

STATUS OF BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2006 AND OUTLOOK

by

Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder

CONTENTS

1. Executive summary	105
2. Data	107
3. Assumptions and parameters	110
4. Stock assessment.....	112
5. Stock status	120
6. Simulted effects of future fishing operations.....	122
7. Future directions	124
Figures	126
Tables.....	172
Appendices	179
References	226

1. EXECUTIVE SUMMARY

This report presents the current stock assessment of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). Unlike previous assessments, which were conducted with A-SCALA, this assessment was conducted using Stock Synthesis II. There are several differences between the two models, but their general structure and the data used are the same. 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) based on 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, fishing mortality, and stock structure have also been made. Catch, CPUE, and length-frequency data for the surface fisheries have been updated to include new data for 2006 and revised data for 2000-2005.

Analyses were carried out to assess the sensitivity of results to: 1) considering a the stock–recruitment relationship; 2) use of the southern longline CPUE data only; 3) estimating the von Bertalanffy growth parameters or fixing the asymptotic length parameter of the growth curve to either a minimum or a maximum estimate (three sensitivity runs); 4) fitting to initial equilibrium catch; 5) iterative reweighting of the data; 6) using two time blocks for selectivity and catchability of the southern longline fishery (with and without the use of iterative reweighting of the data); and 7) inclusion of new Japanese longline data.

There have been important changes in the amount of fishing mortality caused by the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO Since 1993, on average, 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 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 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 614,898 metric tons (t) in 1986, after which it decreased to an historic low of 278,962 t at the beginning of 2005. 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, but they are very sensitive to the assumed value of the asymptotic length parameter in the von Bertalanffy growth equation. A lesser value of the asymptotic length parameter gave greater biomasses and recruitments. When only the CPUE for the southern longline fishery was used, the biomass was estimated to decline in the most recent years as a result of lower estimated recruitment.

When iterative reweighting of the standard deviations and effective sample sizes of the likelihood functions was applied, more weight was given to the length-frequency data and the biomass was estimated to be lower in the early and later segments of the time series, when compared to the base case.

When time blocks were applied to 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. Unlike when applying iterative reweighting to the base case without considering time blocking, the model fitted the southern longline CPUE index of abundance very closely. Biomass was similar to that estimated in the base case when iterative reweighting was applied.

A sensitivity analysis of the assessment results to the inclusion of the new Japanese longline data was made. The assessment results showed little sensitivity to these data.

At the beginning of January 2007, 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 0.20, about 10% less than the level corresponding to the average maximum sustainable yield (AMSY).

Recent catches are estimated to have been about the AMSY 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 AMSY is about 77% of the current (2004-2005) level of effort. The AMSY 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 AMSY was greater than the current AMSY and the fishing mortality was less than F_{AMSY} .

Eight of the eleven scenarios considered, suggest that, at the beginning of 2007, the spawning biomass (S) was below S_{AMSY} . The three exceptions were that in which the von Bertalanffy growth parameters were estimated (rather than fixed), that incorporating the low assumed value for the asymptotic length parameter of the growth curve, and the model fit to the initial equilibrium catch. AMSY 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, except that incorporating the time blocks for the selectivity and catchability for the southern longline fishery (with and without iterative reweighting of the data) and low assumed value for the

asymptotic length, fishing mortality is well above F_{AMSY} .

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 AMSY unless fishing mortality levels are greatly reduced or recruitment is above average for several consecutive years.

The effects of IATTC [Resolution C-04-09](#) are estimated to be insufficient to allow the stock to remain at levels that would support AMSY.

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 2006 were used to conduct the stock assessment of bigeye tuna, *Thunnus obesus*, in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data for 2006, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases as of mid-March 2007. All data are summarized and analyzed on a quarterly basis.

2.1. Definitions of the fisheries

Thirteen 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 (sets on floating objects, unassociated schools, and dolphins), time period, and IATTC length-frequency sampling area or latitude. 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.

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 2000-2005 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.

Updated and new catch data for the longline fisheries (Fisheries 8 and 9) have also been incorporated into the current assessment. New or updated catch data were available for Chinese Taipei (2002-2005), the Peoples Republic of China (2001-2005), and Korea (2003-2005). Catch data for 2006 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 quarter from January 1975 through December 2006 are shown in Figure 2.2. There has been substantial annual and quarterly variation in the catches of bigeye made by all fisheries operating in the EPO (Figure 2.2). Prior to 1996, the longline fleet (Fisheries 8 and 9) 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 January 1, 1975, and substantial amounts of bigeye were already being removed from the EPO by that time.

Although the catch data presented in Figure 2.2 are in weight, the catches in numbers of fish are used to account for longline removals of bigeye in the stock assessment.

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 two large recruitments recently (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 and 9).

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 for 2000-2005 and new data included for 2006. New catch and effort data (2004-2005) were available from the Japanese longline fisheries. Trends in the amount of fishing effort exerted by the 13 fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO are shown in Figure 2.4. Fishing effort for surface gears is in days of fishing, and that for longliners (Fisheries 8 and 9) is in standardized hooks.

Estimates of standardized catch per unit effort (1975-2004) 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).

CPUE for the purse-seine fisheries was calculated as catch divided by numbers 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).

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 2006 and updated data for 2000-2005 are available for the surface fisheries. New longline length-frequency data (2004-2005) for the Japanese fleet are available. 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.

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 based on fitting to age-specific proportions of females, maturity at age, and natural mortality estimates of Hampton (2000) (Figure 3.2). Maunder and Hoyle (2007) used a combined-sex natural mortality schedule. This assessment uses a sex-specific model and therefore natural mortality schedules are provided for each sex. It is assumed that female natural mortality increases after they mature. 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 average maximum sustainable yield (AMSY) (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).

Both SS2 (the current stock assessment model, described in section 4) and A-SCALA (the previous stock assessment model) allow 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, and the initial age structure of the population. 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 of Japan (NRIFSF). Information on age-at-length (Schaefer and Fuller 2006) was used to convert fecundity, and proportion mature at length into ages (Figure 3.3). The fecundity indices used in the current assessment are provided in Table 3.1.

3.1.4. Movement

The current assessment does not consider movement explicitly. Rather, it is assumed that bigeye move around the EPO at rates that are rapid enough to ensure that the population is randomly mixed at the beginning of each quarter of the year. The IATTC staff is currently studying the movement of bigeye within the EPO, using data recently collected from conventional and archival tags, and these studies may eventually provide information that is useful for stock assessment.

3.1.5. Stock structure

There are not enough data available to determine whether there are one or several stocks of bigeye tuna in

the Pacific Ocean. 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 of Japan. 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 A-SCALA 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 hind cast 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. The analysis 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 Stock Synthesis II method (SS2; Methot 2005) is used to assess the status of the bigeye tuna stock in the EPO. The SS2 method was investigated for use in the EPO tuna assessments and compared to A-SCALA and other assessment methods in a workshop on stock assessment methods organized by the IATTC in 2005 (Maunder 2006). Further investigations and comparison to A-SCALA were conducted at a workshop on management strategies held at the IATTC in 2006 (Maunder 2007). The SS2 method and software were demonstrated to the participants of the workshop in a special one-day tutorial.

SS2 differs from A