotic length parameter produced greater biomasses and recruitments.

Another important component of growth used in age-structured statistical catch-at-length models is the variation in length at age. Age-length information contains information about variation of length at age, in addition to information about mean length at age. Variation in length at age was taken from the previous assessment. A sensitivity analysis that estimated mean length and variation of length at age by integrating age-length data from otolith readings (Schaefer and Fuller 2006) in the assessment model was conducted.

The following weight-length relationship, from Nakamura and Uchiyama (1966), was used to convert lengths to weights in the current stock assessment:

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

where w = weight in kilograms and l = length in centimeters.

3.1.2. Natural mortality

Age-specific vectors of natural mortality (M) are assumed for bigeye. This assessment uses a sex-specific model and therefore natural mortality schedules are provided for each sex (Figure 3.2). The previous stock assessment assumes constant natural mortality ($M = 0.1$) for fish 0-4 quarters old (Aires-da-Silva and Maunder 2007). New features have been implemented in SS2 which provide more flexibility in the treatment of natural mortality. As a result, a higher natural mortality ($M = 0.25$) is assumed for fish of both sexes 0 quarters old, decreasing to 0.1 at 5 quarters of age. As in the previous assessment, it is assumed that the natural mortality of females increases after they mature. These age-specific vectors of natural mortality are based on fitting to age-specific proportions of females, maturity at age, and natural

mortality estimates of Hampton (2000).

The previous observation that different levels of natural mortality had a large influence on the absolute population size and the population size relative to that corresponding to the maximum sustainable yield (MSY) (Watters and Maunder 2001) is retained. Harley and Maunder (2005) performed a sensitivity analysis to assess the effect of increasing natural mortality for bigeye younger than 10 quarters.

3.1.3. Recruitment and reproduction

It is assumed that bigeye tuna can be recruited to the fishable population during every quarter of the year. Recruitment may occur continuously throughout the year, because individual fish can spawn almost every day if the water temperatures are in the appropriate range (Kume 1967; Schaefer *et al.* 2005).

SS2 allows a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship to be specified. The Beverton-Holt curve is parameterized so that the relationship between spawning biomass (biomass of mature females) and recruitment is determined by estimating the average recruitment produced by an unexploited population (virgin recruitment), a parameter called steepness. Steepness controls how quickly recruitment decreases when the spawning biomass is reduced. It is defined as the fraction of virgin recruitment that is produced if the spawning biomass is reduced to 20% of its unexploited level. Steepness can vary between 0.2 (in which case recruitment is a linear function of spawning biomass) and 1.0 (in which case recruitment is independent of spawning biomass). In practice, it is often difficult to estimate steepness because of a lack of contrast in spawning biomass and because there are other factors (*e.g.* environmental influences) that can cause recruitment to be extremely variable. For the current assessment, recruitment is assumed to be independent of stock size (steepness = 1). There is no evidence that recruitment is related to spawning stock size for bigeye in the EPO and, if steepness is estimated as a free parameter, it is estimated to be close to 1. We also present a sensitivity analysis with steepness = 0.75. In addition to the assumptions required for the stock-recruitment relationship, a constraint on quarterly recruitment deviates with a standard deviation of 0.6 is applied.

Reproductive inputs are based on the results of Schaefer *et al.* (2005) and data provided by Dr. N. Miyabe of the National Research Institute of Far Seas Fisheries (NRIFSF) of Japan. Information on age-at-length (Schaefer and Fuller 2006) was used to convert fecundity and proportion mature at length into ages (Figure 3.3, Table 3.1).

3.1.4. Movement

The current assessment does not consider movement explicitly. Rather, it is assumed that the population is randomly mixed at the beginning of each quarter of the year. The IATTC staff is studying the movement of bigeye within the EPO, using data recently collected from conventional and archival tags, and these studies indicate substantial levels of regional fidelity of bigeye within the EPO. The results of these studies may eventually provide information useful for stock assessment. A spatially-structured framework will be considered in future stock assessments.

3.1.5. Stock structure

Document SARM-9-08 provides an overview of current knowledge about the stock structure of bigeye in the EPO. The results of tagging studies indicate regional fidelity of the species in the region, and suggest a very low level of mixing between the eastern and the western Pacific (Schaefer and Fuller 2002; Schaefer and Fuller 2008). Accordingly, and for the purposes of the current stock assessment, it is assumed that there are two stocks, one in the EPO and the other in the western and central Pacific, and that there is no net exchange of fish between these regions. The IATTC staff currently conducts a Pacific-wide assessment of bigeye in collaboration with scientists of the Oceanic Fisheries Programme of the Secretariat of the Pacific Community, and of the NRIFSF. This work may help indicate how the assumption of a single stock in the EPO is likely to affect interpretation of the results obtained from the SS2 method. Recent analyses (Hampton *et al.* 2003) that estimate movement rates within the Pacific

Ocean provided biomass trends very similar to those estimated by Harley and Maunder (2004).

3.2. Environmental influences

Oceanographic conditions might influence the recruitment of bigeye tuna to fisheries in the EPO. In previous assessments (*e.g.* Watters and Maunder 2001), zonal-velocity anomalies (velocity anomalies in the east-west direction) at 240 m depth and in an area from 8°N to 15°S and 100° to 150°W were used as the candidate environmental variable for affecting recruitment. The zonal-velocity anomalies were estimated from the hindcast results of a general circulation model obtained at <http://ingrid.ldeo.columbia.edu/>. Maunder and Hoyle (2007) conducted a sensitivity analysis to investigate the relationship between recruitment and the El Niño index; this showed that there was a significant negative relationship, but it explained only a small proportion of the total variability in the recruitment.

In previous assessments (Watters and Maunder 2001, 2002; Maunder and Harley 2002) it was assumed that oceanographic conditions might influence the efficiency of the fisheries that catch bigeye associated with floating objects (Fisheries 1-5). In the assessment of Maunder and Harley (2002), an environmental influence on catchability was assumed for Fishery 3 only. It was found that including this effect did not greatly improve the results, and no environmental influences on catchability have been considered in this assessment.

4. STOCK ASSESSMENT

The SS2 method was first used to assess the status of bigeye tuna in the EPO by Aires-da-Silva and Maunder (2007). It consists of a size-based, age-structured, integrated (fitted to many different types of data) statistical stock assessment model.

The model 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. Many aspects of the underlying assumptions of the model are described in Section 3. It also includes the following important assumptions:

1. Bigeye tuna are recruited to the discard fisheries (Fisheries 10-13) one quarter after hatching, and these discard fisheries catch only fish of the first few age classes.
2. As bigeye tuna age, they become more vulnerable to longlining in the area south of 15°N (Fisheries 9 and 14) and Fishery 7, and the oldest fish are the most vulnerable to these gears.
3. The data for fisheries that catch bigeye tuna from unassociated schools (Fisheries 6 and 7), the pre-1993 and coastal floating-object fisheries (Fisheries 1 and 4), and fisheries whose catch is composed of the discards from sorting (Fisheries 10-13) provide relatively little information about biomass levels, because they do not direct their effort at bigeye. For this reason, the CPUE time series for these fisheries were not used as indices of abundance.

The following parameters have been estimated in the current stock assessment of bigeye tuna from the EPO:

1. recruitment in every quarter from the first quarter of 1975 through the fourth quarter of 2007 (includes estimation of virgin recruitment and temporal recruitment anomalies);
2. catchability coefficients for the five CPUE time series that are used as indices of abundance;
3. selectivity curves for 9 of the 15 fisheries (Fisheries 10-13 have an assumed selectivity curve, and the selectivities of Fisheries 14 and 15 are the same as those of Fisheries 8 and 9, respectively);
4. initial population size and age structure.

The parameters in the following list are assumed to be known for the current stock assessment of bigeye

in the EPO:

1. sex- and age-specific natural mortality rates (Figure 3.2);
2. age-specific maturity curve (Table 3.1 and Figure 3.3);
3. selectivity curves for the discard fisheries (Fisheries 10-13);
4. the steepness of the stock-recruitment relationship;
5. mean length at age (Section 3.1.1., Figure 3.1);
6. parameters of a linear model relating the standard deviations in length at age to the mean lengths at age.

The estimates of management quantities and future projections were computed based on 3-year average harvest (exploitation) rates, by gear, for 2005-2007. The sensitivity of estimates of key management quantities to including the last year (2007) in the 3-year average harvest rate estimate was tested. For this purpose, a 2-year (2005-2006) average harvest rate was used in the calculations.

There is uncertainty in the results of the current stock assessment. This uncertainty arises because the observed data do not perfectly represent the population of bigeye tuna in the EPO. Also, the stock assessment model may not perfectly represent the dynamics of the bigeye population or 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 it is unlikely that this assumption is satisfied, these values may underestimate the amount of uncertainty in the results of the current assessment.

4.1. Assessment results

Below we describe the important aspects of the base case assessment (1 below) and the three sensitivity analyses (2-4):

1. Base case assessment: steepness of the stock-recruitment relationship equals 1 (no relationship between stock and recruitment), CPUE time series for the floating-object Fisheries 2-5 and the longline Fisheries 8-9, time-invariant size selectivities for the different fisheries (a single time block).
2. Sensitivity to the steepness of the stock-recruitment relationship. The base case assessment included an assumption that recruitment was independent of stock size, and a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship with a steepness of 0.75 was used for the sensitivity analysis.
3. Sensitivity to the indices of abundance. The base case assessment included the CPUE time series for Fisheries 2, 3, and 5 (purse-seine sets on floating objects) and 8 and 9 (longline fisheries). A sensitivity analysis of the assessment results to the use of only the standardized CPUE for Fishery 9 was conducted. Standardized CPUE for Fishery 8 was not included, due to the seasonal nature of this fishery.
4. Sensitivity to assuming two time blocks for the size selectivities of the floating-object Fisheries 2-5. A requirement that purse-seine vessels retain all catches of tuna, originally introduced in IATTC Resolution C-00-08, has been in force since 2001. This could have resulted in changes in the selectivity of the retained catches of these fisheries, particularly for smaller fish, which might not have been observed in the size samples taken before the Resolution. Accordingly, two selectivity time blocks were considered: pre-Resolution (1975-2000) and post-Resolution (2001-present). The selectivity patterns of the discard Fisheries (10-13) remained unchanged in this analysis.

The results presented in the following sections are likely to change in future assessments because (1) future data may provide evidence contrary to these results, and (2) the assumptions and constraints used in the assessment model may change. Future changes are most likely to affect absolute estimates of biomass, recruitment, and fishing mortality.

4.1.1. Fishing mortality

There have been important changes in the amount of fishing mortality of bigeye in the EPO. On average, the fishing mortality of fish less than about 15 quarters old has increased since 1993, and that on fish more than about 15 quarters old has increased slightly since then (Figure 4.1). The increase in average fishing mortality on younger fish can be attributed to the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects. These fisheries (Fisheries 2-5) catch substantial amounts of bigeye (Figure 2.2), select fish that are generally less than about 100 cm in length (Figure 4.2), and have expended a relatively large amount of fishing effort since 1993 (Figure 2.4).

Temporal trends in the age-specific amounts of annual fishing mortality of bigeye are shown in Figure 4.3. These trends reflect the distribution of fishing effort among the various fisheries that catch bigeye (see Figure 2.4) and changes in catchability. The trend in annual fishing mortality rate by time shows that fishing mortality has increased greatly for young fish, and only slightly for older fish, since about 1993. An annual summary of the estimates of total fishing mortality is presented in Appendix D (Table D.1).

4.1.2. Recruitment

Previous assessments found that abundance of bigeye being recruited to the fisheries in the EPO appeared to be related to zonal-velocity anomalies at 240 m during the time that these fish are assumed to have hatched (Watters and Maunder 2002). The mechanism that is responsible for this relationship has not been identified, and correlations between recruitment and environmental indices are often spurious, so the relationship between zonal-velocity and bigeye recruitment should be viewed with skepticism. Nevertheless, this relationship tends to indicate that bigeye recruitment is increased by strong El Niño events and decreased by strong La Niña events. Analyses in which no environmental indices were included produced estimates of recruitment similar to those that used zonal velocity (Harley and Maunder 2004). This suggests that there is sufficient information in the length-frequency data to estimate most historical year-class strengths, but the index may be useful for reducing uncertainty in estimates of the strengths of the most recent cohorts, for which few size-composition samples are available. A previous sensitivity analysis to the effect of including the environmental index showed that the index was not statistically significant (Maunder and Hoyle 2006), or explained only a small proportion of the total variation in recruitment (Maunder and Hoyle 2007). Therefore, no environmental index was included in the analysis.

Over the range of estimated spawning biomasses shown in Figure 4.7, the abundance of bigeye recruits appears to be unrelated to the spawning biomass of adult females at the time of hatching (Figure 4.4). Previous assessments of bigeye in the EPO (*e.g.* Watters and Maunder 2001, 2002) also failed to show a relationship between adult biomass and recruitment over the estimated range of spawning biomasses. The base case estimate of steepness is fixed at 1, which produces a model with a weak assumption that recruitment is independent of stock size. The consequences of overestimating steepness, in terms of lost yield and potential for recruitment overfishing, are far worse than those of underestimating it (Harley *et al.* unpublished analysis). A sensitivity analysis is presented in Appendix B that assumes that recruitment is moderately related to stock size (steepness = 0.75).

The time series of estimated recruitment of bigeye is shown in Figure 4.5, and the total recruitment estimated to occur during each year is presented in Table 4.1. There are several important features in the time series of estimated recruitment of bigeye. First, estimates of recruitment before 1993 are very uncertain, as the techniques for catching small bigeye associated with floating-objects were not in use. There was a period of above-average recruitment in 1994-1998, followed by a period of below-average

recruitment in 1999-2000. The recruitments have been above average since 2001, and were particularly large in 2005 and 2006. The recent recruitment estimates are very uncertain, due to the fact that recently-recruited bigeye are represented in only a few length-frequency data sets. The extended period of relatively large recruitments in 1994-1998 coincided with the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects.

4.1.3. Biomass

Trends in the biomass of 3+-quarter-old bigeye tuna in the EPO are shown in Figure 4.6, and estimates of the biomass at the beginning of each year are presented in Table 4.1. The biomass of 3+-quarter-old bigeye increased during 1983-1984, and reached its peak level of about 626,000 t in 1986, after which it decreased to an historic low of about 270,000 t at the beginning of 2007.

The trend in spawning biomass is also shown in Figure 4.7, and estimates of the spawning biomass at the beginning of each year are presented in Table 4.1. The spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 3+-quarter-old bigeye, but with a 1- to 2-year time lag. The biomasses of both 3+-quarter-old fish and spawners were estimated to have increased slightly in recent years.

There is uncertainty in the estimated biomasses of spawners. The average CV of the spawning biomass estimates is 0.15.

Given the amount of uncertainty in the estimates of both biomass and recruitment (Sections 4.1.2 and 4.1.3), it is difficult to determine whether trends in the biomass of bigeye have been influenced more by variation in fishing mortality or recruitment. Nevertheless, the assessment suggests two conclusions. First, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye present in the EPO. This conclusion is drawn from the results of a simulation in which the biomass of bigeye tuna estimated to be present in the EPO if fishing had not occurred was projected, using the time series of estimated recruitment anomalies, and the estimated environmental effect, in the absence of fishing. The simulated biomass estimates are always greater than the biomass estimates from the base case assessment (Figure 4.8). Second, the biomass of bigeye can be substantially increased by strong recruitment events. Both peaks in the biomass of 3+-quarter-old bigeye (1986 and 2000; Figure 4.6) were preceded by peak levels of recruitment (1982-1983 and 1997-1998, respectively; Figure 4.5) as is the recent slight increase in biomass.

To estimate the impact that different fisheries have had on the depletion of the stock, we ran simulations in which each gear was excluded and the model was run forward as is done in the no-fishing simulation. The results of this analysis are also provided in Figure 4.8. It is clear that the longline fishery had the greatest impact on the stock prior to 1995, but with the decrease in effort by the longline fisheries, and the expansion of the floating-object fishery, at present the impact of the purse-seine fishery on the population is far greater than that of the longline fishery. The discarding of small bigeye has a small, but detectable, impact on the depletion of the stock. Overall the spawning biomass is estimated to be about 17% of that expected had no fishing occurred.

4.1.4. Average weights of fish in the catch

Trends in the average weights of bigeye captured by the fisheries that operate in the EPO are shown in Figure 4.9. The fisheries that catch bigeye in association with floating objects (Fisheries 1-5) have taken mostly small fish that, on average, weigh less than the critical weight, which indicates that these fisheries do not maximize the yield per recruit (see Maunder and Hoyle 2007). The average weight of bigeye taken by the longline fisheries (Fisheries 8 and 9) has been around the critical weight, which indicates that this fishery tends to maximize the yield per recruit (see Maunder and Hoyle 2007). The average weight for all fisheries combined declined substantially after 1993 as the amount of purse-seine effort on floating objects increased.

The average weight in both surface and longline fisheries declined around 1997-1998 as a strong cohort

entered the fishery. The average weights then increased as the fish in that cohort increased in size. The average weight then declined as that cohort was removed from the population.

The average weights for the surface fishery predicted by the model differ from the “observed” mean weights, particularly before 1984. The “observed” average weights are estimated by scaling up the length-frequency samples to the total catch, which differs from the method used in the stock assessment model which uses the fixed selectivity curves and estimated harvest rates for each fishery to estimate the average weight.

4.2. Comparisons to external data sources

No comparisons to external data were made in this assessment.

4.3. Diagnostics

Diagnostics are discussed in two sections: residual and retrospective analysis.

4.3.1. Residual analysis

The model fits to the CPUE data from different fisheries are presented in Figure 4.10. As expected, the model fits the southern longline CPUE observations closely. The fits to the other CPUE data series are less satisfactory.

Pearson residual plots are presented for the model fits to the length composition data (Figures 4.11a to 4.11i). The solid and open circles represent observations that are less and greater than the model predictions, respectively. The area of the circles is proportional to the absolute value of the residuals. There are several notable characteristics of the residuals. The model overestimates the large and small fish for the post-1993 floating-object fisheries. In particular, it overestimates the large fish during 1999-2002, when a strong cohort moved through the fishery. Conversely, the model overestimates medium-sized fish for the southern longline fishery. This overestimation is centered around 80 cm prior to 1988 and then increases to 180 cm, indicating a change in selectivity. A sensitivity analysis was conducted in the previous assessment in which two time blocks were considered for the selectivity and catchability of the southern longline fishery. The residual pattern of the model fit to the size composition data for this fishery was improved. The model fitted the southern longline CPUE index of abundance very closely. However, the biomasses during the early part of the historical period were less than those estimated by the base case assessment.

The fit to the data, as measured by root mean square error, suggests that the model fits the CPUE index for Fishery 9 better ($CV = 0.17$) than those for other fisheries. The worst fits to the CPUE data are those for Fisheries 3 and 5 ($CV = 0.79$), followed by Fishery 2 ($CV = 0.42$). With respect to the length-frequency data, and except for Fisheries 6 and 7, the model fits the data better (as indicated by the estimated effective sample size) than is reflected by the assumed sample sizes in the likelihood functions. In the last assessment (Aires-da-Silva and Maunder 2007), a sensitivity analysis, using iterative reweighting, was conducted to investigate the weighting of the data sets. Specifically, the appropriate standard deviations and sample sizes for the likelihood functions were determined iteratively, based on the fit to the data. When iterative reweighting was applied, more weight was given to the length-frequency data, and the biomasses were estimated to be lower in the earlier and later segments of the historical period.

4.3.2. Retrospective analysis

Retrospective analysis is useful for determining how consistent a stock assessment method is from one year to the next. Inconsistencies can often highlight inadequacies in the stock assessment method. This approach is different from the comparison of recent assessments (Section 4.5), in which the model assumptions differ among these assessments, and differences would be expected. Retrospective analyses are usually carried out by repeatedly eliminating one year of data from the analysis while using the same method and assumptions. This allows the analyst to determine the change in estimated quantities as more

data are included in the model. Estimates for the most recent years are often uncertain and biased. Retrospective analysis, and the assumption that the use of more data improves the estimates, can be used to determine if there are consistent biases in the estimates.

Retrospective analyses were conducted by removing one year (2007), two years (2007 and 2006), three years (2007, 2006, 2005) and four years (2007, 2006, 2005, 2004) of data (Figure 4.12). The retrospective analyses show an increase in biomass over 2004, 2005, 2006, and 2007 whereas the base case shows a nearly stable trend over the same period. This corroborates the results of previous retrospective analyses, which show that the recent estimates of biomass are subject to retrospective bias (Harley and Maunder 2004; Aires-da-Silva and Maunder 2007). Although the trends in the biomasses are the same, in general, the retrospective analysis also shows that the biomass estimates from the base case model are lower than those estimated when the last years of data are not incorporated in the model. Retrospective bias does not necessarily indicate the magnitude and direction of the bias in the current assessment, just that the model may be misspecified.

4.4. Sensitivity analyses

The results from the three sensitivity analyses are presented in the appendices: sensitivity to the stock–recruitment relationship (Appendix A), use of the southern longline CPUE data only (Appendix B), and using two time blocks for selectivity of the floating-object fisheries (Appendix C). Here we describe differences in model fit and model prediction, and defer our discussion of differences in stock status until Section 5. A comparison table of the likelihoods for the base case and sensitivity analyses is provided in Table 4.3.

The steepness of the Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship was set equal to 0.75. The estimates of biomass (Figure A.1) are greater than those estimated in the base case assessment, but the trends are similar. The recruitment time series is similar to the base case (Figure A.2). The estimated stock-recruitment relationship is presented in Figure A.4.

When only the CPUE for the southern longline fishery was used, the estimated biomass was generally greater. However, the estimated biomass trends for the sensitivity analysis and the base case model are very similar (Figure B.1). The recruitment estimates are also very similar for both models (Figure B.2); however, they are slightly different for the most recent quarters in 2007, for which CPUE data for the southern longline fishery are not available. The model fit to the CPUE time series of Fishery 9 is shown in Figure B.4.

Two time blocks were considered for the size selectivities of floating-object Fisheries 2-5; specifically, the periods before (1975-2000) and after (2001-present) Resolution C-00-08, which prohibited discards of small tunas. Minor differences in the size-selectivity curves of these fisheries were obtained (Figure C.4), but the estimated biomasses and recruitment estimates were very similar to those obtained for the base case model.

Other sensitivity analyses, including investigation of growth estimation, environmental effects on recruitment and catchability, natural mortality, use of iterative reweighting, and use of two time blocks for selectivity and catchability for the southern longline fishery, were conducted by Watters and Maunder (2002), Harley and Maunder (2004, 2005), Maunder and Hoyle (2007) and Aires-da-Silva and Maunder (2007).

4.5. Comparison to previous assessments

The summary and the spawning biomasses (Figures 4.13 and 4.14, respectively) estimated by the current and the previous stock assessment model (Aires-da-Silva and Maunder 2007) are very similar in absolute terms. The starting biomasses, however, are slightly lower for the current stock assessment. There is a slightly greater absolute difference between the estimates of the spawning biomass ratios (SBRs) from the current and the previous assessments (Aires-da-Silva and Maunder 2007), particularly during the starting

years of the model (1975-1980) (Figure 4.15). The trends in the SBRs, however, are very similar.

The recruitments estimated by the current assessment are slightly greater than the estimates from the previous assessment (Figure 4.16a). As expected, because of the increase in natural mortality, recruitments are higher in the base case when compared to the previous assessment. However, the relative recruitments are very similar (Figure 4.16b).

4.6. Summary of results from the assessment model

There have been important changes in the amount of fishing mortality caused by the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. On average, the fishing mortality on bigeye less than about 15 quarters old has increased substantially since 1993, and that on fish more than about 15 quarters old has increased slightly since then. The increase in fishing mortality on the younger fish was caused by the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects.

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.

There are several important features in the estimated time series of bigeye recruitment. First, estimates of recruitment before 1993 are very uncertain, as the floating-object fisheries were not catching significant amounts of small bigeye. There was a period of above-average recruitment in 1995-1998, followed by a period of below-average recruitment in 1999-2000. The recruitments have been above average since 2001, and were particularly large in 2005 and 2006. The most recent recruitment is very uncertain, due to the fact that recently-recruited bigeye are represented in only a few length-frequency samples. The extended period of relatively large recruitments in 1995-1998 coincided with the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects.

The biomass of 3+-quarter-old bigeye increased during 1983-1984, and reached its peak level of 625,649 t in 1986, after which it decreased to an historic low of 269,266 t at the beginning of 2007. Spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 3+-quarter-olds, but lagged by 1-2 years. There is uncertainty in the estimated biomasses of both 3+-quarter-old bigeye and spawners. Nevertheless, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye in the EPO. The biomasses of both 3+-quarter-old fish and spawners were estimated to have increased in recent years (2005-2007).

The estimates of biomass are only moderately sensitive to the steepness of the stock-recruitment relationship. Specifically, the estimates of biomass are greater than those estimated in the base case assessment, but the trends are similar. The recruitment time series is similar to the base case.

When only the CPUE for the southern longline fishery is used, the estimates of biomass are greater than those estimated in the base case, but the trends are similar. The recruitment time series is very similar to the base case. The recruitment estimates, however, are slightly different in 2007, for which CPUE data for the southern longline fishery are not available.

When two time blocks were applied to the size selectivity of the floating-object fisheries, the estimates of biomass and recruitment were very similar to those obtained with the base case model.

5. STOCK STATUS

The status of the stock of bigeye tuna in the EPO is assessed by considering calculations based on the spawning biomass and the maximum sustainable yield (MSY). MSY is defined as the largest long-term average catch or yield that can be taken from a stock or stock complex under prevailing ecological and environmental conditions.

Precautionary reference points, as described in the FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries and the United Nations Fish Stocks Agreement, are being widely developed as guides for fisheries management. Maintaining tuna stocks at levels that produce the MSY is the management objective

specified by the IATTC Convention. The IATTC has not adopted any target or limit reference points for the stocks it manages, but some possible reference points are described in the following subsections.

5.1. Assessment of stock status based on spawning biomass

The spawning biomass ratio (the ratio of the spawning biomass at that time to that of the unfished stock; SBR), 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 one, or slightly less than that, the fishery has probably not reduced the spawning stock. If the SBR is greater than one, it is possible that the stock has entered a regime of increased production.

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 SBR of about 0.3 to 0.5, and that some fish populations 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 populations have generally not been considered in these studies, and their conclusions are sensitive to assumptions about the relationship between adult biomass and recruitment, natural mortality, and growth rates. In the absence of simulation studies that are designed specifically to determine appropriate SBR-based reference points for tunas, estimates of SBR can be compared to an estimate of SBR corresponding to the MSY ($SBR_{MSY} = S_{MSY}/S_{F=0}$).

Estimates of SBR for bigeye tuna in the EPO have been computed from the base case assessment. Estimates of the spawning biomass during the study period (1975-2007) are presented in Section 4.1.3. The SBR corresponding to the MSY (SBR_{MSY}) is estimated to be about 0.19.

At the beginning of January 2008, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was near the historical low level (Figure 5.1). At that time the SBR was about 0.17, 10% less than the level corresponding to the MSY.

At the beginning of 1975, the SBR was about 0.26 (Figure 5.1), which is consistent with the fact that bigeye was being fished by longliners in the EPO for a long period prior to 1975 and that the spawning biomass is made up of older individuals that are vulnerable to longline gear. The SBR increased, particularly during 1984-1986, and by the beginning of 1987 was 0.47. This increase can be attributed to the above-average recruitment during 1982 and 1983 (Figure 4.5) and to the relatively small catches that were taken by the surface fisheries during that time (Figure 2.2, Fisheries 1 and 6). This peak in spawning biomass was soon followed by a peak in the longline catch (Figure 2.2, Fishery 9). After 1987 the SBR decreased to a level of about 0.20 by mid-1999. This depletion can be attributed mostly to a long period (1984-1993) during which recruitment was low. Also, it should be noted that the southern longline fishery took relatively large catches during 1985-1994 (Figure 2.2, Fishery 9). In 1999 the SBR began to increase, and reached about 0.33 in 2002. This increase can be attributed to the relatively high levels of recruitment that are estimated to have occurred during 1994-1998 (Figure 4.5). During the latter part of 2002 through 2003, the SBR decreased rapidly, due to the weak year classes in 1999 and 2000 and the large catches from surface fisheries and increased longline catches.

Over time, the SBR shows a trend similar to that of the previous assessment (Figure 4.15). However, the estimated SBR levels are lower than that estimated in the previous assessment (Aires-da-Silva and Maunder 2007), particularly in the early years of the study period (1975-1980).

5.2. Assessment of stock status based on MSY

Maintaining tuna stocks at levels that permit the MSY to be taken is the management objective specified by the IATTC Convention. Watters and Maunder (2001) describe how the MSY and its related quantities are calculated. These calculations have, however, been modified to include, where applicable, the Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship (see Maunder and Watters (2003) for details). It is

important to note that estimates of the MSY and its associated quantities are sensitive to the steepness of the stock-recruitment relationship (Section 5.4), and, for the base case assessment, steepness was fixed at 1 (an assumption that recruitment is independent of stock size); however, a sensitivity analysis (steepness = 0.75) is provided to investigate the effect of a stock-recruitment relationship.

The MSY-based estimates were computed with the parameter estimates from the base case assessment and estimated fishing mortality patterns averaged over 2005 and 2007. Therefore, while these MSY-based results are currently presented as point estimates, there are uncertainties in the results. While analyses to present uncertainty in the base case estimates were not undertaken as in a previous assessment (Maunder and Harley 2002), additional analyses were conducted to present the uncertainty in these quantities in relation to the periods assumed to represent catchability and fishing mortality.

At the beginning of January 2008, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO appears to have been about 10% less than S_{MSY} , and the recent catches are estimated to have been about 8% greater than the MSY (Table 5.1).

If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity (Figure 4.2) are maintained, F_{MSY} is about 82% of the current level of effort.

The MSY-based quantities are estimated by assuming that the stock is at equilibrium with fishing, but during 1995-1998 that was not the case. This has potentially important implications for the surface fisheries, as it suggests that the catch of bigeye by the surface fleet may be determined largely by the strength of recruiting cohorts. For example, the catches of bigeye taken by the surface fleet declined when the large cohorts recruited during 1995-1998 were no longer vulnerable to those fisheries.

Estimates of the MSY, and its associated quantities, are sensitive to the age-specific pattern of selectivity that is used in the calculations. The MSY-based quantities described previously were based on an average selectivity pattern for all fisheries combined (calculated from the current allocation of effort among fisheries). Different allocations of fishing effort among fisheries would change this combined selectivity pattern. To illustrate how the MSY might change if the effort is reallocated among the various fisheries that catch bigeye in the EPO, the previously-described calculations were repeated, using the age-specific selectivity pattern estimated for each group of fisheries (Table 5.2). If only the purse-seine fishery were operating the MSY would be about 30% less. If bigeye were caught only by the longline fishery the MSY would be about 89% greater than that estimated for all gears combined. To achieve this MSY level longline effort would need to be increased by 320%.

The MSY-related quantities vary as the size composition of the catch varies. The evolution of four of these over the course of 1975-2007 is shown in Figure 5.2. Before the expansion of the floating-object fishery that began in 1993, MSY was greater than the current MSY and the fishing mortality was less than that corresponding to MSY (Figure 5.2).

When MSY is estimated using the average fishing mortality rates for 2005-2006, it is 416 t (0.5%) less than the base case.

Figure 5.3 shows the historical time series of exploitation rates and spawning biomass relative to the MSY reference points. Overall, the reference points have not been exceeded until recent years. The four most recent estimates indicate that the bigeye stock in the EPO is probably overexploited ($S < S_{MSY}$) and that overfishing is taking place ($F > F_{MSY}$); the confidence intervals on spawning biomass straddle the MSY level.

5.3. Sensitivity to alternative parameterizations and data

Yields and reference points are moderately sensitive to alternative model assumptions, input data, and the periods assumed for fishing mortality (Tables 5.1 and 5.2).

The sensitivity analysis that included a stock-recruitment model with a steepness of 0.75 estimated the SBR required to support the MSY to be at 0.30, compared to 0.19 for the base case assessment (Table

5.1). The sensitivity analysis for steepness estimates an F multiplier considerably less than that for the base case assessment (0.57). All analyses estimate the current SBR to be less than SBR_{MSY} .

The management quantities are only moderately sensitive to the recent periods for fishing mortality used in the calculations (Table 5.2).

5.4. Summary of stock status

At the beginning of January 2008, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was near the historic low level (Figure 5.1). At that time the SBR was about 0.17, about 10% less than the level corresponding to the MSY.

Recent catches are estimated to have been about the MSY level (Table 5.1). If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity are maintained, the level of fishing effort corresponding to the MSY is about 82% of the current (2005-2007) level of effort. The MSY of bigeye in the EPO could be maximized if the age-specific selectivity pattern were similar to that for the longline fishery that operates south of 15°N because it catches larger individuals that are close to the critical weight. Before the expansion of the floating-object fishery that began in 1993, the MSY was greater than the current MSY and the fishing mortality was less than F_{MSY} (Figure 5.2).

All analyses indicate that, at the beginning of 2008, the spawning biomass was probably below S_{MSY} (Tables 5.1 and 5.2). The MSY and the F multiplier are sensitive to how the assessment model is parameterized, the data that are included in the assessment, and the periods assumed to represent average fishing mortality, but under all scenarios considered, fishing mortality is well above F_{MSY} .

6. SIMULATED EFFECTS OF FUTURE FISHING OPERATIONS

A simulation study was conducted to gain further understanding as to how, in the future, hypothetical changes in the amount of fishing effort exerted by the surface fleet might simultaneously affect the stock of bigeye tuna in the EPO and the catches of bigeye by the various fisheries. Several scenarios were constructed to define how the various fisheries that take bigeye in the EPO would operate in the future and also to define the future dynamics of the bigeye stock. The assumptions that underlie these scenarios are outlined in Sections 6.1 and 6.2.

A method based on the normal approximation to the likelihood profile has been applied (Maunder *et al.* 2006). Unfortunately, the appropriate methods are not often applicable to models as large and computationally intense as the bigeye stock assessment model. Therefore, we have used a normal approximation to the likelihood profile that allows for the inclusion of both parameter uncertainty and uncertainty about future recruitment. This method is implemented by extending the assessment model an additional five years with exploitation rates equal to the average for 2005-2007. No catch or length-frequency data are included for these years. The recruitments for the five years are estimated as in the assessment model, with a lognormal penalty with a standard deviation of 0.6.

6.1. Assumptions about fishing operations

6.1.1. Fishing effort

Future projection studies were carried out to investigate the influence of different levels of fishing effort (harvest rates) on the stock biomass and catch.

The analyses carried out were:

1. Quarterly harvest rates for each year in the future were set equal to the average harvest rates from 2005 to 2007, to simulate the reduced effort due to the conservation measures of IATTC Resolution C-04-09.
2. An additional analysis was carried out that estimates the population status if the resolution was not implemented. For 2004-2007, purse-seine catch in the third quarter was increased by 86%

and the catch in the southern longline fishery was increased by 39% in all quarters. For 2008-2012, the purse-seine harvest rate was increased by 13% for all quarters and the harvest rate in the southern longline fishery was increased by 39% in all quarters.

6.2. Simulation results

The simulations were used to predict future levels of the SBR, total biomass, the total catch taken by the primary surface fisheries that would presumably continue to operate in the EPO (Fisheries 2-5 and 7), and the total catch taken by the longline fleet (Fisheries 8-9 and 14-15). There is probably more uncertainty in the future levels of these outcome variables than is suggested by the results presented in Figures 6.1-6.4. The amount of uncertainty is probably underestimated, because the simulations were conducted under the assumption that the stock assessment model accurately describes the dynamics of the system and with no account taken of variation in catchability.

6.2.1. Current harvest rates

Projections were undertaken, assuming that harvest rates would remain at the average 2005-2007 levels (including the effort and catch restrictions in Resolutions C-04-09 and C-06-02).

SBR is estimated to have been increasing slightly in recent years (Figure 5.1). This increase is attributed to two spikes in recent recruitment. If recent levels of effort and catchability continue, the SBR is predicted to increase above the level that would support MSY during 2009-2010, and then to decline during 2011-2013 to a level slightly below to that which would support MSY (Figure 6.1a). The spawning biomass is estimated to increase slightly from 2005-2007, but it will probably decline in the future (Figure 6.2).

Purse-seine catches are predicted to decline during the projection period (Figure 6.3, left panels). Longline catches are predicted to increase moderately in 2008, but start declining by 2009 under current effort (Figure 6.3, right panels). The catches would decline slightly further if a stock-recruitment relationship was included, due to reductions in the levels of recruitment that contribute to purse-seine catches.

Predicted catches for both gears are based on the assumption that the selectivity of each fleet will remain the same and that catchability will not increase as abundance declines. If the catchability of bigeye increases at low abundance, catches will, in the short term, be greater than those predicted here.

6.2.2. No management restrictions

IATTC Resolutions C-04-09 and C-06-02 call for restrictions on purse-seine effort and longline catches during 2004-2007: a 6-week closure during the third *or* fourth quarter of the year for purse-seine fisheries, and longline catches not to exceed 2001 levels. To assess the utility of these management actions, we projected the population forward 5 years, assuming that these conservation measures are not implemented in the future. Projected catches would be less if the resolution had not been adopted (Figure 6.3, lower panels).

Comparison of the SBR predicted with and without the restrictions from the resolution show some difference (Figure 6.4). Without the restrictions, SBR would increase only slightly and then decline to lower levels.

The reductions in fishing mortality that could occur as result of the continuation of Resolution C-06-02 are insufficient to allow the population to be maintained above levels corresponding to the MSY in the long term, although an increase above the MSY level is expected for a few years, due to recent high recruitment.

6.2.3. Sensitivity analysis

The analysis that includes a stock-recruitment relationship indicates that the population is substantially below SBR_{MSY} and will remain at this level under current effort levels (Figure 6.1b).

6.3. Summary of the simulation results

Recent spikes in recruitment are predicted to result in increased levels of SBR and longline catches for the next few years. However, high levels of fishing mortality are expected to subsequently reduce SBR. Under current effort levels, the population is unlikely to remain at levels that support MSY unless fishing mortality levels are greatly reduced or recruitment is above average for several consecutive years.

The effects of Resolutions C-04-09 and C-06-02 are estimated to be insufficient to allow the stock to remain at levels that would support MSY.

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

7. FUTURE DIRECTIONS

7.1. Collection of new and updated information

The IATTC staff intends to continue its collection of catch, effort, and size-composition data from the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. Updated and new data will be incorporated into the next stock assessment.

The IATTC staff will continue to compile longline catch and effort data for fisheries operating in the EPO. In particular, it will attempt to obtain data for recently-developed and growing fisheries.

7.2. Refinements to the assessment model and methods

The IATTC staff will continue developing the Stock Synthesis II assessment for bigeye tuna in EPO. Much of the progress will depend on how the Stock Synthesis II software is modified in the future. The following changes would be desirable for future assessments:

1. Use a more flexible growth curve (*e.g.* the Richards growth curve) or input a vector of length-at-age so that the growth curve better represents that used in previous assessments using A-SCALA.
2. Make it easier to run projections with fixed harvest rates.
3. Re-evaluate the definitions of fisheries.
4. Determine appropriate weighting of the different data sets.
5. Include available tagging data in the assessment.

Collaboration with staff members of the Secretariat of the Pacific Community on the Pacific-wide bigeye model will continue.

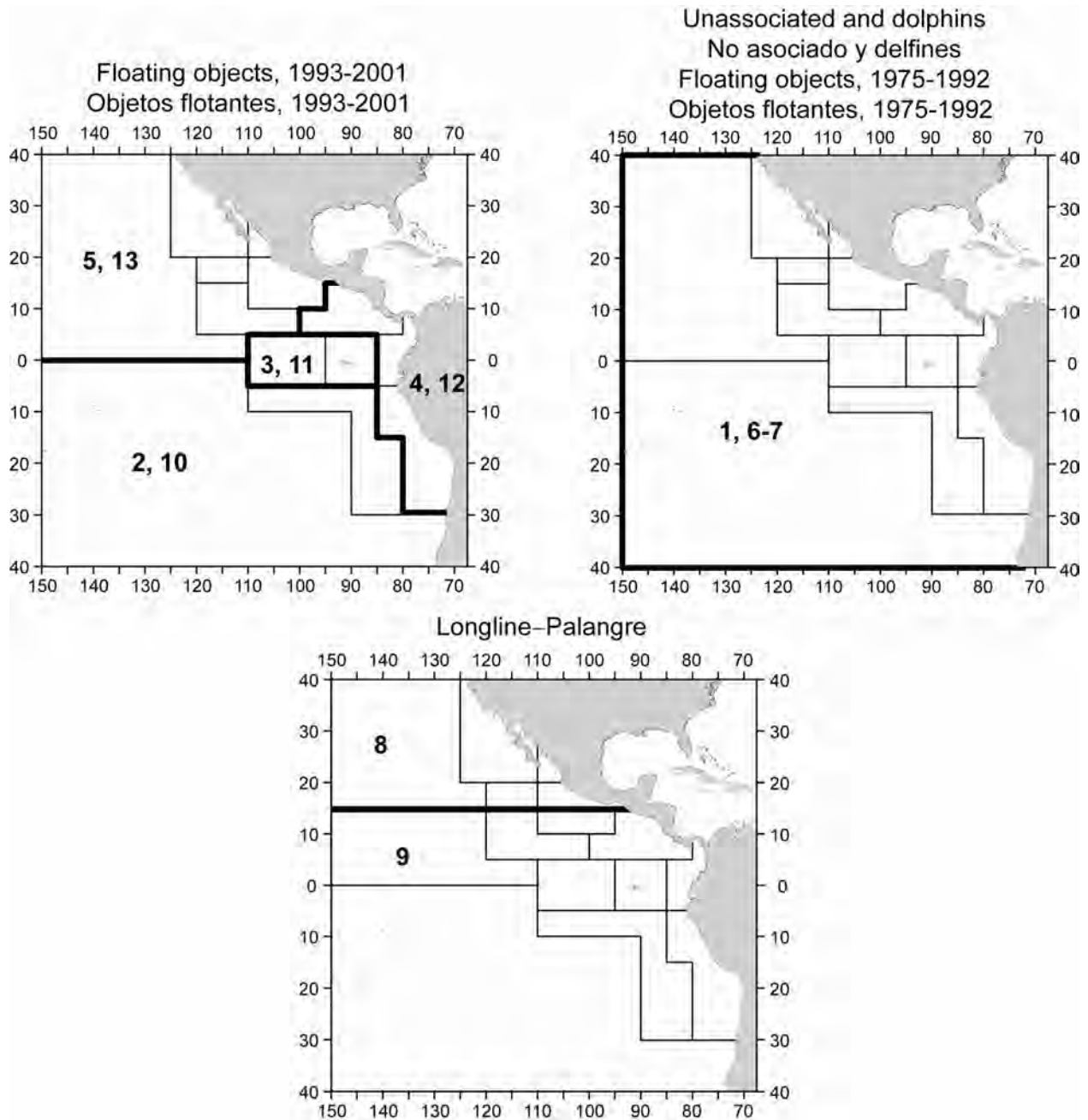


FIGURE 2.1. Spatial extents of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold numbers the fisheries to which the latter boundaries apply. The fisheries are described in Table 2.1.

FIGURA 2.1. 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 en negritas las pesquerías correspondientes a estos últimos límites. En la Tabla 2.1 se describen las pesquerías.

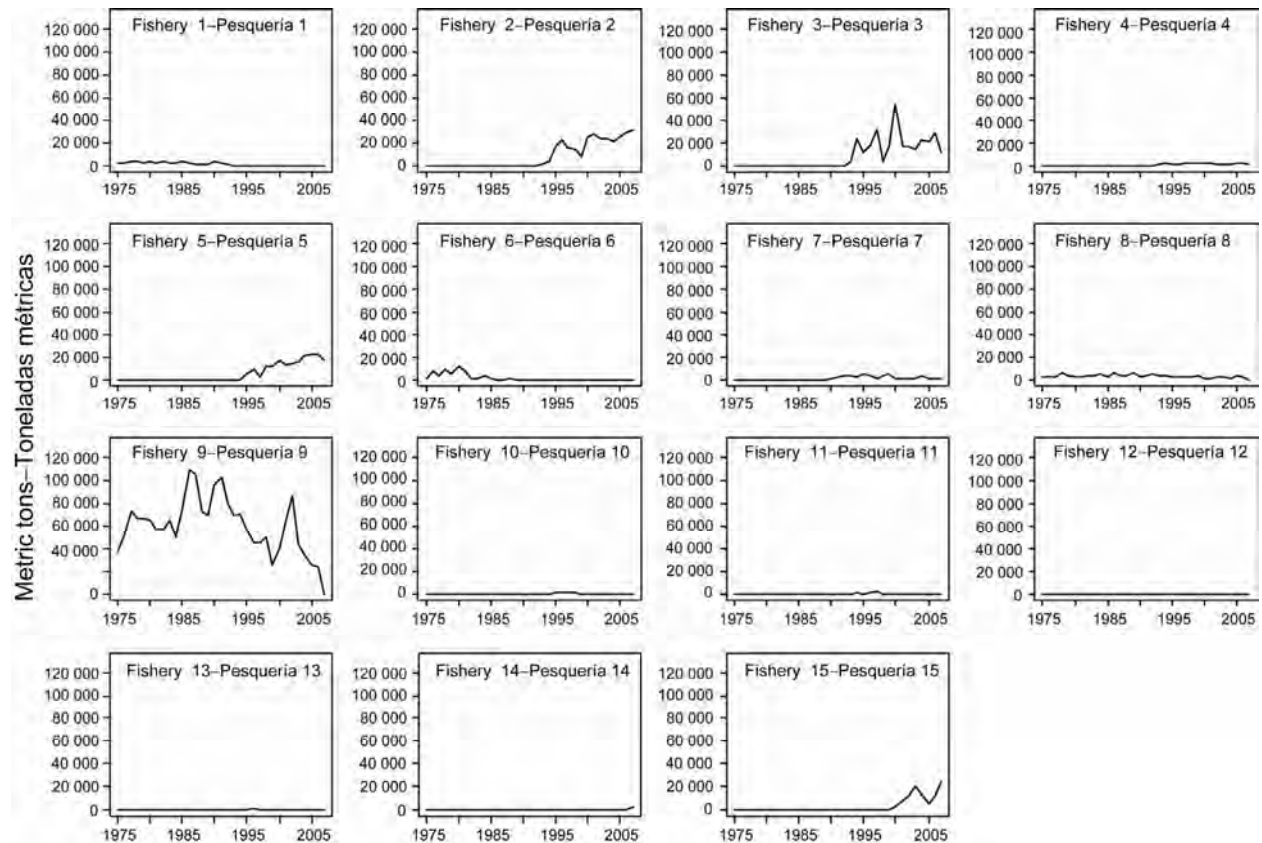


FIGURE 2.2. Annual catches of bigeye tuna taken by the fisheries defined for the stock assessment of that species in the EPO (Table 2.1). Although all the catches are displayed as weights, the stock assessment model uses catches in numbers of fish for Fisheries 8 and 9. Catches in weight for Fisheries 8 and 9 were estimated by multiplying the catches in numbers of fish by estimates of the average weights.

FIGURA 2.2. Capturas anuales de atún patudo realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de esa especie en el OPO (Tabla 2.1). Aunque se presentan todas las capturas como pesos, el modelo de evaluación usa capturas en número de peces para las Pesquerías 8 y 9. Se estimaron las capturas en peso para las Pesquerías 8 y 9 multiplicando las capturas en número de peces por estimaciones del peso medio.

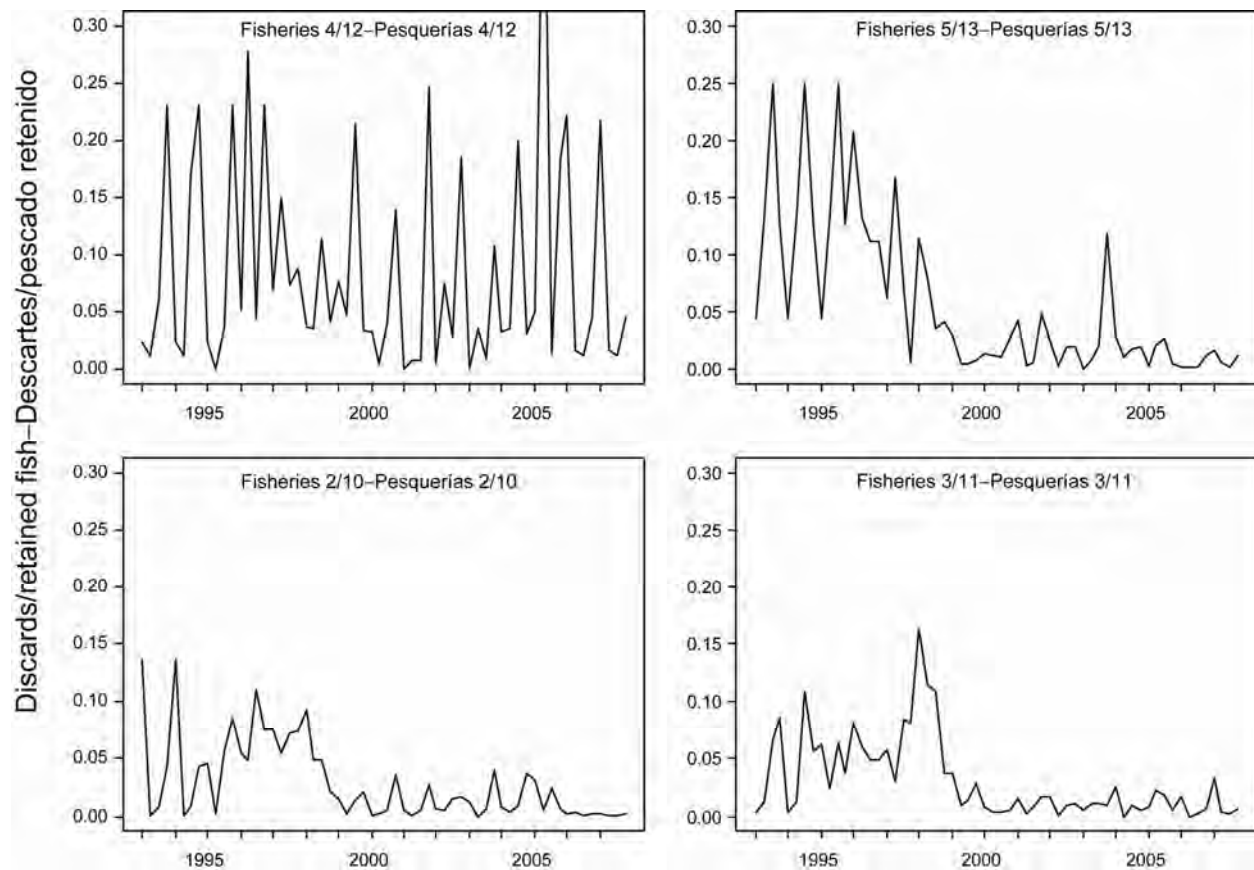


FIGURE 2.3. Weights of discarded bigeye tuna as proportions of the retained quarterly catches for the four floating-object fisheries. Fisheries 2, 3, 4, and 5 are the “real” fisheries, and Fisheries 10, 11, 12, and 13 are the corresponding discard fisheries.

FIGURA 2.3. Pesos de atún patudo descartado como proporción de las capturas trimestrales retenidas de las cuatro pesquerías sobre objetos flotantes. Las pesquerías 2, 3, 4, y 5 son las pesquerías “reales”, y las Pesquerías 10, 11, 12, y 13 las pesquerías de descarte correspondientes.

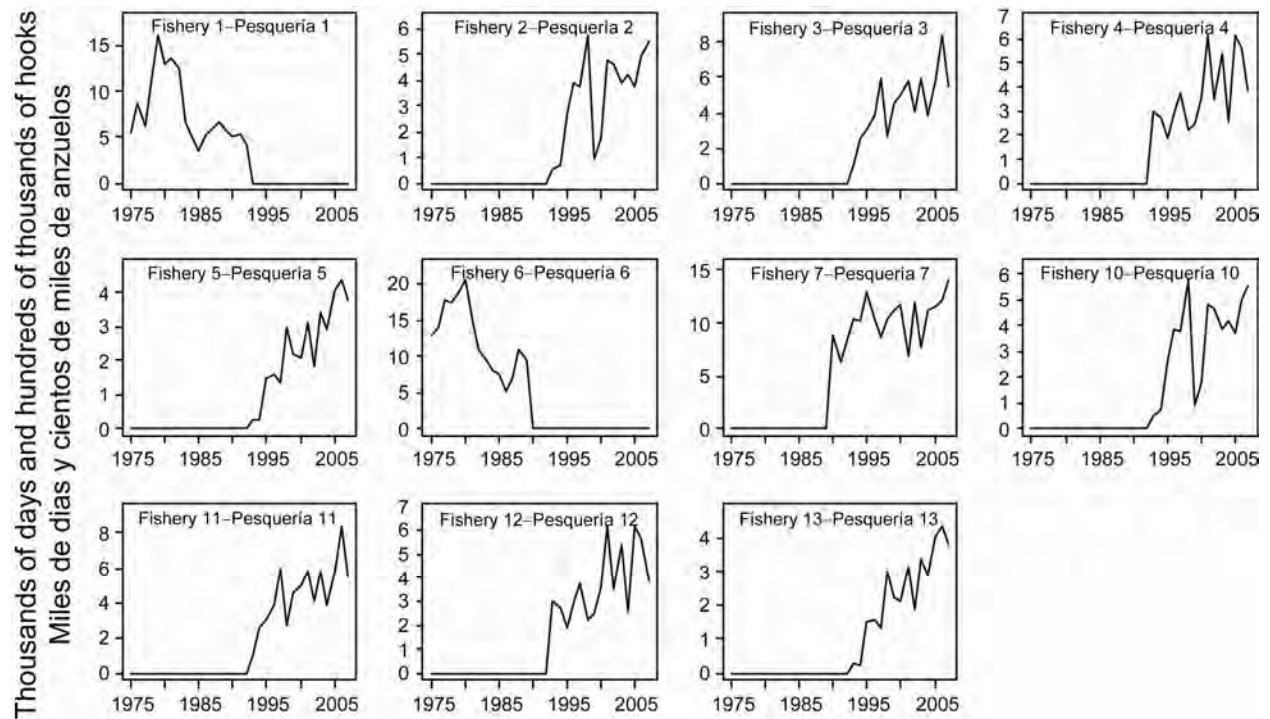


FIGURE 2.4. Annual fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). The effort for Fisheries 1-7 and 10-13 is in days fished, and that for Fisheries 8-9, and 13-15 in standardized numbers of hooks. Note that the vertical scales of the panels are different.

FIGURA 2.4. Esfuerzo de pesca anual ejercido por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO (Tabla 2.1). Se expresa el esfuerzo de las Pesquerías 1-7 y 10-13 en días de pesca, y el de las Pesquerías 8, 9, y 13-15 en número estandarizado de anzuelos. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes.

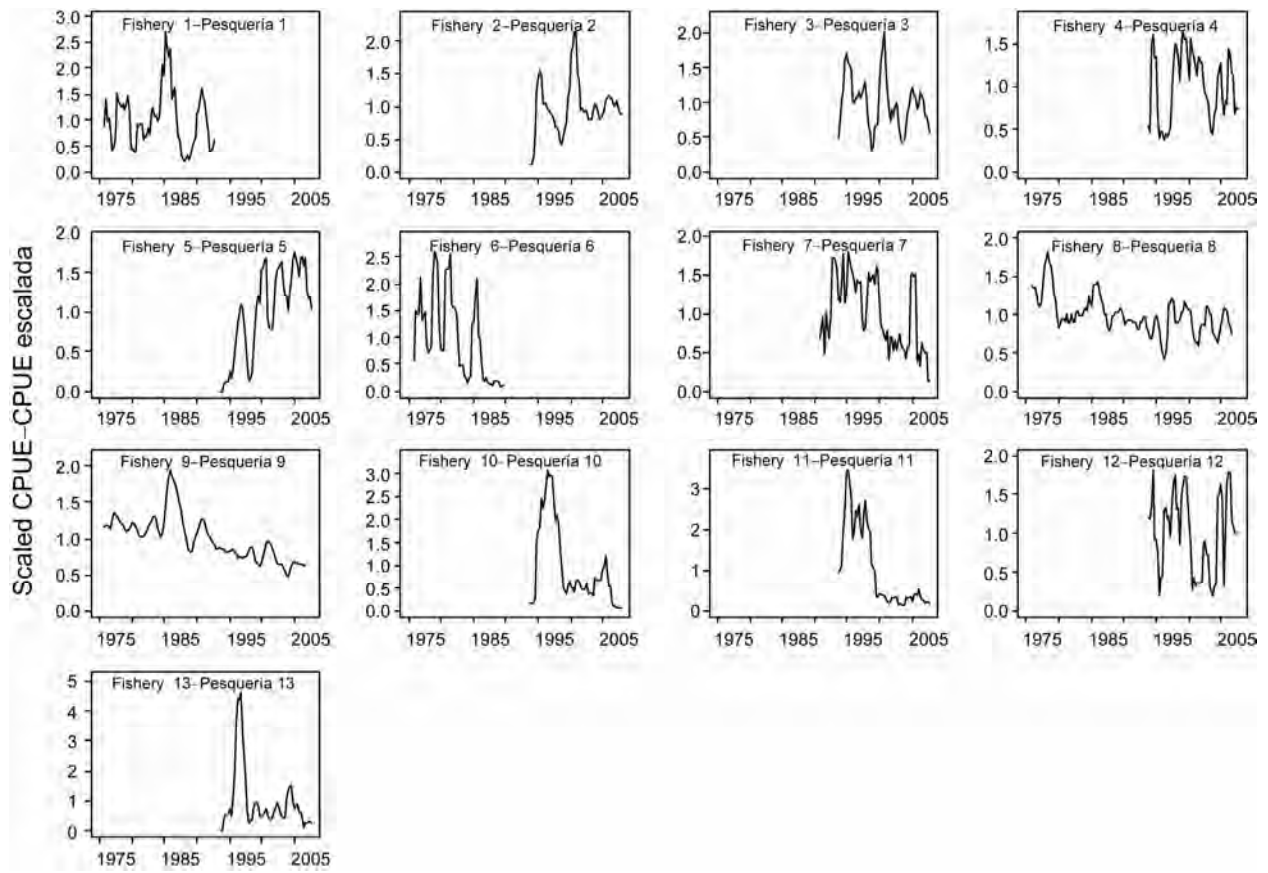


FIGURE 2.5. Four-quarterly running average CPUEs of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). The CPUEs for Fisheries 1-7 and 10-13 are in kilograms per day fished, and those for Fisheries 8 and 9 in numbers of fish caught per standardized number of hooks. The data are adjusted so that the mean of each time series is equal to 1.0. Note that the vertical scales of the panels are different.

FIGURA 2.5. Promedio móvil de cuatro trimestres de las CPUE de las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO (Tabla 2.1). Se expresan las CPUE de las Pesquerías 1-7 y 10-13 en kilogramos por día de pesca, y las de las Pesquerías 8 y 9 en número de peces capturados por número estandarizado de anzuelos. Se ajustaron los datos para que el promedio de cada serie de tiempo equivalga a 1,0. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes.

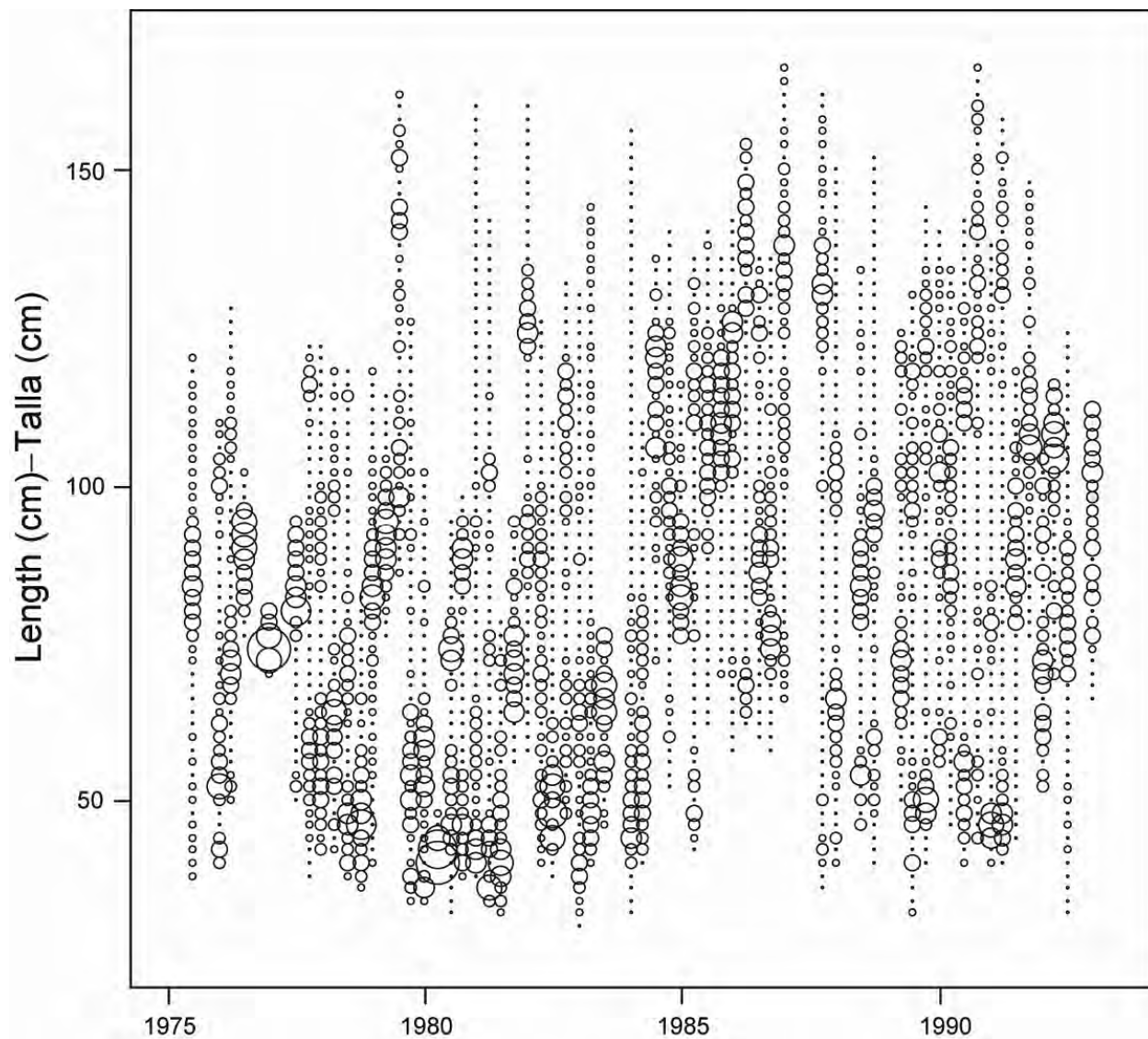


FIGURE 2.6a. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 1, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6a. Composición por talla de las capturas de patudo de la Pesquería 1, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a la captura.

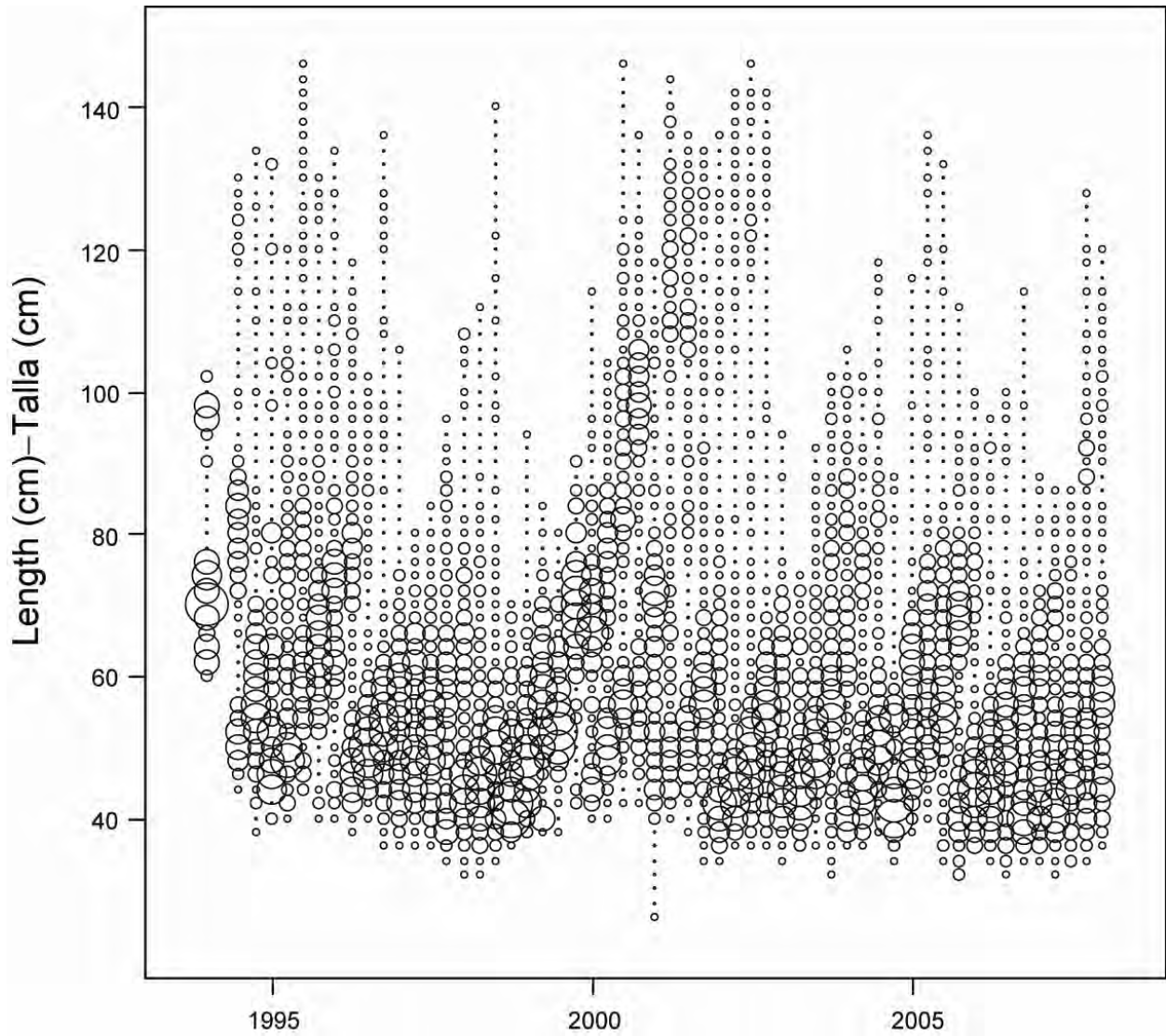


FIGURE 2.6b. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 2, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6b. Composición por talla de las capturas de patudo de la Pesquería 2, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a la captura.

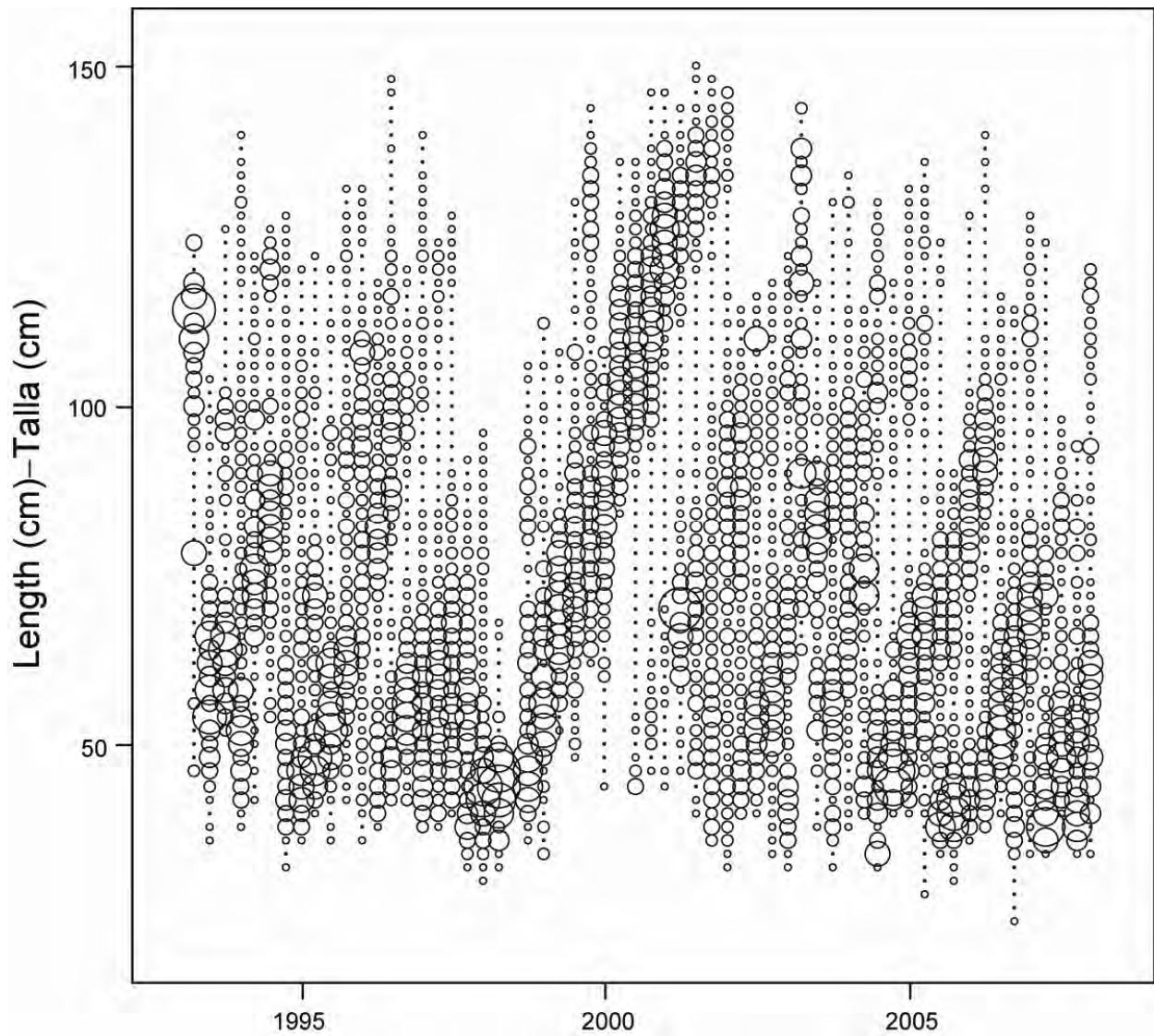


FIGURE 2.6c. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 3, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6c. Composición por talla de las capturas de patudo de la Pesquería 3, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a la captura.

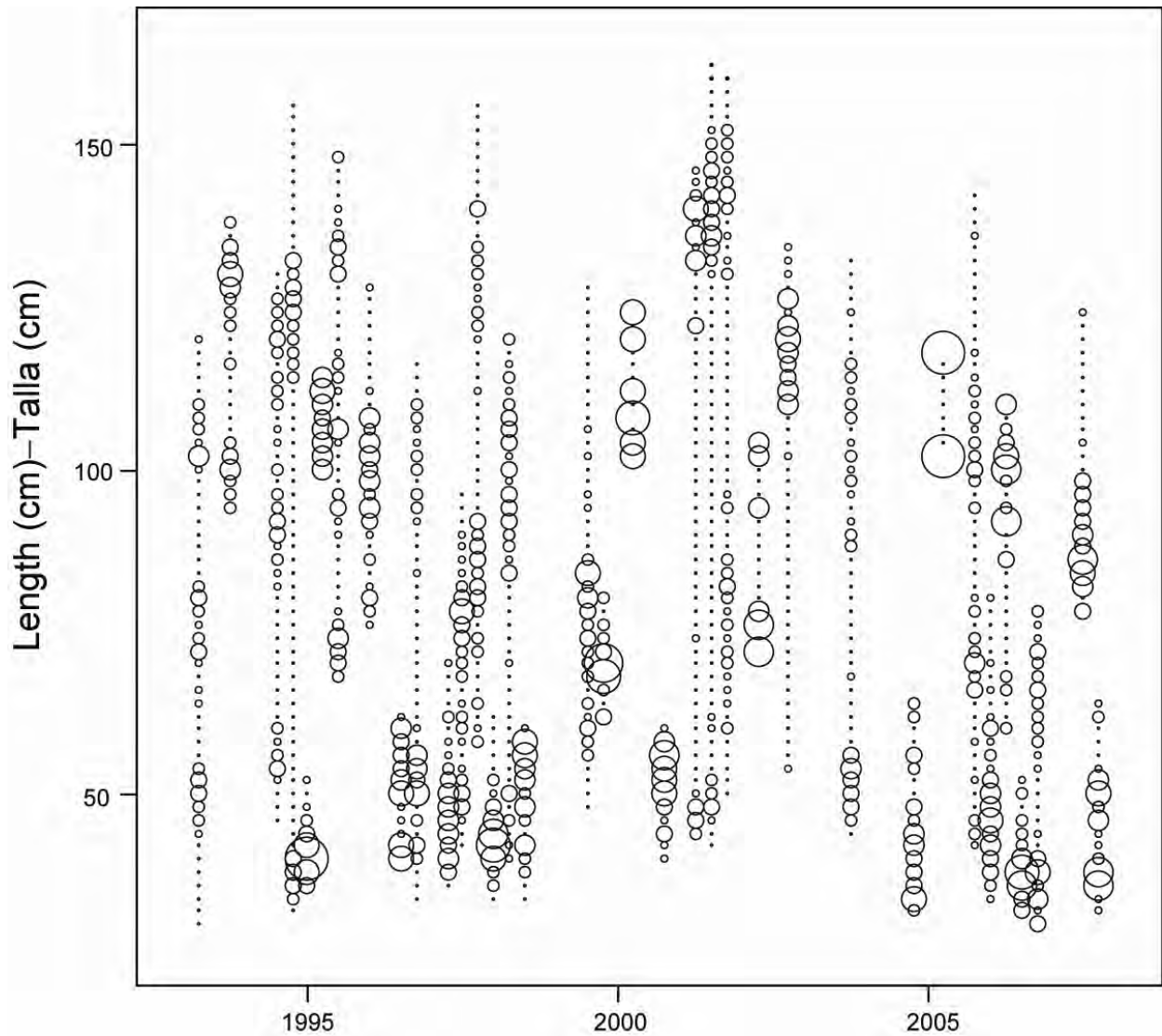


FIGURE 2.6d. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 4, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6d. Composición por talla de las capturas de patudo de la Pesquería 4, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a la captura.

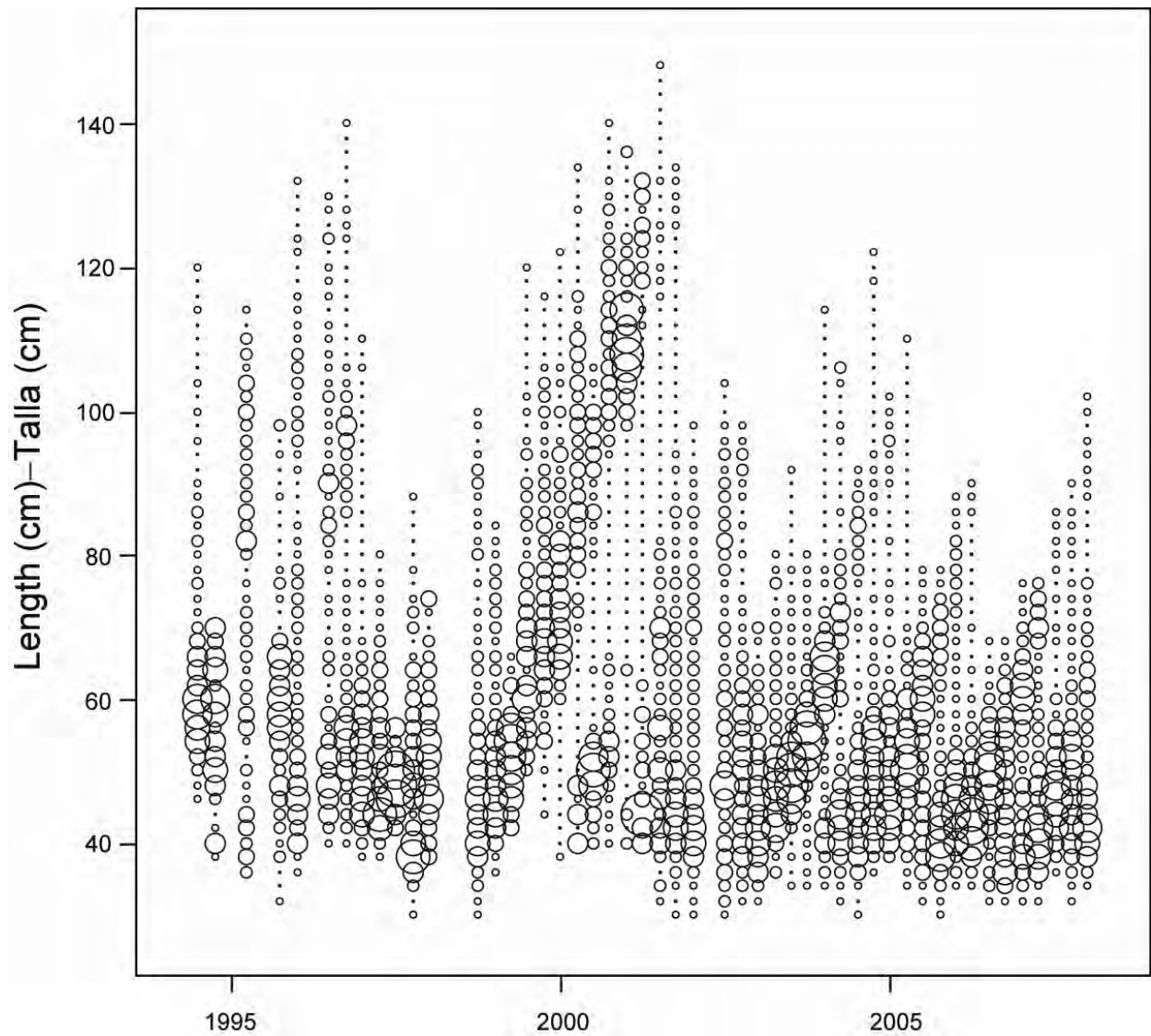


FIGURE 2.6e. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 5, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6e. Composición por talla de las capturas de patudo de la Pesquería 5, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a la captura.

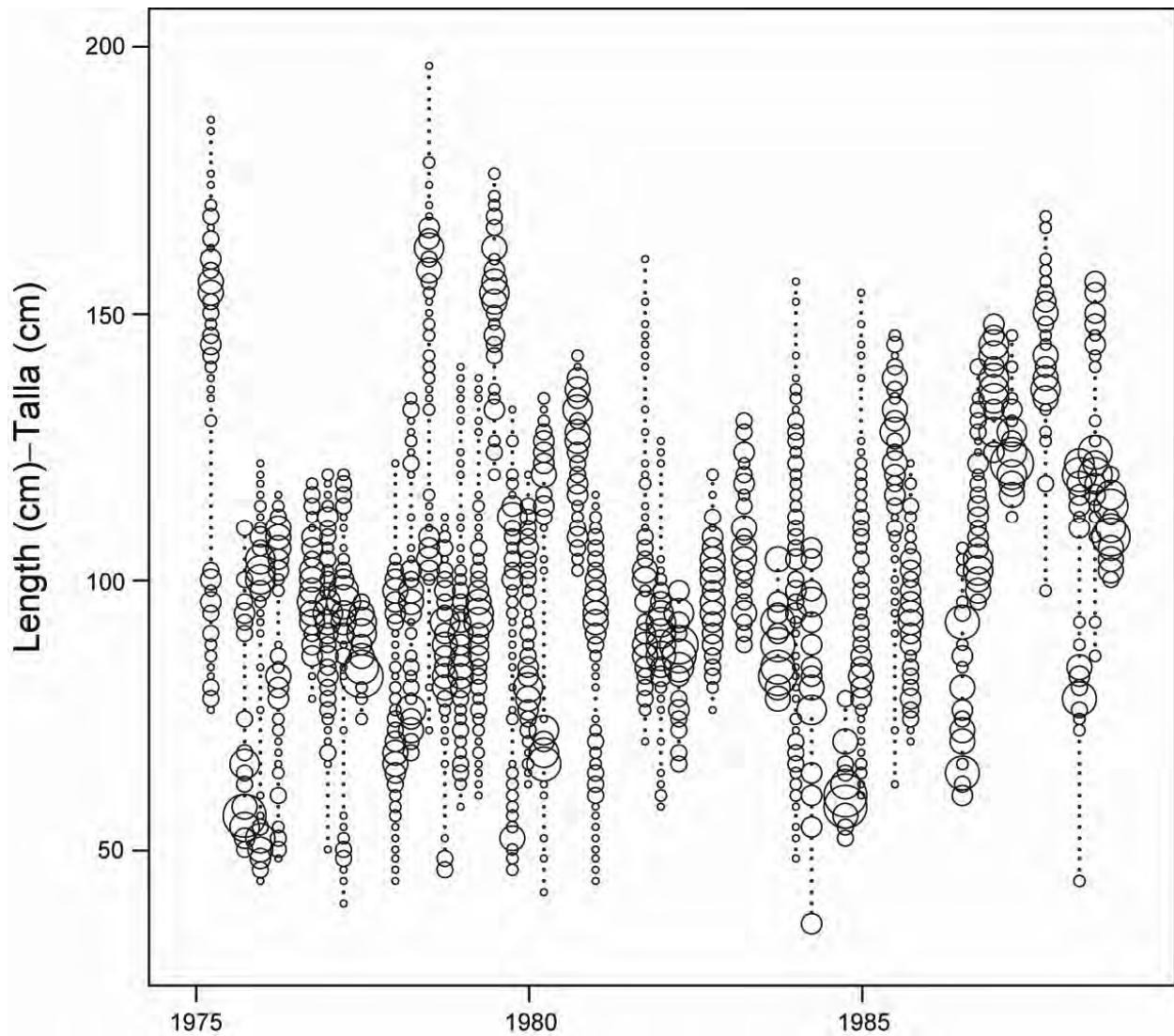


FIGURE 2.6f. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 6, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6f. Composición por talla de las capturas de patudo de la Pesquería 6, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a la captura.

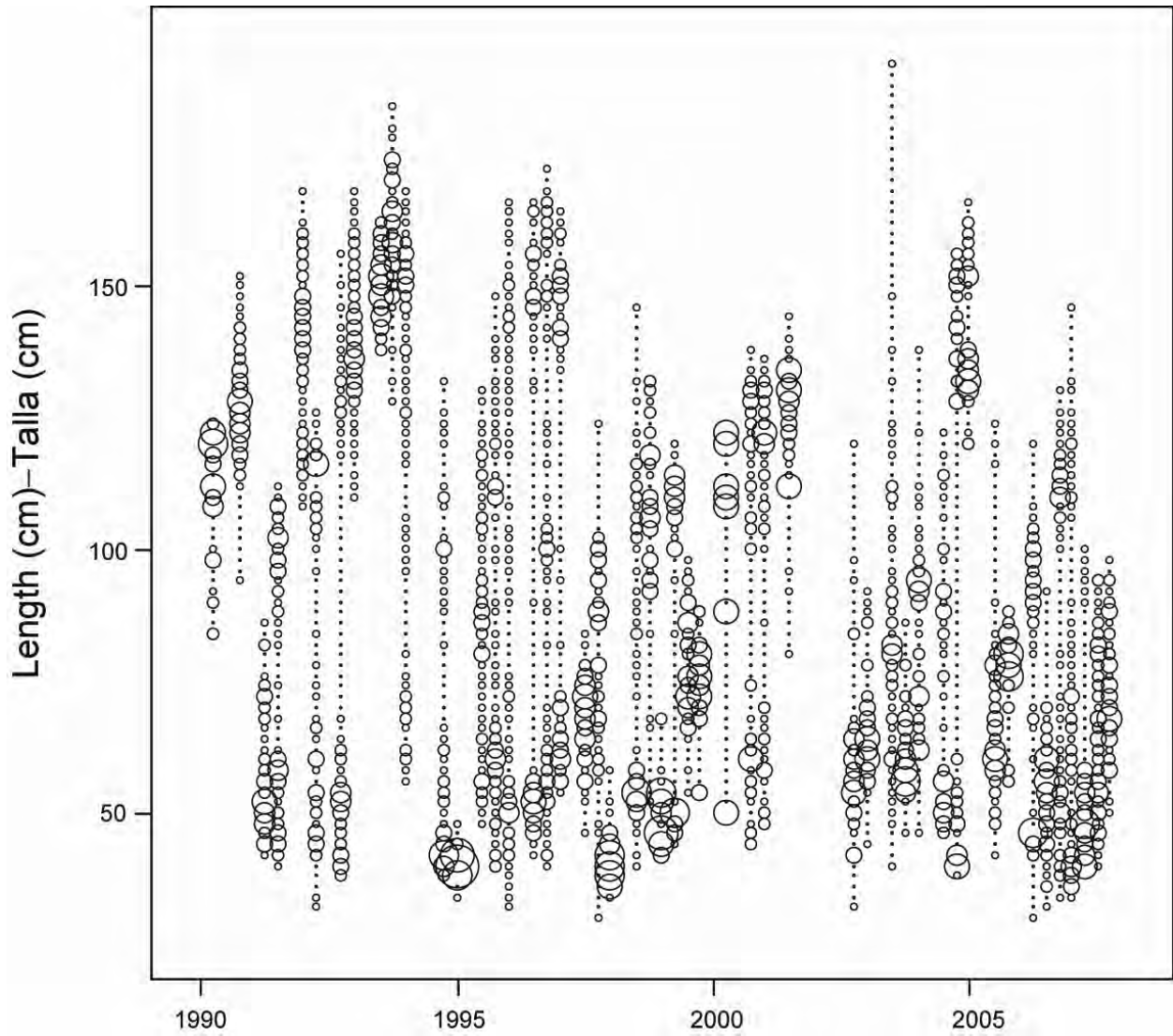


FIGURE 2.6g. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 7, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6g. Composición por talla de las capturas de patudo de la Pesquería 7, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a la captura.

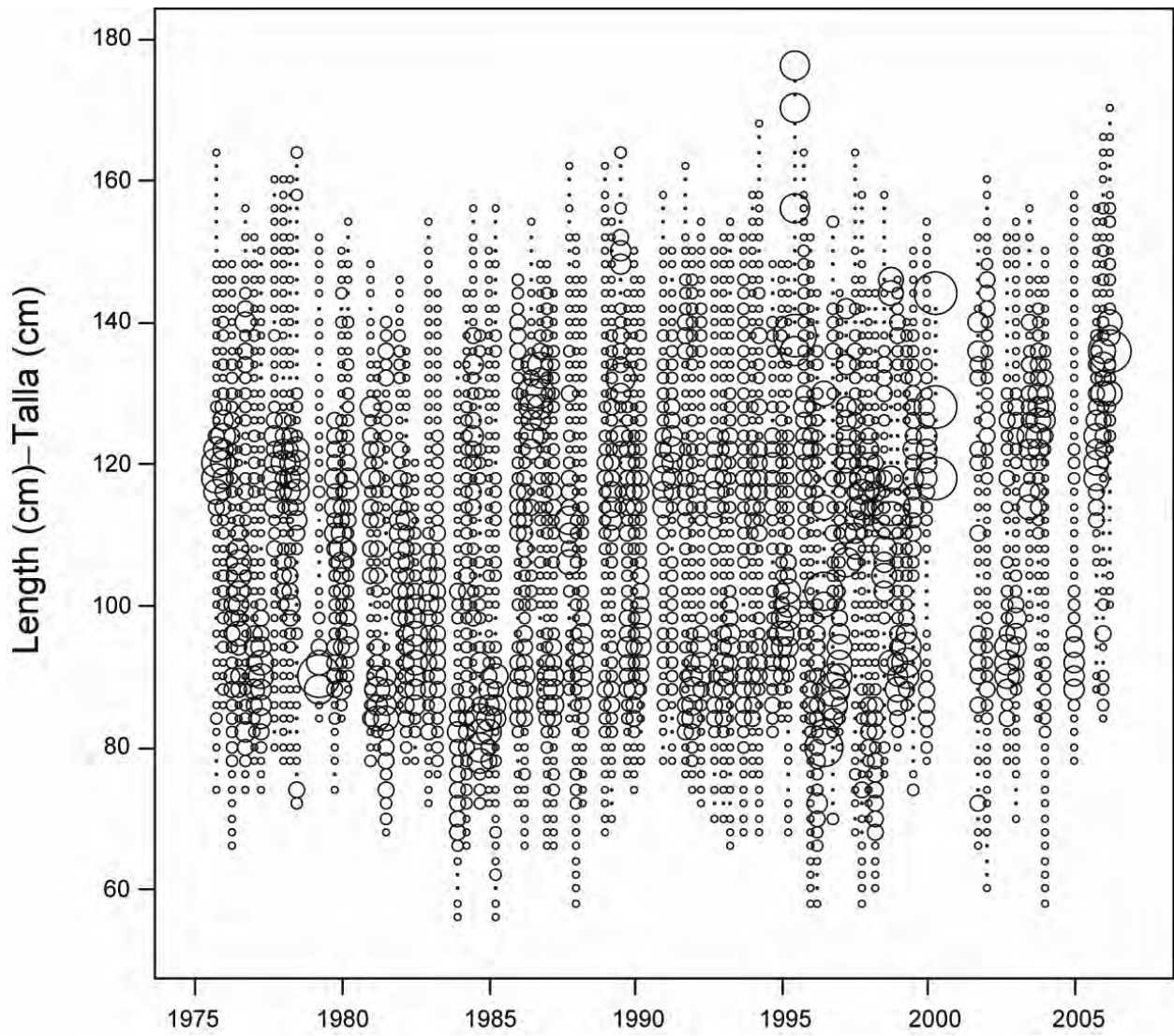


FIGURE 2.6h. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 8, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6h. Composición por talla de las capturas de patudo de la Pesquería 8, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a la captura.

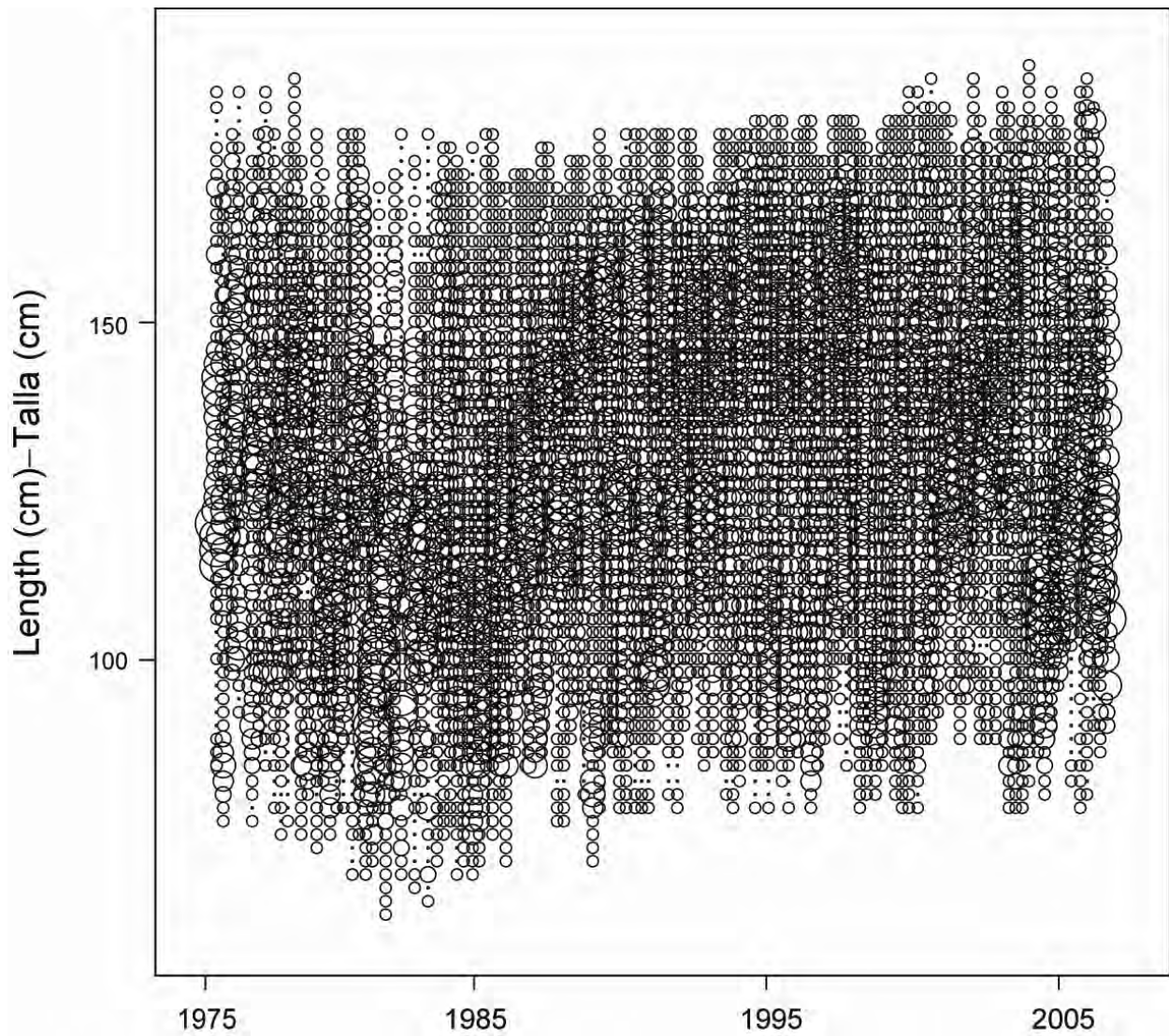


FIGURE 2.6i. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 9, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

FIGURA 2.6i. Composición por talla de las capturas de patudo de la Pesquería 9, por trimestre. El tamaño de los círculos es proporcional a la captura.

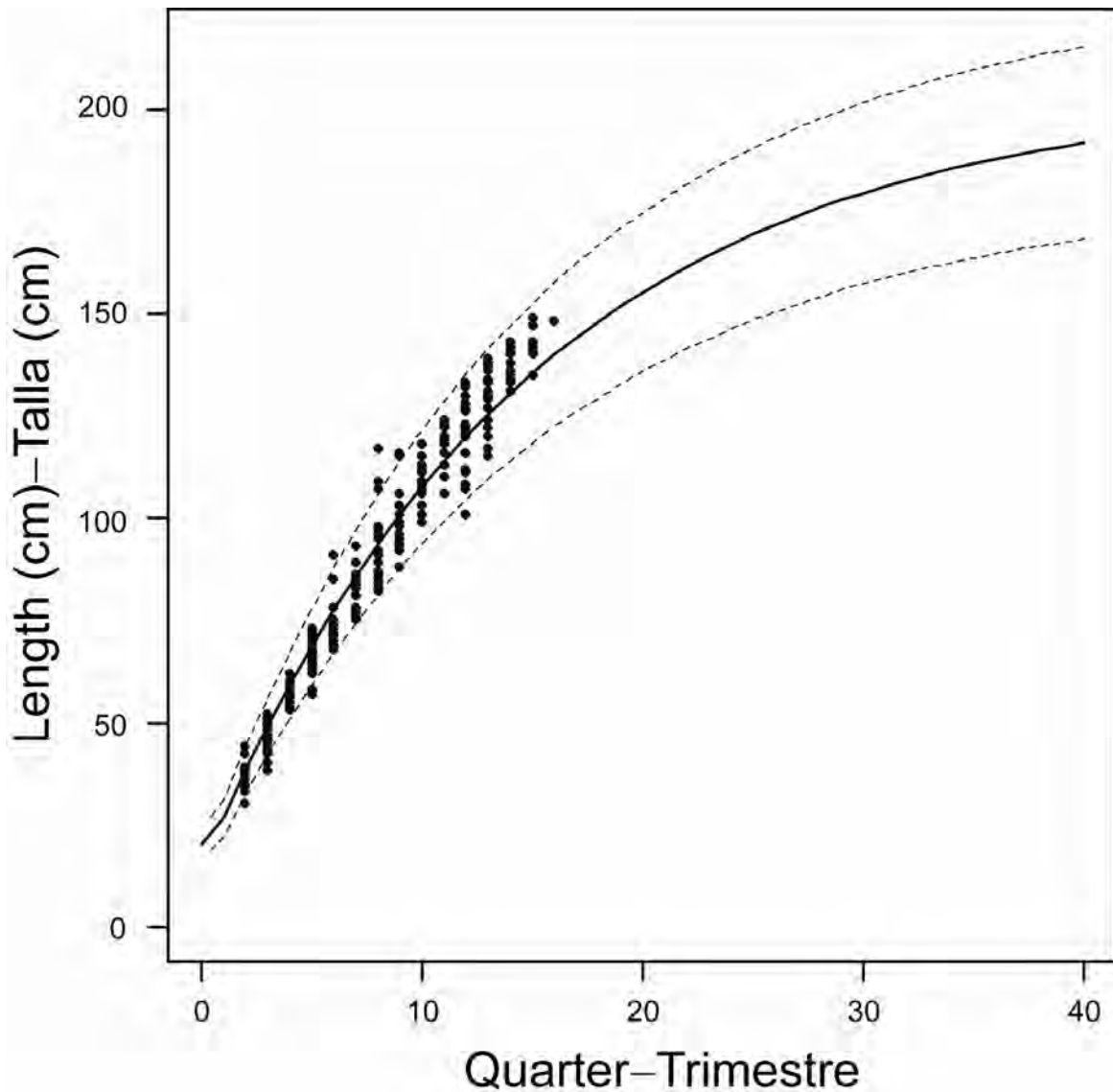


FIGURE 3.1. Estimated average lengths at age for bigeye tuna in the EPO. The dots represent the otolith age-length data from Schaefer and Fuller (2006). The dashed lines indicate the confidence intervals (± 2 standard deviations) of the mean lengths at age.

FIGURA 3.1. Talla a edad media estimada del atún patudo en el OPO. Los puntos representan los datos de otolitos de talla a edad de Schaefer y Fuller (2006). Las líneas de trazos indican los intervalos de confianza (± 2 desviaciones estándar) de la talla media a edad.

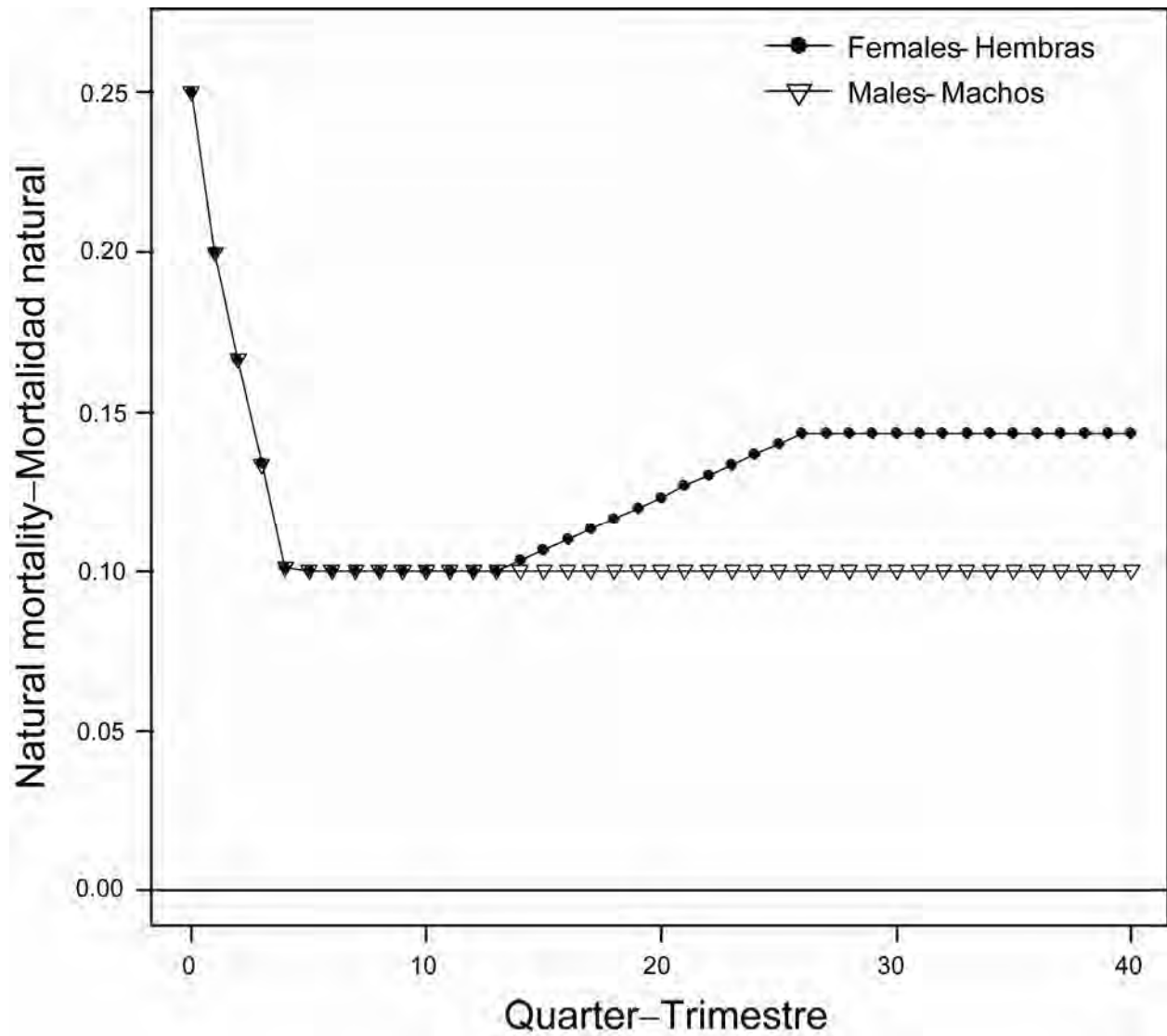


FIGURE 3.2. Quarterly natural mortality (M) rates used for the base case assessment of bigeye tuna in the EPO.

FIGURA 3.2. Tasas trimestrales de mortalidad natural (M) usadas en la evaluación del caso base del atún patudo en el OPO.

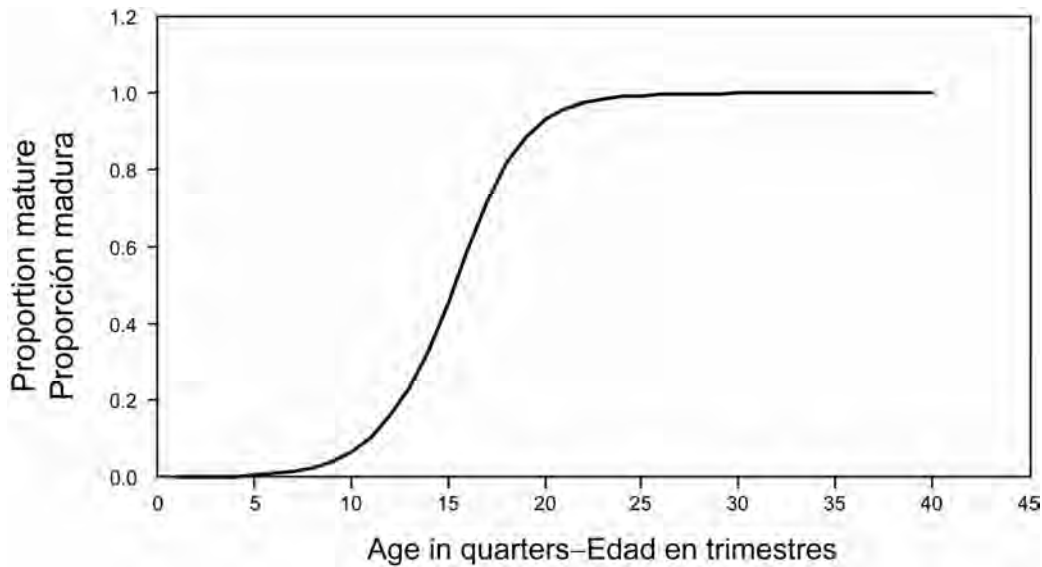


FIGURE 3.3. Age-specific index of fecundity of bigeye tuna as assumed in the base case model and in the estimation of natural mortality.

FIGURA 3.3. Índice de fecundidad por edad de atún patudo supuesto en el modelo del caso base y en la estimación de la mortalidad natural.

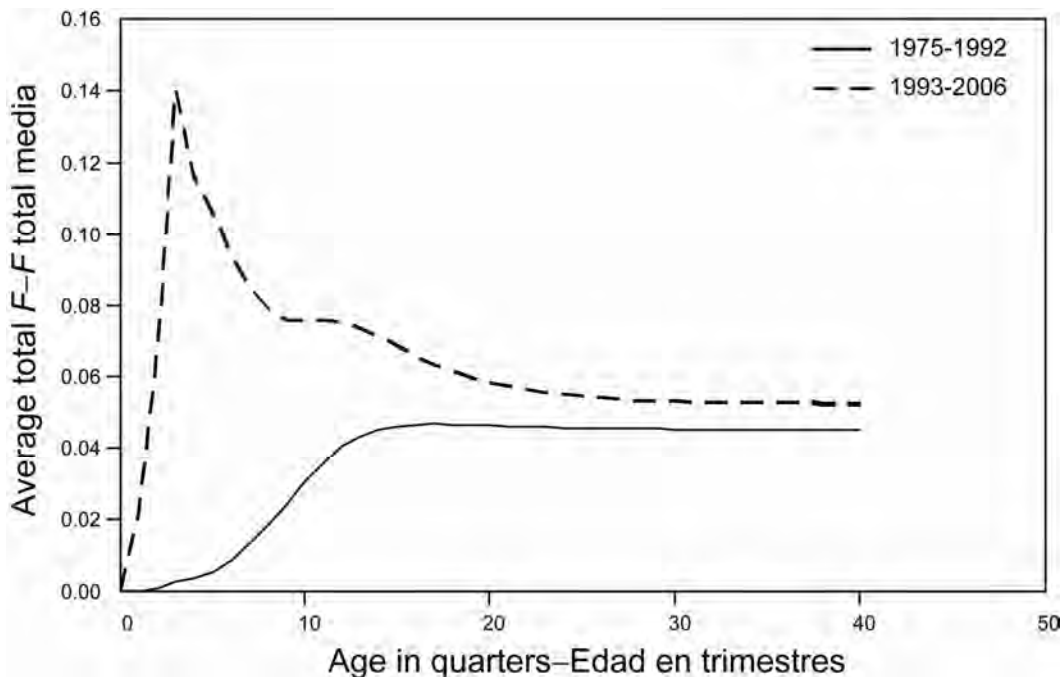


FIGURE 4.1. Average quarterly fishing mortality (approximated by exploitation rate) at age of bigeye tuna, by all gears, in the EPO. The curves for 1975-1992 and 1993-2007 display the averages for the periods prior to and since the expansion of the floating-object fisheries, respectively.

FIGURA 4.1. Mortalidad por pesca trimestral media (aproximada por la tasa de explotación) por edad de atún patudo en el OPO, por todas las artes. Las curvas de 1975-1992 y 1993-2007 muestran los promedios de los períodos antes y después de la expansión de las pesquerías sobre objetos flotantes, respectivamente.

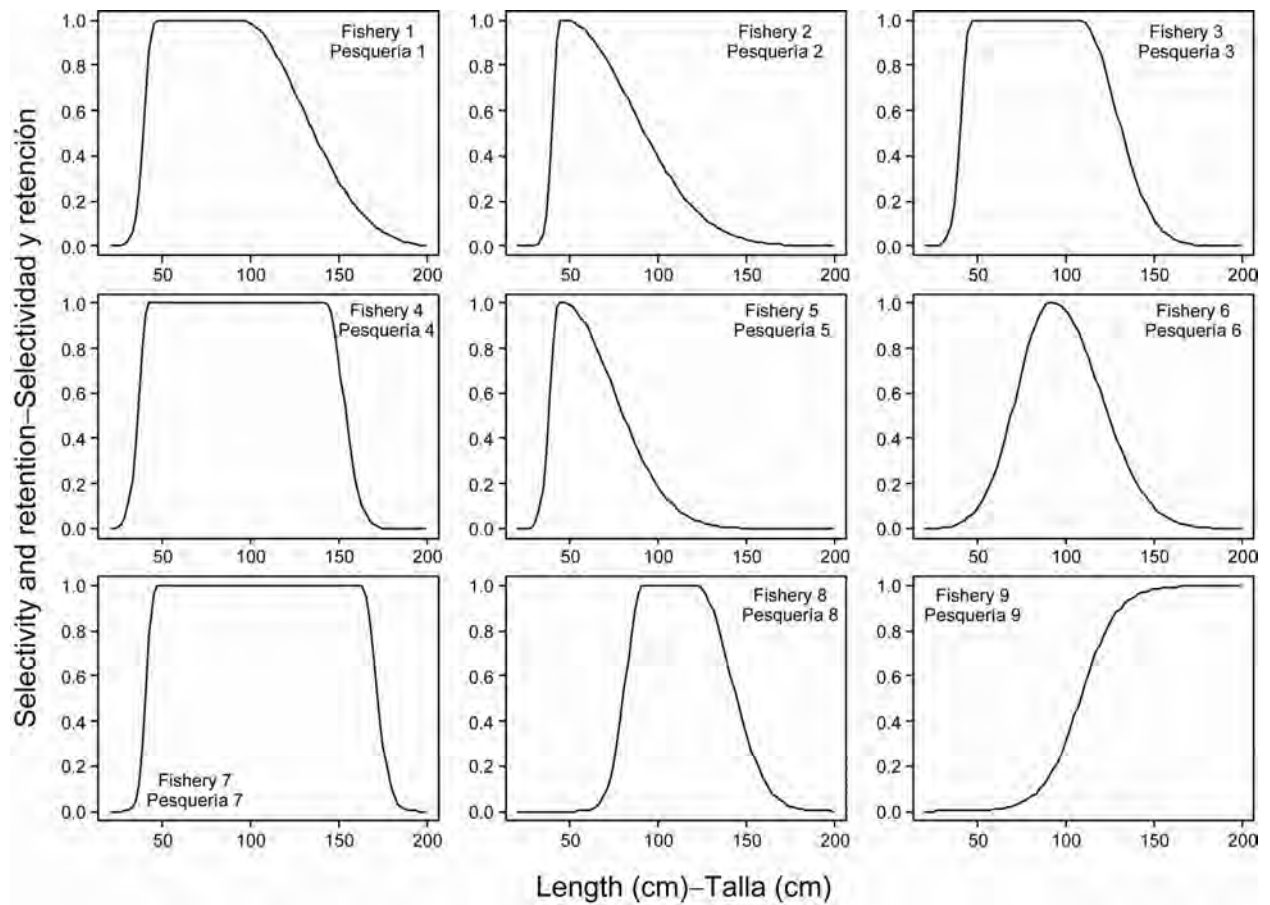


FIGURE 4.2. Size selectivity curves for Fisheries 1-9, estimated with SS2. Fish are assumed to be fully selected for the discard Fisheries 10-13. The selectivity curves for Fisheries 14 and 15 are the same as Fisheries 8 and 9, respectively.

FIGURA 4.2. Curvas de selectividad por talla correspondientes a las Pesquerías 1 a 9, estimadas con SS2. En el caso de las pesquerías de descarte (10-13), se supone que el pescado es plenamente seleccionado. Las curvas de selectividad de las Pesquerías 14 y 15 son iguales que las de las Pesquerías 8 y 9, respectivamente.

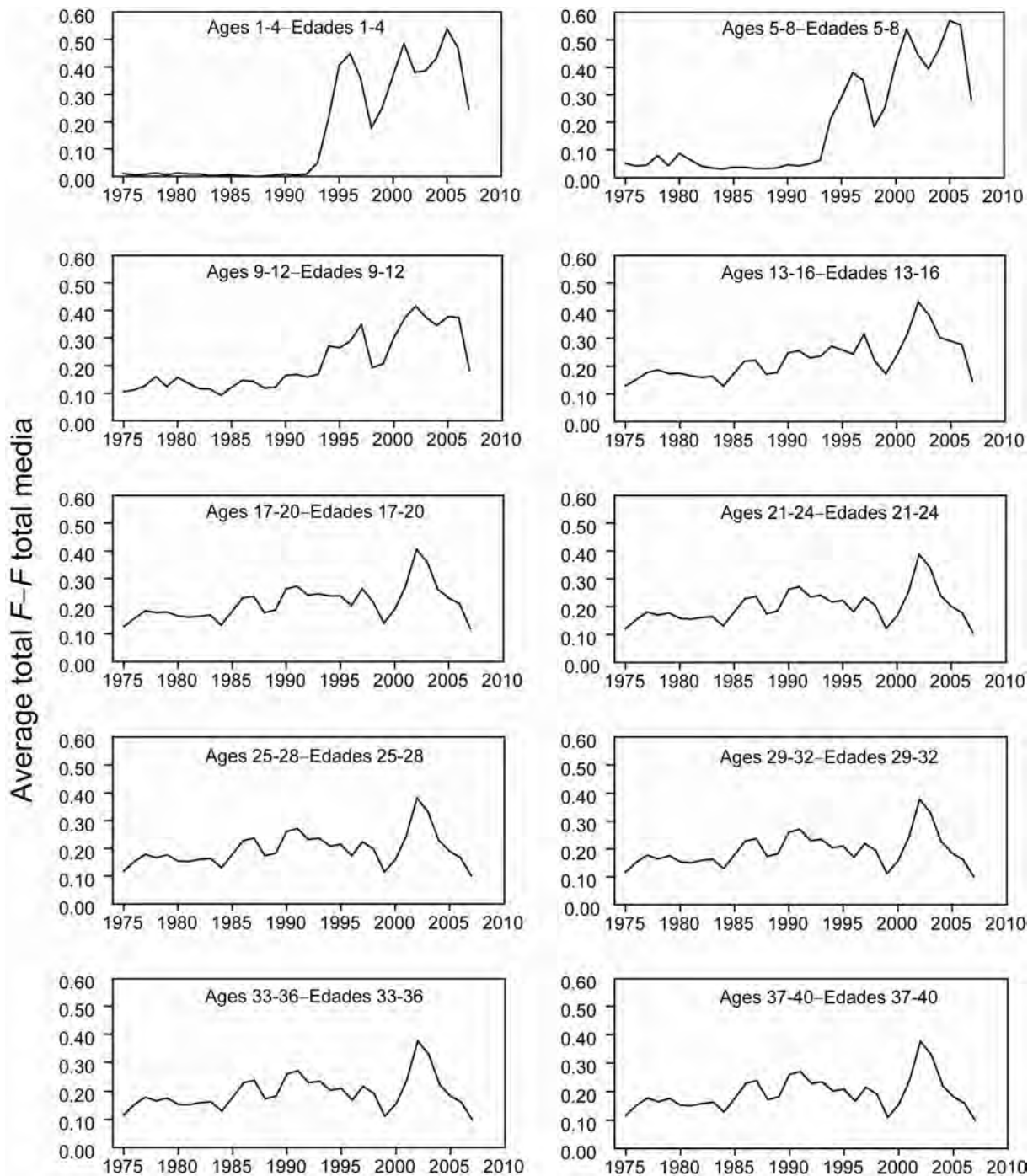


FIGURE 4.3. Average annual fishing mortality, by all gears, of bigeye tuna recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates an average of four annual fishing mortality vectors that affected the fish within the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the upper-left panel is an average of the fishing mortalities that affected the fish that were 1-4 quarters old.

FIGURA 4.3. Mortalidad por pesca anual media, por todos los artes, de atún patudo reclutado a las pesquerías del OPO. Cada recuadro ilustra un promedio de cuatro vectores anuales de mortalidad por pesca que afectaron los peces de la edad indicada en el título de cada recuadro. Por ejemplo, la tendencia ilustrada en el recuadro superior izquierdo es un promedio de las mortalidades por pesca que afectaron a los peces de entre 1-4 trimestres de edad.

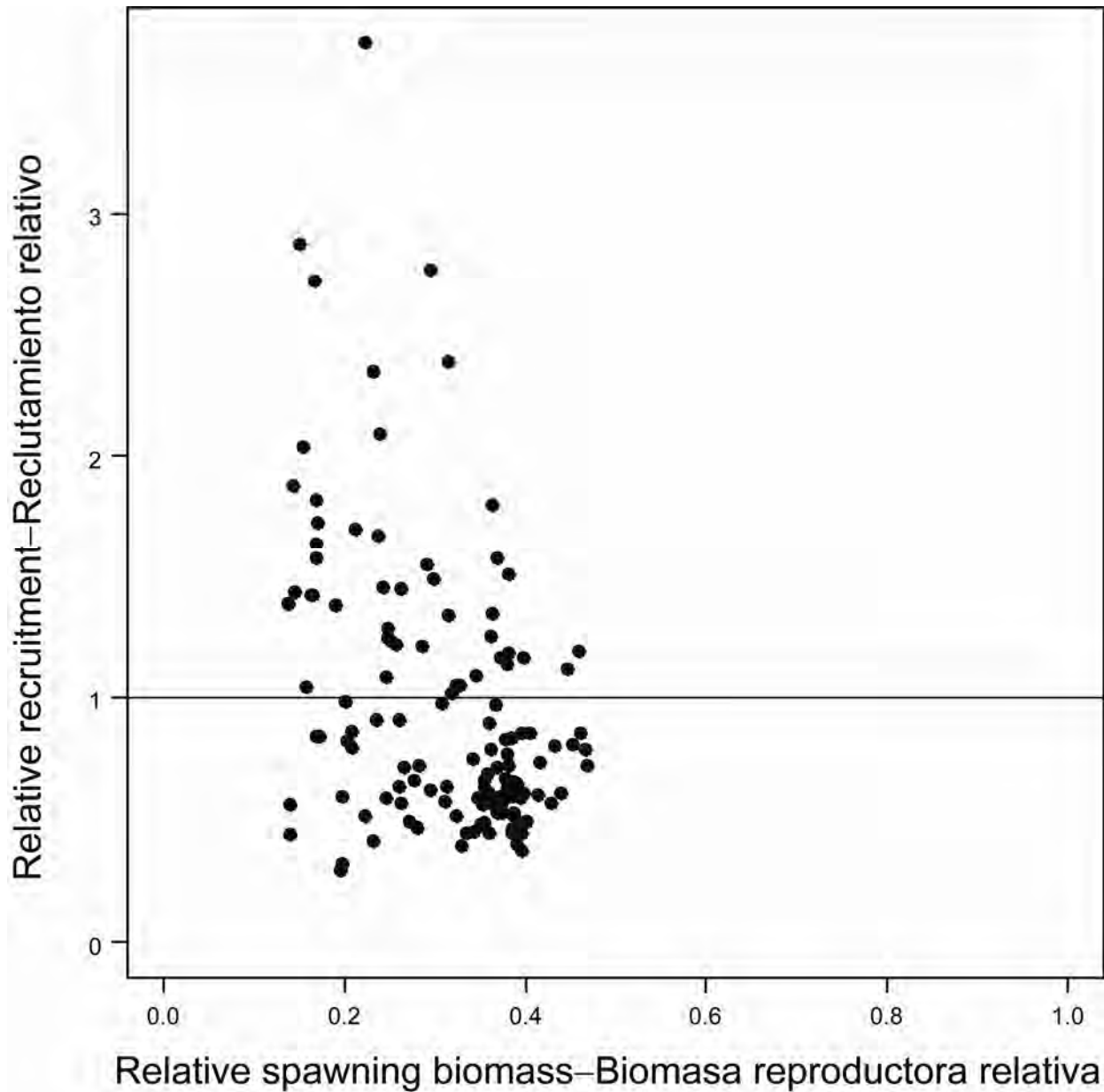


FIGURE 4.4. Estimated relationship between the recruitment of bigeye tuna and spawning biomass. The recruitment is scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0. Likewise, the spawning biomass is scaled so that the estimate of virgin spawning biomass is equal to 1.0. The horizontal line represents the assumed stock-recruitment relationship.

FIGURA 4.4. Relación estimada entre el reclutamiento y la biomasa reproductora de atún patudo. Se escala el reclutamiento para que la estimación de reclutamiento virgen equivalga a 1,0, y la biomasa reproductora para que la estimación de biomasa reproductora virgen equivalga a 1,0. La línea horizontal representa la relación población-reclutamiento supuesta.

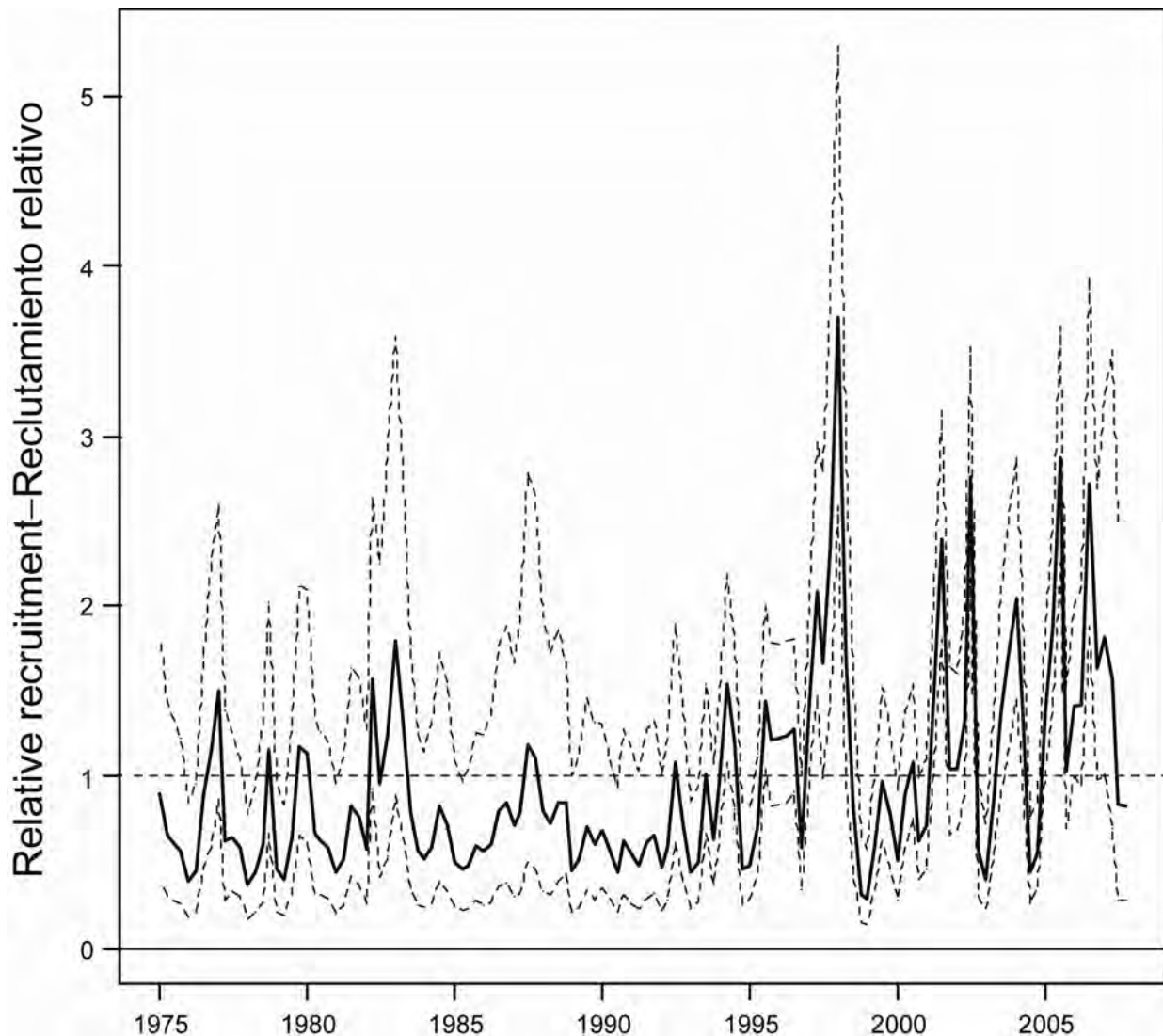


FIGURE 4.5. Estimated recruitment of bigeye tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the thin dashed lines the confidence intervals (± 2 standard deviations) around those estimates. The dashed horizontal line represents the average recruitment for the period. The labels on the time axis are drawn at the beginning of each year, but, since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of recruitment for each year.

FIGURA 4.5. Reclutamiento estimado de atún patudo a las pesquerías del OPO. Se escalan las estimaciones para que la estimación de reclutamiento virgen equivalga a 1,0. La línea gruesa ilustra las estimaciones de reclutamiento de verosimilitud máxima, y las líneas delgadas de trazos los intervalos de confianza (± 2 desviaciones estándar) alrededor de esas estimaciones. La línea horizontal de trazos representa el reclutamiento promedio del período. Se dibujan las leyendas en el eje de tiempo al principio de cada año, pero, ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestres, hay cuatro estimaciones de reclutamiento para cada año.

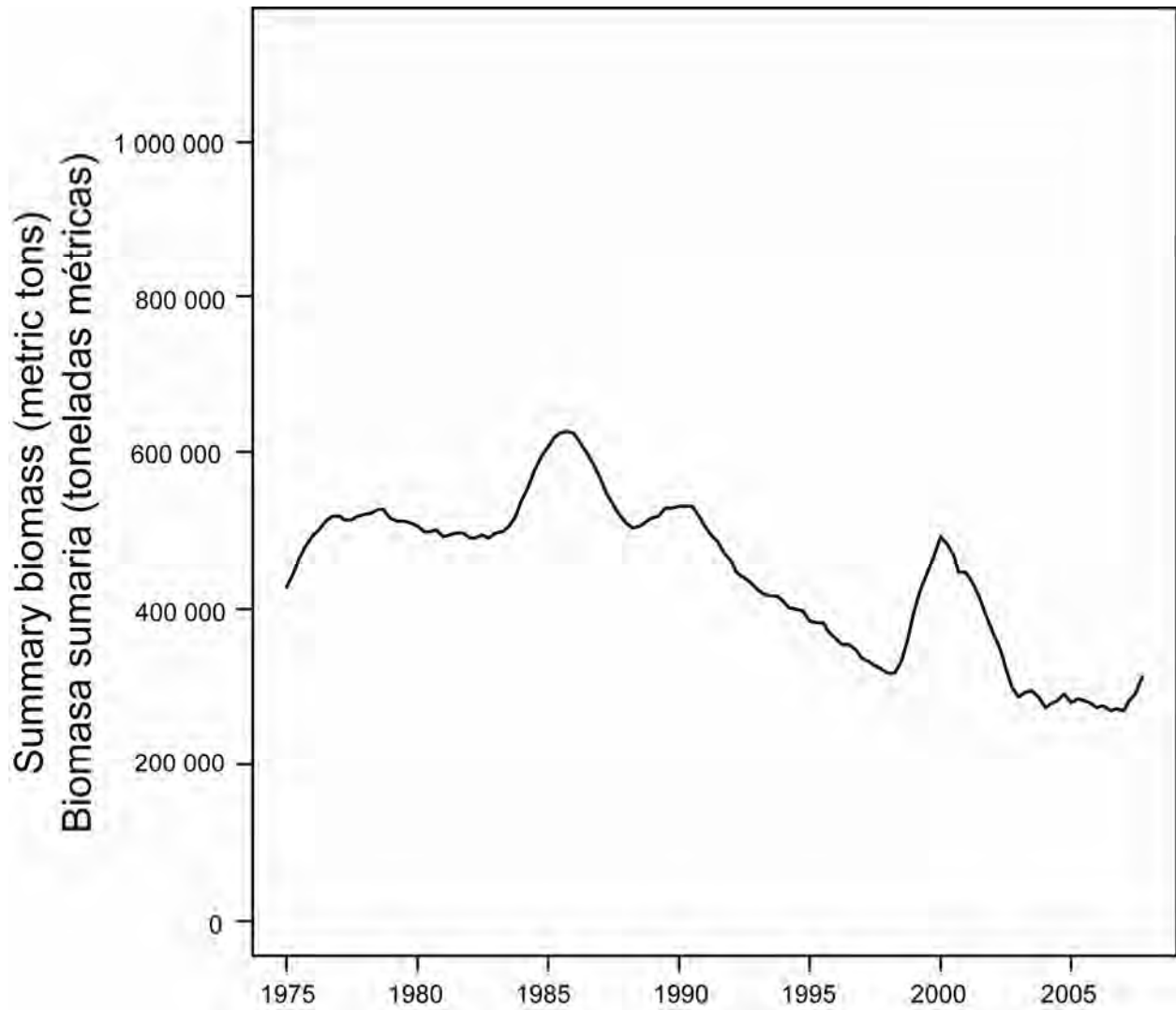


FIGURE 4.6. Maximum likelihood estimates of the biomass of bigeye tuna 3+ quarters old in the EPO (summary biomass). Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year.

FIGURA 4.6. Estimaciones de verosimilitud máxima de la biomasa de atún patudo de 3+ trimestres de edad en el OPO (biomasa sumaria). Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestre, hay cuatro estimaciones de biomasa para cada año.

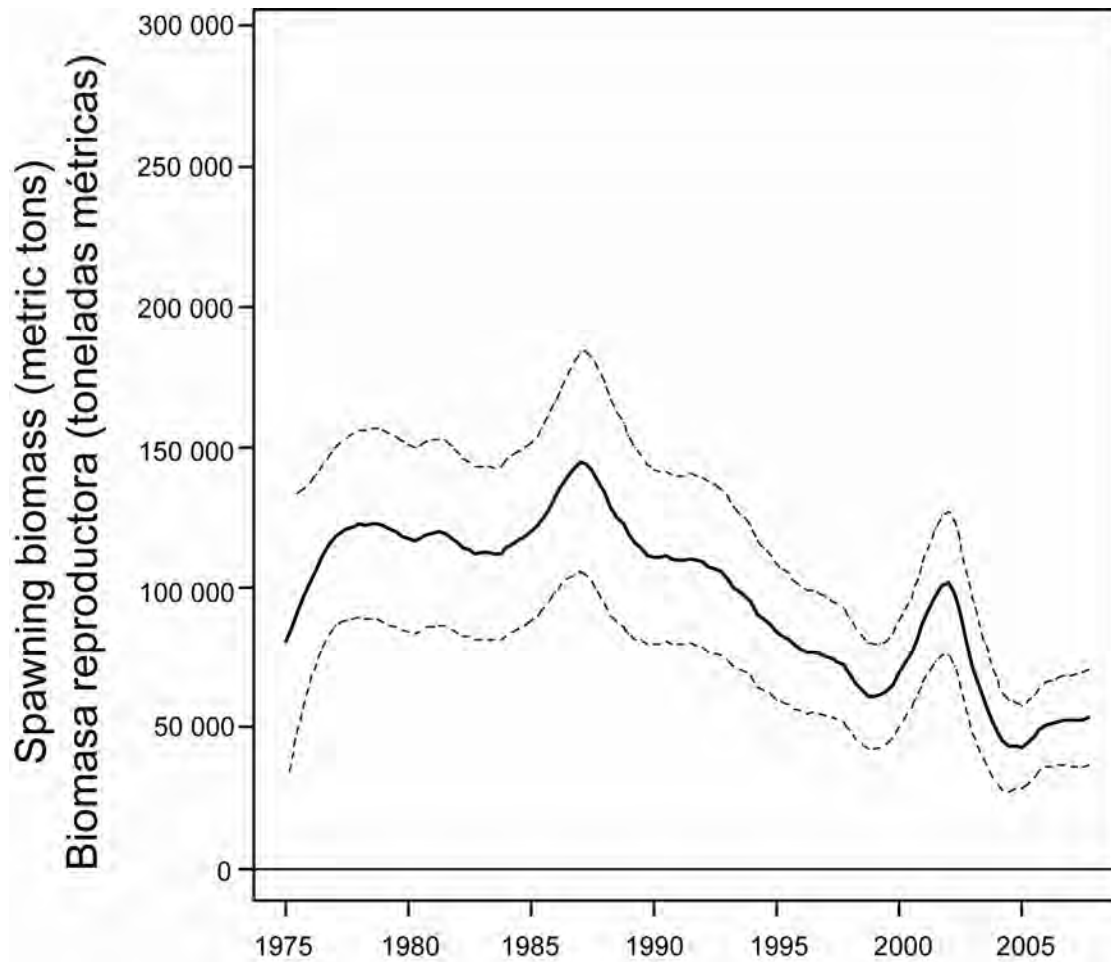


FIGURE 4.7. Maximum likelihood estimates of the spawning biomass (see Section 4.1.3) of bigeye tuna in the EPO. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomasses, and the thin dashed lines the confidence intervals (± 2 standard deviations) around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of the index for each year.

FIGURA 4.7. Estimaciones de verosimilitud máxima del índice de biomasa reproductora (ver Sección 4.1.3) de atún patudo en el OPO. La línea gruesa ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima de la biomasa, y las líneas delgadas de trazos los intervalos de confianza (± 2 desviaciones estándar) alrededor de estas estimaciones. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestre, hay cuatro estimaciones del índice para cada año.

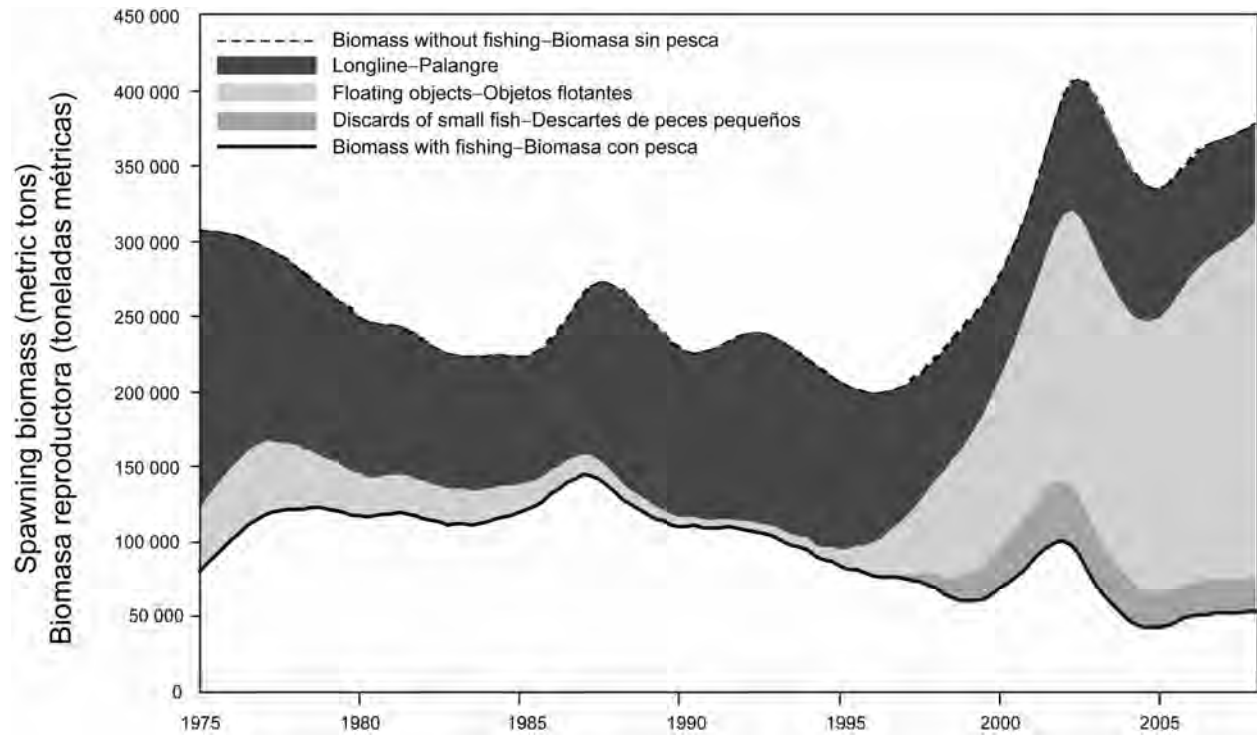


FIGURE 4.8. Trajectory of the spawning biomass of a simulated population of bigeye tuna that was not exploited (top line) and that predicted by the stock assessment model (bottom line). The shaded areas between the two lines show the portions of the impact attributed to each fishing method.

FIGURA 4.8. Trayectoria de la biomasa reproductora de una población simulada de atún patudo no explotada (línea superior) y la que predice el modelo de evaluación (línea inferior). Las áreas sombreadas entre las dos líneas señalan la porción del efecto atribuida a cada método de pesca.

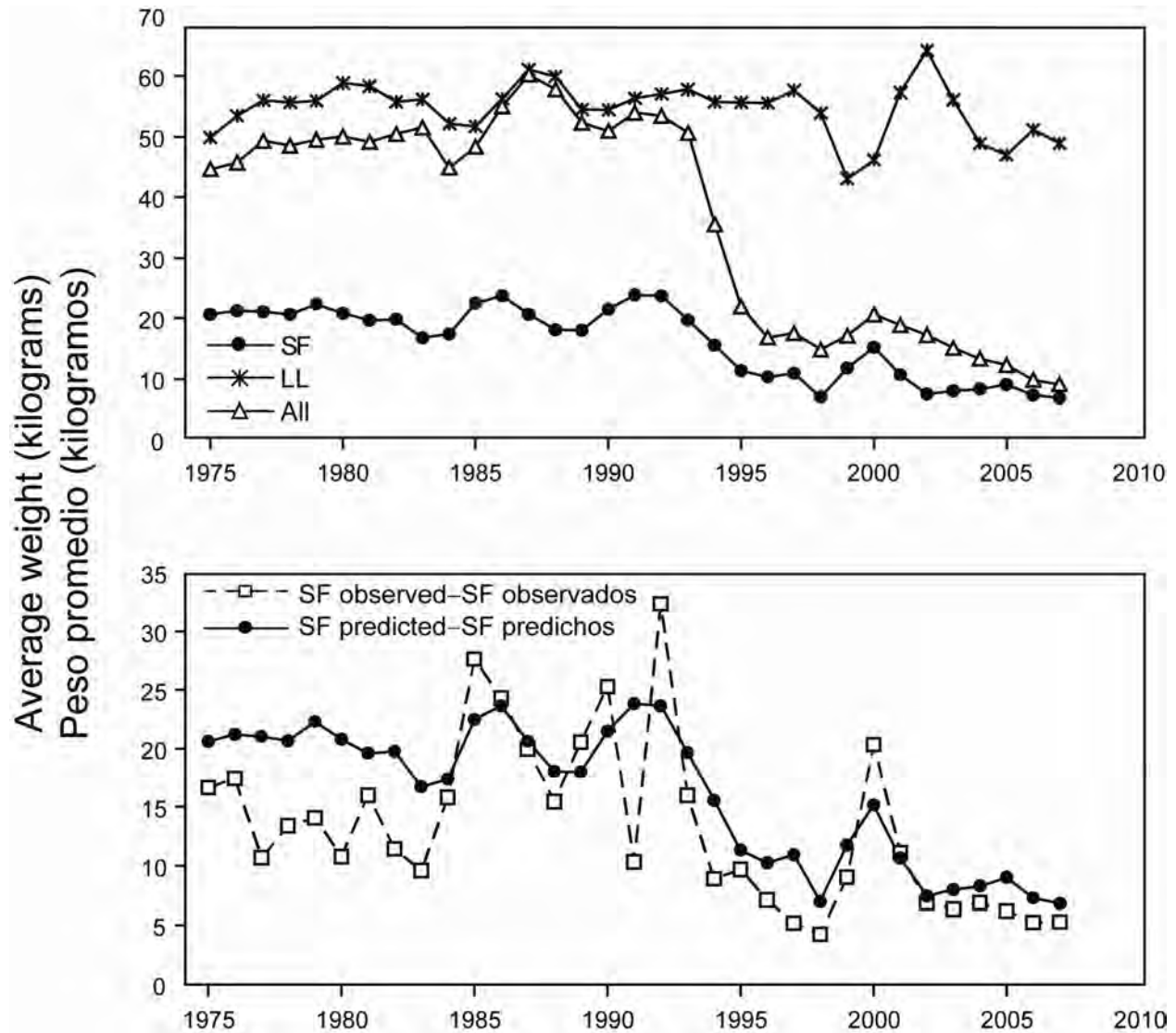


FIGURE 4.9. Average weights of bigeye tuna caught in the EPO, 1975-2007, by the surface fisheries (SF, Fisheries 1-7), longline fisheries (LL, Fisheries 8-9 and 14-15), and all fisheries combined (All). Upper panel: predicted average weights; lower panel: predicted and observed average weights for the surface fisheries.

FIGURA 4.9. Peso medio estimado de atún patudo capturado en el OPO, 1975-2007, por las pesquerías de superficie (SF, Pesquerías 1-7), de palangre (LL, Pesquerías 8, 9 y 14-15), y todas las pesquerías combinadas (All). Recuadro superior: pesos medios predichos; recuadro inferior: pesos medios predichos y observados de las pesquerías de superficie.

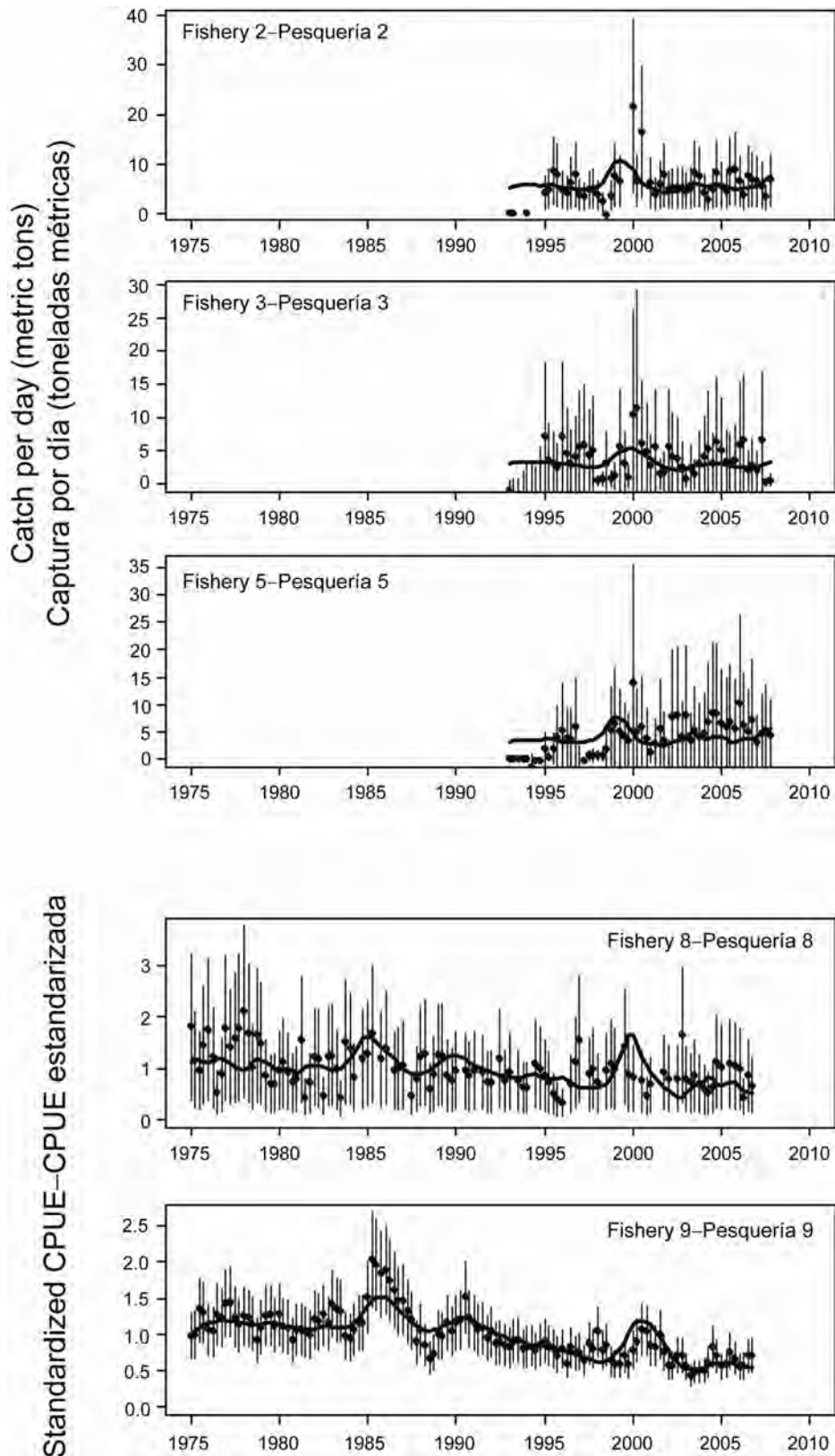


FIGURE 4.10. Model fit to the CPUE data from different fisheries.
FIGURA 4.10. Ajuste del modelo a los datos de CPUE de varias pesquerías.

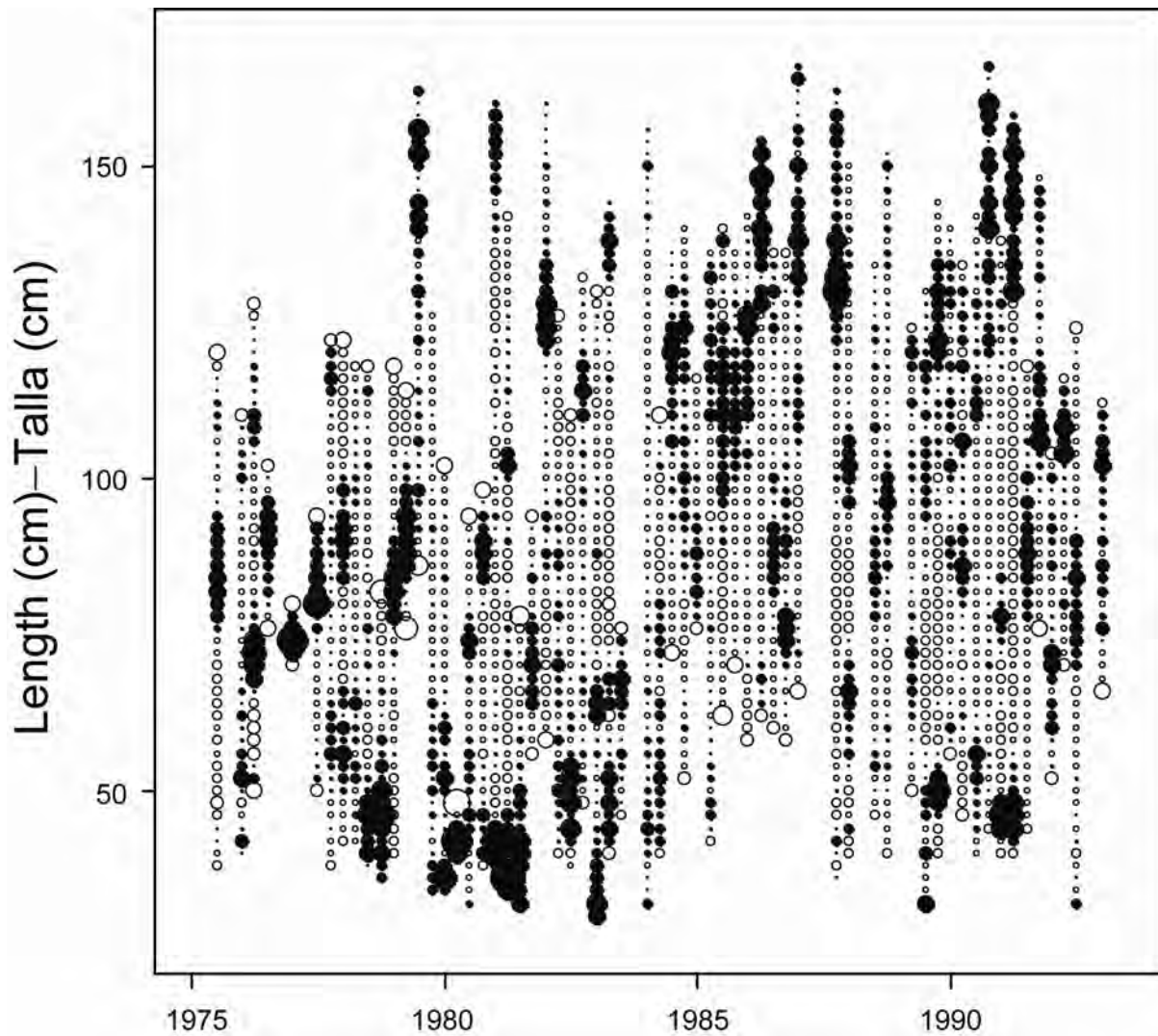


FIGURE 4.11a. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 1. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11a. Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la Pesquería 1. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales.

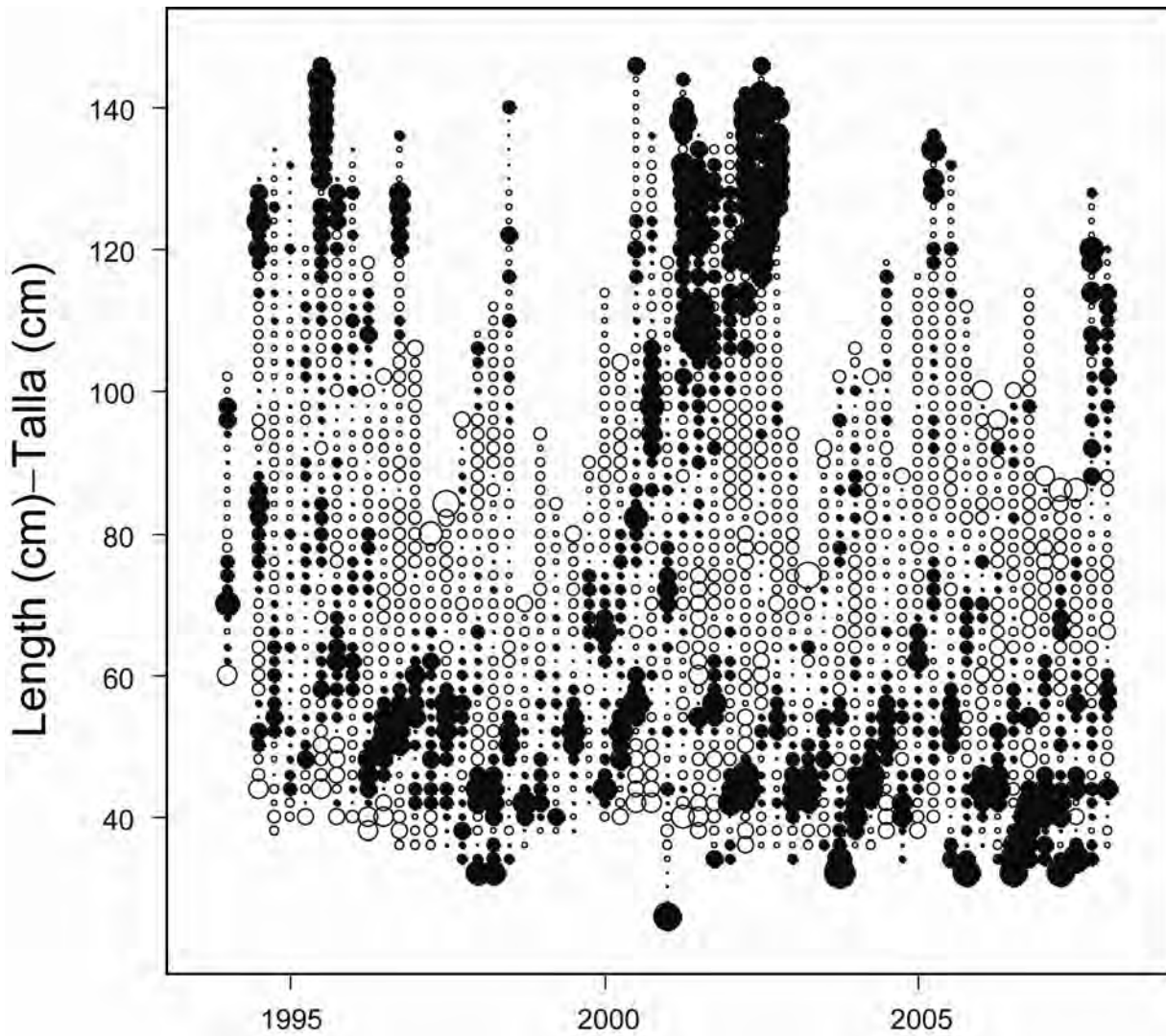


FIGURE 4.11b. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 2. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11b. Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la Pesquería 2. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales.

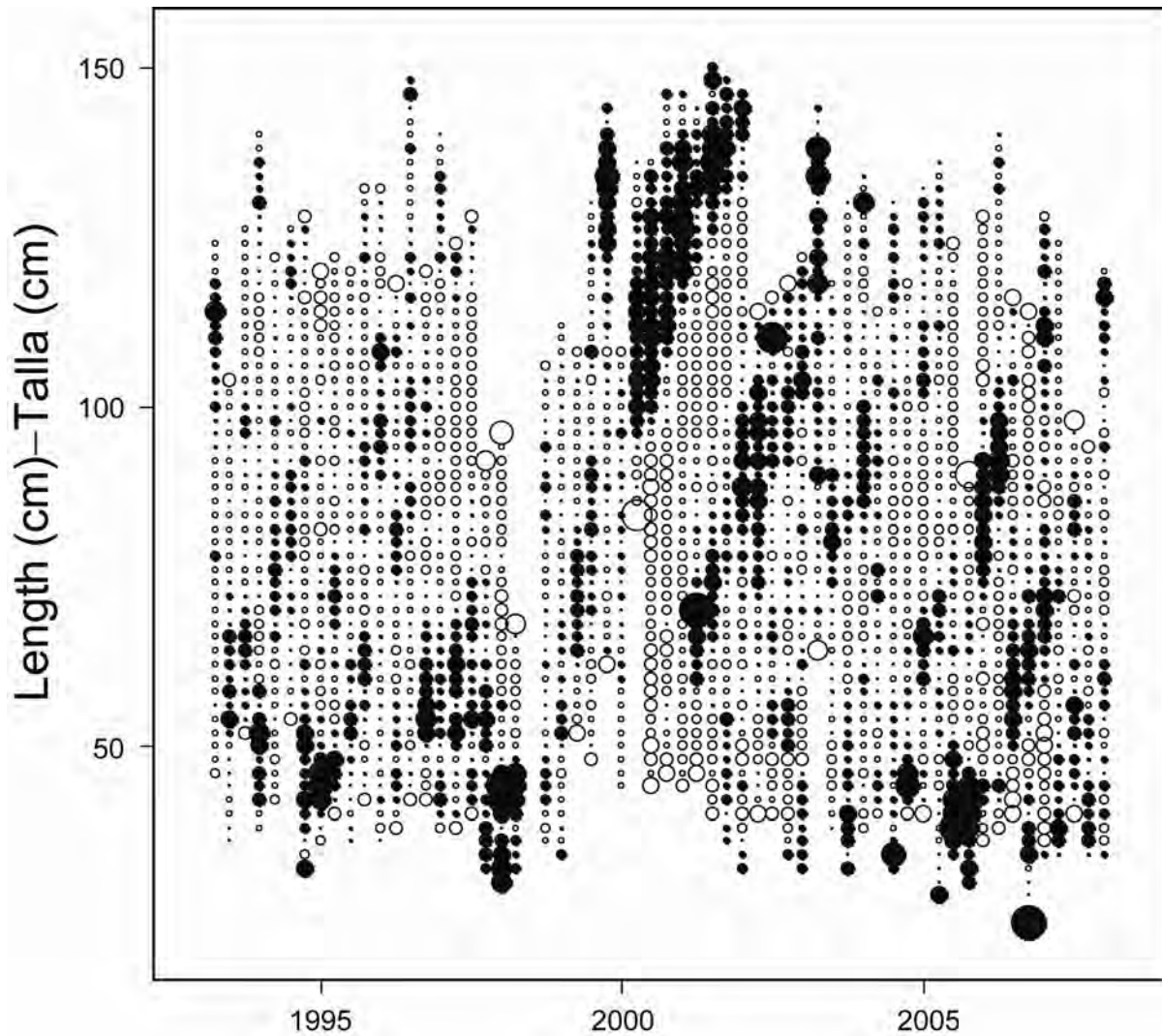


FIGURE 4.11c. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 3. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11c. Gráficas de residuos de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la Pesquería 3. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuos.

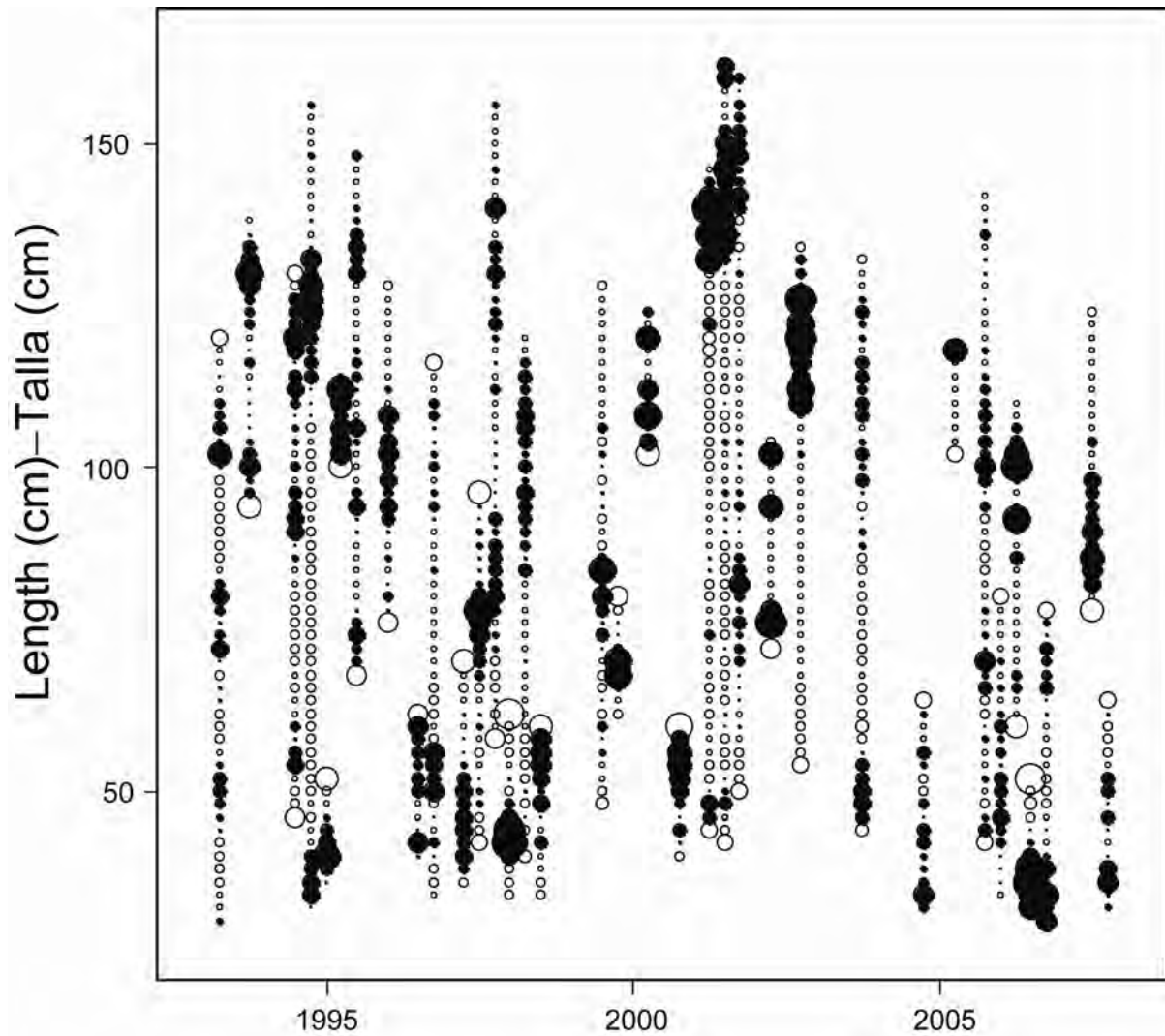


FIGURE 4.11d Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 4. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11d. Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la Pesquería 4. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales.

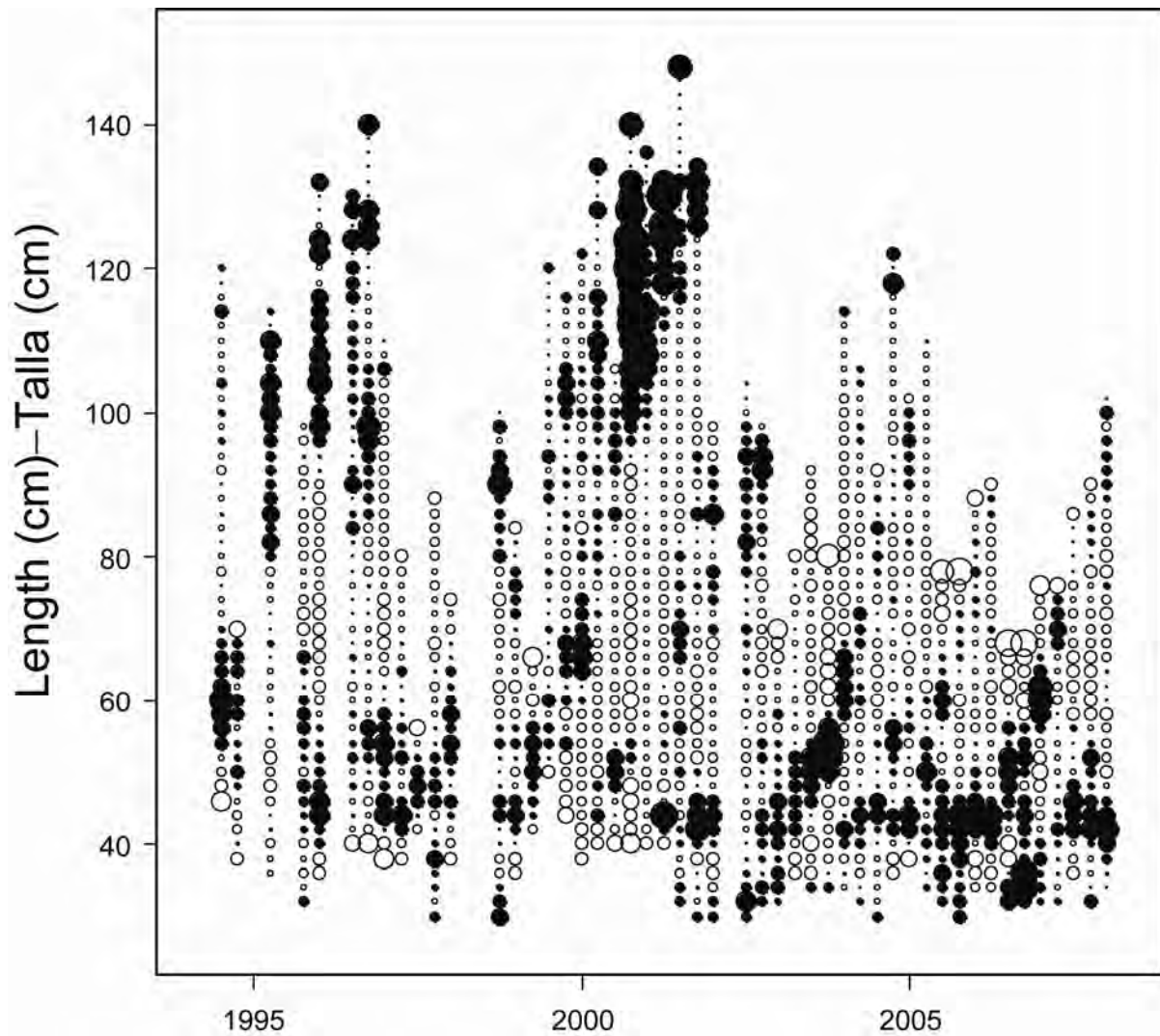


FIGURE 4.11e. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 5. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11e. Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la Pesquería 5. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales.

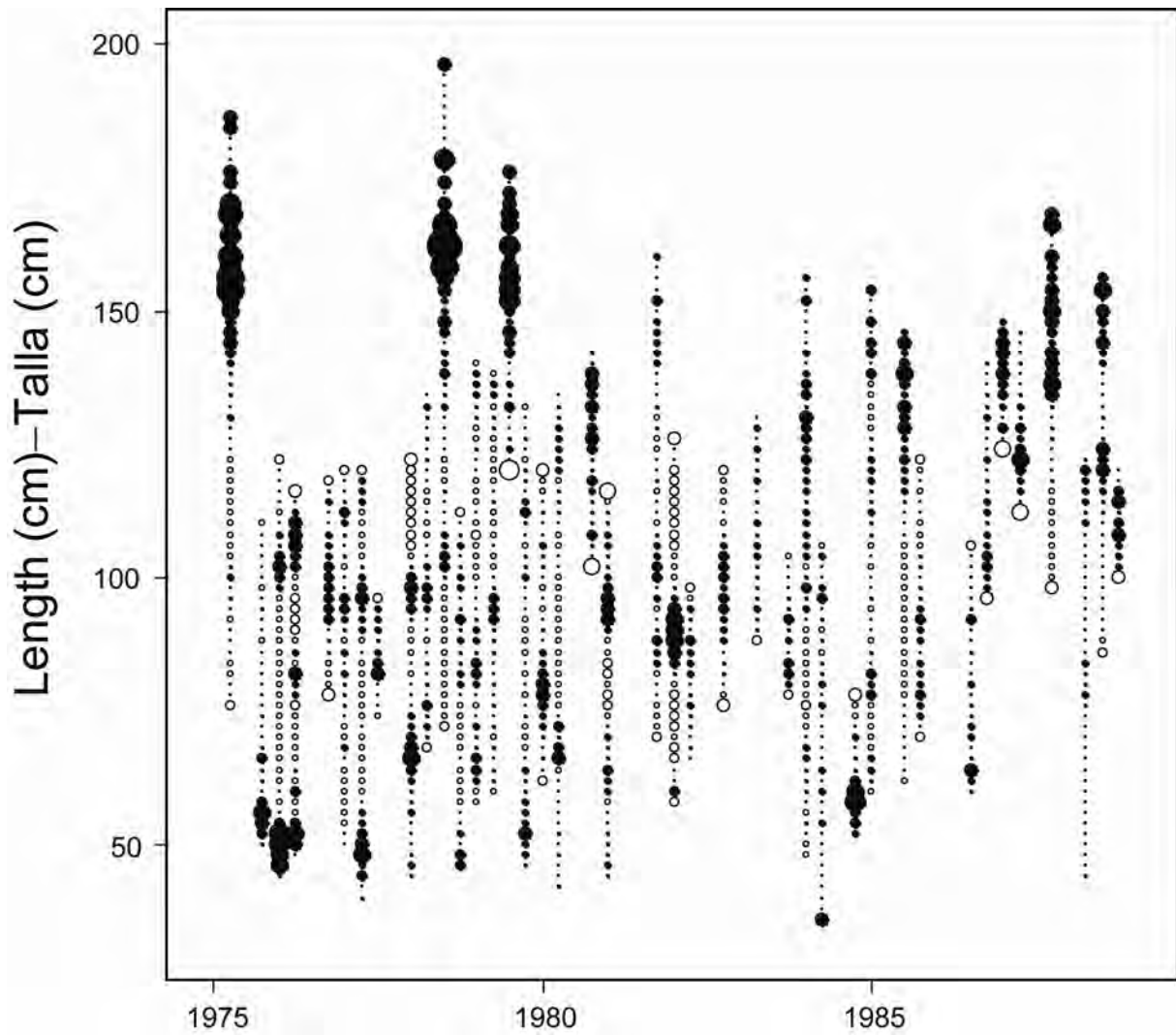


FIGURE 4.11f. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 6. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11f. Gráficas de residuos de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la Pesquería 6. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuos.

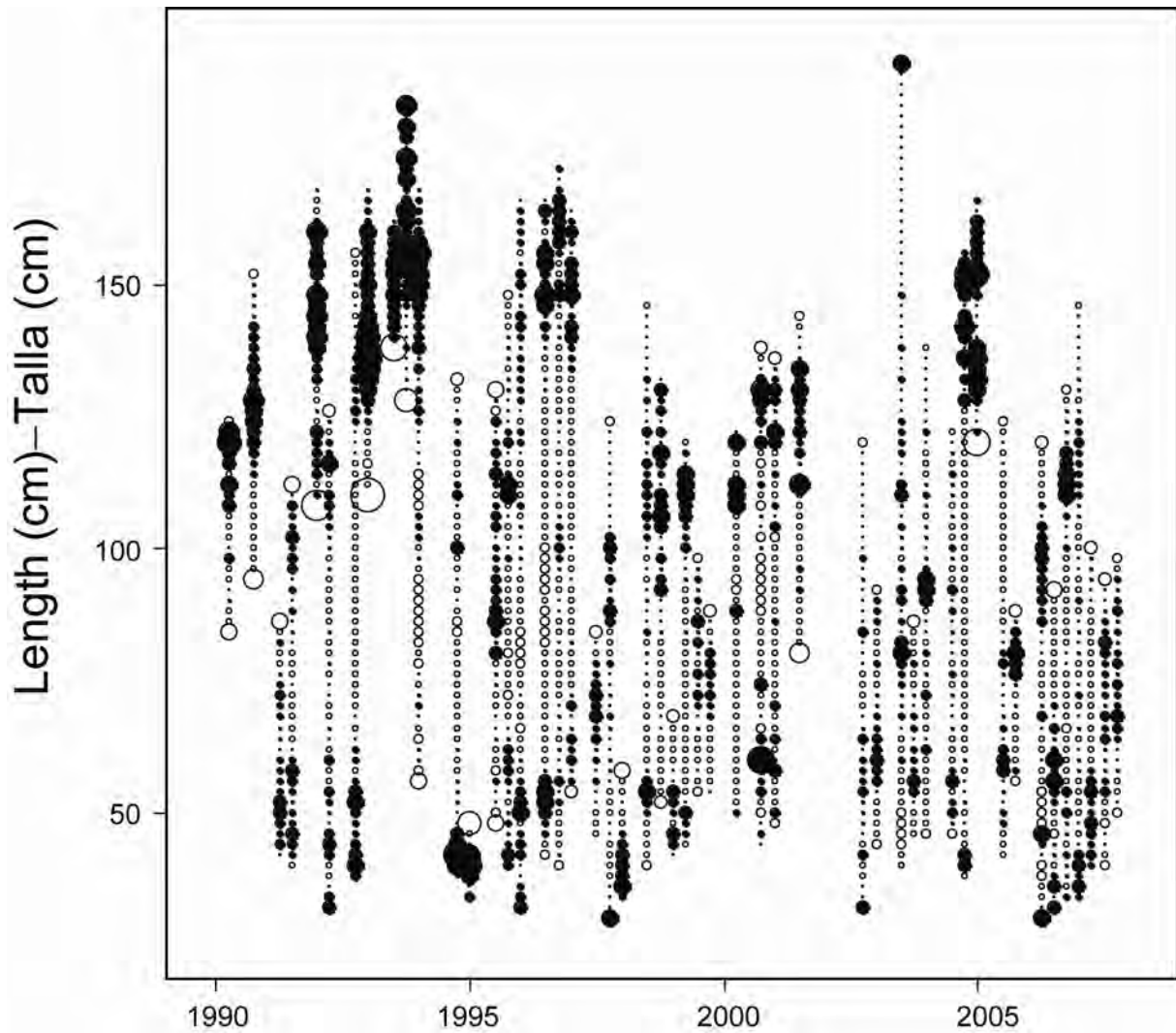


FIGURE 4.11g. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 7. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11g. Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la Pesquería 7. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales.

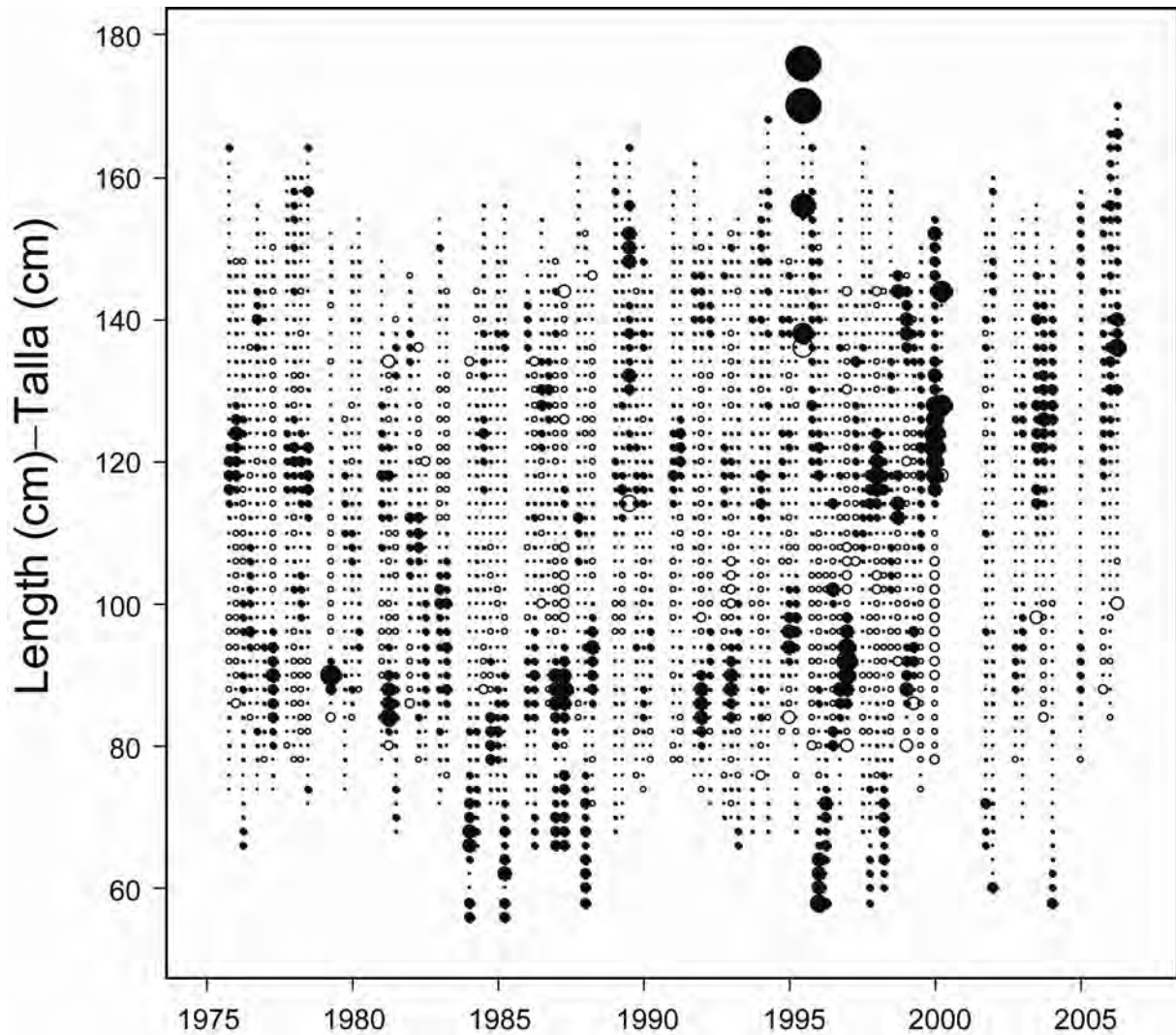


FIGURE 4.11h. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 8. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11h. Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la Pesquería 8. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales.

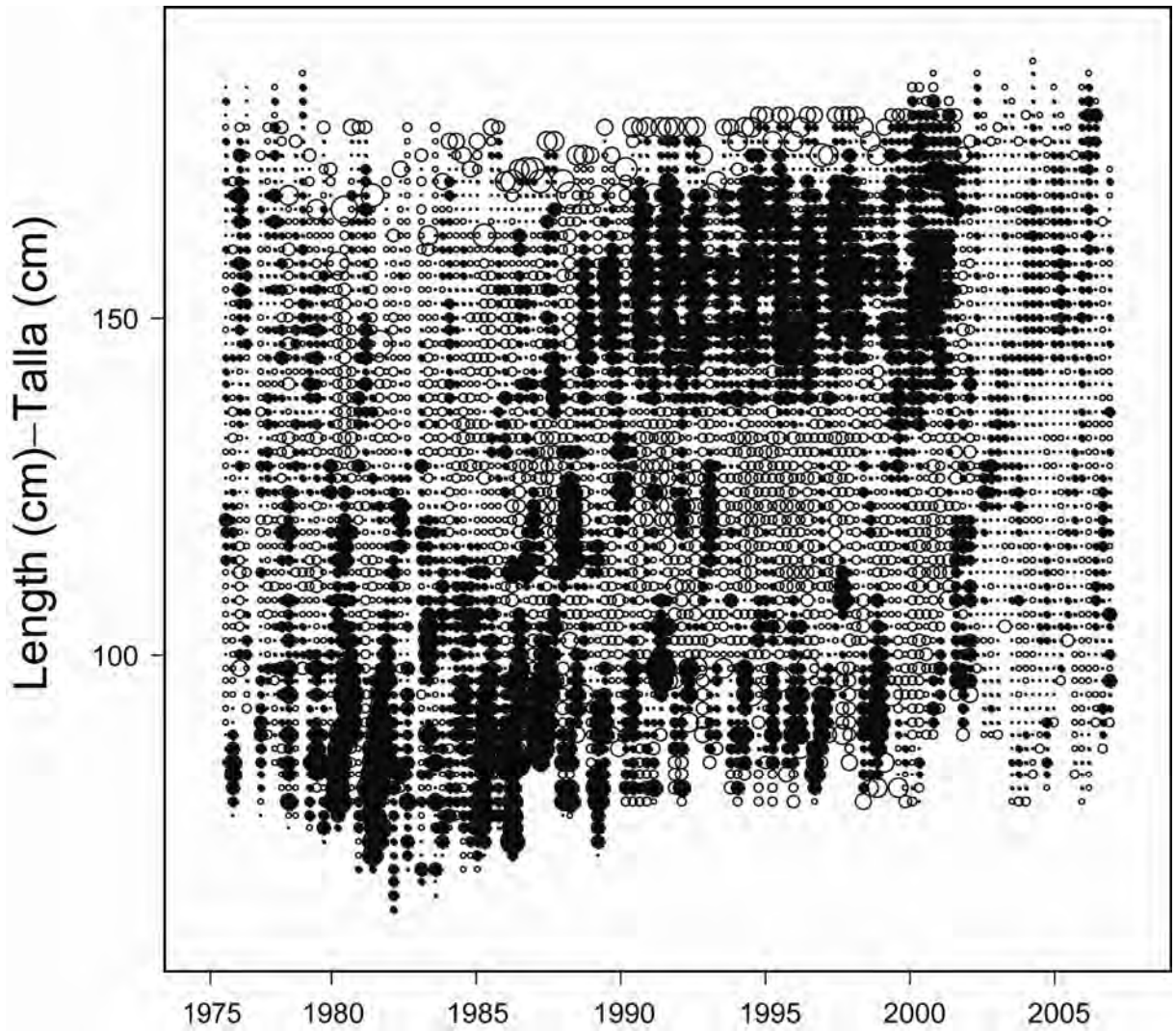


FIGURE 4.11i. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 9. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11i. Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la Pesquería 9. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales.

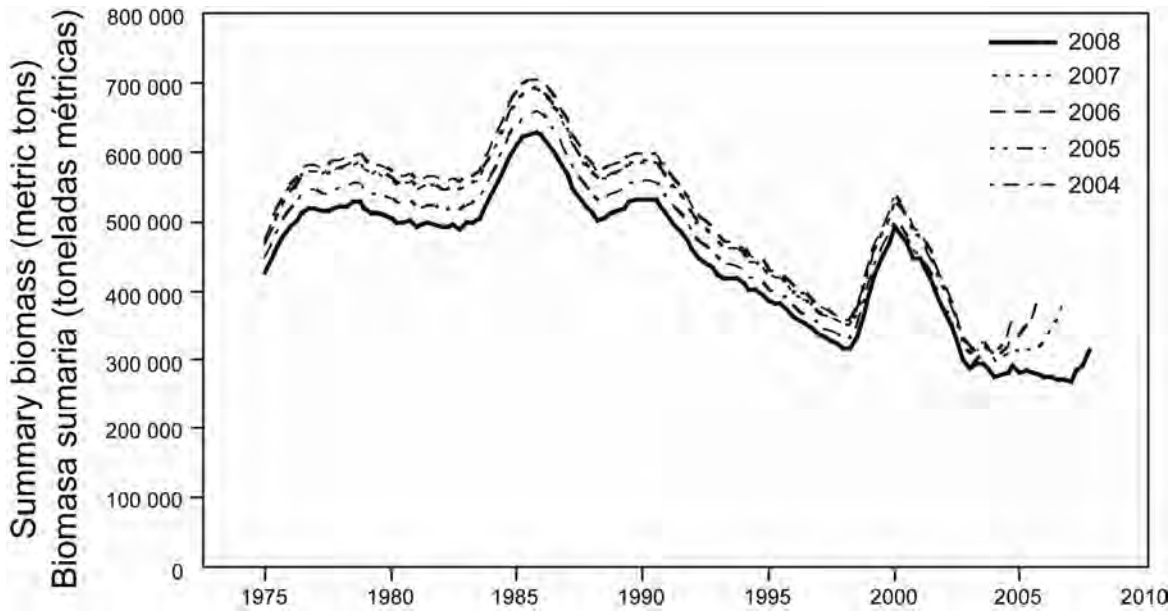


FIGURE 4.12. Retrospective comparisons of estimates of the summary biomass (fish of age 3 quarters and older) of bigeye tuna in the EPO. The estimates from the base case model are compared with the estimates obtained when the most recent year (2007), two years (2007 and 2006), three years (2007, 2006 and 2005) or four years (2007, 2006, 2005 and 2004) of data were excluded.

FIGURA 4.12. Comparaciones retrospectivas de las estimaciones de la biomasa sumaria (peces de 3 trimestres y más de edad) de atún patudo. Se comparan las estimaciones del modelo del caso base con aquéllas obtenidas cuando se excluyeron los datos del año más reciente (2007), a de los dos años (2007 y 2006), tres años (2007, 2006, y 2005), o cuatro años (2007, 2006, 2005 y 2004) más recientes.

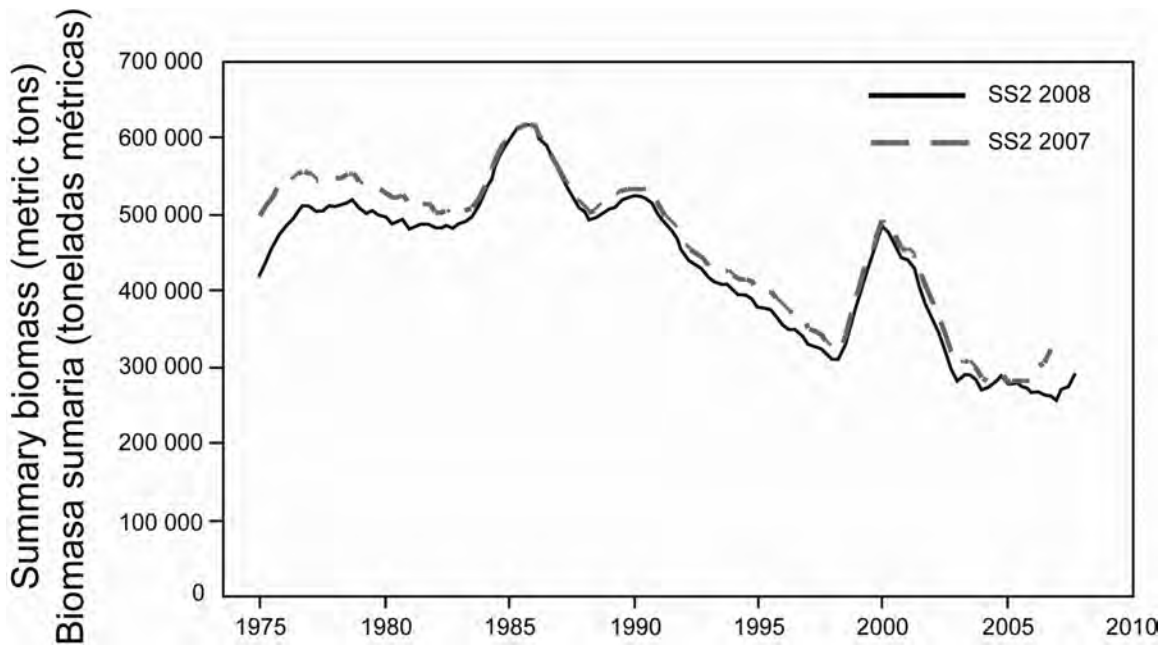


FIGURE 4.13. Comparison of estimates of the summary biomass (fish of age 3 quarters and older) of bigeye tuna from the most recent assessment (2007) and the current assessment, both using SS2.

FIGURA 4.13. Comparación de las estimaciones de la biomasa sumaria (peces de 3 trimestres y más de edad) de atún patudo de la evaluación más reciente (2007) y la evaluación actual, ambas con SS2.

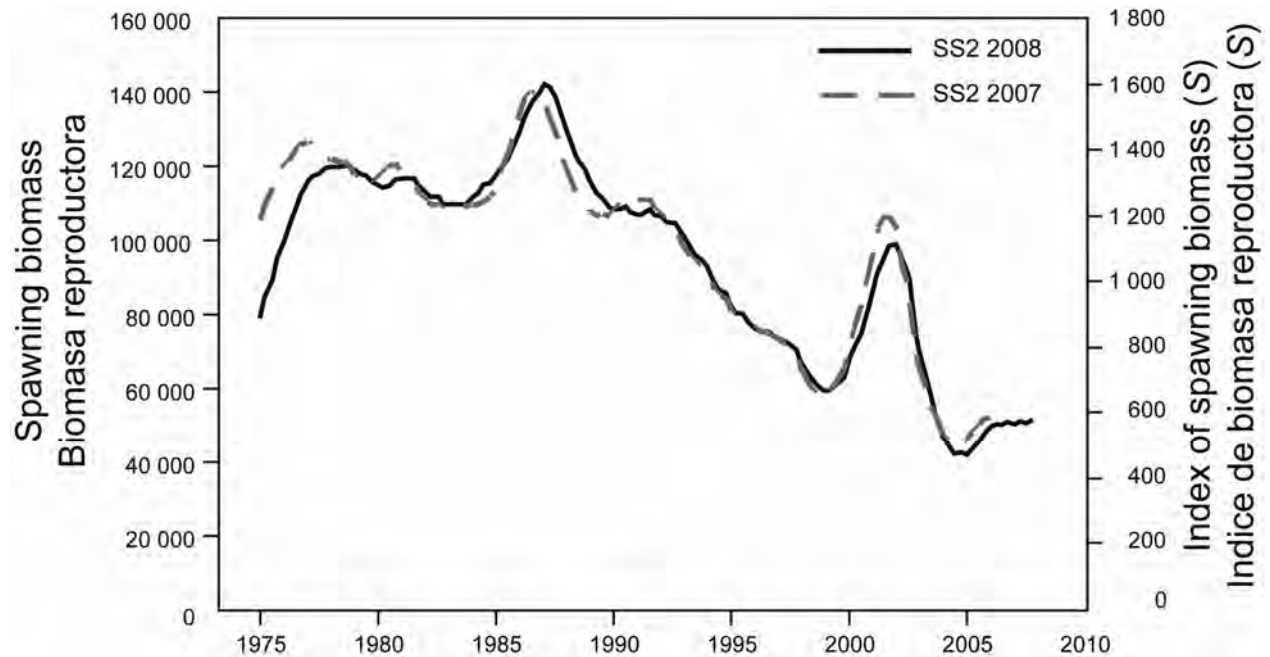


FIGURE 4.14. Comparison of estimates of the index of spawning biomass for bigeye tuna in the EPO from the most recent assessment (2007) and the current assessment (SS2), both using SS2.

FIGURA 4.14. Comparación del índice de biomasa reproductora estimada del atún patudo en el OPO de la evaluación más reciente (2007) y la evaluación actual, ambas con SS2.

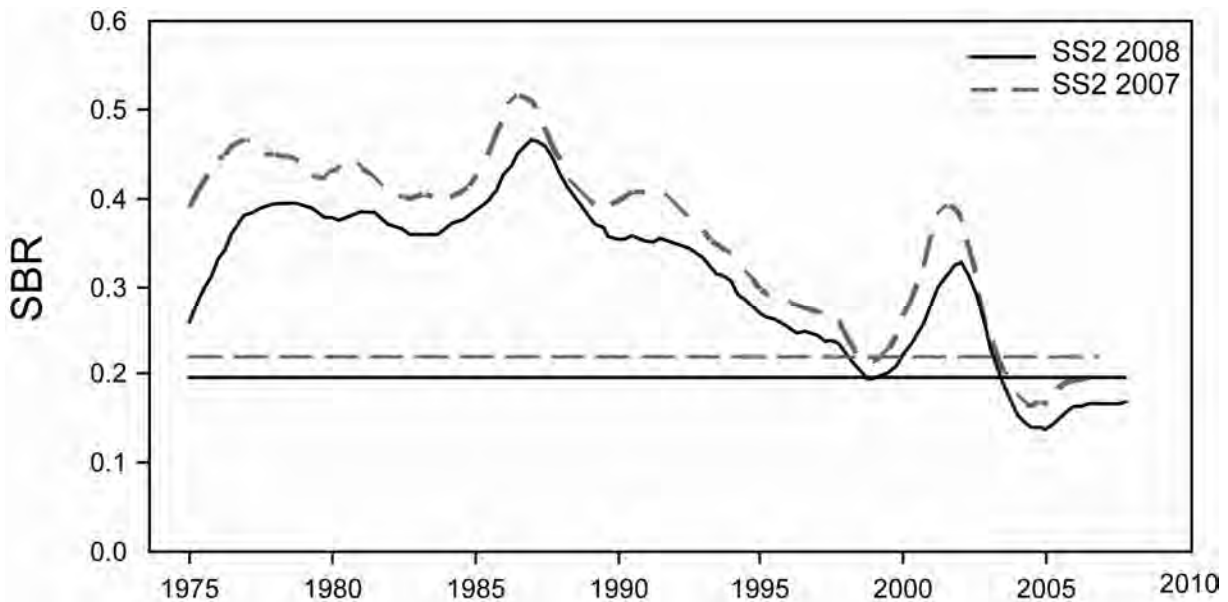


FIGURE 4.15. Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO from the most recent assessment (2007) and the current assessment, both using SS2. The horizontal line (at about 0.22) indicates the SBR at MSY.

FIGURA 4.15. Comparación del cociente de biomasa reproductora (SBR) del atún patudo en el OPO de la evaluación más reciente (2007) y la evaluación actual, ambas con SS2. La línea horizontal (en aproximadamente 0,22) indica el SBR en RMS.

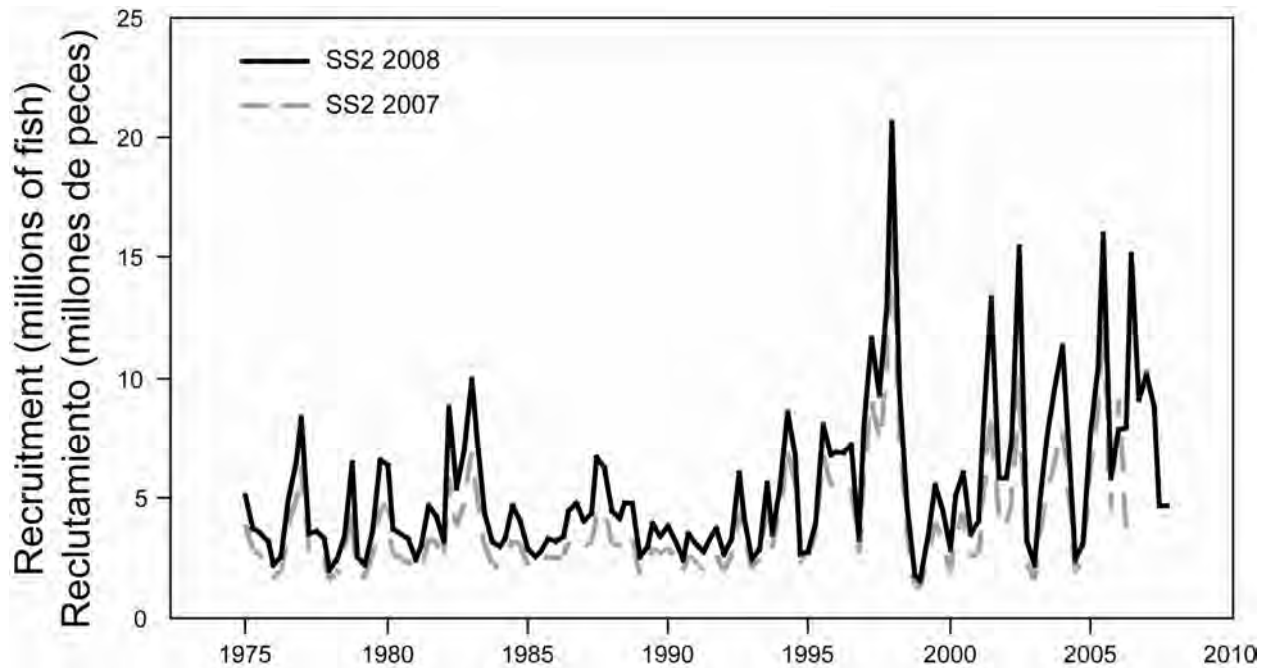


FIGURE 4.16a. Comparison of estimated recruitment of bigeye tuna in the EPO from the most recent assessment (2007) and the current assessment (SS2), both using SS2.

FIGURA 4.16. Comparación del reclutamiento estimado del atún patudo en el OPO de la evaluación más reciente (2007) y la evaluación actual (SS2), ambas con SS2.

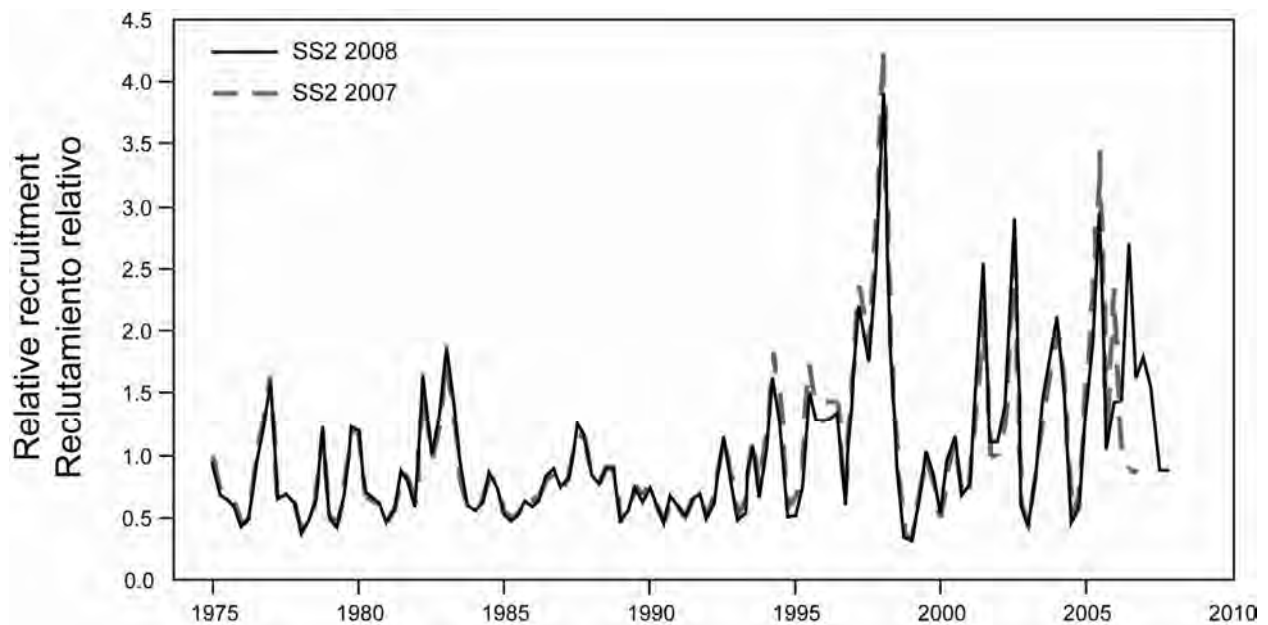


FIGURE 4.16b. Comparison of estimated relative recruitment of bigeye tuna in the EPO from the most recent assessment (2007) and the current assessment (SS2), both using SS2.

FIGURA 4.16b. Comparación del reclutamiento relativo estimado del atún patudo en el OPO de la evaluación más reciente (2007) y la evaluación actual (SS2), ambas con SS2.

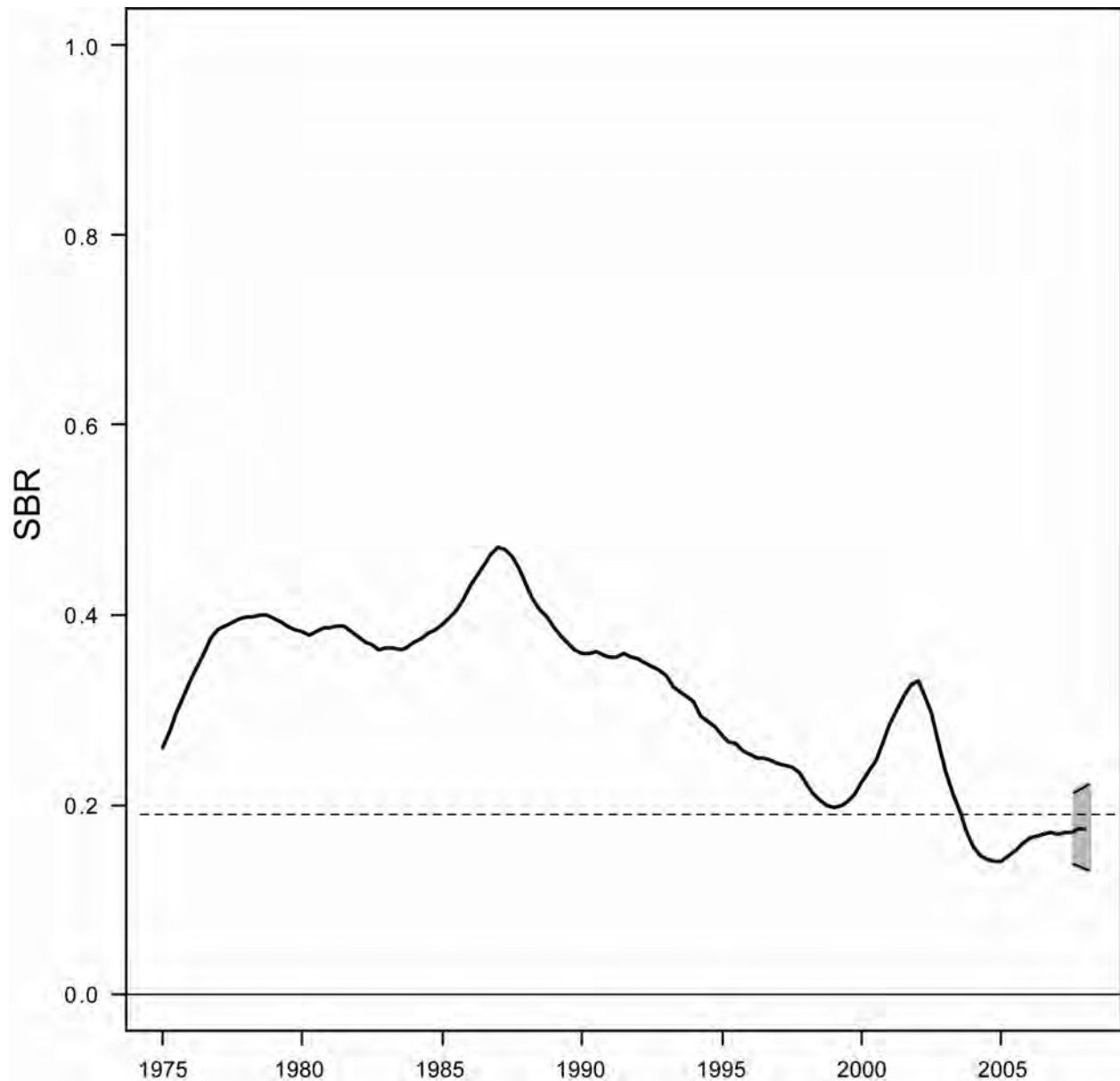


FIGURE 5.1. Estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at about 0.19) identifies the SBR at MSY. The curve illustrates the maximum likelihood estimates, and the shaded area at the end of the time series represents the confidence intervals (± 2 standard deviations) around those estimates.

FIGURA 5.1. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) estimados para el atún patudo en el OPO. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0,22) identifica el SBR en RMS. La curva ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y el área sombreada al fin de la serie de tiempo representan los intervalos de confianza (± 2 desviaciones estándar) alrededor de esas estimaciones.

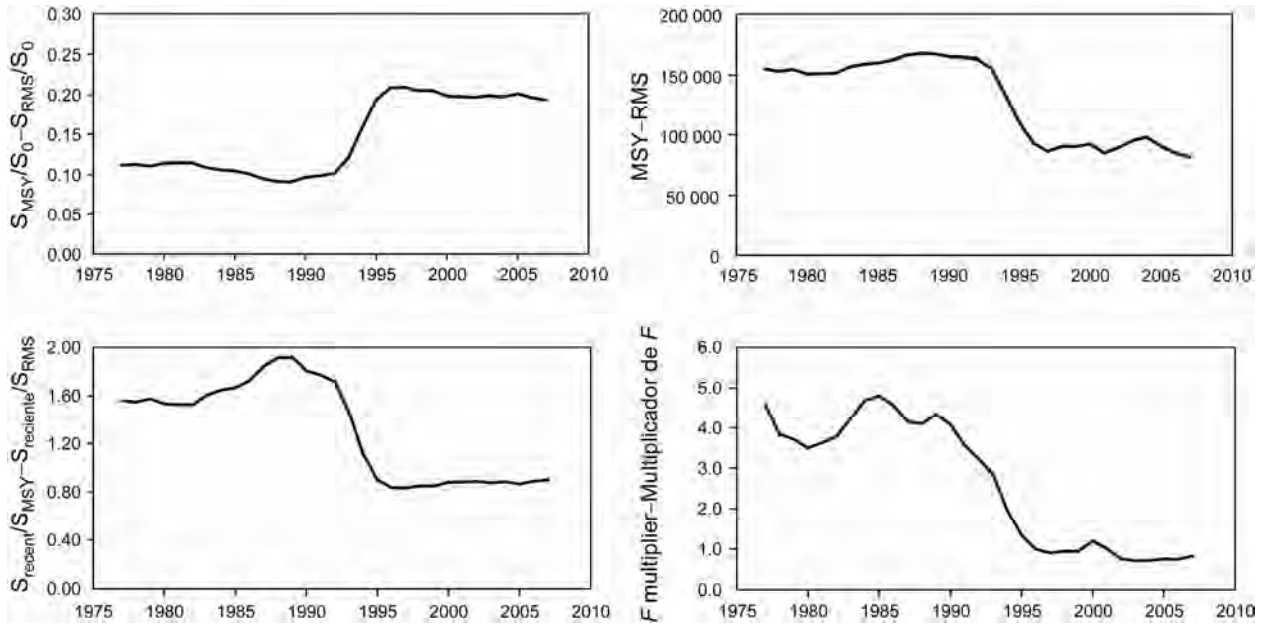


FIGURE 5.2. Estimates of MSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year. (S_{recent} is the spawning biomass at the beginning of 2007.)
FIGURA 5.2. Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMS calculadas usando la mortalidad por pesca por edad para cada año. ($S_{reciente}$ es la biomasa reproductora al principio de 2007.)

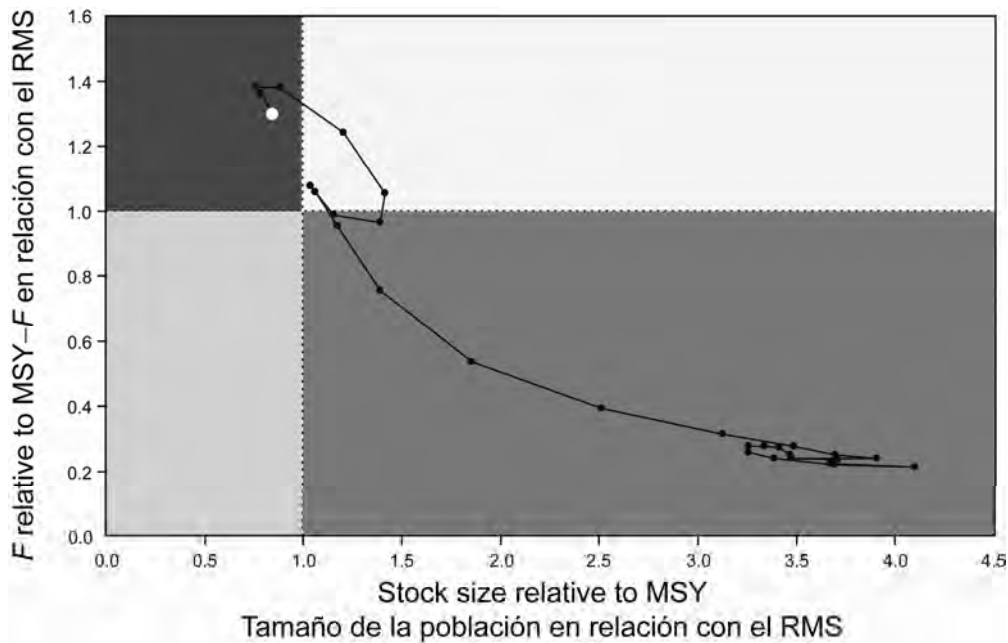


FIGURE 5.3. Phase plot of the time series of estimates of stock size and fishing mortality relative to their MSY reference points. Each dot is based on the average exploitation rate over three years; the large dot indicates the most recent estimate.
FIGURA 5.3. Gráfica de fase de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población y la mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS. Cada punto representa un promedio móvil de tres años. Cada punto se basa en la tasa de explotación media de tres años; el punto grande indica la estimación más reciente.

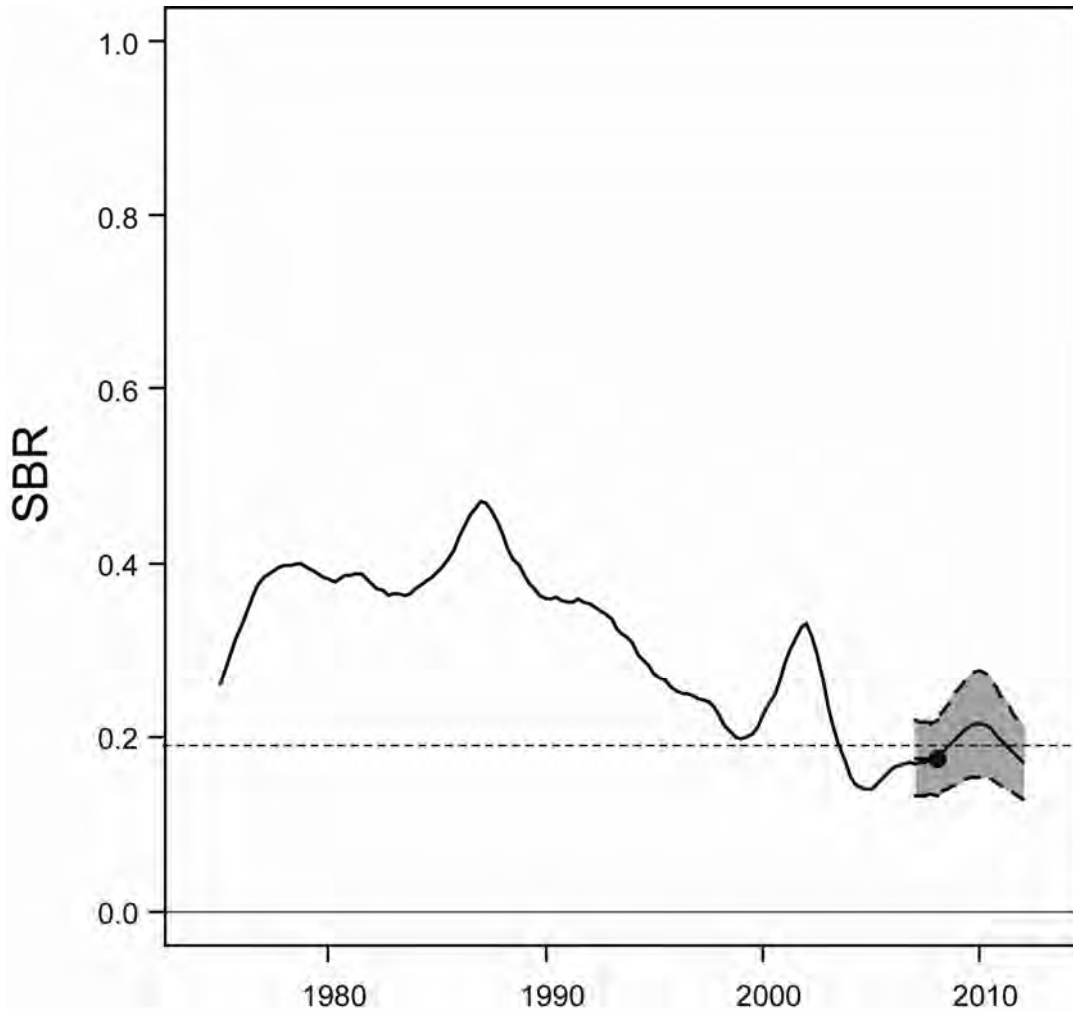


FIGURE 6.1a. Spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at about 0.19) identifies the SBR at MSY. The solid curve illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2007 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2005-2007. The dashed lines are the 95-percent confidence intervals around these estimates.

FIGURA 6.1a. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) del atún patudo en el OPO. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0.19) identifica el SBR en RMS. La curva sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las estimaciones a partir de 2007 (el punto grande) señalan el SBR predicho si las tasas de mortalidad por pesca continúa en el promedio observado durante 2004-2007. Las líneas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de esas estimaciones.

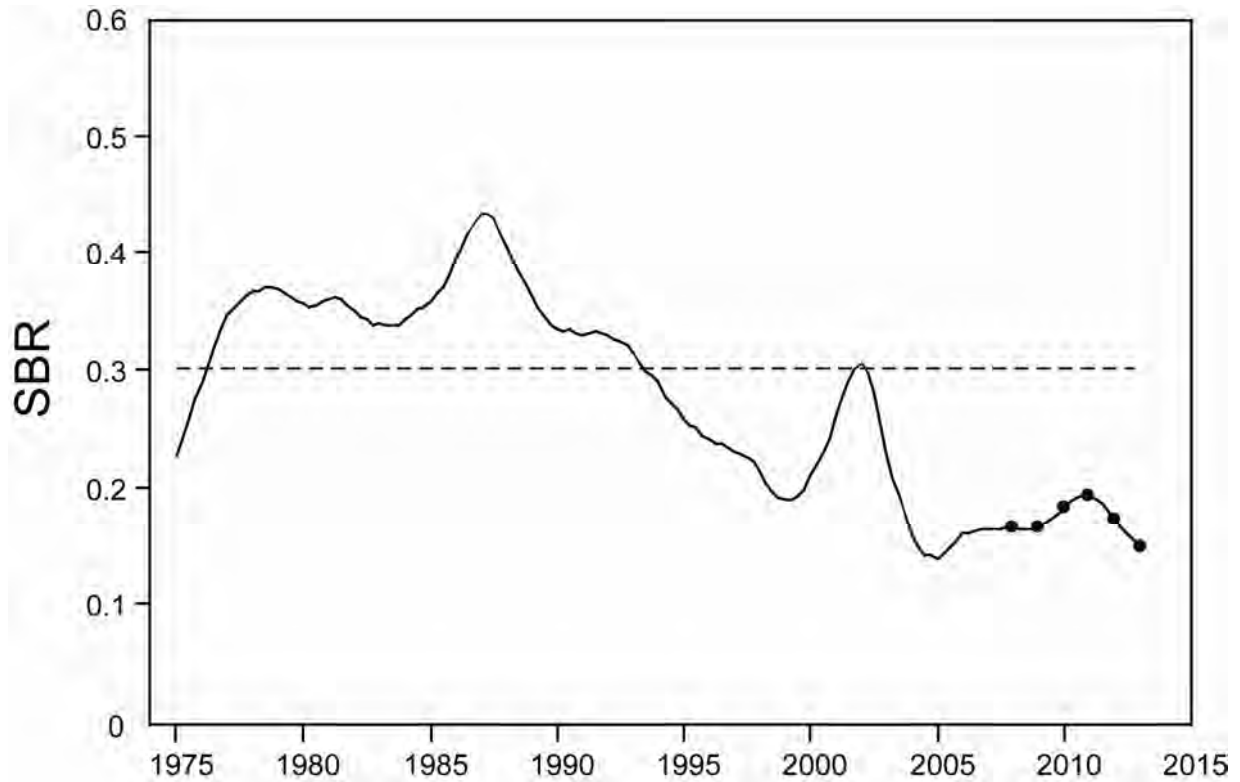


FIGURE 6.1b. Spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO from the stock-recruitment sensitivity analysis. The dashed horizontal line (at about 0.31) identifies the SBR at MSY.

FIGURA 6.1b. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) para el atún patudo en el OPO del análisis de sensibilidad de población-reclutamiento. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0,31) identifica el SBR en RMS.

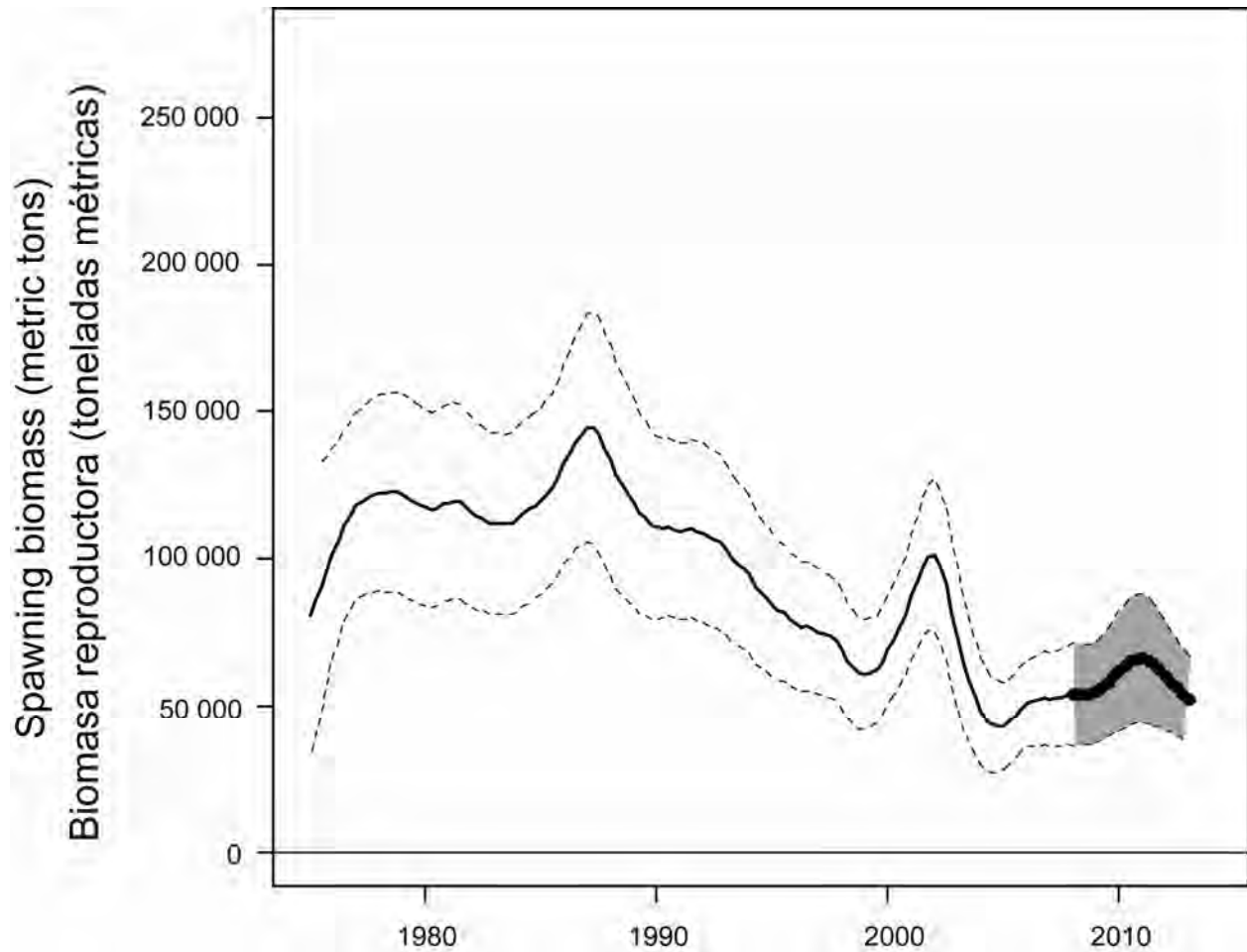


FIGURE 6.2. Spawning biomass of bigeye tuna, including projections for 2008-2012 based on average fishing mortality rates during 2005-2007. These calculations include parameter estimation uncertainty and uncertainty about future recruitment. The areas between the dashed curves indicate the 95-percent confidence intervals, and the shaded area represents the projection period.

FIGURE 6.2. Biomasa reproductora de atún patudo, incluyendo proyecciones para 2008-2012 basadas en las tasas de mortalidad por pesca media durante 2004-2007. Los cálculos incluyen incertidumbre en la estimación de los parámetros y sobre el reclutamiento futuro. Las zonas entre las curvas de trazos señalan los intervalos de confianza de 95%, y el área sombreada representa el período de la proyección.

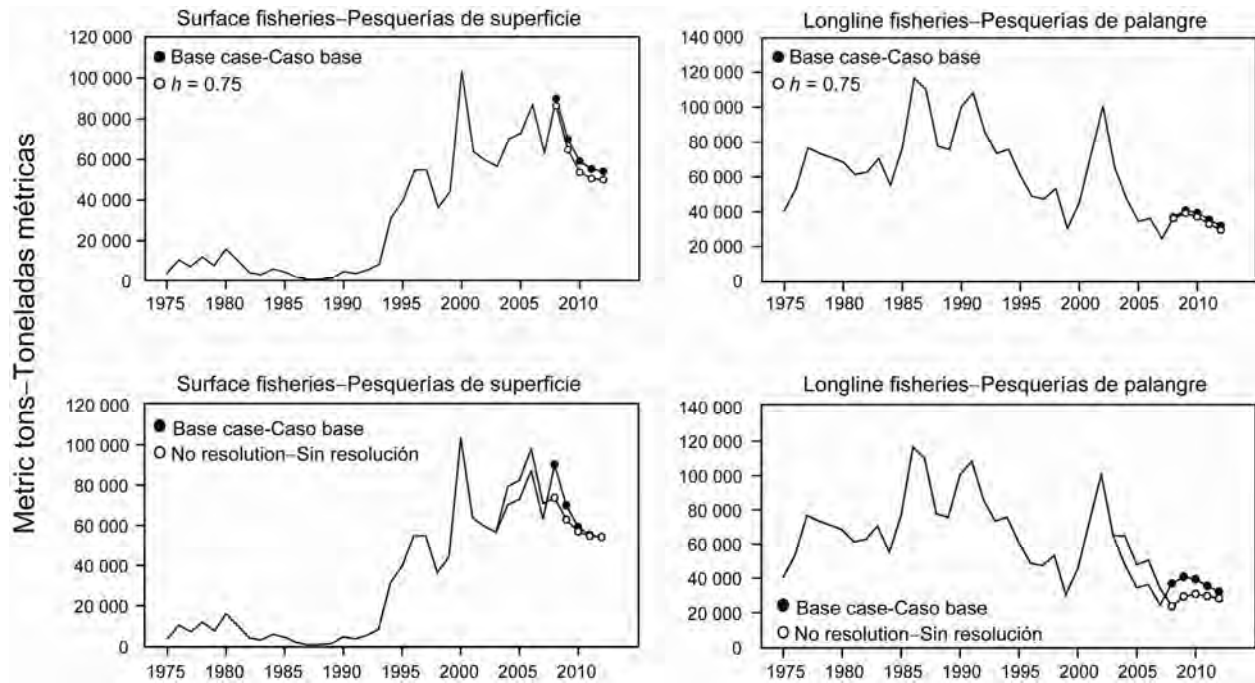


FIGURE 6.3. Predicted quarterly catches of bigeye tuna for the purse-seine and pole-and-line (left panels) and longline (right panels) fisheries, based on fishing mortality rates during 2005-2007. Predicted catches are compared between the base case and the analysis in which a stock-recruitment relationship was used (upper panels), and the analysis assuming that IATTC Resolution C-04-09 was not implemented (lower panels).

FIGURA 6.3. Capturas trimestrales predichas de atún patudo en las pesquerías de cerco y caña (recuadros izquierdos) y palangreras (recuadros derechos), basadas en las tasas de mortalidad por pesca durante 2004-2007. Se comparan las capturas predichas entre el caso base y el análisis en el que se usó una relación población-reclutamiento (recuadros superiores), y el análisis que supuso que la Resolución C-04-09 de la CIAT no fue aplicada (recuadros inferiores).

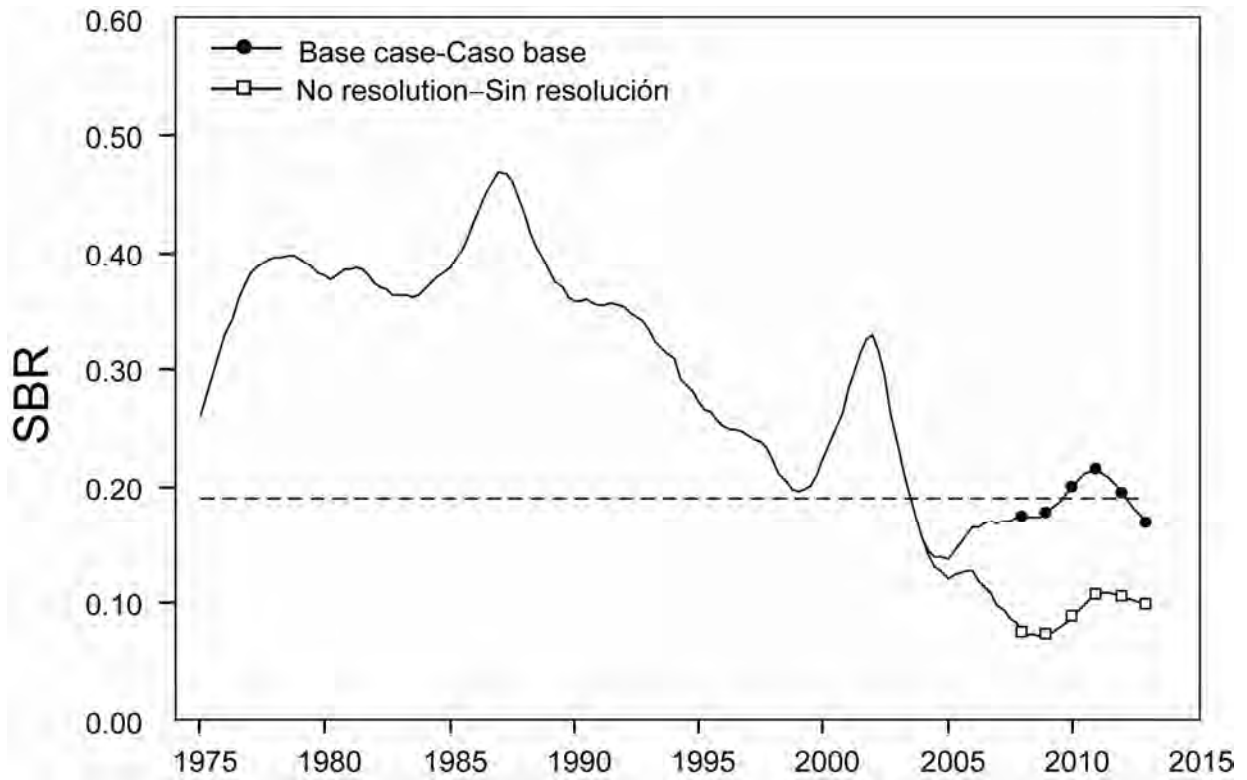


FIGURE 6.4. Predicted spawning biomass ratio (SBR) from the base case model and without restriction from IATTC Resolution C-04-09.

FIGURA 6.4. Cociente de biomasa reproductora (SBR) predicho del modelo de caso base y sin la restricción de la Resolución C-04-09 de la CIAT.

TABLE 2.1. Fishery definitions used for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. PS = purse-seine; LP = pole and line; LL = longline; OBJ = sets on floating objects; NOA = sets on unassociated fish; DEL = sets on dolphins. The sampling areas are shown in Figure 2.1, and descriptions of the discards are provided in Section 2.2.2.

TABLA 2.1. Pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO. PS = red de cerco; LP = caña; LL = palangre; OBJ = lances sobre objeto flotante; NOA = lances sobre atunes no asociados; DEL = lances sobre delfines. En la Figura 2.1 se ilustran las zonas de muestreo, y en la Sección 2.2.2 se describen los descartes.

Fishery	Gear	Set type	Years	Sampling areas	Catch data
Pesquería	Arte	Tipo de lance	Años	Zonas de muestreo	Datos de captura
1	PS	OBJ	1975-1992	1-13	retained catch only—captura retenida solamente
2	PS	OBJ	1993-2007	11-12	retained catch + discards from inefficiencies in fishing process—captura retenida + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
3	PS	OBJ	1993-2007	7, 9	
4	PS	OBJ	1993-2007	5-6, 13	
5	PS	OBJ	1993-2007	1-4, 8, 10	
6	PS LP	NOA DEL	1980-1989	1-13	
7	PS LP	NOA DEL	1990-2007	1-13	retained catch + discards from inefficiencies in fishing process—captura retenida + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
8	LL		1975-2007	N of—de 15°N	retained catch only (in numbers)—captura retenida solamente (en número)
9	LL		1975-2007	S of—de 15°N	retained catch only (in numbers)—captura retenida solamente (en número)
10	PS	OBJ	1993-2007	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
11	PS	OBJ	1993-2007	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
12	PS	OBJ	1993-2007	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
13	PS	OBJ	1993-2007	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
14	LL		1975-2007	N of—de 15°N	retained catch only (in weight)—captura retenida solamente (en peso)
15	LL		1975-2007	S of—de 15°N	retained catch only (in weight)—captura retenida solamente (en peso)

TABLE 3.1. Age-specific fecundity indices used to define the spawning biomass.

TABLA 3.1. Indices de fecundidad por edad usados para definir la biomasa reproductora.

Age (quarters)	Proportion mature	Age (quarters)	Proportion mature
Edad (trimestres)	Proporción madura	Edad (trimestres)	Proporción madura
1	0.00	21	0.96
2	0.00	22	0.98
3	0.00	23	0.98
4	0.00	24	0.99
5	0.00	25	0.99
6	0.01	26	1.00
7	0.01	27	1.00
8	0.02	28	1.00
9	0.04	29	1.00
10	0.06	30	1.00
11	0.10	31	1.00
12	0.16	32	1.00
13	0.23	33	1.00
14	0.33	34	1.00
15	0.45	35	1.00
16	0.59	36	1.00
17	0.71	37	1.00
18	0.82	38	1.00
19	0.89	39	1.00
20	0.93	40	1.00

TABLE 4.1. Estimated total annual recruitment (thousands of fish), summary biomass (fish of age 3 quarters and older), spawning biomass (metric tons), and spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna in the EPO.

TABLA 4.1. Reclutamiento anual total estimado (miles de peces), biomasa sumaria (peces de 3 trimestres de edad o más), biomasa reproductora (toneladas métricas), y cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo en el OPO.

	Total recruitment	Summary biomass	Spawning biomass	SBR
	Reclutamiento total	Biomasa sumaria	Biomasa reproductora	SBR
1975	15,338	427,658	80,521	0.26
1976	16,163	493,735	101,649	0.33
1977	18,740	517,906	118,106	0.38
1978	14,362	520,505	122,406	0.40
1979	15,025	516,832	121,751	0.40
1980	16,852	504,587	117,604	0.38
1981	14,318	492,050	118,996	0.39
1982	24,314	490,930	115,565	0.38
1983	25,029	497,205	112,265	0.36
1984	14,825	538,212	113,814	0.37
1985	11,486	607,408	119,768	0.39
1986	15,734	625,649	132,436	0.43
1987	21,241	566,617	144,627	0.47
1988	18,052	510,389	133,724	0.43
1989	12,819	515,483	119,009	0.39
1990	12,987	532,348	110,604	0.36
1991	12,899	508,176	109,307	0.35
1992	16,114	459,742	108,763	0.35
1993	14,524	425,610	103,356	0.34
1994	23,386	410,968	95,086	0.31
1995	21,536	383,839	84,041	0.27
1996	24,167	362,174	78,039	0.25
1997	42,093	336,192	75,197	0.24
1998	36,458	316,600	68,973	0.22
1999	14,792	392,346	60,771	0.20
2000	17,451	491,649	69,165	0.22
2001	31,451	446,712	87,335	0.28
2002	31,842	369,524	101,459	0.33
2003	24,346	287,106	71,941	0.23
2004	24,944	274,856	48,030	0.16
2005	39,998	281,335	42,747	0.14
2006	40,093	274,956	50,988	0.17
2007	28,242	269,266	52,205	0.17
2008		330,719	53,831	0.17

TABLE 4.2. Estimates of the average sizes of bigeye tuna. The ages are quarters after hatching.**TABLA 4.2.** Estimaciones del tamaño medio del atún patudo. La edad es en trimestres desde la cría.

Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)	Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)
Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)	Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)
1	26.61	0.51	21	158.52	89.67
2	38.25	1.46	22	161.52	94.69
3	49.12	3.01	23	164.33	99.54
4	59.29	5.18	24	166.96	104.22
5	68.79	7.97	25	169.41	108.71
6	77.67	11.33	26	171.70	113.00
7	85.97	15.21	27	173.84	117.09
8	93.72	19.54	28	175.85	120.96
9	100.97	24.25	29	177.72	124.61
10	107.74	29.27	30	179.47	128.03
11	114.07	34.53	31	181.10	131.22
12	119.99	39.99	32	182.63	134.17
13	125.51	45.57	33	184.06	136.89
14	130.68	51.22	34	185.39	139.40
15	135.51	56.90	35	186.64	141.69
16	140.02	62.57	36	187.80	143.78
17	144.24	68.19	37	188.89	145.68
18	148.18	73.74	38	189.91	147.41
19	151.86	79.18	39	190.86	148.97
20	155.30	84.49	40	191.75	150.40

TABLE 4.3. Likelihood components obtained for the base case and sensitivity analyses. OBJ: fishery on floating objects.

TABLA 4.3. Componentes de verosimilitud obtenidos para la análisis del caso base y de sensibilidad. OBJ: pesquería sobre objetos flotantes.

Data		Base case	h = 0.75	CPUE Fishery 9	Time blocks (OBJ)
Datos		Caso base	h = 0.75	CPUE Pesquería 9	Bloques de tiempo (OBJ)
CPUE					
Fishery Pesquería	2	-17.83	-17.32	103.47	-18.1856
	3	13.78	13.77	112.26	13.614
	5	12.93	13.42	105.79	14.2527
	8	-44.92	-44.80	237.11	-45.4316
	9	-165.95	-166.86	-151.11	-166.918
Size composition Composición por talla					
Fishery Pesquería	1	171.03	170.85	170.87	171.044
	2	260.51	261.00	250.31	259.993
	3	298.24	298.19	289.48	297.602
	4	67.87	67.74	66.92	67.2198
	5	169.72	170.17	164.04	161.977
	6	144.66	144.91	144.17	144.66
	7	133.18	131.97	131.24	133.677
	8	126.10	125.89	126.21	125.937
	9	313.39	317.37	316.47	312.761
Age at length Edad a talla		-	-	-	-
Recruitment Reclutamiento		-21.93	-17.53	-19.52	-22.0554
Total		1460.77	1468.78	2047.71	1450.1469

TABLE 5.1. Estimates of the MSY and its associated quantities for bigeye tuna for the base case assessment and sensitivity analyses. All analyses are based on average fishing mortality during 2005-2007. B_{recent} and B_{MSY} are defined as the biomass of fish 3+ quarters old at the beginning of 2006 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 in 2006. OBJ: fishery on floating objects.

TABLA 5.1. Estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas de 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 2005-2007. Se definen B_{recent} y B_{RMS} como la biomasa de peces de 3+ trimestres de edad al principio de 2006 y en RMS, respectivamente, y S_{recent} y S_{RMS} como los índices de la biomasa reproductora (por lo tanto, no se expresan en toneladas métricas). C_{recent} es la captura total estimada en 2006. OBJ: pesquería sobre objetos flotantes.

	Base case	$h = 0.75$	CPUE Fishery 9	Time blocks (OBJ)
	Caso base	$h = 0.75$	CPUE Pesquería 9	Bloques de tiempo (OBJ)
MSY—RMS	81,350	78,150	85,005	79,654
$B_{\text{MSY}}—B_{\text{RMS}}$	287,912	500,357	303,515	287,613
$S_{\text{MSY}}—S_{\text{RMS}}$	59,626	118,154	63,318	59,963
$B_{\text{MSY}}/B_0—B_{\text{RMS}}/B_0$	0.26	0.34	0.25	0.26
$S_{\text{MSY}}/S_0—S_{\text{RMS}}/S_0$	0.19	0.30	0.19	0.20
$C_{\text{recent}}/\text{MSY}—C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	1.08	1.12	1.03	1.18
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}}—B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	1.15	0.74	1.23	1.12
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}}—S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	0.90	0.56	0.90	0.89
F multiplier—Multiplicador de F	0.82	0.57	0.85	0.81

TABLE 5.2. Estimates of the MSY and its associated quantities for bigeye tuna, obtained by assuming that there is no stock-recruitment relationship (base case), that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity (Figure 4.5), and that each fishery is the only fishery operating in the EPO. The estimates of the MSY and B_{MSY} are in metric tons. 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 from 2005-2007. A sensitivity of the management quantities estimates to using the average fishing mortality rates for the period 2005-2006, is also presented. “only” means that only that gear is used and the fishing mortality for the other gears is set to zero.

TABLA 5.2. Estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas de atún patudo, obtenidas suponiendo que no existe una relación población-reclutamiento (caso base), que cada pesquería mantiene su patrón actual de selectividad por edad (Figura 4.5), y que cada pesquería es la única que opera en el OPO. Se expresan las estimaciones del RMS y B_{RMS} en toneladas métricas. El multiplicador de F indica cuántas veces el esfuerzo necesitaría ser incrementado efectivamente para obtener el RMS en relación con la mortalidad por pesca promedio durante 2003-2004, 2005-2006 y 2004-2006. “solamente” significa que se usa solamente ese arte, y se fija la mortalidad por pesca de las otras artes en cero.

	Base case	Purse-seine only	Longline only	2005-2006
	Caso base	Cerco solamente	Palangre solamente	2005-2006
MSY—RMS	81,350	57,503	168,419	80,934
$B_{MSY}—B_{RMS}$	287,912	223,293	300,043	287,750
$S_{MSY}—S_{RMS}$	59,626	50,080	26,604	59,685
$B_{MSY}/B_0—B_{RMS}/B_0$	0.26	0.20	0.27	0.26
$S_{MSY}/S_0—S_{RMS}/S_0$	0.19	0.16	0.09	0.19
$C_{recent}/MSY—C_{recent}/RMS$	1.08	1.53	0.52	1.08
$B_{recent}/B_{MSY}—B_{recent}/B_{RMS}$	1.15	1.48	1.10	1.15
$S_{recent}/S_{MSY}—S_{recent}/S_{RMS}$	0.90	1.07	2.02	0.90
F multiplier—Multiplicador de F	0.82	1.24	5.56	0.74

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

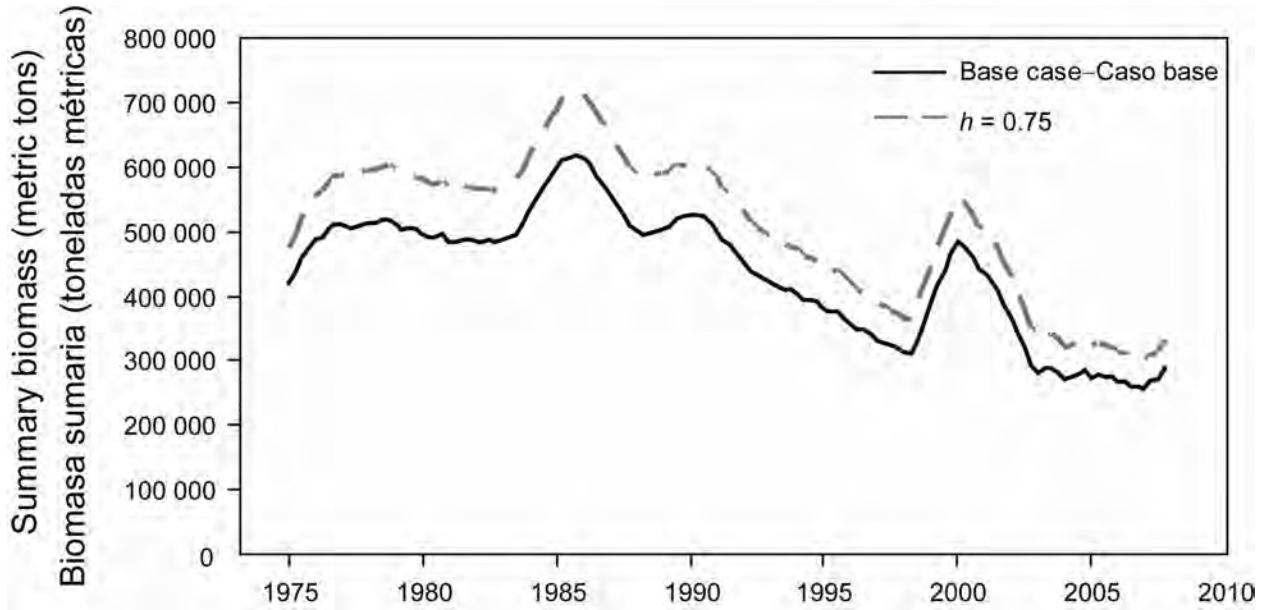


FIGURE A.1. Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A.1. Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún patudo del análisis sin una relación población-reclutamiento (caso base) y con dicha relación (inclinación = 0.75).

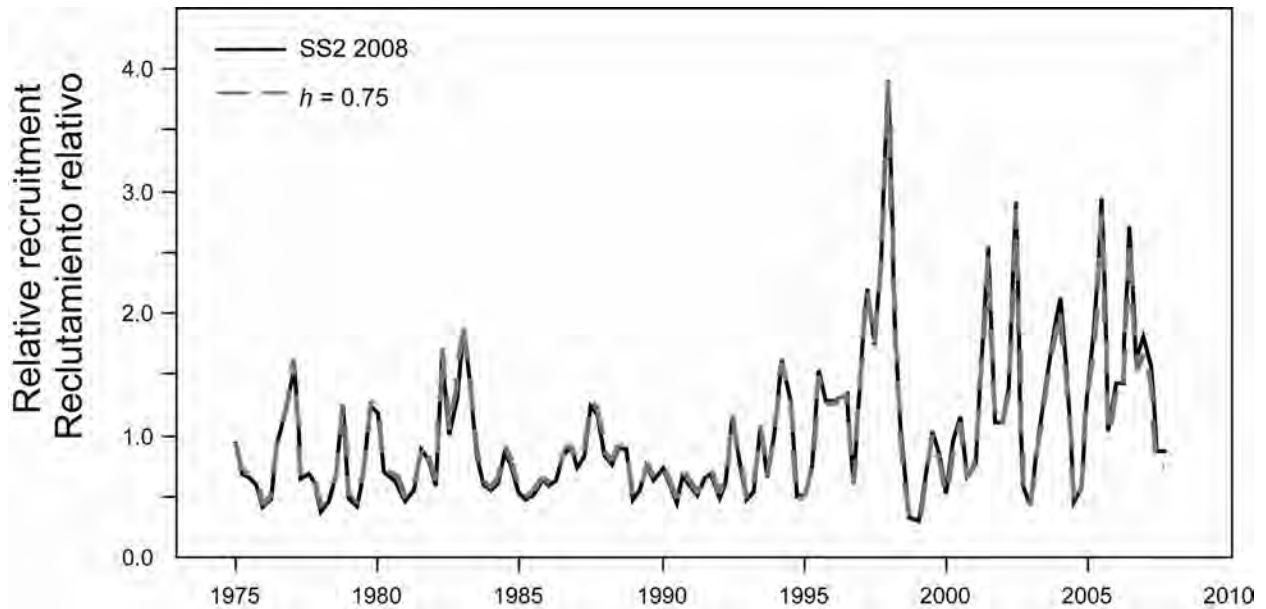


FIGURE A.2. Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento relativo de atún patudo del análisis sin una relación población-reclutamiento (caso base) y con dicha relación (inclinación = 0.75).

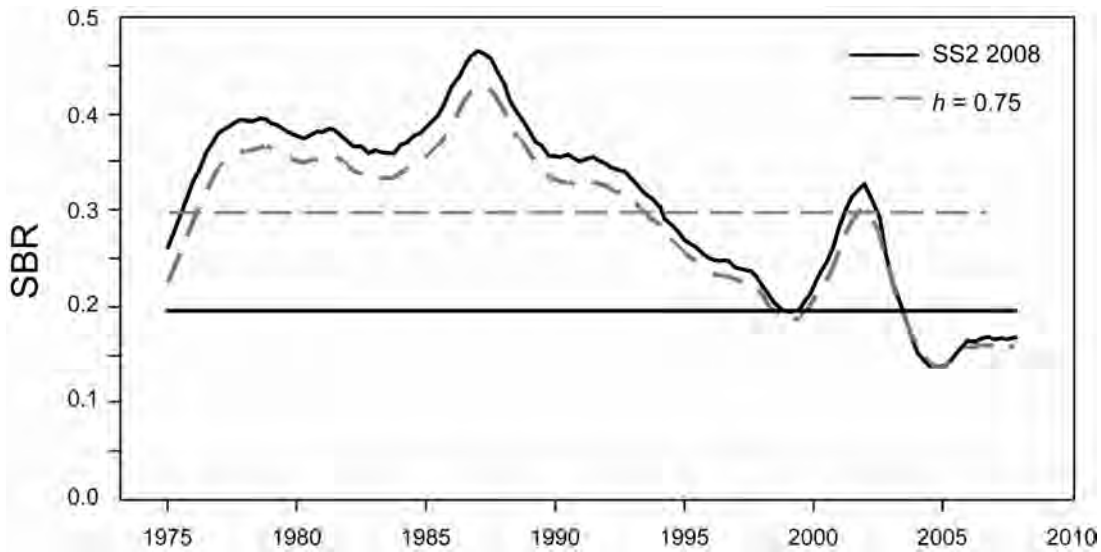


FIGURE A.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY under the two scenarios.

FIGURA A.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis sin una relación población-reclutamiento (caso base) y con dicha relación (inclinación = 0.75). Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMS en los dos escenarios.

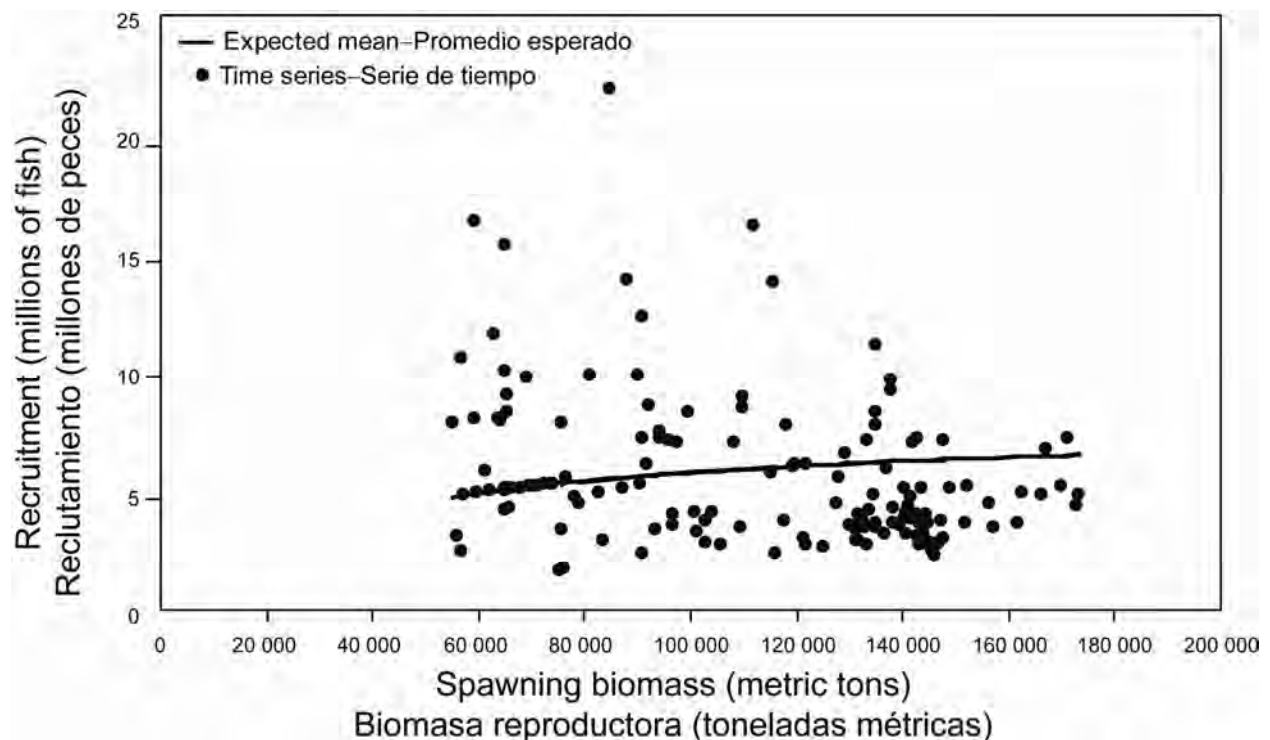


FIGURE A.4. Recruitment of bigeye tuna plotted against spawning biomass when the analysis has a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A.4. Reclutamiento de atún patudo graficado contra biomasa reproductora cuando el análisis incluye una relación población-reclutamiento (inclinación = 0.75).

APPENDIX B: SENSITIVITY ANALYSIS USING CPUE DATA FOR SOUTHERN LONGLINE FISHERY ONLY
ANEXO B: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD USANDO DATOS DE CPUE DE LA PESQUERÍA DE PALANGRE DEL SUR SOLAMENTE

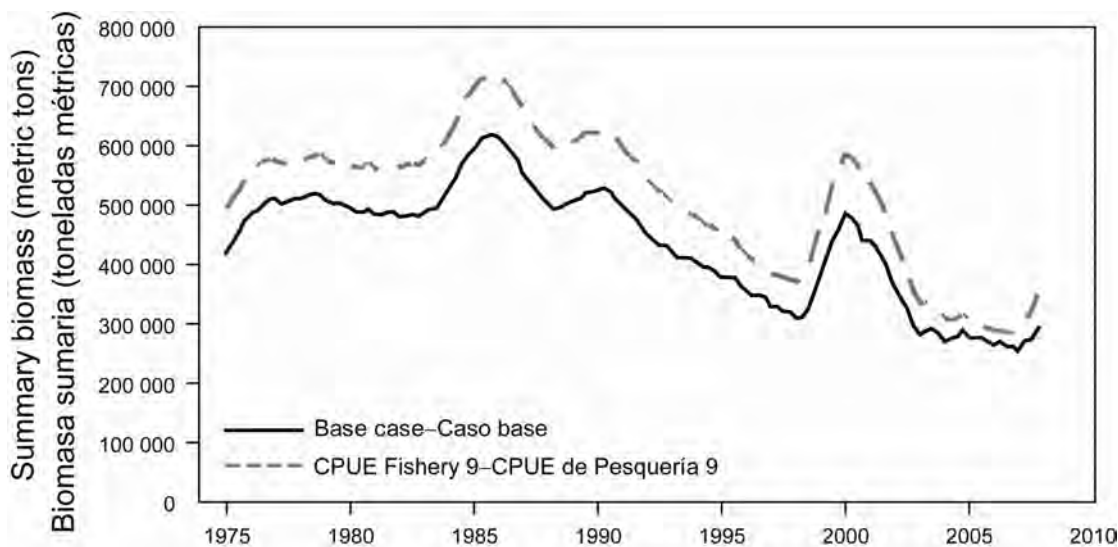


FIGURE B.1. Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the base case analysis with a model in which only the CPUE data for the southern longline fishery (Fishery 9) were used.

FIGURA B.1. Comparación de las estimaciones de biomasa de atún patudo del análisis del caso base con un modelo en el cual se usaron los datos de CPUE de la pesquería de palangre del sur (Pesquería 9) solamente.

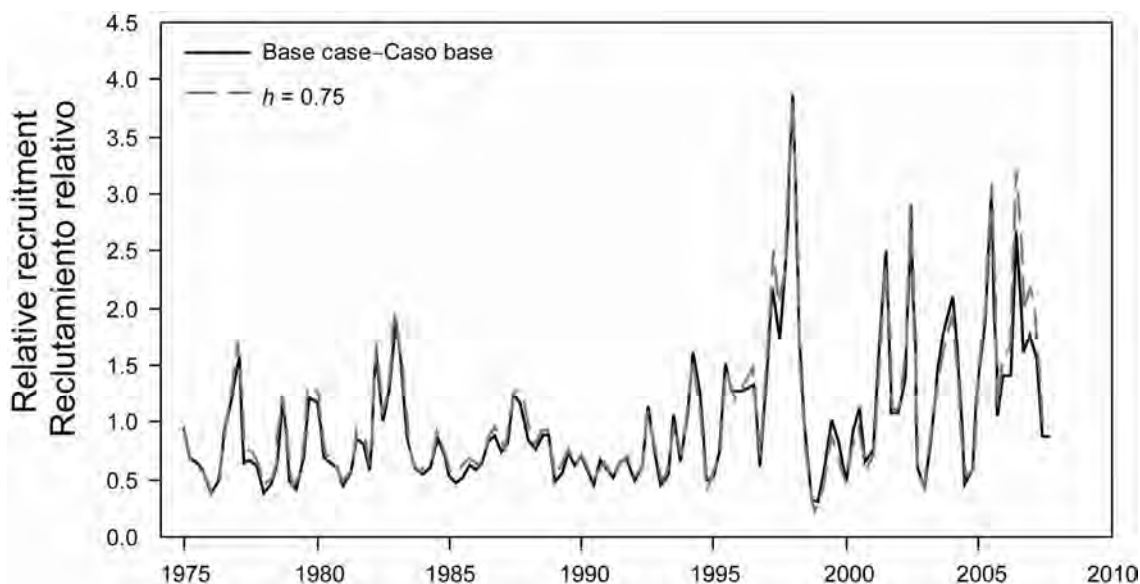


FIGURE B.2. Comparison of estimates of recruitment for bigeye tuna from the base case analysis with a model in which only the CPUE data for the southern longline fishery (Fishery 9) were used.

FIGURA B.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún patudo del análisis del caso base con un modelo en el cual se usaron los datos de CPUE de la pesquería de palangre del sur (Pesquería 9) solamente.

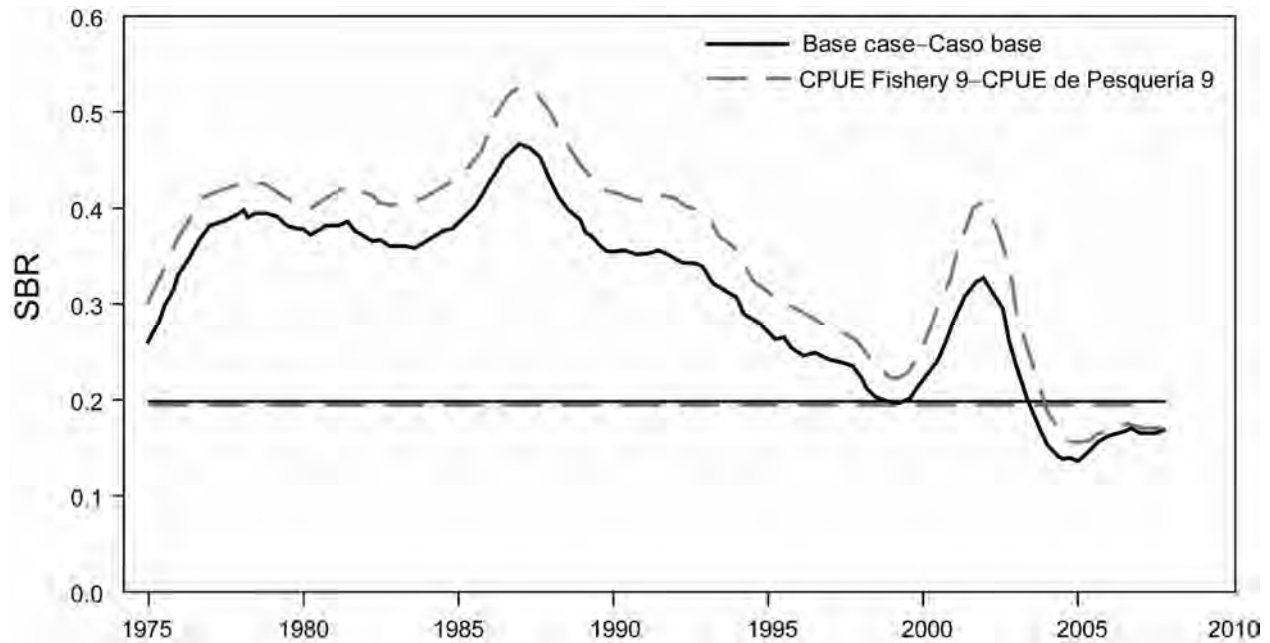


FIGURE B.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis with a model in which only the CPUE data for the southern longline fishery (Fishery 9) were used. The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY under the two scenarios.

FIGURA B.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis del caso base con un modelo en el cual se usaron los datos de CPUE de la pesquería de palangre del sur (Pesquería 9) solamente. Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMS en los dos escenarios.

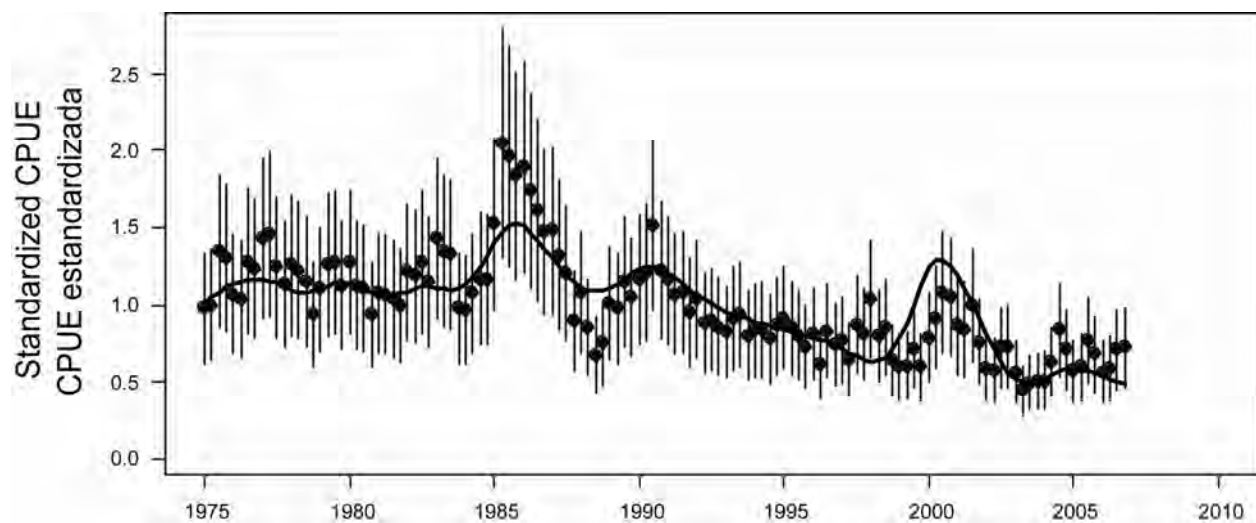


FIGURE B.4. Model fit to the CPUE data for the southern longline fishery (Fishery 9). The vertical lines are the approximate 95% confidence intervals.

FIGURA B.4. Ajuste del modelo a los datos de CPUE de la pesquería de palangre del sur (Pesquería 9). Las líneas verticales representan los intervalos de confianza aproximados de 95%

APPENDIX C: SENSITIVITY ANALYSIS TO ASSUMING TWO TIME BLOCKS FOR THE SELECTIVITIES OF THE FLOATING-OBJECT FISHERIES
ANEXO C: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD AL SUPUESTO DE DOS BLOQUES DE TIEMPO PARA LA SELECTIVIDAD DE LAS PESQUERÍAS SOBRE OBJETOS FLOTANTES

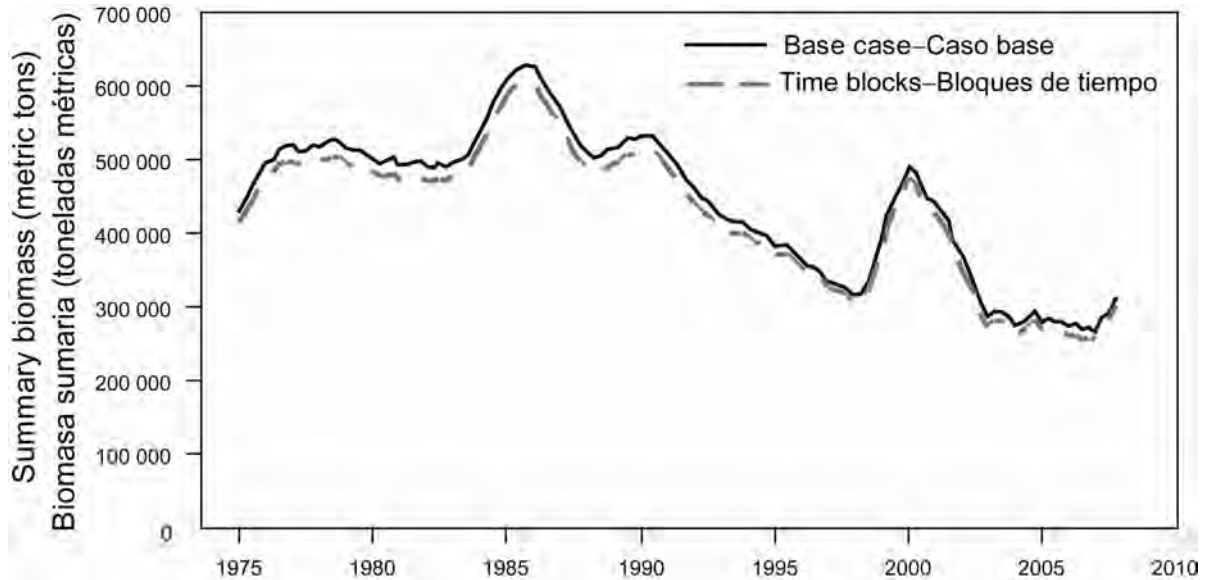


FIGURE C.1. Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the base case analysis with a model in which two time blocks for the floating-object fisheries were used.

FIGURA C.1. Comparación de estimaciones de la biomasa de patudo del análisis de caso base con un modelo en el cual se usaron dos bloques de tiempo para las pesquerías sobre objetos flotantes.

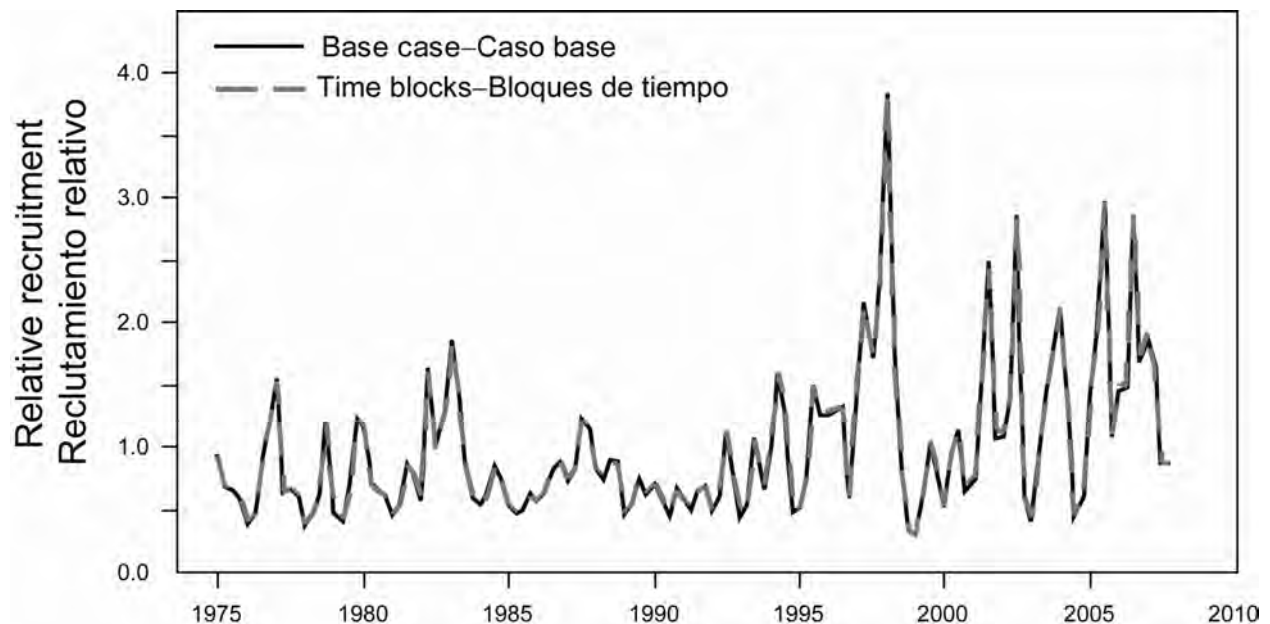


FIGURE C.2. Comparison of estimates of recruitment for bigeye tuna from the base case analysis with a model in which two time blocks for the floating-object fisheries were used.

FIGURA C.2. Comparación de estimaciones del reclutamiento de patudo del análisis de caso base con un modelo en el cual se usaron dos bloques de tiempo para las pesquerías sobre objetos flotantes.

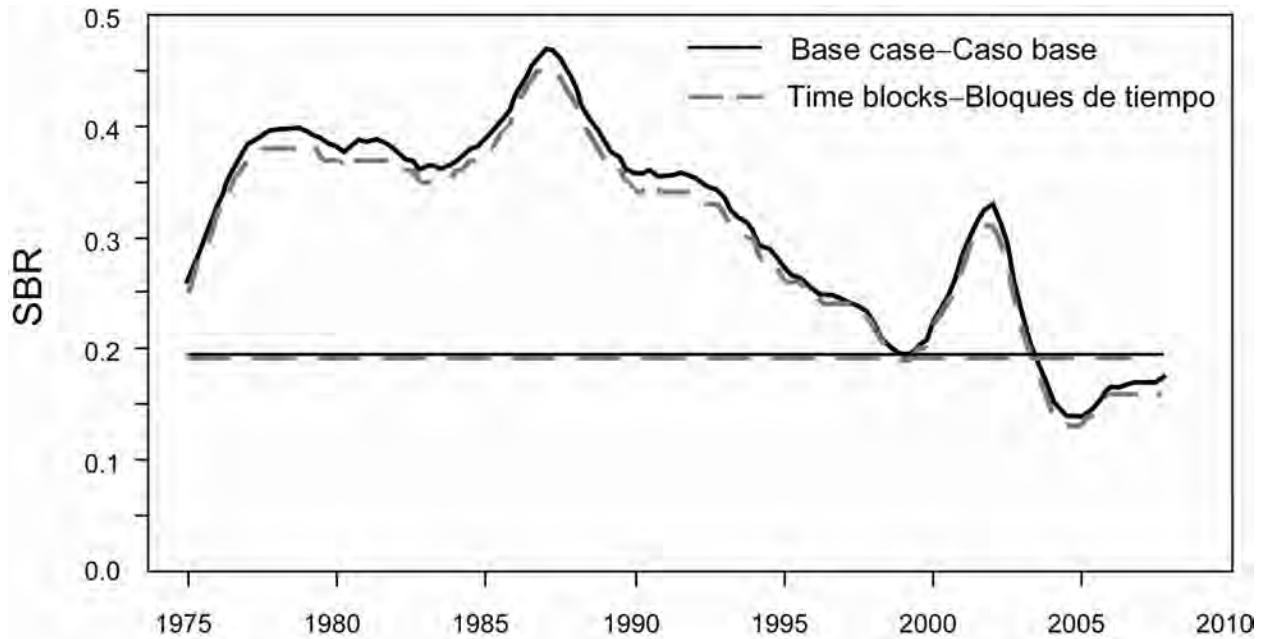


FIGURE C.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis with a model in which two time blocks for the floating-object fisheries were used. The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY under the two scenarios.

FIGURA C.3. Comparación de estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de patudo del análisis de caso base con un modelo en el cual se usaron dos bloques de tiempo para las pesquerías sobre objetos flotantes. Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMS para los dos escenarios.

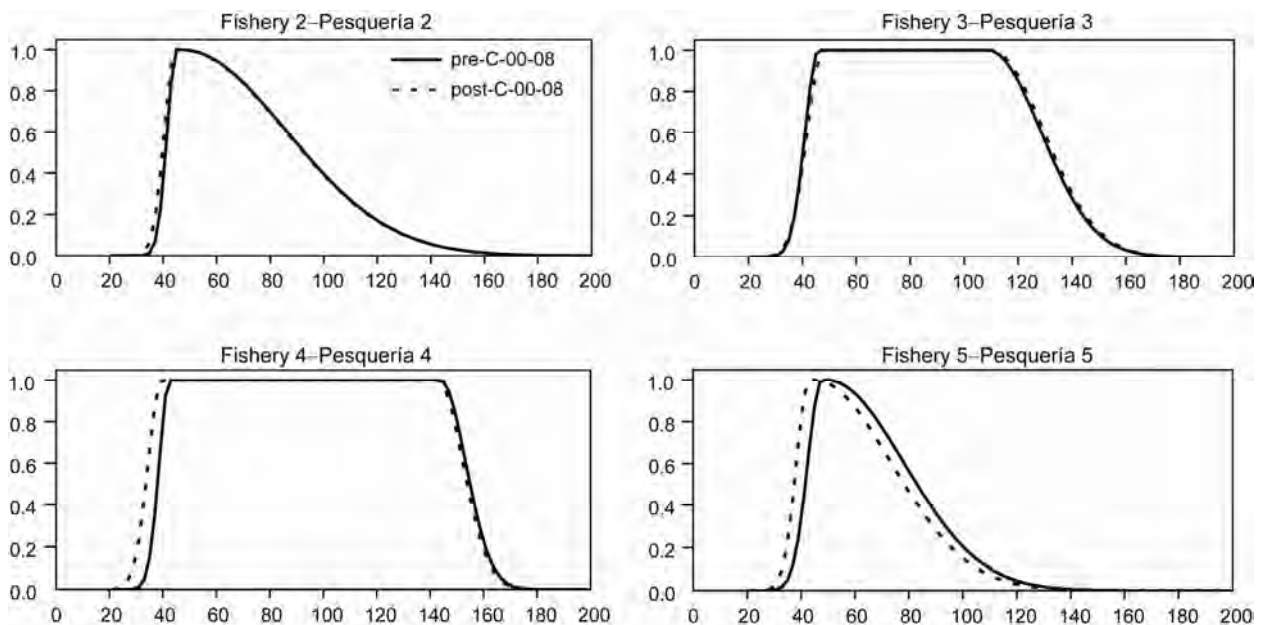


FIGURE C.4. Size selectivity curves for the floating object fisheries (Fisheries 2-5) for two periods: 1) pre-Resolution C-00-08 (1975-2000), and 2) post-Resolution C-00-08 (2001-present).

FIGURA C.4. Curvas de selectividad de tamaño de las pesquerías sobre objetos flotantes (Pesquerías 2-5) durante dos períodos: 1) antes de la Resolución C-00-08 (1975-2000), y después de la misma (2001-presente).

APPENDIX D: ADDITIONAL RESULTS FROM THE BASE CASE ASSESSMENT

This appendix contains additional results from the base case assessment of bigeye tuna in the EPO. These results are total fishing mortality rates. This appendix was prepared in response to requests received during the second meeting of the Scientific Working Group.

ANEXO D: RESULTADOS ADICIONALES DE LA EVALUACIÓN DEL CASO BASE

Este anexo contiene resultados adicionales de la evaluación de caso base del atún patudo en el OPO. Estos resultados son tasas de mortalidad por pesca total. Fue preparado en respuesta a solicitudes expresadas durante la segunda reunión del Grupo de Trabajo Científico.

TABLE D.1. Average annual fishing mortality rates for bigeye tuna in the EPO for the base case assessment.

TABLA D.1. Tasas medias de mortalidad anual por pesca de atún patudo en el OPO para la evaluación del caso base.

Year	Age (quarters) - Edad (trimestres)									
	1-4	5-8	9-12	13-16	17-20	21-24	25-28	29-32	33-36	37-40
1975	0.01	0.03	0.08	0.12	0.12	0.12	0.11	0.11	0.11	0.11
1976	0.01	0.05	0.11	0.14	0.14	0.14	0.13	0.13	0.13	0.13
1977	0.01	0.05	0.13	0.18	0.19	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18
1978	0.01	0.07	0.15	0.18	0.18	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17
1979	0.01	0.05	0.13	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17
1980	0.01	0.08	0.16	0.18	0.18	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17
1981	0.01	0.06	0.13	0.16	0.16	0.16	0.15	0.15	0.15	0.15
1982	0.01	0.04	0.11	0.16	0.16	0.16	0.15	0.15	0.15	0.15
1983	0.01	0.04	0.12	0.17	0.18	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17
1984	0.01	0.04	0.10	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13
1985	0.01	0.03	0.11	0.15	0.16	0.16	0.16	0.16	0.16	0.16
1986	0.00	0.04	0.14	0.21	0.23	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22
1987	0.00	0.03	0.15	0.22	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24
1988	0.00	0.03	0.12	0.18	0.19	0.19	0.19	0.19	0.19	0.19
1989	0.00	0.03	0.12	0.18	0.19	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18
1990	0.01	0.04	0.15	0.23	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24
1991	0.01	0.05	0.17	0.26	0.27	0.27	0.27	0.27	0.27	0.27
1992	0.01	0.05	0.16	0.23	0.24	0.24	0.23	0.23	0.23	0.23
1993	0.05	0.06	0.16	0.22	0.23	0.22	0.22	0.22	0.22	0.21
1994	0.17	0.18	0.27	0.29	0.26	0.25	0.24	0.24	0.24	0.24
1995	0.34	0.26	0.25	0.25	0.24	0.22	0.21	0.21	0.21	0.21
1996	0.47	0.39	0.29	0.25	0.21	0.19	0.18	0.18	0.18	0.18
1997	0.38	0.36	0.35	0.29	0.23	0.20	0.19	0.19	0.19	0.18
1998	0.21	0.21	0.23	0.26	0.26	0.25	0.24	0.24	0.24	0.24
1999	0.17	0.17	0.16	0.16	0.14	0.12	0.12	0.11	0.11	0.11
2000	0.41	0.45	0.32	0.23	0.17	0.15	0.14	0.14	0.13	0.13
2001	0.46	0.50	0.34	0.28	0.24	0.22	0.22	0.21	0.21	0.21
2002	0.42	0.51	0.45	0.44	0.41	0.38	0.38	0.37	0.37	0.37
2003	0.38	0.39	0.37	0.39	0.36	0.35	0.34	0.34	0.34	0.34
2004	0.41	0.45	0.35	0.33	0.30	0.28	0.27	0.26	0.26	0.26
2005	0.51	0.52	0.34	0.26	0.20	0.18	0.17	0.16	0.16	0.16
2006	0.50	0.59	0.41	0.32	0.24	0.21	0.20	0.19	0.19	0.19
2007	0.33	0.39	0.25	0.20	0.16	0.14	0.13	0.13	0.13	0.13

CONDICIÓN DEL ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2007 Y PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO

by

Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder

ÍNDICE

1. Resumen.....	179
2. Datos	181
3. Supuestos y parámetros.....	184
4. Evaluación de la población	187
5. Condición de la población.....	193
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras	196
7. Direcciones futuras	198
Figuras	120
Tablas.....	165
Anexos	172
Referencias.....	200

1. RESUMEN

Este documento presenta la evaluación actual de la población de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Al igual que en la última evaluación, la presente evaluación fue efectuada con el modelo Población Synthesis II (SS2; Methot 2005). La evaluación aquí reportada se basa en el supuesto que hay una sola población de patudo en el OPO, y que no hay intercambio de atún patudo en el Pacífico entero entre el OPO y el Océano Pacífico occidental y central.

La evaluación de poblaciones requiere una cantidad sustancial de información. Se analizaron datos de capturas retenidas, descartes, captura por unidad de esfuerzo (CPUE), usados como índices de abundancia, y composición por tamaño de las capturas de varias pesquerías distintas. Se hicieron también varios supuestos sobre procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamiento, mortalidad natural, y mortalidad por pesca. Se actualizaron los datos de captura, CPUE y frecuencia de talla de las pesquerías de superficie para incluir datos nuevos de 2007 y datos revisados de 2003-2006.

En el caso de las pesquerías de palangre, la captura ha sido actualizada para incluir datos nuevos de 2007. Se dispone de dos años adicionales de datos de CPUE nuevos (2005-2006) para las pesquerías de palangre. Se dispone de datos de frecuencia de talla actualizados (2002-2004) y nuevos (2004-2006) de la pesquería de palangre japonesa.

El modelo de evaluación del caso base supone que no existe una relación entre la población y el reclutamiento (es decir, la inclinación de la relación población-reclutamiento es igual a 1), e incluye la serie de tiempo de CPUE de las pesquerías sobre objetos flotantes y de palangre. Se supone un solo bloque de tiempo para las selectividades por tamaño de las distintas pesquerías. Se usan calendarios de mortalidad natural (M) actualizados para ambos sexos.

Se realizaron análisis para evaluar la sensibilidad a: (1) una relación población-reclutamiento; (2) el uso de los datos de CPUE de la pesquería de palangre del sur solamente; (3) el uso de dos bloques de tiempo para la selectividad por tamaño de las pesquerías sobre objetos flotantes, separados por la aplicación en 2001 de la Resolución C-00-08 de la CIAT, que prohíbe los descartes de atunes en el OPO.

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca causada por las pesquerías que capturan atún 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, y la de los de más de unos 15 trimestres de edad ha aumentado ligeramente desde entonces. El aumento de la mortalidad por pesca de los peces más

jóvenes fue causado por la expansión de las pesquerías que capturan atún en asociación con objetos flotantes.

Dentro del rango de biomásas reproductoras estimadas por la evaluación del 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 cría.

La serie de tiempo de estimaciones de reclutamiento de patudo tiene varias características importantes. En primer lugar, las estimaciones del reclutamiento antes de 1993 son muy inciertas, ya que las pesquerías sobre objetos flotantes no capturaban cantidades importantes de patudo pequeño. Hubo un período de reclutamiento alto en 1995-1998, seguido por un período de reclutamiento bajo en 1999-2000. Los reclutamientos desde 2000 han sido superiores al promedio, y fue particularmente grande en 2005. El reclutamiento más reciente es muy incierto, debido a que el patudo recién reclutado está representado en solamente unas pocas muestras de frecuencia de talla. El período extendido de reclutamientos relativamente grandes durante 1995-1998 coincidió con la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes.

La biomasa de patudo de edad 3+ trimestres aumentó durante 1983-1984, y alcanzó su nivel pico de unas 626 mil toneladas (t) en 1986, tras lo cual disminuyó a un mínimo histórico de 270 mil toneladas al principio de 2007. La biomasa reproductora ha seguido generalmente una tendencia similar a de la biomasa de peces de edad 3+ trimestres, pero con un retraso de 1 a 2 años. Hay incertidumbre en la biomasa estimada de los patudos de edad 3+ trimestres y de los reproductores. No obstante, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo en el OPO. Se estima que la biomasa tanto de los peces de 3+ trimestres de edad como de los reproductores ha aumentado ligeramente en los últimos años.

Las estimaciones de reclutamiento y biomasa son tan sólo moderadamente sensibles a la inclinación de la relación población-reclutamiento. Concretamente, las estimaciones de la biomasa son mayores que en la evaluación del caso base, pero las tendencias son similares. .

Cuando se usa solamente la CPUE de la pesquería palangrera del sur, las estimaciones de la biomasa son mayores que en el caso base, pero las tendencias son similares. La serie de tiempo del reclutamiento es muy similar a aquélla de la evaluación del caso base, pero las estimaciones del reclutamiento son ligeramente diferentes en 2007, para cual año no se dispone de datos de CPUE de la pesquería de palangre del sur.

Cuando se aplicaron dos bloques de tiempo a la selectividad por tamaño de la pesquería sobre objetos flotantes, las biomásas estimadas y las estimaciones del reclutamiento fueron muy similares a aquéllas obtenidas para la evaluación del caso base.

Al principio de enero de 2008, la biomasa reproductora de atún patudo en el OPO estaba cerca del nivel bajo histórico. En ese momento el cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, o SBR: el cociente de la biomasa reproductora actual a aquélla de la población no explotada) era aproximadamente 0,17, un 10% menos que el nivel correspondiente al rendimiento máximo sostenible promedio (RMS).

Se estima que las capturas recientes han estado alrededor del nivel de RMS. Si la mortalidad por pesca (F) es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad, el nivel de esfuerzo de pesca correspondiente al RMS es aproximadamente el 82% de nivel de esfuerzo actual (2005-2007). El RMS de patudo en el OPO podría ser incrementado al máximo si el patrón de selectividad por edad fuese similar a aquél de la pesquería palangrera que opera al sur de 15°N, porque captura peces más grandes de un peso cercano al crítico. Antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMS fue mayor que el RMS actual, y la mortalidad por pesca fue inferior a F_{RMS} .

Todos los cuatro escenarios considerados sugieren que, al principio de 2008, la biomasa reproductora (S) estuvo por debajo de (S_{RMS}). El RMS y el multiplicador de F son sensibles a la forma de parametrizar el

modelo de evaluación, los datos que se incluyen en la evaluación, y los períodos que se supone representan mortalidad por pesca media, pero bajo todos los escenarios considerados, la mortalidad por pesca está muy por encima de F_{RMS} .

Se predice que los picos recientes en el reclutamiento resultarán en niveles incrementados de SBR y capturas palangreras en los próximos pocos años, pero se espera que los altos niveles de mortalidad por pesca reduzcan subsiguientemente el SBR. Con los niveles actuales de esfuerzo, es poco probable que la población siga en niveles que soportan el RMS a menos que se reduzcan mucho los niveles de mortalidad por pesca o el reclutamiento sea mayor al promedio durante varios años consecutivos.

Se estima que los efectos de las Resoluciones C-04-09 y C-06-02, adoptadas en 2004 y 2006, respectivamente, son insuficientes para permitir a la población permanecer en niveles que soportarían el RMS.

Estas simulaciones se basan en el supuesto que los patrones de selectividad y capturabilidad no cambiarán en el futuro. Cambios en las prácticas con respecto a 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.

2. DATOS

Se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de enero de 1975 a diciembre de 2007 para llevar a cabo la evaluación de la población de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Los datos de 2007, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT hasta mediados de marzo de 2008. Se resumen y analizan los datos por trimestre.

2.1. Definiciones de las pesquerías

Se definen 15 pesquerías para la evaluación de la población de patudo. Se definen sobre la base de tipo de arte (red de cerco, caña, y palangre), tipo de lance cerquero (sobre objetos flotantes, cardúmenes no asociados, y delfines), período de tiempo, zona de la CIAT de muestreo de frecuencia de tallas o latitud, y unidad de captura palangrera (número capturado o captura en peso).

En la Tabla 2.1 se definen las pesquerías de patudo, y en la Figura 2.1 se ilustran la extensión espacial de cada pesquería y los límites de las zonas de muestreo de frecuencia de tallas.

En general, se definen las pesquerías de tal forma que, con el tiempo, ocurren pocos cambios en la composición por tamaño media de la captura. Se estratifican además las definiciones de las pesquerías cerqueras sobre objetos flotantes para distinguir de forma gruesa entre lances realizados principalmente sobre objetos flotantes naturales (que también incluyen desperdicios y otros objetos artificiales) (Pesquería 1), sobre dispositivos agregadores de peces (plantados) (Pesquerías 2-3, 5, 10-11, y 13), y sobre una mezcla de los dos (Pesquerías 4 y 12). Se supone que es apropiado agrupar los datos de capturas de los barcos cañeros, y de los buques cerqueros que pescan sobre delfines y cardúmenes no asociados (Pesquerías 6 y 7). Los dos primeros métodos capturan relativamente poco patudo, y en los datos de las Pesquerías 6 y 7 predomina información sobre capturas de cardúmenes de patudo no asociados. En vista de este último, en este informe se denominarán las Pesquerías 6 y 7 pesquerías que capturan patudo en cardúmenes no asociados.

En las evaluaciones previas, se supusieron dos pesquerías de palangre con datos de captura en número (Pesquerías 8 y 9). No obstante, los datos de captura reportados por las pesquerías de palangre son una mezcla de captura en número y registros de peso. Ya que SS2 tiene la flexibilidad de incluir los datos de captura en número o en peso, se definieron dos pesquerías de palangre adicionales que reportan la captura en peso (Pesquerías 14 y 15).

2.2. Captura

Para realizar la evaluación de la población de atún patudo, se estratifican los datos de captura y esfuerzo

en la base de datos de la CIAT conforme a las definiciones de pesquerías en la Sección 2.1 y la Tabla 2.1. Las tres definiciones relacionadas con los datos de captura usados en informes anteriores (descargas, descartes, y captura) son descritas por Maunder y Watters (2001). La terminología en el presente informe es consistente con aquella usada en otros informes de la CIAT. Las capturas realizadas en un año dado son asignadas a ese año, aun si no son descargadas hasta el año siguiente. Las capturas son asignadas a dos categorías, capturas retenidas y descartes. En este documento, se usa el término “captura” para reflejar o captura total (descartes más captura retenida) o captura retenida; el contexto determina la definición apropiada.

Se usan tres tipos de datos de captura para evaluar la población de patudo. Las extracciones por las Pesquerías 1 y 8-9 son simplemente captura retenida (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 2-5 y 7 son captura retenida, más algunos descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca (Sección 2.2.3) (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 10-13 son descartes que resultan solamente de la clasificación de la captura de las Pesquerías 2-5 (Sección 2.2.1).

Se incorporaron en la presente evaluación datos actualizados y nuevos de captura de las pesquerías de superficie (Pesquerías 1-7 y 10-13). Se usó el método de composición por especies (Tomlinson 2002) para estimar las capturas de las pesquerías de superficie. Se calcularon factores de escala medios para 2000-2007 dividiendo la captura total de todos los años y trimestres de las estimaciones de composición por especie por la captura total de todos los años y trimestres de las estimaciones estándar, y se aplicaron a las estimaciones de enlatadora y descargas de 1975-1999. En el caso de las Pesquerías 1, 6, y 7, usamos el promedio de las Pesquerías 2-5, para las Pesquerías 2 y 3 usamos el promedio de las Pesquerías 2 y 3, y para las Pesquerías 4 y 5 el promedio de las Pesquerías 4 y 5. Harley y Maunder (2005) presentan un análisis de sensibilidad en el que se comparan los resultados de la evaluación de la población basada en las estimaciones de composición por especie de las descargas de la pesquería de cerco con los resultados de la evaluación de la población basada en las estimaciones de descarga de las enlatadoras. Watters y Maunder (2001) presentan una breve descripción del método usado para estimar el esfuerzo de pesca de superficie.

Se dispone de datos de captura actualizados o nuevos de las pesquerías palangreras (Pesquerías 8-9 y 14-15) de Japón (2003-2006) y Taipei Chino (2004-2006). Se dispone de datos de captura de 2007 para China, Corea, Estados Unidos, Japón y Vanuatu de las estadísticas de los informes mensuales.

En la Figura 2.2 se ilustran las tendencias en la captura de patudo del OPO durante cada año del período de 1975-2007. Hubo una variación anual sustancial en las capturas de patudo de todas las pesquerías que operan en el OPO (Figura 2.2). Antes de 1996, aproximadamente, la flota palangrera (Pesquerías 8-9 y 14-15) extrajo más patudo (en peso) del OPO que la flota de superficie (Pesquerías 1-7 y 10-13) (Figura 2.2), pero desde 1996 las capturas de la flota de superficie han sido generalmente mayores que las de la flota palangrera (Figura 2.2). Cabe destacar que la evaluación presentada en este informe usa datos correspondientes al período desde el 1 de enero de 1975, y que antes de esa fecha se estaba ya pescando cantidades sustanciales de patudo en el OPO.

2.2.1. Descartes

Para los propósitos de la evaluación de poblaciones, se supone que los buques cerqueros descartan patudo de sus capturas por uno de dos motivos: ineficacias en el proceso de pesca (por ejemplo, si la captura de un lance no cabe en las bodegas disponibles del buque), o porque los pescadores seleccionan solamente el pescado de más de un cierto tamaño. En cualquier caso, se estima la cantidad de patudo descartado con información reunida por observadores de la CIAT o nacionales, aplicando métodos descritos por Maunder y Watters (2003). Sin considerar el motivo por el descarte, se supone que muere todo el pescado descartado.

Las estimaciones de descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca son sumadas a las capturas retenidas de los buques cerqueros (Tabla 2.1). No se dispone de datos de observadores para

estimar los descartes en las pesquerías de superficie que operaban antes de 1993 (Pesquerías 1 y 6), y se supone que dichas pesquerías no tenían descartes. Para las pesquerías de superficie que operan desde 1993 (Pesquerías 2-5 y 7), hay períodos para los cuales los datos de los observadores son inadecuados para estimar los descartes. Para estos períodos se supone que la tasa de descarte (descartes/capturas retenidas) es igual a la tasa de descarte del mismo trimestre en el año anterior o, si no se dispone de ésta, la del año más cercano.

Se tratan los descartes que resultan del proceso de clasificar la captura como pesquerías separadas (Pesquerías 10-13), y se supone que las capturas de estas pesquerías consisten solamente de peces de 2-4 trimestres de edad (Maunder y Hoyle, 2007). Watters y Maunder (2001) presentan una justificación por tratar estos descartes como pesquerías separadas. Se calculan estimaciones de la cantidad de pescado descartado durante la clasificación solamente para las pesquerías que capturan patudo asociado con objetos flotantes (Pesquerías 2-5) porque se cree que este tipo de clasificación es infrecuente en las demás pesquerías cerqueras.

En la Figura 2.3 se presenta una serie de tiempo de descartes como proporción de las capturas retenidas de las pesquerías de superficie que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. En el caso de las pesquerías más importantes sobre objetos flotantes (2, 3 y 5), la proporción de la captura descartada ha sido baja durante los siete últimos años con respecto a la que se observa en la pesca sobre las cohortes fuertes producidas en 1997. Hay evidencias fuertes de que esto se debe en parte a las clases anuales débiles a partir de 1997, pero desde 1997 han ocurrido reclutamientos grandes (Figura 4.5). Es posible que los reglamentos que prohíben los descartes de atún hayan causado una reducción de la proporción de pescado descartado.

Se supone que no se descarta patudo en las pesquerías palangreras (Pesquerías 8-9 y 14-15).

2.3. Índices de abundancia

Los índices de abundancia fueron derivados de datos de captura y esfuerzo de cerco y de palangre. Se actualizaron los datos de esfuerzo de pesca de las pesquerías de superficie (Pesquerías 1-7 y 10-13) y se incluyeron datos nuevos de 2007. Se dispone de datos nuevos o actualizados de captura y esfuerzo de las pesquerías palangreras japonesas (2203-2006). En la Figura 2.4 se ilustran las tendencias en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las 15 pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO.

La CPUE de las pesquerías de cerco fue calculada como captura dividida por el número de días de pesca. El número de días de pesca por tipo de lance fue calculado a partir del número de lances, usando una regresión múltiple del total de días de pesca contra número de lances por tipo (Maunder y Watters, 2001).

Se obtuvieron estimaciones de la captura por unidad de esfuerzo estandarizada (1975-2006) para las pesquerías de palangre (Pesquerías 8 y 9). Se usó un modelo lineal general delta logarítmico normal, en el cual las variables explicativas fueron latitud, longitud, y anzuelos por canasta (Hoyle y Maunder, 2006).

En la Figura 2.5 se ilustra la serie de tiempo de la CPUE de las distintas pesquerías. Los índices de abundancia considerados apropiados para uso en la evaluación fueron aquéllos de las Pesquerías 2, 3, y 5 (lances cerqueros sobre objetos flotantes) y 8 y 9 (pesquerías de palangre). Se consideraron inapropiadas las pesquerías excluidas porque las tasas de captura fueron extremadamente bajas. Además, se excluyeron los dos primeros años de las pesquerías de cerco porque estaban todavía expandiendo. Se excluyeron también observaciones con pocos datos de esfuerzo.

2.4. Datos de composición por tamaño

Se dispone de datos de frecuencia de talla nuevos de 2007 y actualizados de años previos para las pesquerías de superficie. Se dispone de datos de frecuencia de talla nuevos o actualizados de la flota palangrera japonesa (2002-2004). No se usan en la evaluación datos de composición por tamaño de las otras flotas palangreras.

Las pesquerías del OPO capturan patudo de varios tamaños. En evaluaciones previas se describió la composición por tamaño media de las capturas de cada pesquería definida en la Tabla 2.1. Las pesquerías que capturan patudo asociado con objetos flotantes captura típicamente patudo pequeño (< 75 cm) y mediano (75 a 125 cm) (Figuras 2.6a-i, Pesquerías 1-5). Antes de 1993, la captura de patudo pequeño fue aproximadamente igual a la de patudo mediano (Figura 2.6a, Pesquería 1), pero desde 1993 predomina el patudo pequeño de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes (Figuras 2.6b-e, Pesquerías 2-5). Una excepción es el período de 1999-2002, cuando una cohorte fuerte pasó por la pesquería y predominaron peces grandes en la captura.

Antes de 1990, los lances sobre atunes no asociados capturaban principalmente patudo mediano (Figura 2.6f, Pesquería 6), pero desde entonces han capturado más patudo pequeño y grande (de más de 125 cm) (Figura 2.6g, Pesquería 7). Las capturas de las dos pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9) son de composición por tamaño marcadamente diferentes. En la zona al norte de 15°N (Pesquería 8), los palangreros capturan principalmente pescado mediano, y la composición por tamaño media muestra dos picos notorios (las bandas en 80 cm y 120 cm en la Figura 2.6h); en la zona al sur de 15°N (Pesquería 9), capturan cantidades sustanciales de patudos medianos y grandes, pero la composición de tamaños tiene una sola moda (Figura 2.6i), pero parece haber ocurrido una transición de peces medianos a grandes en aproximadamente 1984.

Los datos de frecuencia de talla de la flota de Taipei Chino incluyen más peces pequeños que aquéllos de la flota japonesa, pero existen preocupaciones acerca de la representatividad de las muestras de frecuencia de talla de la flota de Taipei Chino (Stocker 2005, Anónimo 2006). Maunder y Hoyle (2007) realizaron un análisis de sensibilidad usando la flota de Taipei Chino como pesquería separada.

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

Schaefer y Fuller (2006) usaron datos de marcado y recaptura y de los incrementos diarios en los otolitos para estimar curvas de crecimiento para el atún patudo en el OPO. Ambas fuentes de datos brindaron estimaciones similares, con un sesgo aparente en los datos de marcado, el cual se cree ser debido a que se encoja el pescado, ya que los atunes recapturados fueron medidos durante la descarga (después que fueron almacenados congelados). La curva de crecimiento estimada por Schaefer y Fuller (2006) es sustancialmente diferente de las curvas de crecimiento usadas en las evaluaciones previas del atún patudo en el OPO (Figura 3.1): en particular, indica que el crecimiento es aproximadamente lineal, y resulta en peces más grandes a una edad dada. La talla asintótica de la curva de crecimiento de von Bertalanffy estimada por Schaefer y Fuller (2006) es mucho mayor que cualquier talla observada. Esto es razonable, siempre que no se asigne ningún significado biológico al parámetro de talla asintótica y que se use el modelo solamente como representación de las edades de los peces que muestrearon. La edad máxima de los patudos en su conjunto de datos es aproximadamente 4 años (16 trimestres), y no se considera que su curva de crecimiento de von Bertalanffy sea apropiada para peces de edades mayores. Maunder y Hoyle (2006) ajustaron una curva de crecimiento de Richards, usando una función de verosimilitud logarítmica normal con varianza constante y el parámetro de talla asintótica fijado en aproximadamente la talla del patudo de mayor tamaño en los datos (186,5 cm). Maunder y Hoyle (2007) usaron la curva de crecimiento resultante como distribución previa para todas las edades en la evaluación de la población. Se usa esta curva de crecimiento también para convertir los otros parámetros biológicos de edad a talla y para la estimación de la mortalidad natural.

Las evaluaciones previas (por ejemplo, Harley y Maunder 2005), las evaluaciones del atún aleta amarilla del OPO (por ejemplo, Maunder 2002), y las evaluaciones de los atunes en el Océano Pacífico occidental y central (Lehodey *et al.* 1999; Hampton y Fournier 2001a, 2001b;) sugieren que el crecimiento de los atunes más jóvenes no sigue una curva de crecimiento de von Bertalanffy. Sin embargo, es posible que

esta observación sea consecuencia de una selectividad por talla de peces pequeños.

La talla a edad usada en el modelo de evaluación se basa en la curva de crecimiento de von Bertalanffy. Se estimaron los parámetros de la curva de crecimiento obteniendo la mejor correspondencia de talla a edad usada por Maunder y Hoyle (2007).

Hampton y Maunder (2005) descubrieron que los resultados de la evaluación de la población son muy sensibles al valor supuesto del parámetro de talla asintótica. Por lo tanto, Maunder y Hoyle (2007) realizaron análisis de sensibilidad para investigar la influencia del valor supuesto de ese parámetro. Se investigaron un valor mínimo de 171,5, cercano al valor estimado por las evaluaciones de las poblaciones del Océano Pacífico occidental y central (Adam Langley, Secretaría de la Comunidad del Pacífico, com. pers.), y un valor máximo de 201,5. Aires-da-Silva y Maunder (2007) también realizaron un análisis de sensibilidad de la evaluación del patudo a esos mismos dos valores. Un valor más bajo del parámetro de talla asintótica produjo biomazas y reclutamientos mayores.

Otro componente importante del crecimiento usado en los modelos estadísticos por edad de la captura por talla es la variación en la talla a edad. La información sobre la talla a edad contiene información sobre la variación de la talla a edad además de información sobre la talla a edad promedio. La variación en la talla a edad fue tomada de la evaluación previa. Se realizó un análisis de sensibilidad que estimó la talla media y la variación en la talla a edad mediante la integración de datos de edad-talla de lecturas de otolitos (Schaefer y Fuller, 2006) en el modelo de evaluación.

Se usó la siguiente relación peso-talla, de Nakamura y Uchiyama (1966), para convertir tallas a pesos en la presente evaluación de la población:

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

donde w = peso en kilogramos y l = talla en centímetros.

3.1.2. Mortalidad natural

Se suponen los vectores de mortalidad natural (M) por edad para el patudo. La presente evaluación usa un modelo específico por sexo, y por lo tanto incluye un calendario de mortalidad natural para cada sexo (Figura 3.2). La evaluación previa de la población supone una mortalidad natural constante ($M = 0,1$) para los peces de 0-4 trimestres de edad (Aires-da-Silva y Maunder 2007). Han sido implementados en SS2 nuevos elementos que brindan mayor flexibilidad en el tratamiento de la mortalidad natural. Como resultado, se supone una estimación mayor de la mortalidad natural ($M = 0,25$) para los peces de ambos sexos de 0 trimestres de edad, disminuyendo a 0,1 a los 5 trimestres de edad. Al igual que en la evaluación previa, se supone que la mortalidad natural de las hembras aumento después de alcanzar la madurez. Estos vectores por edad de la mortalidad natural se basan en un ajuste de las proporciones de hembras por edad, la madurez por edad, y las estimaciones de mortalidad natural de Hampton (2000).

3.1.3. Reclutamiento y reproducción

Se supone que el patudo puede ser reclutado a la población pescable durante cada trimestre del año. Es posible que el reclutamiento sea continuo durante todo el año, porque peces individuales pueden desovar casi cada día si la temperatura del agua es adecuada (Kume 1967; Schaefer *et al.* 2005).

SS2 permite especificar una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957). Se parametriza la curva de Beverton-Holt para que la relación entre la biomasa reproductora (la biomasa de hembras maduras) y el reclutamiento sea determinada mediante la estimación del reclutamiento medio producido por una población no explotada (reclutamiento virgen), un parámetro denominado inclinación. La inclinación controla la velocidad con la cual disminuye el reclutamiento cuando se reduce la biomasa reproductora. Se define como la fracción del reclutamiento virgen que se produce si se reduce la biomasa reproductora al 20% de su nivel no explotado. La inclinación puede variar entre 0,2 (en cual caso el reclutamiento es una función lineal de la biomasa reproductora) y 1,0 (en cual caso el reclutamiento es

independiente de la biomasa reproductora). En la práctica es a menudo difícil estimar la inclinación debido a una falta de contraste en la biomasa reproductora y porque hay otros factores (por ejemplo, influencias ambientales) que pueden causar que el reclutamiento sea altamente variable. Para la presente evaluación, se supone que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población (inclinación = 1). No existen evidencias de que el reclutamiento esté relacionado con el tamaño de la población reproductora en el caso del patudo en el OPO y, si se estima la inclinación como parámetro libre, es cercana a 1. Se presenta también un análisis de sensibilidad con inclinación = 0,75. Además de los supuestos requeridos para la relación población-reclutamiento, se aplica una limitación de los desvíos del reclutamiento con una desviación estándar de 0,6.

Los insumos de reproducción se basan en los resultados de Schaefer *et al.* (2005) y en datos provistos por el Dr. N. Miyabe, del Instituto Nacional de Investigación de Pesquerías de Ultramar (NRIFSF) de Japón. Se usó información sobre la edad a talla (Schaefer y Fuller 2006) para convertir en edad la fecundidad y la proporción madura por talla (Figura 3.3, Tabla 3.1).

3.1.4. Desplazamientos

La presente evaluación no considera los desplazamientos explícitamente, sino que se supone que la población esté mezclada al azar al principio de cada trimestre del año. El personal de la CIAT está estudiando los desplazamientos del patudo dentro del OPO usando datos recién obtenidos de marcas convencionales y archivadoras, y estos estudios indican niveles sustanciales de fidelidad regional del patudo en el OPO. Es posible que los resultados de estos estudios produzcan información útil para la evaluación de la población. Se considerará un marco con estructura espacial en las evaluaciones futuras de las poblaciones.

3.1.5. Estructura de la población

En el Documento SARM-9-08 se resumen los conocimientos actuales de la estructura de la población del patudo en el OPO. Los resultados de los estudios de marcado indican una fidelidad regional de la especie en la región, y sugieren un grado muy bajo de mezcla entre el Pacífico oriental y occidental (Schaefer y Fuller 2002; Schaefer y Fuller 2008). Por consiguiente, y para los propósitos de la presente evaluación, se supone que hay dos, una en el OPO y la otra en el Pacífico occidental y central, y que no ocurre un intercambio de peces neto entre estas dos regiones. El personal de la CIAT está realizando una evaluación del patudo del Pacífico entero en colaboración con científicos del Programa de Pesquerías Oceánicas de la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC) y del NRIFSF. Es posible que esta labor ayude a señalar cómo el supuesto de una sola población en el OPO podría afectar la interpretación de los resultados obtenidos del método SS2. Análisis recientes (Hampton *et al.* 2003) que estiman tasas de desplazamiento dentro del Océano Pacífico, produjeron tendencias de la biomasa muy similares a aquéllas estimadas por Harley y Maunder (2004).

3.2. Influencias ambientales

Las condiciones oceanográficas podrían afectar el reclutamiento de atún patudo a las pesquerías en el OPO. En evaluaciones previas (Watters y Maunder 2001, por ejemplo), se usaron anomalías de la velocidad zonal (anomalías de la velocidad en dirección este-oeste) a 240 m de profundidad en una zona desde 8°N hasta 15°S entre 100°-150°O como candidato de variable ambiental para afectar el reclutamiento. Se estimaron las anomalías de velocidad zonal a partir de los resultados de un modelo general de circulación obtenidos en <http://ingrid.ldeo.columbia.edu>. Maunder y Hoyle (2007) realizaron un análisis de sensibilidad para investigar la relación entre el reclutamiento y el índice de El Niño; demostró que existía una relación negativa significativa, pero que explicaba solamente una pequeña proporción de la variabilidad total del reclutamiento.

En evaluaciones previas (Watters y Maunder 2001 y 2002; Maunder y Harley 2002), se supuso que las condiciones oceanográficas afectan la eficacia de las cinco pesquerías que capturan patudo asociado con objetos flotantes (Pesquerías 1-5). En la evaluación de Maunder y Harley (2002) se supuso una influencia

ambiental sobre capturabilidad para la Pesquería 3 solamente. Se descubrió que incluir este efecto no mejoró mucho los resultados, y no se consideraron influencias ambientales sobre la capturabilidad en la presente evaluación.

4. EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN

Aires-da-Silva y Maunder (2007) fueron los primeros en usar el método SS2 para evaluar la condición del atún patudo en el OPO. Consiste en un modelo de evaluación de poblaciones estadístico integrado (ajustado a muchos tipos de datos diferentes) basado en tamaño y con estructura por edad. El modelo es ajustado a los datos observados (índices de abundancia relativa y composiciones de tamaño) con un conjunto de parámetros de dinámica de población y de pesca que maximizan una verosimilitud penalizada, dada la cantidad de captura tomada por cada pesquería. Muchos aspectos de los supuestos subyacentes del modelo son descritos en la Sección 3. Incluye también los siguientes supuestos importantes:

1. El patudo es reclutado a las pesquerías de descarte (Pesquerías 10-13) 1 trimestre después de la cría, y dichas pesquerías capturan solamente peces de las primeras pocas clases de edad.
2. A medida que envejece el patudo, se vuelve más vulnerable a los palangres en la zona al sur de 15°N (Pesquerías 9 y 14) y la Pesquería 7, y los peces de mayor edad son los más vulnerables a estas artes.
3. Los datos de las pesquerías que capturan patudo en cardúmenes no asociados (Pesquerías 6 y 7), las pesquerías antes de 1993 y costera sobre objetos flotantes (Pesquería 1 y 4), y las pesquerías cuya captura consiste de descartes de clasificación (Pesquerías 10-13) brindan relativamente poca información sobre niveles de biomasa, porque no dirigen su esfuerzo hacia el patudo. Por este motivo, las series de tiempo de CPUE de estas pesquerías no fueron usadas como índices de abundancia.

Se estimaron los parámetros siguientes en la presente evaluación de la población de patudo del OPO:

1. Reclutamiento en cada trimestre desde el primer trimestre de 1975 hasta el cuarto trimestre de 2007 (incluye estimación del reclutamiento virgen y anomalías temporales del reclutamiento);
2. Coeficientes de capturabilidad de las cinco series de tiempo de CPUE usadas como índices de abundancia;
3. Curvas de selectividad para 9 de las 15 pesquerías (las Pesquerías 10-13 tienen curvas de selectividad supuestas, y las selectividades de las Pesquerías 14 y 15 son iguales que las de las Pesquerías 8 y 9, respectivamente);
4. Tamaño inicial y estructura por edad de la población.

Se supone que se conocen los parámetros siguientes para la presente evaluación de la población de patudo en el OPO:

1. tasas de mortalidad natural por sexo y edad (Figura 3.2);
2. curva de madurez por edad (Tabla 3.1 y Figura 3.3);
3. curvas de selectividad para las pesquerías de descarte (Pesquerías 10-13);
4. la inclinación de la relación población-reclutamiento;
5. talla media por edad (Sección 3.1.1, Figura 3.1);
6. parámetros de un modelo lineal que relaciona las desviaciones estándar en la talla a edad con la talla a edad promedio.

Se calcularon las estimaciones de las cantidades de ordenación y las proyecciones a futuro con base en las tasas medias de explotación trienales, por arte, de 2005-2007. Se probó la sensibilidad de las estimaciones de cantidades de ordenación clave a la inclusión del último año (2007) en la estimación de la tasa de explotación trienal media. Para este fin, se usó una tasa de explotación media bienal (2005-2006)

en los cálculos.

Hay incertidumbre en los resultados de la presente evaluación de la población. Esta incertidumbre resulta de que los datos observados no representan perfectamente la población de patudo en el OPO. Además, es posible que el modelo de evaluación de la población no represente perfectamente la dinámica de la población de patudo ni de las pesquerías que operan en el OPO. Se expresa la incertidumbre en la forma de intervalos de confianza aproximados y coeficientes de variación (CV). Se estimaron los intervalos de confianza y CV bajo el supuesto que el modelo de evaluación de la población representa perfectamente la dinámica del sistema. Ya que es poco probable que se satisfaga este supuesto, es posible que estos valores subestimen el grado de incertidumbre en los resultados de la presente evaluación.

4.1. Resultados de la evaluación

A continuación describimos los aspectos importantes de la evaluación del caso base (1) y los siete análisis de sensibilidad (2-4):

1. Evaluación del caso base: inclinación de la relación población-reclutamiento = 1 (no hay relación entre población y reclutamiento), series de tiempo de CPUE para las Pesquerías 2-5 sobre objetos flotantes y las Pesquerías 8-9 de palangre, selectividad de tamaño de las distintas pesquerías que no varían con el tiempo (un solo bloque de tiempo);
2. Sensibilidad a la inclinación de la relación población-reclutamiento. La evaluación del caso base incluye un supuesto que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población y se usó una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) con una inclinación de 0,75 para el análisis de sensibilidad.
3. Sensibilidad a los índices de abundancia. La evaluación del caso base incluyó la serie de tiempo de CPUE de las Pesquerías 2, 3, y 5 (lances cerqueros sobre objetos flotantes) y 8 y 9 (pesquerías de palangre). Se realizó un análisis de sensibilidad de los resultados de la evaluación al uso de solamente la CPUE estandarizada de la Pesquería 9. No se incluyó la CPUE estandarizada de la Pesquería 8, debido al carácter estacional de esta pesquería.
4. Sensibilidad al supuesto de dos bloques de tiempo para las selectividades de tamaño de las Pesquerías 2-5 sobre objetos flotantes. Un requisito que los buques de cerco retengan todo el atún capturado, introducido originalmente en la Resolución C-00-08 de la CIAT, está en vigor desde 2001. Esto podría haber resultado en cambios en la selectividad de las capturas retenidas de estas pesquerías, particularmente de peces pequeños, que podrían no haber sido observados en las muestras de tamaño tomadas antes de la Resolución. Por lo tanto, se consideraron dos bloques de tiempo de selectividad: antes de la Resolución (1975-2000) y después de la Resolución (2001-presente). Los patrones de selectividad de las Pesquerías de descarte (10-13) permanecieron sin cambiar en este análisis.

Es probable que los resultados presentados en las secciones siguientes cambien en evaluaciones futuras porque (1) datos futuros podrían proporcionar evidencias contrarias a estos resultados, y (2) es posible que cambien los supuestos y constreñimientos usados en el modelo de evaluación. Cambios futuros afectarán más probablemente las estimaciones absolutas de la biomasa, del reclutamiento, y de la mortalidad por pesca.

4.1.1. Mortalidad por pesca

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca de patudo en el OPO. En promedio, la mortalidad por pesca de peces de menos de unos 15 trimestres de edad ha aumentado desde 1993, y la de peces de más de unos 15 trimestres ha aumentado ligeramente (Figura 4.1). El aumento en la mortalidad por pesca media de peces jóvenes puede ser atribuido a la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. Estas pesquerías (Pesquerías 2-5) capturan cantidades sustanciales de patudo (Figura 2.2), seleccionan peces que generalmente miden menos de 100

cm de talla (Figura 4.2), y han ejercido una cantidad de esfuerzo de pesca relativamente grande desde 1993 (Figura 2.4).

En la Figura 4.3 se ilustran las tendencias temporales en la cantidad de mortalidad por pesca anual por edad de atún patudo. Estas tendencias reflejan la distribución del esfuerzo de pesca entre las varias pesquerías que capturan patudo (Figura 2.4) y cambios en la capturabilidad. La tendencia temporal en la tasa de mortalidad por pesca anual demuestra que la mortalidad por pesca ha aumentado mucho para los peces pequeños y tan sólo ligeramente para los mayores desde aproximadamente 1993. En el Anexo D (Tabla D.1) se presenta un resumen anual de las estimaciones de la mortalidad por pesca total.

4.1.2. Reclutamiento

Las evaluaciones previas descubrieron que la abundancia del patudo reclutado a las pesquerías en el OPO parecía estar relacionada con anomalías de la velocidad zonal a 240 m durante el período en el que se supone que se criaron los peces (Watters y Maunder 2002). El mecanismo responsable de esta relación no ha sido identificado, y las correlaciones entre el reclutamiento y los índices ambientales son a menudo espurias; se debería considerar la relación entre la velocidad zonal y el reclutamiento de patudo con escepticismo. No obstante, esta relación suele señalar que el reclutamiento de patudo es incrementado por eventos fuertes de El Niño y reducido por eventos fuertes de La Niña. Los análisis que no incluyeron índices ambientales y que usaron velocidad zonal produjeron estimaciones de reclutamiento similares (Harley y Maunder 2004). Esto sugiere que hay suficiente información en los datos de frecuencia de talla para estimar la fuerza de la mayoría de las clases anuales históricas, pero el índice podría ser útil para reducir la incertidumbre en las estimaciones de la fuerza de las cohortes más recientes, para las cuales se dispone de pocas muestras de composición por tamaño. Un análisis previo de sensibilidad al efecto de incluir el índice ambiental demostró que el índice no fue estadísticamente significativo (Maunder y Hoyle 2006), o explicó solamente una pequeña proporción de la variación total del reclutamiento (Maunder y Hoyle 2007). Por lo tanto, no fue incluido ningún índice ambiental en el análisis.

Dentro del rango de biomasa reproductoras estimadas ilustradas en la Figura 4.7, la abundancia de reclutas de patudo no parece estar relacionada con la biomasa reproductora de hembras adultas en el momento de cría (Watters y Maunder 2002, Figura 4.4). Evaluaciones previas del patudo en el OPO (por ejemplo, Watters y Maunder 2001, 2002) tampoco señalaron una relación entre biomasa adulta y reclutamiento sobre el rango estimado de biomasa reproductoras. La estimación de inclinación del caso base está fijada en 1, lo cual arroja un modelo con un supuesto débil que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población. Las consecuencias de sobreestimar la inclinación, en términos de rendimiento perdido y el potencial de sobrepesca de reclutamiento (Harley *et al.*, análisis inédito), son mucho peores que las consecuencias de subestimarla. En el Anexo B se presenta un análisis de sensibilidad que supone que el reclutamiento está moderadamente relacionado con el tamaño de la población (inclinación = 0,75).

En la Figura 4.5 se ilustra la serie de tiempo del reclutamiento estimado de patudo, y en la Tabla 4.1 el reclutamiento total que se estima ocurre durante cada año. La serie de tiempo del reclutamiento estimado de patudo tiene varias características importantes. En primer lugar, las estimaciones del reclutamiento antes de 1993 son muy inciertas, ya que las técnicas para capturar patudos pequeños asociados con objetos flotantes no estaban en uso. Hubo un período de reclutamiento alto en 1994-1998, seguido por un período de reclutamiento bajo en 1999-2000. Los reclutamientos desde 2001 han sido superiores al promedio, y fue particularmente grande en 2005 y 2006. Las estimaciones del reclutamiento reciente son muy inciertas, debido a que el patudo recién reclutado está representado en solamente unos pocos conjuntos de datos de frecuencia de talla. El período extendido de reclutamientos relativamente grandes durante 1994-1998 coincidió con la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes.

4.1.3. Biomasa

En la Figura 4.6 se ilustran las tendencias en la biomasa de patudo de edad 3+ trimestres en el OPO, y en la Tabla 4.1 estimaciones de la biomasa al principio de cada año. La biomasa de patudo de 3+ trimestres de edad aumentó durante 1983-1984, y alcanzó su nivel máximo de unas 626.000 toneladas en 1986, tras lo cual disminuyó a un nivel mínimo histórico de unas 270.000 toneladas al principio de 2007.

En la Figura 4.7 se ilustra la tendencia estimada en la biomasa reproductora, y en la Tabla 4.1 las estimaciones de la biomasa reproductora al principio de cada año. Generalmente, la biomasa reproductora ha seguido una tendencia similar a la de la biomasa de patudos de 3+ trimestres, pero con un retraso de uno ó dos años. Se estimó que la biomasa de los peces de 3+ trimestres de edad y de los reproductores aumentaron ligeramente en los últimos años.

Existe incertidumbre en las biomásas estimadas de los reproductores. El CV medio de las estimaciones de la biomasa reproductora es 0,15.

Dado el grado de incertidumbre en las estimaciones de la biomasa y del reclutamiento (Secciones 4.1.2 y 4.1.3), es difícil determinar si las tendencias en la biomasa de patudo son más afectadas por variación en la mortalidad por pesca o el reclutamiento. No obstante, la evaluación sugiere dos conclusiones. En primer lugar, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo presente en el OPO. Se formó esta conclusión sobre la base de los resultados de una simulación en la cual se proyectó la biomasa de patudo que se estima estaría presente en el OPO si no hubiese tenido lugar la pesca, usando la serie de tiempo de anomalías estimadas del reclutamiento y el efecto ambiental estimado sin pesca. Las estimaciones de biomasa simuladas son siempre mayores que las estimaciones de biomasa del modelo de evaluación del caso base (Figura 4.8). En segundo lugar, la biomasa de patudo puede ser incrementada sustancialmente por reclutamientos fuertes. Ambos picos en la biomasa de patudos de 3+ trimestres de edad (1986 y 2000; Figura 4.6) fueron precedidos por niveles pico de reclutamiento (1982-1983, y 1997-1998, respectivamente; Figura 4.5), al igual que el ligero incremento reciente de la biomasa.

A fin de estimar el impacto de las distintas pesquerías sobre la reducción de la población, realizamos simulaciones en las que se excluyó cada arte y se extendió el modelo a futuro, igual que en la simulación sin pesca. En la Figura 4.8 se presentan también los resultados de este análisis. Queda claro que la pesquería palangrera ejerció el mayor impacto sobre la población antes de 1995, pero con la reducción del esfuerzo de las pesquerías palangreras, y la expansión de la pesca sobre objetos flotantes, actualmente el impacto de la pesquería de cerco sobre la población es mucho mayor que aquél de la pesquería palangrera. Los descartes de patudo pequeño tienen un impacto pequeño, pero detectable, sobre la reducción de la población. En general, se estima que la biomasa reproductora es aproximadamente el 17% de lo que se esperaría si no hubiera ocurrido pesca.

4.1.4. Peso promedio de los peces en la captura

En la Figura 4.9 se ilustran las tendencias en el peso medio de patudo capturado por las pesquerías que faenan en el OPO. Las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 1-5) capturan principalmente peces pequeños de, en promedio, menos del peso crítico, indicando que estas pesquerías no maximizan el rendimiento por recluta (ver Maunder y Hoyle 2007). El peso medio del patudo capturado por las pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9) ha estado alrededor del peso crítico, indicando que esta pesquería suele maximizar el rendimiento por recluta (ver Maunder y Hoyle 2007). El peso medio de todas las pesquerías combinadas disminuyó sustancialmente a partir de 1993 a medida que aumentó el esfuerzo cerquero sobre objetos flotantes.

El peso medio en las pesquerías tanto de superficie como de palangre disminuyó alrededor de 1997-1998 al ingresar a la pesquería una cohorte fuerte. Los pesos medios aumentaron entonces a medida que crecieron los peces en esa cohorte, y luego disminuyeron a medida que esos peces fueron eliminados de la población.

Los pesos medios de las pesquerías de superficie predichos por el modelo difieren que los pesos medios “observados”, particularmente antes de 1984. Se estiman los pesos medios “observados” mediante la ampliación de las muestras de frecuencia de talla a la captura total, método diferente a aquél usado en el modelo de evaluación de la población, que usa las curvas de selectividad fijas y las tasas de explotación estimadas de cada pesquería para estimar el peso medio.

4.2. Comparaciones con fuentes externas de datos

No se realizaron comparaciones con datos externos en la presente evaluación.

4.3. Diagnósticos

Se comentan los diagnósticos en dos secciones, análisis de residuales y retrospectivos.

4.3.1. Análisis de residuales

En la Figura 4.10 se ilustran los ajustes del modelo a los datos de CPUE de distintas pesquerías. Tal como se espera, el modelo se ajusta estrechamente a las observaciones de CPUE de la pesquería palangrera del sur. Los ajustes a las otras series de datos de CPUE son menos satisfactorios.

Se presentan gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla (Figuras 4.11a-i). Los círculos sólidos y abiertos representan observaciones inferiores y superiores, respectivamente, a las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales. Los residuales presentan varias características notables. El modelo sobreestima los peces grandes y pequeños para las pesquerías sobre objetos flotantes posteriores a 1993. En particular, sobreestima los peces grandes durante 1999-2002, cuando una cohorte fuerte pasó por la pesquería. A la inversa, el modelo sobreestima los peces medianos para la pesquería palangrera del sur. Esta sobreestimación se centra en los 80 cm antes de 1988, y luego sube a 180 cm, indicando un cambio en la selectividad. Se realizó un análisis de sensibilidad en la evaluación previa en el que se consideraron dos bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería de palangre del sur. El patrón de residuales del ajuste del modelo a los datos de composición por tamaño de esta pesquería mejoró. El modelo se ajustó al índice de abundancia de la CPUE de la pesquería de palangre del sur muy estrechamente. No obstante, las biomásas durante la parte temprana del período histórico fueron menores que aquéllas estimadas por la evaluación del caso base.

El ajuste a los datos medido por el error cuadrático medio sugiere que el modelo se ajusta al índice de CPUE de la Pesquería 9 mejor ($CV = 0.17$) mejor que aquéllos de otras pesquerías. Los peores ajustes a los datos de CPUE son aquéllos de las Pesquerías 3 y 5 ($CV = 0.79$), seguidos por la Pesquería 2 ($CV = 0.42$). Con respecto a los datos de frecuencia de talla, y con la excepción de las Pesquerías 6 y 7 el modelo se ajusta a los datos mejor (tal como indica el tamaño de muestra efectivo estimado) que lo que se refleja en los CV supuestos en las funciones de verosimilitud. En la última evaluación (Aires-da-Silva y Maunder 2007), se realizó un análisis de sensibilidad para investigar la ponderación de los conjuntos de datos. Concretamente, las desviaciones estándar y tamaños de muestra apropiados para las funciones de verosimilitud fueron determinados iterativamente, con base en el ajuste a los datos. Cuando se aplicó una reponderación iterativa, se asignó más peso a los datos de frecuencia de talla, y se estimó que las biomásas fueron más bajas en los segmentos más temprano y más tardío del período histórico.

4.3.2. Análisis retrospectivo

Los análisis retrospectivos son útiles para determinar la consistencia de un método de evaluación de poblaciones de un año al siguiente. Inconsistencias pueden a menudo señalar insuficiencias en el método de evaluación. Este enfoque es diferente de la comparación de evaluaciones recientes (Sección 4.6) en la que los supuestos del modelo difieren entre estas evaluaciones, y diferencias serían de esperar. Los análisis retrospectivos generalmente implican la eliminación repetida de un año de datos del análisis pero sin cambiar el método ni los supuestos. Esto permite al analista determinar el cambio en las cantidades estimadas a medida que se incluyen más datos en el modelo. Las estimaciones de los años más recientes

son a menudo inciertas y sesgadas. El análisis retrospectivo y el supuesto que el uso de más datos mejora las estimaciones pueden ser usados para determinar si hay sesgos consistentes en las estimaciones.

Se realizaron análisis retrospectivos mediante la eliminación de un año (2007), dos años (2007 y 2006), tres años (2007, 2006, 2005), y cuatro años (2007, 2006, 2005, 2004) de datos (Figura 4.12). Estos análisis señalaron un incremento de la biomasa en 2004, 2005, 2006, y 2007, mientras que el caso base indicó una tendencia casi estable durante el mismo período. Esto corrobora los resultados de análisis retrospectivos previos, que indican que las estimaciones recientes de biomasa son sujetas a sesgos retrospectivos (Harley y Maunder, 2004; Aires-da-Silva y Maunder 2007). Aunque las tendencias en las biomásas son iguales, en general, el análisis retrospectivo también señala que las estimaciones de la biomasa del modelo de caso base son menores que aquéllas estimadas cuando no se incorporan en el modelo los últimos años de datos. El sesgo retrospectivo no necesariamente indica la magnitud y dirección del sesgo en la evaluación actual, sino solamente que el modelo podría estar incorrectamente especificado..

4.4. Análisis de sensibilidad

Se presentan los resultados de los tres análisis de sensibilidad en los anexos: sensibilidad a la relación población-reclutamiento (Anexo A), uso de los datos de CPUE de la pesquería palangrera de sur solamente (Anexo B), y el uso de dos bloques de tiempo para la selectividad de las pesquerías sobre objetos flotantes (Anexo C). Aquí se describen las diferencias en el ajuste del modelo y las predicciones del modelo, y se aplaza la discusión de las diferencias en la condición de las poblaciones hasta la Sección 5. En la Tabla 4.3 se compara la verosimilitud del caso base y de los análisis de sensibilidad.

La inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) fue fijada igual a 0,75. Las estimaciones de biomasa (Figura A.1) son mayores que aquéllas estimadas en la evaluación del caso base, pero las tendencias son similares. La serie de tiempo de reclutamiento es similar al caso base (Figura A.2). En la Figura A.4 se presenta la relación población-reclutamiento estimada.

Cuando se usó solamente la CPUE de la pesquería palangrera de sur, la biomasa estimada fue generalmente mayor, pero las tendencias de la misma en el análisis de sensibilidad y el modelo del caso base son muy similares (Figura B.1). Las estimaciones de reclutamiento son asimismo muy similares en ambos modelos (Figura B.2), pero son ligeramente diferentes en los trimestres más recientes en 2007, para los cuales no se dispone de los datos de CPUE de la pesquería de palangre del sur. En la Figura B.4 se ilustra el ajuste del modelo a la serie de tiempo de CPUE de la Pesquería 9.

Fueron considerados dos bloques de tiempo para la selectividad por tamaño de las Pesquerías 2-5 sobre objetos flotantes; concretamente, los períodos antes (1975-2000) y después (2001-presente) de la Resolución C-00-08, que prohibió los descartes de atunes pequeños. Se obtuvieron pequeñas diferencias en las curvas de selectividad de tamaños de estas pesquerías (Figura C.4), pero las biomásas estimadas y las estimaciones del reclutamiento fueron muy similares a aquéllas obtenidas en el modelo del caso base.

Otros análisis de sensibilidad, incluyendo la investigación de la estimación del crecimiento, los efectos ambientales sobre el reclutamiento y la capturabilidad, la mortalidad natural, el uso de una reponderación iterativa, y el uso de dos bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería de palangre del sur, fueron realizadas por Watters y Maunder (2002), Harley y Maunder (2004, 2005), y Maunder y Hoyle (2007), y Aires-da-Silva y Maunder (2007).

4.5. Comparación con evaluaciones previas

Las biomásas sumaria y reproductora (Figuras 4.13 y 4.14, respectivamente) estimadas por las evaluaciones actual y previa del modelo de población (Aires-da-Silva y Maunder 2007) son muy similares en términos absolutos. Las biomásas iniciales, empero, son ligeramente menores en la evaluación actual de la población. La diferencia absoluta entre las estimaciones de los cocientes de la biomasa reproductora (SBR) de las evaluaciones actual y previa (Aires-da-Silva y Maunder 2007) es ligeramente mayor,

particularmente durante los años iniciales del modelo (1975-1980). No obstante, las tendencias de los SBR son muy similares.

Los reclutamientos estimados por la evaluación actual son ligeramente mayores que las estimaciones de la evaluación previa (Figura 4.16a). Tal como se esperaba, debido al incremento de la mortalidad natural, los reclutamientos son mayores en el caso base comparados con la evaluación previa. No obstante, los reclutamientos relativos son muy similares (Figura 4.16b).

4.6. Resumen de los resultados del modelo de evaluación

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca causada por las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. En promedio, la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 15 trimestres de edad ha aumentado sustancialmente desde 1993, y la de peces de más de unos 15 trimestres ha aumentado ligeramente desde entonces. El aumento en la mortalidad por pesca sobre los peces más jóvenes fue causado por la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes.

Por todo el rango 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 hembras adultas en el momento de cría.

La serie de tiempo de estimaciones de reclutamiento de patudo tiene varias características importantes. En primer lugar, las estimaciones del reclutamiento antes de 1993 son muy inciertas, ya que las pesquerías sobre objetos flotantes no estaban capturando cantidades importantes de patudo pequeño. Hubo un período de reclutamiento alto en 1995-1998, seguido por un período de reclutamiento bajo en 1999-2000. Los reclutamientos desde 2001 han sido superiores al promedio, y fueron particularmente grandes en 2005 y 2006. El reclutamiento más reciente es muy incierto, debido a que el patudo recién reclutado está representado en solamente unas pocas muestras de frecuencia de talla. El período extendido de reclutamientos relativamente grandes durante 1995-1998 coincidió con la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes.

La biomasa de patudos de 3+ trimestres de edad aumentó durante 1983-1984, y alcanzó su nivel pico de 625,649 toneladas en 1986, tras lo cual disminuyó a una mínima histórica de 269,266 toneladas al principio de 2007. En general, la biomasa reproductora ha seguido una tendencia similar a de la biomasa de peces de 3+ trimestres, pero con un retraso de 1-2 años. Hay incertidumbre en las biomasa estimadas de tanto los patudos de 3+ trimestres como de reproductores. No obstante, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo en el OPO. Se estimó que la biomasa de tanto los peces de 3+ trimestres de edad como los reproductores ha aumentado en los últimos años (2005-2007).

Las estimaciones de biomasa son tan sólo moderadamente sensibles a la inclinación de la relación población-reclutamiento. Concretamente, las estimaciones de la biomasa son mayores que aquéllas estimadas en la evaluación del caso base, pero las tendencias son similares. La serie de tiempo del reclutamiento es similar a aquélla del caso base.

Cuando se usa solamente la CPUE de la pesquería palangrera de sur, las estimaciones de la biomasa mayores que aquéllas estimadas en la evaluación del caso base, pero las tendencias son similares. La serie de tiempo del reclutamiento es muy similar a aquélla del caso base. No obstante, las estimaciones del reclutamiento son ligeramente diferentes en 2007, año para el cual no se dispone de datos de CPUE de la pesquería de palangre del sur.

Cuando se aplicaron dos bloques de tiempo a la selectividad de tamaño de las pesquerías sobre objetos flotantes, las estimaciones de biomasa y reclutamiento fueron muy similares a aquéllas obtenidas con el modelo de caso base.

5. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

Se evalúa la condición de la población de patudo en el OPO mediante la consideración de cálculos

basados en la biomasa reproductora y el rendimiento máximo sostenible (RMS). Se define el RMS como la mayor captura o rendimiento promedio a largo plazo que puede ser tomada de una población o de un complejo de poblaciones bajo las condiciones ecológicas y ambientales prevalecientes.

Se están desarrollando ampliamente como lineamientos para la ordenación de pesquerías puntos de referencia precautorios del tipo contemplado en el Código de Conducta de FAO para la Pesca Responsable y el Acuerdo de Naciones Unidas sobre Poblaciones de Peces. Mantener las poblaciones de atunes en niveles que produzcan el RMS es el objetivo de ordenación especificado en la Convención de la CIAT. La CIAT no ha adoptado puntos de referencia objetivo ni límite para las poblaciones de los que responde, pero en las cinco subsecciones siguientes se describen unos puntos de referencia posibles.

5.1. Evaluación de la condición de la población basada en biomasa reproductora

El cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, o SBR: el cociente de la biomasa reproductora actual a aquella de la población no explotada), descrito por Watters y Maunder (2001), ha sido usado para definir puntos de referencia en muchas pesquerías. Tiene un límite inferior de cero. Si el SBR es cercano a cero, la población ha sido gravemente reducida y está probablemente sobreexplotada. Si el SBR es uno, o un poco 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 emprendido un régimen de producción incrementada.

Varios estudios (Clark 1991, Francis 1993, Thompson 1993, Mace 1994, entre otros) sugieren que ciertas poblaciones de peces son capaces de producir el RMS cuando el SBR está entre 0,3 y 0,5, y que otras 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 no han sido considerados en estos estudios, y sus conclusiones son sensibles a supuestos sobre la relación entre biomasa adulta y reclutamiento, mortalidad natural, y tasas de crecimiento. A falta de estudios de simulación diseñados específicamente para determinar puntos de referencia apropiados para atunes basados en SBR, se pueden comparar estimaciones de SBR_t con una estimación de SBR correspondiente al RMS ($SBR_{RMS} = S_{RMS}/S_{F=0}$).

Se computaron estimaciones de SBR_t para el patudo en el OPO a partir de la evaluación del caso base. En la Sección 4.1.3 se presentan estimaciones de la biomasa reproductora durante el período del estudio (1975-2007). Se estimó el SBR correspondiente al RMS (SBR_{RMS}) en un 0,19.

Al principio de enero de 2008, la biomasa reproductora de patudo en el OPO estuvo cerca del nivel bajo histórico (Figura 5.1). En ese momento el SBR era aproximadamente 0,17, 10% menos que el nivel correspondiente al RMS.

Al principio de 1975, el SBR era aproximadamente 0,26 (Figura 5.1a). Esto es consistente con el hecho que el patudo en el OPO fue pescado con palangre durante un largo período antes de 1975 y que la biomasa reproductora consiste de individuos de mayor edad que son vulnerables a los palangres. El SBR aumentó, particularmente durante 1984-1986 y, al principio de 1987 fue 0,47. Este aumento puede ser atribuido al reclutamiento superior al promedio durante 1982 y 1983 (Figura 4.5) y a las capturas relativamente pequeñas de las pesquerías de superficie durante ese período (Figura 2.2, Pesquerías 1 y 6). Este pico en la biomasa reproductora fue seguido inmediatamente por un pico en la captura palangrera (Figura 2.2, Pesquería 9). Después de 1987, el SBR disminuyó a un nivel de aproximadamente 0,20 a mediados de 1999. Esta reducción puede ser atribuida principalmente a un largo período (1984-1993) durante el cual el reclutamiento fue bajo. Nótese también que la pesquería palangrera del sur tuvo capturas relativamente grandes durante 1985-1994 (Figura 2.2, Pesquería 9). En 1999, el SBR comenzó a aumentar, y alcanzó aproximadamente 0,33 en 2002. Este aumento puede ser atribuido a los niveles de reclutamiento relativamente altos que se estima ocurrieron durante 1994-1998 (Figura 4.5). A partir de fines de 2002 y durante 2003, el SBR disminuyó rápidamente, debido a las clases anuales débiles en 1999 y 2000, las capturas grandes de las pesquerías de superficie, y las capturas palangreras incrementadas.

El SBR muestra una tendencia con el tiempo similar a la evaluación previa (Figura 4.15). No obstante, los niveles de SBR estimados son más bajos que aquéllos estimados en la evaluación previa (Aires-da-Silva y Maunder 2007), particularmente en los primeros años del período del estudio (1975-1980).

5.2. Evaluación de la condición de la población con base en RMS

Mantener las poblaciones de atunes en niveles que permitan capturar el RMS es el objetivo especificado por la Convención de la CIAT. Watters y Maunder (2001) describen cómo se calculan el RMS y sus cantidades relacionadas, pero se modificaron estos cálculos para incluir, en casos apropiados, la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) (ver Maunder y Watters (2003) para mayor detalle). Es importante notar que las estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas son sensibles a la inclinación de la relación población-reclutamiento (Sección 5.4), y, para la evaluación del caso base, se fijó la inclinación en 1 (un supuesto que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población); sin embargo, se realizó un análisis de sensibilidad (inclinación = 0,75) para investigar el efecto de una relación población-reclutamiento.

Se calcularon las estimaciones basadas en RMS con los parámetros estimados de la evaluación del caso base y patrones estimados de mortalidad por pesca promediados para 2005 y 2007. Por tanto, aunque se presentan estos resultados basados en RMS como estimaciones de punto, estos resultados contienen incertidumbres. Mientras que no se emprendieron análisis para presentar la incertidumbre en las estimaciones del caso base, como en una evaluación previa (Maunder y Harley 2002), se realizaron análisis adicionales para presentar la incertidumbre en esas cantidades en relación con los períodos que se supone representan capturabilidad y mortalidad por pesca.

Al principio de enero de 2008, la biomasa reproductora de patudo en el OPO parece haber sido un 10% menos que S_{RMS} , y se estima que las capturas recientes han sido un 8% mayores que el S_{RMS} (Tabla 5.1).

Si la mortalidad por pesca es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad (Figura 4.2), el F_{RMS} es aproximadamente el 77% del nivel actual de esfuerzo.

Se estiman las cantidades basadas en el RMS suponiendo que la población está en equilibrio con la pesca, pero durante 1995-1998 no fue así. Esto tiene implicaciones potencialmente importantes para las pesquerías de superficie, ya que sugiere que la captura de patudo por la flota de superficie podría ser determinada principalmente por la fuerza de las cohortes reclutadas. Por ejemplo, las capturas de patudo por dicha flota disminuyeron cuando las cohortes grandes reclutadas durante 1995-1998 ya no eran vulnerables a esas pesquerías.

Las estimaciones del RMS, y sus cantidades asociadas, son sensibles al patrón de selectividad por edad que se usa en los cálculos. Las cantidades basadas en RMS descritas anteriormente se basaron en un patrón de selectividad promedio para todas las pesquerías combinadas (calculado a partir de la distribución actual de esfuerzo entre pesquerías). Distribuciones diferentes del esfuerzo de pesca entre pesquerías cambiarían este patrón de selectividad combinado. A fin de ilustrar cómo cambiaría el RMS si se distribuyera el esfuerzo de otra forma entre las distintas pesquerías (aparte de las pesquerías de descarte) que capturan patudo en el OPO, se repitieron los mismos cálculos usando el patrón de selectividad por edad estimado para cada grupo de pesquerías (Tabla 5.2). Si estuviese operando solamente la pesquería de cerco, el RMS sería aproximadamente 30% menos. Si el patudo fuese capturado por la pesquería palangrera solamente, el RMS sería aproximadamente 89% mayor que lo que se estima para todas las artes combinadas. Para lograr este nivel de RMS, el esfuerzo palangrero necesitaría ser incrementado un 320%.

Las cantidades relacionadas con el RMS varían con la composición por talla de la captura. En la Figura 5.2 se ilustra la evolución de cuatro de éstas durante 1975-2007. Antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMS era mayor que el RMS actual, y la mortalidad por pesca era menor que aquella correspondiente al RMS (Figura 5.2).

Cuando se estima el RMS usando las tasas medias de mortalidad por pesca de 2005-2006, es 416 t (0,5%) menos que el caso base.

La Figura 5.3 ilustra la serie de tiempo histórica de las tasas de explotación y la biomasa reproductora con respecto a los puntos de referencia de RMS. En general, los puntos de referencia no fueron rebasados hasta los años recientes. Las cuatro estimaciones más recientes indican que la población de patudo en el OPO se encuentra probablemente sobreexplotada ($S < S_{RMS}$) y que la pesca actual es excesiva ($F > F_{RMS}$); los intervalos de confianza de la biomasa reproductora abarcan el nivel de RMS.

5.3. Sensibilidad a parametrizaciones y datos alternativos

Los rendimientos y puntos de referencia son moderadamente sensibles a supuestos alternativos en el modelo, datos de insumo, y los períodos supuestos para la mortalidad por pesca (Tablas 5.1 y 5.2).

El análisis de sensibilidad que incluía un modelo población-reclutamiento con una inclinación de 0,75 estimó que el SBR requerido para sostener el RMS es 0,30, comparado con 0,19 para la evaluación del caso base (Tabla 5.1). El análisis de sensibilidad a inclinación estima un multiplicador de F considerablemente menor que la evaluación del caso base (0,57). Todos los análisis estiman que el SBR actual es menor que el SBR_{RMS} .

Las cantidades de ordenación son tan sólo moderadamente sensibles a los períodos recientes de mortalidad por pesca usados en los cálculos (Tabla 5.2).

5.4. Resumen de la condición de la población

Al principio de enero de 2008, la biomasa reproductora de atún patudo en el OPO estaba cerca del nivel bajo histórico (Figura 5.1). En ese momento el SBR era aproximadamente 0,17, un 10% menor que el nivel correspondiente al RMS (SBR_{RMS}).

Se estima que las capturas recientes han estado alrededor del nivel de RMS (Tabla 5.1). Si la mortalidad por pesca es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad, el nivel de esfuerzo de pesca correspondiente al RMS es aproximadamente el 82% de nivel de esfuerzo actual (2005-2007). El RMS de patudo en el OPO podría ser incrementado al máximo si el patrón de selectividad por edad fuese similar a aquél de la pesquería palangrera que opera al sur de 15°N, porque captura individuos de mayor tamaño, cercanos al peso crítico. Antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMS era mayor que el RMS actual, y la mortalidad por pesca era menor que F_{RMS} (Figura 5.2).

Todos los análisis señalan que, al principio de 2008, la biomasa reproductora estuvo probablemente por debajo de S_{RMS} (Tablas 5.1 y 5.2). El RMS y el multiplicador de F son sensibles a la forma de parametrizar el modelo de evaluación, los datos que se incluyen en la evaluación, y los períodos que se supone representan mortalidad por pesca media, pero bajo todos los escenarios considerados, la mortalidad por pesca está muy por encima de F_{RMS} .

6. EFECTOS SIMULADOS DE OPERACIONES DE PESCA FUTURAS

Se realizó un estudio de simulación para lograr una mejor comprensión de cómo, en el futuro, cambios hipotéticos en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie podrían simultáneamente afectar a la población de patudo en el OPO y las capturas de patudo por las distintas pesquerías. Se construyeron varios escenarios hipotéticos para definir cómo las distintas pesquerías que capturan patudo en el OPO operarían en el futuro, y también para definir la dinámica futura de la población de patudo. En las Secciones 6.1 y 6.2 se describen los supuestos en los que se basan estos escenarios.

Se aplicó un método basado en la aproximación normal al perfil de verosimilitud (Maunder *et al.* 2006). Desgraciadamente, los métodos apropiados no son a menudo aplicables a modelos tan grandes e intensivos en términos de computación como el modelo de evaluación de la población de patudo. Por lo tanto, usamos una aproximación normal al perfil de verosimilitud, que permite la inclusión de la

incertidumbre en los parámetros y la incertidumbre acerca del reclutamiento futuro. Este método es aplicado mediante la extensión del modelo de evaluación durante cinco años adicionales con tasas de explotación iguales medial promedio de 2005-2007. No se incluyen datos de captura ni de frecuencia de talla para estos años, y se estiman los reclutamientos de los cinco años de la misma forma que en el modelo de evaluación, con una pena logarítmica normal con una desviación estándar de 0.6.

6.1. Supuestos sobre las operaciones de pesca

6.1.1. Esfuerzo de pesca

Se realizaron estudios de proyección a futuro a fin de investigar el efecto de distintos niveles de esfuerzo de pesca (tasas de explotación) sobre la biomasa de la población y la captura.

Los análisis realizados fueron:

1. Las tasas de captura trimestrales de cada año en el futuro fueron fijadas iguales a la tasa de captura media de 2005 a 2007, para simular el esfuerzo reducido que resulta de las medidas de conservación de la Resolución C-04-09;
2. Se realizó un análisis adicional que estima la condición de la población status si la resolución no hubiera sido aplicada. Para 2004-2007, el esfuerzo cerquero en el tercer trimestre fue incrementado un 86%, y la captura en la pesquería palangrera del sur un 39% en todos los trimestres. Para 2008-2012, se incrementó la tasa de explotación cerquera un 13% en todos los trimestres y la tasa de explotación de la pesquería palangrera de sur un 39% en todos los trimestres.

6.2. Resultados de la simulación

Se usaron las simulaciones para pronosticar los niveles futuros del SBR, la biomasa total, la captura total de las pesquerías de superficie primarias que presuntamente seguirían operando en el OPO (Pesquerías 2-5 y 7), y la captura total de la flota palangrera (Pesquerías 8-9 y 14-15). Hay probablemente más incertidumbre en los niveles futuros de estas variables producidas por el modelo de lo que sugieren los resultados presentados en las Figuras 6.1-6.4. La cantidad de incertidumbre es probablemente subestimada, porque las simulaciones fueron realizadas bajo el supuesto que el modelo de evaluación de la población describe correctamente la dinámica del sistema y sin tomar en cuenta la variación en la capturabilidad.

6.2.1. Niveles actuales de captura

Se realizaron proyecciones, suponiendo que las tasas de explotación seguirían al nivel medio de 2004 y 2005 (incluyendo las restricciones de esfuerzo y captura de las Resoluciones C-04-09 y C-06-02).

Se estima que el SBR ha aumentado ligeramente en los últimos años (Figura 5.1). Se atribuye el aumento a dos picos en el reclutamiento reciente. Si continúan los niveles recientes de esfuerzo y capturabilidad, se predice que el SBR aumentará por encima del nivel que soportaría el RMS durante 2009-2010, y que luego disminuirá durante 2011-2013 a un nivel ligeramente menor que aquél que soportaría el RMS (Figura 6.1a). Se estima que la biomasa reproductora aumentará ligeramente con respecto a 2005-2007, pero que probablemente disminuirá en el futuro (Figura 6.2).

Se predice que las capturas cerqueras disminuirán durante el período de la proyección (Figura 6.3, recuadros izquierdos). Se predice que las capturas palangreras aumentarán moderadamente en 2008, pero que comenzarán a disminuir antes de 2009 con el esfuerzo actual (Figura 6.3, recuadros derechos). Las capturas disminuirían ligeramente más si se incluyera una relación población-reclutamiento, debido a reducciones en los niveles de reclutamiento que contribuyen a las capturas cerqueras.

Las capturas predichas para ambas artes se basan en el supuesto que la selectividad de cada flota seguirá igual, y que la capturabilidad no aumentará a medida que disminuya la abundancia. Si la capturabilidad del patudo aumenta con abundancia baja, las capturas serán, a corto plazo, mayores que las que se

predicen en el presente análisis.

6.2.2. Sin restricciones de ordenación

Las Resoluciones C-04-09 y C-06-02 contemplan restricciones sobre el esfuerzo cerquero y las capturas palangreras durante 2004-2007: una veda de seis semanas durante el tercer o cuarto trimestre en el caso de las pesquerías de cerco, y una limitación de las capturas palangreras al nivel de 2001. A fin de evaluar la utilidad de estas medidas, proyectamos la población 5 años al futuro, suponiendo que no se apliquen estas medidas de conservación en el futuro. Las capturas proyectadas hubieran sido menores de no haber sido adoptada la resolución (Figura 6.3, recuadros inferiores)

Una comparación del SBR predicho sin y con las restricciones de la resolución señala cierta diferencia (Figura 6.4). Sin las restricciones, el SBR aumentaría tan sólo ligeramente y luego disminuiría a niveles más bajos.

Las reducciones de la mortalidad por pesca que podrían resultar de la continuación de la Resolución C-06-02 son insuficientes para permitir a la población mantener niveles por encima de aquéllos correspondientes al RMS a largo plazo, aunque se espera un incremento por encima del nivel de RMS durante unos años, debido al alto reclutamiento reciente.

6.2.3. Análisis de sensibilidad

El análisis que incluye una relación población-reclutamiento indica que la población está sustancialmente por debajo de SBR_{RMS} , y que seguirá en este nivel con los niveles actuales de esfuerzo (Figura 6.1b).

6.3. Resumen de los resultados de la simulación

Se predice que los picos recientes en el reclutamiento resultarán en niveles de SBR y capturas palangreras incrementados en los próximos años, pero se espera que altos niveles de mortalidad por pesca reduzcan subsecuentemente el SBR. Con los niveles de esfuerzo actuales, es poco probable que la población permanezca en niveles que soportarían el RMS, a menos que se reduzcan mucho los niveles de mortalidad por pesca o que el reclutamiento sea mayor al promedio durante varios años consecutivos.

Se estima que los efectos de la Resolución C-04-09 serán insuficientes para permitir a la población permanecer en niveles que soportarían el RMS.

Estas simulaciones se basan en el supuesto que los patrones de selectividad y capturabilidad no cambiarán en el futuro. Cambios en el objetivo de la pesca o una mayor capturabilidad de patudo con una disminución de la abundancia (por ejemplo, una capturabilidad dependiente de la densidad) podrían causar resultados diferentes de los que aquí se predicen.

7. DIRECCIONES FUTURAS

7.1. Colección de información nueva y actualizada

El personal de la CIAT piensa continuar la colección de datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. En la próxima evaluación de la población se incorporarán datos actualizados y nuevos.

El personal de la CIAT continuará la compilación de datos de captura y esfuerzo palangreros de las pesquerías que operan en el OPO. En particular, se procurará obtener datos para pesquerías recientemente desarrolladas y crecientes.

7.2. Refinamientos del modelo y métodos de evaluación

El personal de la CIAT seguirá desarrollando la evaluación del atún patudo del OPO con *Stock Synthesis II*. En gran parte, los avances dependerán de cómo se modifique el software de *Stock Synthesis II* en el futuro. Los cambios siguientes serían deseables para evaluaciones futuras:

1. Usar una curva de crecimiento más flexible (por ejemplo, la de Richards) o incluir un vector de

talla a edad para que la curva de crecimiento represente mejor aquella usada en las evaluaciones previas que usaron A-SCALA.

2. Facilitar la ejecución de proyecciones con tasas de explotación fijas.
3. Evaluar de nuevo las definiciones de las pesquerías.
4. Determinar ponderaciones apropiadas de los distintos conjuntos de datos.
5. Incluir los datos de mercado disponibles en la evaluación.

Continuará la colaboración con el personal de la Secretaría de la Comunidad del Pacífico en el modelo del patudo del Pacífico entero.

REFERENCES—REFERENCIAS

- Aires-da-Silva A. and M.N. Maunder. 2007. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2006 and outlook. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 8: 105-203.
- Anonymous. 2006. Report of the Albacore Working Group Meeting (November 28-December 2, 2005, La Jolla, CA, U.S.A.): 30 p. (http://isc.ac.affrc.go.jp/isc6/ISC06_Annex%206_ISC-ALBWG_Report_Final.pdf)
- Beddington, J.R. and D.B. Taylor. 1973. Optimum age specific harvesting of a population. *Biometrics* 29: 801-809.
- Beverton, R.J.H. and S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Minis. Agri. Fish. Food Inves., Ser. 2*, 19: 533 p.
- Bigelow, K., J. Hampton, and N. Miyabe. 2002. Application of a habitat-based model to estimate effective longline fishing effort and relative abundance of Pacific bigeye tuna (*Thunnus obesus*). *Fish. Ocean.* 11: 143-155.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 734-750.
- Francis, R.I.C.C. 1993. Monte Carlo evaluation of risks for biological reference points used in New Zealand fishery assessments. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: 221-230.
- Getz, W.M. 1980. The ultimate sustainable yield problem in nonlinear age structured populations. *Mathematical Bioscience* 48: 279-292.
- Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1002-1010.
- Hampton, J. 2002. Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean. *Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 15th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, BET-1*: 37 p. (<http://www.spc.int/oceanfish/Html/SCTB/SCTB15/BET-1.pdf>)
- Hampton, J., K. Bigelow, and M. Labelle. 1998. A summary of current information on the biology, fisheries and stock assessment of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the Pacific Ocean, with recommendations for data requirements and future research. *Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., Tech. Rep. 36*: 46 p.
- Hampton, J. and D.A. Fournier. 2001a. A spatially disaggregated, length-based, age-structured population model of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean. *Mar. Fresh. Res.* 52: 937-963.
- Hampton, J. and D.A. Fournier. 2001b. A preliminary stock assessment model for bigeye tuna in the Pacific Ocean. *Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 14th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish. BET-1*: 31 p. (<http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB14/bet1.pdf>)
- Hampton, J., P. Kleiber, Y. Takeuchi, H. Kurota, and M. Maunder. 2003. Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean, with comparisons to the entire Pacific Ocean. *Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 16th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, BET-1*: 80 p. (<http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB16/bet1.pdf>)
- Hampton, J. and M.N. Maunder. 2005. Comparison of Pacific-wide, western and central Pacific, and eastern Pacific assessments of bigeye tuna. *WCPFC-SC1 SA WP-2-SUP*, 19p. (http://www.spc.int/oceanfish/Html/WCPFC/SC1/pdf/SC1_SA_WP_2_SUP.pdf)
- Harley, S. J. and M. N. Maunder. 2003. Recommended diagnostics for large statistical stock assessment models. *Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 16th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, MWG-3*: 34 p. (<http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB16/mwg3.pdf>)
- Harley, S.J. and M.N. Maunder. 2004. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2002 and outlook for 2003. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 4*: 120-286.

- Harley, S.J. and M.N. Maunder. 2005. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 5: 168-290.
- Hinton, M.G. and H. Nakano. 1996. Standardizing catch and effort statistics using physiological, ecological, or behavioral constraints and environmental data, with an application to blue marlin (*Makaira nigricans*) catch and effort data from Japanese longline fisheries in the Pacific. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 20: 169-200.
- Hoyle, S.D. and M.N. Maunder. 2006. Standardisation of yellowfin and bigeye CPUE data from Japanese longliners, 1975-2004. IATTC Working Group on Stock Assessments, 6th Meeting, SAR-7-07. <http://www.iatcc.org/PDFFiles2/SAR-7-07-LL-CPUE-standardization.pdf>
- Kume, S. 1967. Distribution and migration of bigeye tuna in the Pacific Ocean. Rep. Nankai Reg. Fish. Res. Lab. 25: 75-80.
- Lehodey, P., J. Hampton, and B. Leroy. 1999. Preliminary results on age and growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) from the western and central Pacific Ocean as indicated by daily growth increments and tagging data. Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 12th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, BET-2: 18 p. (http://www.spc.org.nc/OceanFish/Html/SCTB/SCTB12/WP/SCTB99_WPBET-2.pdf)
- Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 110-122.
- Maunder, M.N. 2002a. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 3: 47-134.
- Maunder, M.N. 2002b. The relationship between fishing methods, fisheries management and the estimation of MSY. Fish and Fisheries 3: 251-260.
- Maunder, M.N. 2004. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2002 and outlook for 2003. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 4: 5-119.
- Maunder, M.N. (compiler). (2007). Report from the workshop on management strategies, IATTC, La Jolla, California (USA), 17-20 October 2006. (<http://www.iatcc.org/PDFFiles2/Management-strategies-WS-Oct-06-ReportENG.pdf>)
- Maunder, M.N. (compiled by) (2006). Report from the workshop on stock assessment methods, IATTC, La Jolla, California (USA), 7-11 November 2005. (<http://www.iatcc.org/PDFFiles2/Assessment-methods-WS-Nov05-ReportENG.pdf>)
- Maunder, M.N. and S.J. Harley. 2002. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2001 and outlook for 2002. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 3: 201-311.
- Maunder, M. N. and S. J. Harley. 2003. Methodological improvements to the EPO tuna stock assessments. Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 16th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, MWG-2: 26 p. (<http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB16/mwg2.pdf>)
- Maunder M.N., S.J. Harley, and J. Hampton. 2006. Including parameter uncertainty in forward projections of computationally intensive statistical population dynamic models. ICES Jour. Mar. Sci. 63 (6): 969-979.
- Maunder M.N. and S.D. Hoyle. 2006. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2004 and outlook for 2005. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 6: 103-206.
- Maunder, M.N. and S.D. Hoyle. 2007. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2005 and outlook for 2006. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 7: 117-248.
- 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.

- Methot, R. D. 2005. Technical description of the Stock Synthesis II assessment program. NOAA Fisheries.
- 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. and W.H. Bayliff. 2003. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1993-1997. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 22: 219-431.
- Reed, W.J. 1980. Age-specific harvesting in a nonlinear population model. *Biometrics* 36: 579-593.
- Schaefer, K.M. and D.W. Fuller. 2006. Estimates of age and growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean, based on otolith increments and tagging data. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 23: 33-76.
- Schaefer, K.M., D.W. Fuller, and N. Miyabe. 2005. Reproductive biology of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern and central Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 23: 1-32.
- Stocker, M. (editor). 2005. Report of the Nineteenth North Pacific Albacore Workshop. Nanaimo, B.C. Canada, Pacific Biological Station, Nanaimo, B.C.: 127 p. (<http://www.dfo.mpo.gc.ca/Library/315833.pdf>)
- Suda, A. and S. Kume. 1967. Survival and recruitment of bigeye tuna in the Pacific Ocean, estimated by the data of tuna longline catch. *Nankai Reg. Fish. Res. Lab, Rep.* 25: 91-104.
- Sun, C, C. Huang, and S. Yeh. 2001. Age and growth of the bigeye tuna, *Thunnus obesus*, in the western Pacific Ocean. *Fish. Bull.* 99: 502-509.
- Thompson, G.G. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: 303-320.
- Tomlinson, P. 2002. Progress on sampling the eastern Pacific Ocean tuna catch for species composition and length-frequency distributions. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 2: 339-365.
- Watters, G.M. 1999. Geographical distributions of effort and catches of tunas by purse-seine vessels in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Data Rep.* 10: 100 p.
- Watters, G.M. and R. Deriso. 2000. Catch per unit of effort of bigeye tuna: a new analysis with regression trees and simulated annealing. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 21: 527-571.
- Watters, G.M. and M.N. Maunder. 2001. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 1: 109-210.
- Watters, G.M. and M.N. Maunder. 2002. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 2: 147-246.

STOCK STRUCTURE OF BIGEYE, YELLOWFIN, AND SKIPJACK TUNAS IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

by

Kurt M. Schaefer

CONTENTS

1. Summary	203
2. Introduction	203
3. Stock structure.....	204
3.1. Bigeye tuna (<i>Thunnus obesus</i>).....	204
3.2. Yellowfin tuna (<i>Thunnus albacares</i>).....	205
3.3. Skipjack tuna (<i>Katsuwonus pelamis</i>).....	208
Literature cited	218

1. SUMMARY

Regional fidelity has been demonstrated for bigeye, yellowfin, and skipjack tunas in the eastern Pacific Ocean (EPO), with low levels of mixing expected with the stocks in the western and central Pacific Ocean (WCPO). The scientific information available to elucidate the stock structure of these three species in the EPO is reviewed, evaluated, and compiled in this document. The evidence indicates that there are probably northern and southern sub-stocks of bigeye (with separation at about 10°N), based on tagging data; northern and southern sub-stocks of yellowfin (with separation at about 15°N), based on tagging, length-at-maturity, morphometric, and stable nitrogen isotope data; and northern and southern sub-stocks of skipjack (with separation at about 15°N), based on tagging and length-at-maturity data. The spatial extent of those stocks and the levels of mixing are not yet well defined. Stock boundaries most likely oscillate within a few degrees of latitude relative to seasonal and annual variability in oceanographic conditions. Further research is needed to elucidate the extents and interactions of the sub-stocks.

2. INTRODUCTION

Considering the fact that bigeye, yellowfin, and skipjack tunas are widely distributed throughout tropical and sub-tropical waters of the Pacific Ocean (Collette and Nauen, 1983), have the capacity to disperse fairly rapidly throughout their ranges (Hunter *et al.*, 1986), and exhibit widespread and protracted spawning (Schaefer, 2001a), it is reasonable to assume that they would exhibit little intraspecific stock structure in the eastern Pacific Ocean (EPO). However, it is critical to evaluate this assumption, as failure to detect and account for stock structure in assessments and management of these species could lead to local over-fishing and potentially severe declines (Hutchings, 2000; Pauly *et al.*, 2003) or, conversely, to unnecessary restrictions on fishing.

An important consideration in the management of tunas is understanding the distribution of the stocks of fish being exploited and the movement patterns of individuals within those stocks. Stock identification is a critical component in the realistic application of population dynamics models to bigeye, yellowfin, and skipjack tunas in the EPO. The term “stock,” as used here, does not necessarily correspond to a genetically-distinct group, but refers to individuals that can be grouped by common phenotypic and life history characteristics within a geographic region; reproductive isolation is not a criterion.

Various stock identification methodologies have been employed for marine fishes (Ihssen *et al.*, 1981; Begg and Waldman, 1999). Most inferences about population structure of tunas in the Pacific Ocean have come from fisheries statistics and from data on tagging, spawning, morphometric and/or meristic characters, parasites as biological markers, immunogenetics, allozyme variation, mitochondrial DNA (mtDNA) or nuclear DNA (nDNA), and elemental composition of otoliths. Each methodology has advantages and disadvantages, including how each character set relates differently to the delineation of stocks and their usefulness within stock assessments and fisheries management. Tagging data apparently

have the most merit in providing estimates of home range distributions and delineation of stock structure, diffusion rates, and the extent of mixing between regions. However, several investigators suggest a multi-method approach, which should include a genetic method together with tag-recapture or a phenotypic method (Begg and Waldman, 1999).

Tag release and recapture experiments, utilizing lastic dart tags, conducted for several species of tunas in various areas of the world's oceans, have provided valuable information on movements and population structure (Hunter *et al.*, 1986; Bayliff, 1993). In recent years tuna-tagging experiments utilizing geolocating archival tags, have provided significant data toward understanding the spatial dynamics, habitat utilization, and stock structure for the species investigated (Arnold and Dewar, 2001; Gunn and Block, 2001; Block, 2005).

Other stock identification methodologies are, however, important, as they can provide complementary information toward understanding the extent and temporal stability of the stock structure of tunas. Several morphometric and meristic studies have provided results useful for identifying marine fish stocks, including tunas (Winans, 1987; Schaefer, 1992). Investigations of the geographic variation in life history characteristics, including growth and reproductive parameters, have also provided useful information regarding stock structure of tunas (Schaefer, 2001a). Genetic analyses, including mtDNA and nDNA, of tunas have mostly failed to demonstrate differences in the level of genetic heterogeneity for species within ocean basins (Ely *et al.*, 2005). The genetic differentiation of stock structure of marine fish has been particularly difficult (Ward, 2000), and for highly-mobile tunas it is more problematic, as long-range movements of a few individuals per generation can result in genetic homogeneity among stocks (Ward, 1995).

The objective of this document was to compile and evaluate the scientific information available to elucidate stock structure of bigeye, yellowfin, and skipjack tunas within the EPO.

3. STOCK STRUCTURE

3.1. Bigeye tuna (*Thunnus obesus*)

3.1.1. Catch distribution

Bigeye were caught by purse-seine vessels during 1996-2006 from about 35°N to 25°S (but mostly between about 10°N and 20°S) and from the coast of the Americas west to about 150°W (Anonymous, 2008: Figure A-3). Those catches have been dominated by fish caught in association with floating objects, with small amounts caught in sets on unassociated schools. Bigeye were caught in the EPO by longline vessels during 2000-2004 from about 35°N to 35°S, but primarily in two fairly distinct areas, a southern area between about 10°N and 20°S from coastal waters to 150°W, and a northern area between about 15°N and 35°N from 130°W to 150°W (Anonymous, 2008: Figure A-4).

3.1.2. Spawning

Spawning occurs widely across the equatorial Pacific during most months of the year, with the greatest reproductive potential in the EPO, based on apparent maturation, size-frequency, and catch-per-unit-of-effort data (Kikawa, 1966; Nishikawa *et al.* 1985; Miyabe, 1994). In a recent study of reproductive biology of bigeye in the eastern and central Pacific (Schaefer *et al.*, 2005), spawning was observed between about 15°N and 15°S from about 105°W to 175°W, and occurred during most months of the year in which the sea-surface temperatures exceeded about 24°C. However, the sampling coverage in that study was inadequate for a comprehensive description of the spatiotemporal distributions of spawning in the eastern and central Pacific.

3.1.3. Tagging

A total of 19,142 bigeye tuna was captured, tagged, and released with PDTs, and 323 with ATs, in the equatorial EPO during March to May of 2000 and 2002 through 2005, of which 8,246 (43.1%) and 163 (50.5%), respectively, were recaptured and their tags returned (Schaefer and Fuller, 2008). Times at

liberty ranged from 1.7 to 1,810.7 days ($\bar{x} = 66.5$, SE = 1.7). Linear displacements, from release to recapture positions, ranged from 0 to 3,830.1 nautical miles (nm) ($\bar{x} = 299.9$, SE = 4.1). Of the 6,562 bigeye at liberty for more than 30 days, 95% were recaptured within 1,017 nm of their release positions. The 95% and 50% utilization distributions, based on 11,585 positions for the combined 98 bigeye AT data sets, from fish at liberty for greater than 30 days, were 1,326,325 km² and 60,667 km², respectively, and were centered between about 3°N and 5°S and 90°W and 105°W. The tagging data from this study, and a previous study (Schaefer and Fuller, 2002) indicate that bigeye exhibit regional fidelity to this area of very high biological productivity, and suggests a very low level of mixing between the eastern and western Pacific bigeye stocks.

Movements of bigeye inferred from deployments and recoveries of PDTs in the western Pacific (Hampton and Gunn, 1998; Hampton and Williams, 2005; Anonymous, 2008: Figure D-3) and Hawaii (Itano and Holland, 2000), and those from ATs in the western Pacific (Clear *et al.*, 2005) also strongly suggest relatively restricted horizontal movements and regional fidelity to geographically-confined areas.

3.1.4. Morphometric and meristic characters

There have apparently been no investigations of geographic differences in morphometric or meristic characters of bigeye in the EPO.

3.1.5. Genetics

The genetic structure of bigeye has been investigated, using of muscle samples collected in selected locations across the Pacific in 1995 (Grewe and Hampton, 1998). Genetic analyses of the samples involved the assessment of mitochondrial DNA and nuclear DNA microsatellite allele frequency variation. Initially an evaluation of samples from the two most distant locations, Ecuador and the Philippines, indicated that most alleles at each of eight loci were found in samples from both areas, and there were no significant differences between the samples from those locations. Four loci were then chosen for analyses of all samples collected from each sample location. The overall results of the genetic study did not provide evidence of genetic differentiation of bigeye in the Pacific.

3.1.6. Biological markers

There have apparently been no investigations of potential geographic differences in naturally-occurring biological markers of bigeye in the EPO.

3.1.7. Conclusions

The results of bigeye tagging studies in the eastern and western Pacific Ocean (Anonymous, 2008: Figure D3) demonstrate restricted movements, with very limited mixing of fish between areas separated by distances greater than about 1,000 miles. In the EPO, there appears to be a discontinuity at about 10°N in the distribution of longline catches. The bigeye tagging studies recently undertaken in the equatorial EPO demonstrate that movements are restricted primarily to the equatorial region, and no movement from the southern to the northern region of the longline catch distribution was observed. Bigeye within those two regions of the EPO, separated at about 10°N, potentially represent spatially-segregated northern and southern sub-stocks, with little mixing between them.

3.2. Yellowfin tuna (*Thunnus albacares*)

3.2.1. Catch distribution

Yellowfin were caught by purse-seine vessels during 1996-2006 from about 30°N to 20°S and from the coast of the Americas west to about 150°W (Anonymous, 2008: Figure A-1). Those catches have been dominated by fish caught in association with dolphins, followed by unassociated fish, with much smaller amounts of fish caught in association with floating objects. Yellowfin were caught by longline vessels during 2000-2004 from about 30°N to 45°S, but primarily in the southeastern Pacific between about 10°S and 30°S and from the coast of South America to about 150°W (Anonymous, 2008: Figure A-4).

3.2.2. Spawning

Yellowfin spawning occurs over vast areas of the Pacific Ocean and throughout the year in the warm northern equatorial waters, but in the more northern or southern regions it is restricted to periods when the sea-surface temperatures exceed 24°C (Schaefer, 2001a). In the EPO, where spawning occurs all year round between 0° and 20°N, the proportions of reproductively-active females are positively correlated with fluctuations in sea-surface temperatures (Schaefer, 1998). The expansion of suitable spawning habitat for yellowfin in the EPO with the northward and southward movements of the 24°C surface isotherms into the subtropical regions north of 20°N and south of 0° during the respective northern and southern hemisphere summer months, and the apparent movement of yellowfin into these regions and subsequent spawning, constitute possibly the mechanism which generates, in some years, two observed cohorts about 6 months apart in the length-frequency data for the yellowfin population (Schaefer, 1998).

Yellowfin mature at lesser sizes off Central America than in the northern areas off southern Baja California, the southern part of the Gulf of California, and the Revillagigedo Islands (Schaefer and Orange, 1956; Orange, 1961). Additional research has been conducted to evaluate the relationships between age, growth, and maturation of yellowfin and the potential geographic variation in those relationships (Schaefer, 1998). The growth rates for the fish from the southern area are apparently greater than those for fish from the northern area (where sea-surface temperatures are significantly lower) until the fish are just under 3 years of age, at which time they decrease. Earlier onset of maturation was observed in the southern area.

3.2.3. Tagging

Tagging studies on yellowfin throughout the EPO, utilizing PDTs, have indicated that movements of tagged fish at liberty for more than 30 days tend to be restricted to less than 1,000 miles of their release positions (Schaefer *et al.*, 1961; Fink and Bayliff, 1970; Bayliff and Rothschild, 1974; Bayliff, 1979, 1984; Anonymous, 2007). These studies indicate regional fidelity to areas of tagging, with little exchange of fish between the northern and southern regions of the EPO. Joseph *et al.*, (1964) stated that yellowfin is not a far-ranging species, and that the majority of recovered fish had been caught within 200 miles of the area of release, based upon 55,737 yellowfin tagged during 1952-1962 and a total of 6,086 recoveries. Hunter *et al.*, (1986: Figure 10) provided data on distances traveled by yellowfin released in the EPO that were at liberty for various time intervals, indicating that almost all fish free for more than 31 days had been recaptured within 750 miles of the area of release. Schaefer (1967) reported that movement patterns of yellowfin within the EPO from tag recoveries “indicate that it is not inhabited by a single rapidly-intermixing population. It appears that there may be at least two sub-populations, with an approximate boundary near 15°N latitude.” Fink and Bayliff (1970) also noted the presence of “two main groups” north and south of about 15°N, but stated that “there is considerable intermingling among the fish of the two groups.”

In a recent study of yellowfin movements and behavior, utilizing ATs implanted in fish during 2002 and 2003 and released off Baja California, the most probable movement paths for 20 of the fish at liberty for 154 or more days indicated that 19 (95%) remained within 900 miles of their release locations (Schaefer *et al.*, 2007).

The results from yellowfin tagging studies in the EPO, using both PDTs and ATs, indicate restricted movements and regional fidelity to areas of tagging and release. Similar conclusions were reached from recent evaluations of extensive data for tagging with PDTs in the WCPO (Sibert and Hampton, 2003).

3.2.4. Morphometric and meristic characters

Analyses of morphometric data from yellowfin collected from various locations in the EPO to assess geographic and temporal variation of morphometric characters indicated significant differences between fish sampled from north and south of 15°N-20°N (Schaefer, 1989). The results clearly demonstrated geographic variation in morphometric characters of yellowfin in the EPO, suggesting differences between

the life histories of the northern and southern groups.

Further research (Schaefer 1991; 1992) has shown morphometric and meristic differences among fish from the eastern, central, and western Pacific, and also latitudinal differences for fish from both the eastern and western Pacific. Although there is annual variability in the morphometric characters, the results demonstrated that the stocks examined are morphometrically distinguishable and that their phenetic relationships reflect their geographic origin (Schaefer, 1992). Geographic variation observed in morphometric characters and gill raker counts of yellowfin from northern and southern regions of the EPO results from restricted movements, limited mixing, and environmental variation (Schaefer, 1992).

3.2.5. Genetics

There have been several genetic studies across the Pacific, none of which showed statistically-significant geographic variation. A study based on mitochondrial DNA, comparing samples across the Pacific from five spatially-isolated locations and one from the Atlantic, reported considerable variation, but no differences among samples (Scoles and Graves, 1993). Further genetic analyses of yellowfin samples from the Pacific, using mitochondrial DNA, provided limited evidence of genetic heterogeneity between eastern Pacific and the central and western Pacific samples (Ward *et al.*, 1994).

Microsatellites are reportedly a powerful tool, with high resolution, for discrimination of genetic differences among fish populations (O'Connell and Wright, 1997). A recent genomic study utilizing microsatellite variation has provided some preliminary evidence of the presence of discrete northern and southern populations, separated by the equator, in the EPO (Diaz-Jaimes and Uribe-Alcocer, 2006). The authors caution, however, that the spatial differentiation observed may be due to temporal variation or non-random sampling, and their preliminary results need to be corroborated through further studies incorporating larger sample sizes and temporal replicates.

3.2.6. Biological markers

Studies of the stable nitrogen isotopes of yellowfin suggest limited movements in the EPO. The stable isotope values from the muscle tissue of a yellowfin reflect its food and nutrient sources during a previous period of time, the length of which is determined by the rates of tissue turnover. Furthermore, the isotope values are a function of not only what species of prey it ate, but also the locations at which it consumed the prey. The isotope values measured in the muscle of yellowfin in the EPO exhibited a similar geographical trend to those of copepods, a proxy for the base of the food web, increasing gradually over a south to north range of almost 35 degrees (Popp *et al.*, 2007). These observations show that spatial trends in stable nitrogen isotopes at the base of the food web are mirrored in the muscle of yellowfin, implying limited movements over the 6-8 months prior to capture.

3.2.7. Conclusions

The results from tagging experiments, along with investigations of geographic variation in length at maturity, morphometrics, and stable nitrogen isotopes of yellowfin in the EPO, demonstrate restricted movements, with fidelity to northern and southern regions of the EPO. Yellowfin within those two regions of the EPO, separated at about 15°N, probably represent spatially-segregated northern and southern sub-stocks with limited mixing between them. Furthermore, the results of tagging studies, utilizing PDTs and/or ATs, indicate very limited mixing between areas separated by distances greater than about 1,000 miles.

3.3. Skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*)

3.3.1. Catch distribution

Skipjack were caught by purse-seine vessels during 1996-2006 from about 35°N to 25°S and from the coast of the Americas west to about 150°W (Anonymous, 2008: Figure A-2). Those catches have been dominated by sets on unassociated fish and fish caught in association with floating objects, with much smaller amounts caught in association with dolphins. The catches of unassociated fish occurred mostly

between about 5°N and 5°S and from the coast to about 95°W. The catches of fish associated with floating objects takes place primarily between 5°N and 15°S and from the coast to about 115°W. Small amounts of skipjack are caught with longline gear (Anonymous, 2008).

3.3.2. Spawning

Spawning of skipjack in the Pacific Ocean occurs throughout the year in tropical waters, and seasonally in subtropical waters (Schaefer, 2001a). Early research on the reproductive biology of skipjack in the EPO indicated spawning off Central America, off Baja California, and near the Revillagigedo Islands (Schaefer and Orange, 1956; Orange, 1961). It was concluded from these studies that skipjack spawning in the EPO occurs mainly offshore. It was later assumed, however, that skipjack did not reproduce in the EPO, but migrated to the central Pacific to spawn (Rothschild, 1965). This hypothesis has been recently tested, and the results indicate that significant spawning of skipjack 50 cm or greater in length occurs in areas of the EPO where sea-surface temperatures are 24°C or greater, but appears to be more concentrated offshore, west of 95°W (Schaefer, 2001b). The extensive compilation of data on larval scombrids by Nishikawa *et al.* (1985) also indicates that there is widespread spawning of skipjack east of 150°W between 10°S and 10°N, mostly west of 110°W.

Skipjack were found to mature at lesser sizes off Central America than in the northern areas off southern Baja California (Schaefer and Orange, 1956; Orange, 1961), indicating geographic variation, most likely from limited mixing and environmental variation.

3.3.3. Tagging

There is a large volume of information on skipjack movements in the WCPO (Kearney, 1983). Although there were numerous long-distance movements of individual tagged skipjack observed, the overall percentage of recoveries with displacements of more than 200 miles was only 17%, and there are few probable migration routes revealed from the recovery of tagged skipjack (Wild and Hampton, 1994). Furthermore, when considering skipjack on a Pacific-wide basis, particularly the areas of tagging operations in the WCPO, it was concluded that skipjack did not appear to migrate toward specific areas for feeding or spawning but appeared to move in more or less random directions within broad limits (Hunter *et al.*, 1986). There have been no recoveries in the EPO from skipjack tagged in the WCPO. The assumed eastward migration routes of juveniles described in the skipjack migration model (Rothschild, 1965) lack validation, and the hypothesis about the energetic advantages of migration to the EPO using the North Equatorial Countercurrent and the Equatorial Undercurrent (Williams, 1972) is unsubstantiated.

Numerous tagging studies have also been conducted in the EPO to investigate movements of skipjack tuna (Schaefer *et al.*, 1961; Fink and Bayliff, 1970; Bayliff, 1984). It appears from these studies that skipjack show some consistency of directed movement in the near-shore regions off Central America and northern South America. In the northern region around the Revillagigedo Islands and the west coast of Baja California, there is a northern and then a southern movement of the fish between 20°N and 30°N in response to the seasonal movements of the 20°C surface isotherm between about May and December. Hunter *et al.*, (1986: Figure 10) provided data on distances traveled by skipjack liberated in the EPO that were at liberty for various time intervals, indicating that almost all fish free 31 to 180 days had been caught within 250 miles of the points of release. A considerable portion of those at liberty for more than 180 days, however, had moved more than 250 miles from the points of release. Although limited, there was some movement of fish reported between the northern and southern areas of the fisheries in the EPO. However, from well over 100,000 skipjack tagged in the EPO and several thousand returns, only 27 skipjack have been recovered in the central or western Pacific, and 21 of those were recaptured around the Hawaiian Islands (Bayliff, 1988: Appendix 2). Of those fish recovered, 19 were tagged off Baja California, four off the Revillagigedo Islands, two off Clipperton Island, and one well offshore at about 4°N and 119°W. Only one skipjack tagged in the near-shore waters off Central America, within the area of the primary fishery, has been recaptured in the central Pacific around Hawaii. Before the recapture of this tagged skipjack, there was no evidence from tagging that fish of the southern group move to the

central Pacific.

Recent tagging of skipjack with PDTs in the equatorial EPO, concurrently with bigeye and yellowfin tagging described above, provides useful comparative information on linear displacements of the tagged fish, determined from release and recapture positions. The overall distributions of the recaptures for the skipjack, bigeye, and yellowfin tunas tagged in similar locations show similar latitudinal and longitudinal ranges of dispersion (Anonymous, 2007). After 30 days at liberty, 95% of the recaptured skipjack were within 1,350 miles of their release positions, and 93% were recaptured within 1,000 miles of those positions.

Too much emphasis has been placed on long-range movements of a few tagged skipjack. The tagging data for skipjack in the EPO support only offshore-onshore movements and north-south movements. Similar conclusions were reached from recent evaluations of extensive skipjack data from tagging with dart tags in the WCPO (Sibert and Hampton, 2003).

3.3.4. Morphometric and meristic characters

A morphometric study has shown significant differences between skipjack from the EPO and the central Pacific (Hawaii and French Polynesia) (Hennemuth, 1959). These differences could indicate a low level of mixing of skipjack between the central Pacific and the EPO.

3.3.5. Genetics

Genetic studies of skipjack samples across the Pacific, using isozymes have demonstrated an east-west cline in a serum esterase allele (Fujino, 1976; Richardson, 1983; Fujino, 1996). Differences were also demonstrated in esterase allele frequencies in samples from the Atlantic, Indian, and Pacific Oceans by Fujino (1981). However, the results of mtDNA analyses of small numbers of skipjack samples from the Pacific and Atlantic appeared nearly identical (Graves *et al.*, 1984). Also, no genetic differentiation was observed between reasonable sample sizes of Atlantic and Pacific skipjack or between skipjack samples from the eastern and western Pacific Ocean using DNA isolation, mtDNA D-loop region amplification, and nucleotide sequence analyses methodologies (Ely *et al.*, 2005).

3.3.6. Biological markers

The chemical composition of skipjack otoliths collected from the EPO and Hawaii was analyzed using electron-beam microprobes (Ianelli, 1993). The results of chemical analyses of the early growth zones on those otoliths were found to be similar.

3.3.7. Conclusions

The results from tagging experiments, along with investigations of geographic variation in length at maturity of skipjack in the EPO, demonstrate restricted movements, with fidelity to northern and southern regions of the EPO. The results of tagging studies indicate low levels of mixing between areas separated by distances greater than about 1,000 miles. Skipjack within two regions of the EPO, separated at about 15°N, probably represent spatially-segregated northern and southern sub-stocks with limited mixing between them.

ESTRUCTURA DE LAS POBLACIONES DE LOS ATUNES PATUDO, ALETA AMARILLA, Y BARRILETE EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

by

Kurt M. Schaefer

ÍNDICE

1. Resumen	210
2. Introducción	210
3. Estructura de las poblaciones	211
3.1 Atún patudo.....	211
3.2 Atún aleta amarilla.....	213
3.3 Atún barrilete	215
Literatura citada.....	218

1. RESUMEN

Ha sido demostrada la fidelidad regional de los atunes patudo, aleta amarilla, y barrilete en el Océano Pacífico oriental (OPO), con niveles bajos de mezcla esperados con las poblaciones en el Océano Pacífico central y occidental. En el presente documento se revisa, evalúa y compila la información científica disponible para elucidar la estructura de las poblaciones de estas tres especies en el OPO. La evidencia indica que existen probablemente subpoblaciones del norte y del sur de patudo (con separación en aproximadamente 10°N), a partir de datos de marcado; subpoblaciones del norte y del sur de aleta amarilla (con separación en aproximadamente 15°N), a partir de datos de marcado, talla de madurez, morfométricos, y de isótopos estables de nitrógeno; y subpoblaciones del norte y del sur de barrilete (con separación en aproximadamente 15°N), a partir de datos de marcado y talla de madurez. Todavía no quedan bien definidos el alcance espacial de esas poblaciones y los grados de mezcla. Lo más probable es que los límites de las poblaciones oscilen dentro de unos pocos grados de latitud relativos a la variabilidad estacional y anual de las condiciones oceanográficas. Es necesaria una mayor investigación para elucidar la distribución geográfica y las interacciones de las subpoblaciones.

2. INTRODUCCIÓN

Considerando que los atunes patudo, aleta amarilla, y barrilete se encuentran ampliamente distribuidos por todas las aguas tropicales y subtropicales del Océano Pacífico (Collette y Nauen, 1983), son capaces de dispersarse bastante rápidamente por toda su zona de distribución (Hunter *et al.*, 1986), y demuestran un desove extenso en área y tiempo (Schaefer, 2001a), es razonable suponer que demostrarían poca estructura de población intraespecífica en el Océano Pacífico oriental (OPO). No obstante, es crítico que se evalúe este supuesto, ya que no detectar y tomar en cuenta la estructura de las poblaciones en las evaluaciones y la ordenación de estas especies podría conducir a una sobrepesca local y disminuciones potencialmente graves (Hutchings, 2000; Pauly *et al.*, 2003) o, a la inversa, a restricciones innecesarias de la pesca.

Una consideración importante en la ordenación de los atunes es comprender la distribución de las poblaciones de peces que son explotadas y los patrones de desplazamiento de los individuos dentro de esas poblaciones. La identificación de las poblaciones es un componente crítico en la aplicación realista de los modelos de dinámica poblacional a los atunes patudo, aleta amarilla, y barrilete atunes en el OPO. El término “población,” tal como se usa en la presente, no corresponde necesariamente a un grupo genéticamente separado, sino que se refiere a individuos que pueden ser agrupados por sus características comunes fenotípicas y de ciclo vital dentro de una región geográfica; el aislamiento reproductor no es un criterio.

Se han usado varias metodologías de identificación de poblaciones para los peces marinos (Ihssen *et al.*, 1981; Begg y Waldman, 1999). La mayoría de las inferencias sobre la estructura de las poblaciones de

atunes en el Océano Pacífico provienen de estadísticas de pesca y de datos de marcado, desove, características morfométricas y/o merísticas, parásitos como marcadores biológicos, inmunogenética, variación de alozimas, ADN mitocondrial (mtADN) o nuclear (nADN), y composición elemental de los otolitos. Cada metodología tiene ventajas y desventajas, incluyendo diferencias en la forma en que cada conjunto de características contribuye a la delineación de las poblaciones, y la utilidad de estos conjuntos en las evaluaciones de las poblaciones y la ordenación de las pesquerías. Los datos de marcado tienen aparentemente el mayor mérito como base para las estimaciones de la distribución de las zonas base y la delineación de la estructura de la población, tasas de difusión, y el grado de mezcla entre regiones. No obstante, varios investigadores sugieren el uso de múltiples métodos, que deberían incluir un método genético junto con un método de marcado y recaptura o fenotípico (Begg y Waldman, 1999).

Los experimentos de liberación y recaptura de marcas, usando marcas de dardo plásticas, realizados con varias especies de atunes en distintas áreas de los océanos del mundo, han producido información valiosa sobre los desplazamientos y la estructura de las poblaciones (Hunter *et al.*, 1986; Bayliff, 1993). En años recientes, experimentos de marcado de atunes con marcas archivadoras geolocalizadoras han producido datos importantes para entender la dinámica espacial, utilización de hábitat, y estructura de población de las especies investigadas (Arnold y Dewar, 2001; Gunn y Block, 2001; Block, 2005).

Otras metodologías de identificación de poblaciones son también importantes, ya que pueden brindar información complementaria útil para comprender el alcance y la estabilidad temporal de la estructura de las poblaciones de atunes. Varios estudios morfométricos y merísticos han producido resultados útiles para identificar poblaciones de peces marinos, incluyendo los atunes (Winans, 1987; Schaefer, 1992). Investigaciones de la variación geográfica de las características del ciclo vital, incluyendo los parámetros de crecimiento y reproducción, han asimismo producido información útil sobre la estructura de las poblaciones de atunes (Schaefer, 2001a). Los análisis genéticos, incluyendo mtADN y nADN, de los atunes generalmente no han podido demostrar diferencias en el grado de heterogeneidad genética de especies dentro de cuencas oceánicas (Ely *et al.*, 2005). La diferenciación genética de la estructura de poblaciones de peces marinos ha sido particularmente difícil (Ward, 2000), y es más problemática para los atunes, altamente móviles, ya que desplazamientos grandes por unos pocos individuos por generación puede resultar en homogeneidad genética entre poblaciones (Ward, 1995).

La meta del presente documento fue compilar y evaluar la información científica disponible para elucidar la estructura de las poblaciones de los atunes patudo, aleta amarilla, y barrilete en el OPO.

3. ESTRUCTURA DE LAS POBLACIONES

3.1. Atún patudo (*Thunnus obesus*)

3.1.1. Distribución de las capturas

Durante 1996-2006 los buques de cerco capturaron patudo desde aproximadamente 35°N hasta 25°S (pero principalmente entre aproximadamente 10°N y 20°S) y desde el litoral del continente americano al oeste hasta aproximadamente 150°O (Anónimo, 2008: Figura A-3). Esas capturas han sido dominadas por peces capturados en asociación con objetos flotantes, con pequeñas cantidades capturadas en lances sobre atunes no asociados. Durante 2000-2004 los buques de palangre capturaron patudo desde aproximadamente 35°N hasta 35°S, pero principalmente en dos áreas bastante separadas, una en el sur, entre aproximadamente 10°N y 20°S desde las aguas costeras hasta 150°O, y otra en el norte, entre aproximadamente 15°N y 35°N desde 130° hasta 150°O (Anónimo, 2008: Figura A-4).

3.1.2. Desove

El desove tiene lugar en zonas extensas del Pacífico ecuatorial durante la mayoría de los meses del año, con el mayor potencial de reproducción en el OPO, a partir de datos de maduración aparente, frecuencia de talla, y captura por unidad de esfuerzo (Kikawa, 1966; Nishikawa *et al.* 1985; Miyabe, 1994). En un estudio reciente de la biología reproductora del patudo en el Pacífico oriental y central (Schaefer *et al.*,

2005), se observó desove entre aproximadamente 15°N y 15°S desde aproximadamente 105°O hasta 175°O, y tuvo lugar durante la mayoría de los meses del año en los que la temperatura superficial del mar superó los 24°C, aproximadamente. No obstante, la cobertura de muestreo en ese estudio fue insuficiente para una descripción integral de la distribución espaciotemporal del desove en el Pacífico oriental y central.

3.1.3. Marcado

Un total de 19.142 atunes patudo fueron capturados, marcados, y liberados con marcas de dardo, y 323 con marcas archivadoras, en el OPO ecuatorial entre marzo y mayo de 2000 y 2002-2005, de los cuales 8.246 (43,1%) y 163 (50,5%), respectivamente, fueron recapturados y sus marcas devueltas (Schaefer y Fuller, 2008). Los períodos en libertad variaron entre 1,7 y 1.810,7 días ($\bar{x} = 66,5$, EE = 1,7). Los desplazamientos lineales entre la liberación y la posición de recaptura variaron entre 0 y 3.830,1 millas náuticas (mn) ($\bar{x} = 299,9$, EE = 4,1). De los 6.562 patudos en libertad más de 30 días, el 95% fue recapturado a menos de 1.017 mn de su posición de liberación. Las distribuciones de utilización de 95% y 50% de peces más de 30 días en libertad, basadas en 11.585 posiciones en los conjuntos de datos combinados correspondientes a 98 patudos con marcas archivadoras, fueron 1.326.325 km² y 60.667 km², respectivamente, y estuvieron centradas entre aproximadamente 3°N y 5°S y 90°O y 105°O. Los datos de marcado del presente estudio, y un estudio previo (Schaefer y Fuller, 2002) indican que el patudo muestra fidelidad regional a esta área de muy alta productividad biológica, y sugiere un nivel de mezcla muy bajo entre las poblaciones de patudo del Pacífico oriental y occidental.

Los desplazamientos de patudos inferidos de la aplicación y recuperación de marcas de dardo en el Pacífico occidental (Hampton y Gunn, 1998; Hampton y Williams, 2005; Anónimo, 2008: Figura D-3) y Hawaii (Itano y Holland, 2000), y de marcas archivadoras en el Pacífico occidental (Clear *et al.*, 2005) asimismo sugieren claramente desplazamientos horizontales relativamente restringidos y fidelidad regional a zonas geográficamente confinadas.

3.1.4. Características morfométricas y merísticas

Aparentemente no se han realizado investigaciones de diferencias geográficas de las características morfométricas o merísticas del patudo en el OPO.

3.1.5. Genética

La estructura genética del patudo ha sido investigada, usando muestras de músculo tomadas en puntos seleccionados en el Pacífico en 1995 (Grewe y Hampton, 1998). Los análisis genéticos de las muestras implicaron la evaluación de la variación de la frecuencia de los alelos microsatelitales de ADN mitocondrial y ADN nuclear. Inicialmente, una evaluación de muestras de los dos puntos más distantes, Ecuador y Filipinas, indicó que la mayoría de los alelos en cada uno de ocho loci fueron encontrados en muestras de ambas áreas, y que no hubo diferencias significativas entre las muestras de esos lugares. Se seleccionaron cuatro loci para análisis de todas las muestras tomadas de cada lugar de muestreo. Los resultados generales del estudio genético no brindaron pruebas de diferenciación genética del patudo en el Pacífico.

3.1.6. Marcadores biológicos

Aparentemente no se han realizado investigaciones de diferencias geográficas potenciales en los marcadores biológicos que ocurren naturalmente en el patudo en el OPO.

3.1.7. Conclusiones

Los resultados de los estudios de marcado de patudo en el Océano Pacífico oriental y occidental (Anónimo, 2008: Figura D3) demuestran desplazamientos limitados, con una mezcla muy limitada de peces entre áreas separadas por distancias de más de unas 1.000 millas náuticas. En el OPO, parece ocurrir una discontinuidad en aproximadamente 10°N en la distribución de las capturas de palangre. Los

estudios de marcado de patudo realizados recientemente en el OPO ecuatorial demuestran que los desplazamientos están limitados principalmente a la región ecuatorial, y no se observó desplazamiento de la distribución de las capturas de palangre de la región del sur a la del norte. El patudo dentro de esas dos regiones del OPO, separadas en aproximadamente 10°N, representa potencialmente subpoblaciones del norte y del sur espacialmente segregadas, con poca mezcla entre las dos.

3.2. Atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*)

3.2.1. Distribución de las capturas

El aleta amarilla fue capturado con red de cerco durante 1996-2006 desde aproximadamente 30°N hasta 20°S y desde el litoral americano al oeste hasta aproximadamente 150°O (Anónimo, 2008: Figura A-1). Esas capturas han sido dominadas por peces capturados en asociación con delfines, seguidos por peces no asociados, con cantidades mucho menores de peces capturados en asociación con objetos flotantes. El aleta amarilla fue capturado con palangre durante 2000-2004 desde aproximadamente 30°N hasta 45°S, pero principalmente en el Pacífico sudeste entre aproximadamente 10°S y 30°S y desde la costa de América del Sur hasta aproximadamente 150°O (Anónimo, 2008: Figura A-4).

3.2.2. Desove

El desove del aleta amarilla ocurre en áreas vastas del Océano Pacífico y durante todo el año en las aguas ecuatoriales norteñas cálidas, pero en las regiones más al norte y al sur está limitado a los períodos en los que la temperatura de superficie del mar supera los 24°C (Schaefer, 2001a). En el OPO, donde el desove ocurre durante todo el año entre 0° y 20°N, la proporción de hembras reproductivamente activas está positivamente correlacionada con fluctuaciones de la temperatura de superficie del mar (Schaefer, 1998). La expansión del hábitat adecuado para el aleta amarilla en el OPO con los desplazamientos hacia norte y sur de los isoterms superficiales de 24°C a las regiones subtropicales al norte de 20°N y al sur de 0° durante los meses de verano respectivos de los hemisferios norte y sur, y el desplazamiento aparente del aleta amarilla a estas regiones y el desove subsiguiente, constituyen posiblemente el mecanismo que genera, en algunos años, dos cohortes observadas a aproximadamente unos seis meses uno del otro en los datos de frecuencia de talla de la población de aleta amarilla (Schaefer, 1998).

El aleta amarilla madura a edades menores frente a Centroamérica que en las zonas del norte frente al sur de Baja California, la parte sur del Golfo de California, y las islas Revillagigedo (Schaefer y Orange, 1956; Orange, 1961). Se han realizado investigaciones adicionales para evaluar las relaciones entre la edad, el crecimiento, y la maduración del aleta amarilla y la variación geográfica potencial en estas relaciones (Schaefer, 1998). Las tasas de crecimiento de los peces de la zona sur son aparentemente mayores que aquéllas de los peces de la zona norte (donde la temperatura superficial del mar es significativamente menor) hasta que los peces alcancen casi los 3 años de edad, en cual momento disminuyen. En la zona sur se observó un inicio más temprano de la maduración.

3.2.3. Marcado

Los estudios de marcado de aleta amarilla por todo el OPO, usando marcas de dardo, indican los desplazamientos de peces marcados más de 30 días en libertad suelen estar limitados a menos de 1.000 millas de su punto de liberación (Schaefer *et al.*, 1961; Fink y Bayliff, 1970; Bayliff y Rothschild, 1974; Bayliff, 1979, 1984; Anónimo, 2007). Estos estudios indican fidelidad regional a las áreas de marcado, con poco intercambio de peces entre las regiones norte y sur del OPO. Con base en 55.737 aletas amarillas marcadas entre 1952 y 1962 y un total de 6.086 recuperaciones, Joseph *et al.*, (1964) manifestaron que el aleta amarilla no es una especie que viaja largas distancias, y que la mayoría de los peces recuperados fueron capturados a menos de 200 millas del área de liberación. Hunter *et al.*, (1986: Figura 10) proveyeron datos sobre las distancias cubiertas por aletas amarillas liberados en el OPO que estuvieron en libertad durante varios períodos, indicando que casi todos los peces que estuvieron en libertad más de 31 días fueron recapturados a menos de 750 millas náuticas del área de liberación. Schaefer (1967) reportó que los patrones de desplazamiento del aleta amarilla dentro del OPO basados en

recuperaciones de marcas “indican que no está habitado por una sola población que se entremezcla rápidamente. Parece que puedan existir al menos dos subpoblaciones, separados en aproximadamente latitud 15°N.” Fink y Bayliff (1970) también señalaron la presencia de “dos grupos principales” al norte y al sur de aproximadamente 15°N, pero manifestaron que “existe una entremezcla considerable entre los peces de los dos grupos.”

En un estudio reciente de los desplazamientos y comportamiento del aleta amarilla, usando marcas archivadoras implantadas en peces durante 2002 y 2003 y liberados frente a Baja California, las rutas de desplazamiento más probables de 20 de los peces en libertad 154 días o más indicaron que 19 (95%) permanecieron a menos de 900 millas de su punto de liberación (Schaefer *et al.*, 2007).

Los resultados de los estudios de marcado del aleta amarilla en el OPO, usando tanto marcas de dardo como marcas archivadoras, señalan desplazamientos limitados y fidelidad regional a las zonas de marcado y liberación. Se llegó a conclusiones similares en evaluaciones recientes de extensos datos de marcado con marcas de dardo en el Océano Pacífico occidental y central (Sibert y Hampton, 2003).

3.2.4. Características morfométricas y merísticas

Análisis de datos morfométricos de aletas amarillas obtenidos de varios puntos en el OPO para evaluar la variación geográfica y temporal las características morfométricas señalaron diferencias significativas entre peces al norte y al sur de 15°N-20°N (Schaefer, 1989). Los resultados demostraron claramente una variación geográfica en las características morfométricas del aleta amarilla en el OPO, lo que sugiere diferencias entre el ciclo vital del grupo del norte y de aquél del sur.

Investigaciones posteriores (Schaefer 1991; 1992) han demostrado diferencias morfométricas y merísticas entre los peces del Pacífico oriental, central, y occidental, así como diferencias latitudinales entre peces de Pacífico oriental y del Pacífico occidental. Aunque existe variabilidad anual en las características morfométricas, los resultados demostraron que las poblaciones estudiadas son morfométricamente distinguibles y que sus relaciones fenéticas reflejan su origen geográfico (Schaefer, 1992). La variación geográfica observada en las características morfométricas y los conteos de branquiespinas de aletas amarillas de las regiones norte y sur del OPO resulta de desplazamientos limitados, mezcla limitada, y variación ambiental (Schaefer, 1992).

3.2.5. Genética

Se han realizado varios estudios genéticos en el Pacífico, ninguno de los cuales demostró una variación geográfica estadísticamente significativa. Un estudio basado en ADN mitocondrial, que comparó muestras de cinco lugares espacialmente aislados en el Pacífico y una en el Atlántico, reportó una variación considerable, pero ninguna diferencias entre las muestras (Scoles y Graves, 1993). Análisis genéticos posteriores de muestras de aleta amarilla del Pacífico, usando ADN mitocondrial, brindaron pruebas limitadas de heterogeneidad genética entre las muestras del Pacífico oriental y el Pacífico central y occidental (Ward *et al.*, 1994).

Según se informa, los microsatélites son una herramienta potente, con alta resolución, para la discriminación de diferencias genéticas entre poblaciones de peces (O’Connell y Wright, 1997). Un estudio genómico reciente que utilizó variación microsatelital brindó pruebas preliminares de la presencia de poblaciones del norte y del sur, separadas por la línea ecuatorial, (Díaz-Jaimes y Uribe-Alcocer, 2006), pero los autores advierten que la diferenciación espacial observada podría deberse a una variación temporal o a un muestreo no aleatorio, y sus resultados preliminares necesitan ser corroborados mediante estudios que incorporen muestras de mayor tamaño y réplicas temporales.

3.2.6. Marcadores biológicos

Estudios de los isótopos estables de nitrógeno en el aleta amarilla sugieren desplazamientos limitados en el OPO. Los valores de los isótopos estables del tejido muscular del aleta amarilla reflejan su alimento y fuentes de nutrientes durante un período previo de tiempo, cuya duración es determinada por las tasas de

cambio de tejido. Además, los valores de los isótopos son una función de no solamente la especie de la presa consumida, sino también del lugar donde la consumió. Los valores de los isótopos medidos en los músculos del aleta amarilla en el OPO mostraron una tendencia geográfica similar a aquéllos de los copépodos, un sustituto por la base de la red de alimentación, aumentado paulatinamente en una zona de distribución que cubre casi 35 grados de norte a sur (Popp *et al.*, 2007). Estas observaciones demuestran que las tendencias espaciales en los isótopos estables de nitrógeno en la base de la red de alimentación quedan reflejadas en los músculos del aleta amarilla, lo cual implica desplazamientos limitados durante los 6 a 8 meses antes de su captura.

2.2.7. Conclusiones

Los resultados de los experimentos de marcado, junto con las investigaciones de variación geográfica en la talla de madurez, morfométrica, y los isótopos estables de nitrógeno del aleta amarilla en el OPO, demuestran desplazamientos limitados, con fidelidad a las regiones norte y sur del OPO. Los aletas amarillas en estas dos regiones del OPO, separados en aproximadamente 15°N, representan probablemente subpoblaciones del norte y del sur espacialmente segregadas, con poca mezcla entre las dos. Además, los resultados de los estudios de marcados, usando marcas de dardo y/o marcas archivadoras, indican una mezcla muy limitada entre áreas separadas por distancias de más de unas 1.000 millas.

3.3. Atún barrilete (*Katsuwonus pelamis*)

3.3.1. Distribución de las capturas

El barrilete fue capturado con red de cerco durante 1996-2006 desde aproximadamente 35°N hasta 25°S, y desde el litoral americano al oeste hasta aproximadamente 150°O (Anónimo, 2008: Figura A-2). Esas capturas han sido dominadas por peces capturados en lances no asociados y asociados con objetos flotantes, con cantidades mucho menores capturadas en asociación con delfines. Las capturas de peces no asociados tuvieron lugar principalmente entre aproximadamente 5°N y 5°S y desde la costa de América del Sur hasta aproximadamente 95°O, y las capturas de peces asociados con objetos flotantes principalmente entre 5°N y 15°S y desde la costa hasta aproximadamente 115°O. Pequeñas cantidades de barrilete son capturadas con palangre (Anónimo, 2008).

3.3.2. Desove

El desove de barrilete en el Océano Pacífico tiene lugar durante todo el año en aguas tropicales, y en ciertas temporadas del año en aguas subtropicales, (Schaefer, 2001a). Las primeras investigaciones de la biología reproductora del barrilete en el OPO indicaron desove frente a Centroamérica, frente a Baja California, y cerca de las islas Revillagigedo (Schaefer y Orange, 1956; Orange, 1961). A partir de estos estudios, se concluyó que el desove del barrilete en el OPO tiene lugar principalmente en alta mar. No obstante, se supuso luego que el barrilete no se reproduce en el OPO, sino que migra al Pacífico central para desovar (Rothschild, 1965). Esta hipótesis ha sido sometida a prueba recientemente, y los resultados indican que un desove importante de barrilete de 50 cm o más de talla tiene lugar en las zonas del OPO en las que la temperatura superficial del mar es de 24°C o más, pero parece estar más concentrado en el mar, al oeste de 95°O (Schaefer, 2001b). La extensa compilación de datos sobre escómbridos larvales de Nishikawa *et al.* (1985) asimismo señala que existe desove de barrilete ampliamente distribuido al este de 150°O entre 10°S y 10°N, principalmente al oeste de 110°O.

Se descubrió que el barrilete madura a tallas menores frente a Centroamérica que en las áreas más al norte frente al sur de Baja California (Schaefer y Orange, 1956; Orange, 1961), lo cual indica una variación geográfica, debida muy probablemente a una mezcla limitada y variación ambiental.

3.3.3. Marcado

Existe una gran cantidad de información sobre los desplazamientos del barrilete en el Océano Pacífico occidental y central (Kearney, 1983). Aunque fueron observados numerosos desplazamientos de larga

distancia por barriletes individuales, el porcentaje general de recuperaciones con desplazamientos de más de 200 millas fue solamente 17%, y las recuperaciones de barriletes marcados señalan pocas rutas de migración probables (Wild y Hampton, 1994). Además, al considerar al barrilete a escala del Pacífico entero, particularmente las zonas de operaciones de marcado en el Pacífico occidental y central, se concluyó que no parece que el barrilete migre hacia zonas específicas para alimentarse o para desovar, sino que se desplace en direcciones más o menos aleatorias dentro de amplios límites (Hunter *et al.*, 1986). No se ha recuperado en el OPO ningún barrilete marcado en el Pacífico occidental y central. Las rutas supuestas de migración de juveniles hacia el este descritas en el modelo de migración del barrilete (Rothschild, 1965) carecen de validación, y queda por corroborar la hipótesis sobre las ventajas energéticas de una migración al OPO que aprovecha la Contracorriente Ecuatorial del Norte y la Subcorriente Ecuatorial (Williams, 1972).

Han sido realizados en el OPO también numerosos estudios de marcado para investigar los desplazamientos del barrilete (Schaefer *et al.*, 1961; Fink y Bayliff, 1970; Bayliff, 1984). A partir de estos estudios, parece que el barrilete demuestra cierta consistencia de desplazamiento dirigido en las regiones costeras frente a Centroamérica y el norte de América del Sur. En la región norte alrededor de las islas Revillagigedo y la costa occidental de Baja California, tiene lugar un desplazamiento de los peces hacia el norte y luego hacia el sur entre 20°N y 30°N, en reacción a los desplazamientos estacionales del isoterma de superficie de 20°C entre aproximadamente mayo y diciembre. Hunter *et al.*, (1986: Figura 10) presentó datos sobre las distancias recorridas por barriletes liberados en el OPO que estuvieron en libertad durante varios intervalos de tiempo, que indican que casi todos los peces en libertad entre 31 y 180 días fueron capturados a menos de 250 mn de su punto de liberación, pero una porción considerable de aquéllos en libertad más de 180 días se desplazaron más de 250 mn de dicho punto. Fue reportado cierto desplazamiento, aunque limitado, de peces entre las zonas del norte y del sur de las pesquerías en el OPO. No obstante, de los más de 100.000 barriletes marcados en el OPO y los varios miles de devoluciones, solamente 27 barriletes han sido recuperados en el Pacífico central u occidental, y 21 de esos fueron recapturados cerca de las islas de Hawai (Bayliff, 1988: Anexo 2). De esos peces recuperados, 19 fueron marcados frente a Baja California, cuatro frente a las islas Revillagigedo, dos frente a la isla Clipperton, y uno en alta mar en aproximadamente 4°N y 119°O. Solamente un barrilete marcado en aguas costeras frente a Centroamérica, dentro de la zona de la pesquería principal, ha sido recapturado en el Pacífico central cerca de Hawai. Antes de ser recuperado este barrilete marcado, no había ninguna prueba del marcado que los peces de grupo del sur se desplazaran al Pacífico central.

El marcado reciente de barriletes con marcas de dardo en el OPO ecuatorial, simultáneo con el el marcado de patudo y aleta amarilla antes descrito, arroja información comparativa útil sobre los desplazamientos lineales de los peces marcados, determinados a partir de las posiciones de liberación y recaptura. Las distribuciones generales de las recapturas de los atunes barrilete, patudo, y aleta amarilla marcados en lugares similares muestran dispersiones latitudinales y longitudinales similares (Anónimo, 2007). Al cabo de 30 días en libertad, el 95% de los barriletes recapturados se encontraban a menos de 1.350 millas de su posición de liberación, y el 93% fue recapturado a menos de 1.000 millas de dicha posición.

Se ha asignado demasiada importancia a los desplazamientos sobre largas distancias de unos pocos barriletes marcados. Los datos de marcado del barrilete respaldan solamente desplazamientos de alta mar a la costa y de norte a sur en el OPO. Se llegó a conclusiones similares a partir de evaluaciones recientes de datos extensos de marcado con marcas de dardo en el Pacífico occidental y central (Sibert y Hampton, 2003).

3.3.4 Características morfométricas y merísticas

Un estudio morfométrico ha señalado diferencias significativas entre el barrilete del OPO y del Pacífico central (Hawai y Polinesia Francesa) (Hennemuth, 1959). Estas diferencias podrían indicar un bajo nivel de mezcla de barrilete entre el Pacífico central y el OPO.

3.3.5. Genética

Estudios genéticos con isoenzima de muestras de barrilete del Pacífico entero han demostrado una clina de este a oeste en un alelo de esterasa en suero (Fujino, 1976; Richardson, 1983; Fujino, 1996). Asimismo, Fujino (1981) demostró diferencias en las frecuencias de alelo de esterasa en muestras de los Océanos Atlántico, Índico, y Pacífico, pero los resultados de análisis de mtADN de pequeñas cantidades de muestras de barrilete del Pacífico y del Atlántico parecieron casi idénticos (Graves *et al.*, 1984). Además, no se observó diferenciación genética entre muestras de tamaño razonable de barrilete del Atlántico y del Pacífico ni entre muestras de barrilete del Océano Pacífico oriental y occidental usando aislamiento de ADN, amplificación de la región *D-loop* del mtADN, y análisis de la secuencia de nucleótidos (Ely *et al.*, 2005).

3.3.6. Marcadores biológicos

La composición química de los otolitos del obtenidos del OPO y de Hawai fue analizada con microsondas de haz de electrones (Ianneli, 1993). Los resultados de análisis químicos de las zonas de crecimiento temprano en esos otolitos fueron similares.

3.3.7. Conclusiones

Los resultados de los experimentos de marcado, junto con investigaciones de la variación geográfica de la talla de madurez del barrilete en el OPO, demuestran desplazamientos limitados, con fidelidad a las regiones norte y sur del OPO. Los resultados de los estudios de marcado indican bajos niveles de mezcla entre áreas separadas por distancias de más de aproximadamente 1.000 millas. Los barriletes dentro de dos regiones del OPO, divididas en aproximadamente 15°N, representan probablemente subpoblaciones espacialmente segregadas del norte y del sur, con mezcla limitada entre las dos.

LITERATURE CITED—LITERATURA CITADA

- Anonymous. 2008. Tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean in 2006. Fishery Status Report 5. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.: 155 p.
- Anonymous. 2007. Inter-American Tropical Tuna Commission Quarterly Report for October-December 2006 (<http://www.iattc.org/PDFFiles2/IATTCq064ENG.pdf>).
- Arnold, G., and H. Dewar. 2001. Electronic tags in marine fisheries research: a 30-year perspective. In: Sibert, J.R., Nielsen, J.L. (eds) Electronic tagging and tracking in marine fisheries. Kluwer, Dordrecht. The Netherlands, pp 7-64.
- Bayliff, W.H. 1979. Migrations of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean as determined from tagging experiments initiated during 1968-1974. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 17: 447-506.
- Bayliff, W.H. 1984. Migrations of yellowfin and skipjack tuna released in the central portion of the eastern Pacific Ocean, as determined by tagging experiments. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Intern. Rep. 18: 107 p.
- 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.
- Bayliff, W.H. 1993. An indexed bibliography of papers on tagging of tunas and billfishes. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Spec. Rept. 8: 91 pp.
- Bayliff, W.H., and B.J. Rothschild. 1974. Migrations of yellowfin tuna tagged off the southern coast of Mexico in 1960 and 1969. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 16: 1-64.
- Begg, G.A., and J.R. Waldman. 1999. An holistic approach to fish stock identification. Fish. Res. 43: 35-44.
- Block, B.A. 2005. Physiological ecology in the 21st century: Advancements in biologging science. Integr. Comp. Biol. 45:305-320.
- Clear, N.P., K. Evans, J.S. Gunn, S. Bestley, K. Hartmann, and T. Patterson. 2005. Movement of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) determined from archival tag light-levels and sea surface temperatures. In: Migration and habitat preferences of bigeye tuna, *Thunnus obesus*, on the east coast of Australia. CSIRO Report FRPC 1999/109: 19-46.
- Collette, B.B. and C.E. Nauen. 1983. Scombrids of the world. An annotated and illustrated catalogue of tunas, mackerels, bonitos and related species known to date. FAO Fish. Synop. 125: 137 p.
- Diaz-Jaimes, P. and M. Uribe-Alcocer. 2006. Spatial differentiation in the eastern Pacific yellowfin tuna revealed by microsatellite variation. Fish. Sci. 72: 590-596.
- Ely, B., J. Vinas, J.R. Alvarado Bremer, D. Black, L. Lucas, K. Covelto, A.V. Labrie, and E. Thelen. 2005. Consequences of the historical demography on the global population structure of two highly migratory cosmopolitan marine fishes: the yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) and the skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*). Evol. Bio. 5: 19.
- 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.
- Fujino, K. 1976. Subpopulation identification of skipjack tuna specimens from the southwestern Pacific Ocean. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish. 42: 1229-1235.
- Fujino, K. 1981. Genetic diversity of skipjack tuna in the Atlantic, Indian, and Pacific Oceans. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish. 47: 215-222.
- Fujino, K. 1996. Genetically distinct skipjack tuna subpopulations appeared in the central and western Pacific Ocean. Fish. Sci. 62: 189-195.
- Graves, J.E., S.D. Ferris, and A.E. Dizon. 1984. Close genetic similarity of Atlantic and Pacific skipjack

- tuna (*Katsuwonus pelamis*) demonstrated with restriction endonuclease analysis of mitochondrial DNA. *Mar. Biol.* 79: 315-319.
- Grewe, P.M. and J. Hampton. 1998. An assessment of bigeye (*Thunnus obesus*) population structure in the Pacific Ocean, based on mitochondrial DNA and DNA microsatellite analysis. University of Hawaii, Joint Institute for Marine and Atmospheric Research Contribution 98-320, 29 p.
- Gunn, J. and B. Block. 2001. Advances in acoustic, archival, and satellite tagging of tunas. In: Tuna physiology, ecology, and evolution. B.A. Block and E.D. Stevens (eds) San Diego (California): Academic Press, pp. 167-224.
- Hampton, J. and J. Gunn. 1998. Exploitation and movements of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) and bigeye tuna (*T. obesus*) tagged in the north-western Coral Sea. *Mar. Freshwater Res.*, 49: 475-489.
- Hampton, J. and P. Williams. 2005. A description of tag-recapture data for bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the western and central Pacific Ocean. *Inter. Comm. Conser. Atlan. Tunas, Coll. Vol. Sci. Pap.*, 57: 85-93.
- Hennemuth, R.C. 1959. Morphometric comparison of skipjack from the central and eastern tropical Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 3: 239-304.
- 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: 78 p.
- Hutchings, J.A. 2000. Collapse and recovery of marine fishes. *Nature* 406: 882-885.
- Ianelli, J.N. 1993. Studies on the population structure of skipjack tuna *Katsuwonus pelamis* in the central and eastern Pacific Ocean. Ph.D. Thesis. University of Washington, Seattle. 215 p.
- Ihssen, P.E., H.E. Booke, J.M. Casselman, J.M. McGlade, N.R. Payne, and F.M. Utter. 1981. Stock identification: materials and methods. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 1838-1855.
- Itano, D.G. and K.N. Holland. 2000. Movement and vulnerability of bigeye (*Thunnus obesus*) and yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in relation to FADs and natural aggregation points. *Aquat. Living Res.* 13: 213-223.
- Joseph, J., F.G. Alverson, B.D. Fink, and E.B. Davidoff. 1964. A review of the population structure of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 9: 53-112.
- Kearney, R.E. 1983. Assessment of the skipjack and baitfish resources in the central and western tropical Pacific Ocean: a summary of the Skipjack Survey and Assessment Programme. South Pacific Commission: 37 pp.
- Kikawa, S. 1966. The distribution of maturing bigeye and yellowfin and an evaluation of their spawning potential in different areas in the tuna longline grounds in the Pacific. *Nankai Reg. Fish. Res. Lab., Rep.* 23: 131-208.
- Miyabe, N. 1994. A review of the biology and fisheries for bigeye tuna, *Thunnus obesus*, in the Pacific Ocean. *FAO Fish. Tech. Pap.* 336: 207-243.
- Nishikawa, Y., M. Honma, S. Ueyanagi, and S. Kikawa. 1985. Average distribution of larvae of oceanic species of scombroid fishes, 1956-1981. *Far Seas Fish. Res. Lab., S Ser.* 12: 99 p.
- O'Connell, M. and J.M. Wright. 1997. Microsatellite DNA in fishes. *Rev. Fish Biol. Fish.* 7: 331-363.
- Orange, C.J. 1961. Spawning of yellowfin and skipjack in the eastern tropical Pacific, as inferred from studies of gonad development. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 5: 459-526.
- Pauly, D., J. Alder, E. Bennet, V. Christensen, P. Tyedmers, and R. Watson. 2003. The future of fisheries. *Science* 302: 1359-1361.
- Popp, B.N., B.S. Graham, R.J. Olson, C.C.S. Hannides, M.J. Lott, G.A. Lopez-Ibarra, F. Galvan-Magana, and B. Fry. 2007. Insight into the trophic ecology of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, from

- compound-specific nitrogen isotope analysis of proteinaceous amino acids. In Dawson, T.E., and R.T.W. Siegwolf (eds.), *Stable Isotopes as Indicators of Ecological Change*. Elsevier-Academic Press, Terrestrial Ecology Series, San Diego: 173-190.
- Richardson, B.J. 1983. Distribution of protein variation in skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) from the central and south-western Pacific. *Aus. Jour. Mar. Fresh. Fish.* 34: 231-251.
- Rothschild, B.J. 1965. Hypothesis on the origin of exploited skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the eastern and central Pacific Ocean. *U.S. Fish. Wildl. Serv., Spec. Sci. Rep. Fish.* 512: 20 p.
- Schaefer, K.M. 1989. Morphometric analysis of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, from the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 19: 387-427.
- Schaefer, K.M. 1991. Geographic variation in morphometric characters and gill-raker counts of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, from the Pacific Ocean. *U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull.* 89: 289-297.
- Schaefer, K.M. 1992. An evaluation of geographic and annual variation in morphometric characters and gill-raker counts of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, from the Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 20: 135-163.
- Schaefer, K.M. 1998. Reproductive biology of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 21: 205-272.
- Schaefer, K.M. 2001a. Reproductive biology of tunas. In Block, B.A. and E.D. Stevens (eds.), *Tuna: Physiology, Ecology and Evolution*. Fish Physiology, Academic Press, San Diego, Vol. 19: 225-270.
- Schaefer, K.M. 2001b. Assessment of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) spawning activity in the eastern Pacific Ocean. *U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull.*, 99: 343-350.
- Schaefer, K.M. and D.W. Fuller. 2002. Movements, behavior, and habitat selection of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern equatorial Pacific, ascertained through archival tags. *U.S. Nat. Mar. Fish. Ser., Fish. Bull.* 100: 765-788.
- Schaefer, K.M. and D.W. Fuller. 2009. Horizontal movements of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean, as determined from conventional and archival tagging experiments initiated during 2000-2005. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.*: in review.
- Schaefer, K.M., D.W. Fuller, and B.A. Block. 2007. Movements, behavior, and habitat utilization of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the northeastern Pacific Ocean, ascertained through archival tag data. *Mar. Biol.* 152: 503-525.
- Schaefer, K.M., D.W. Fuller, and N. Miyabe. 2005. Reproductive biology of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern and central Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 23: 1-31.
- Schaefer, M.B. 1967. Some new trends in investigation of tunas in the Pacific Ocean. *Proc. Symp. Scombroid fishes, Part 3. Mar. Biol. Assoc. India, Symp. Ser.* 1: 1160-1172.
- Schaefer, M.B. and C.J. Orange. 1956. Studies on the sexual development and spawning of yellowfin (*Neothunnus macropterus*) and skipjack (*Katsuwonus pelamis*) in three areas of the eastern Pacific Ocean, by examination of gonads. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 1: 281-349.
- 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.
- Scoles, D.R. and J.E. Graves. 1993. Genetic analysis of the population structure of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, from the Pacific Ocean. *U.S. Nat. Mar. Fish. Ser., Fish. Bull.* 91: 690-698.
- Sibert, J. and J. Hampton. 2003. Mobility of tropical tunas and the implications for fisheries management. *Mar. Pol.* 27: 87-95.
- Ward, R.D., N.G. Elliott, P.M. Grewe, and A. Smolenski. 1994. Allozyme and mitochondrial DNA variation in yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) from the Pacific Ocean. *Mar. Biol.* 118: 531-539.
- Ward, R.D. 1995. Population genetics of tunas. *Jour. Fish. Biol.* 47: 259-280.

- Ward, R.D. 2000. Genetics in fisheries management. *Hydrobiol.* 420: 191-201.
- 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: 1-51.
- Williams, F. 1972. Consideration of three proposed models of the migration of young skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) into the eastern Pacific Ocean. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull. 70: 741-762.
- Winans, G.A. 1987. Using morphometrics and meristic characters for identifying stocks of fish. *In* H.E. Kumpf, R.N. Vaught, C.B. Grimes, A.G. Johnson, and E.L. Nakamura (editors), *Proceedings of the Stock Identifi*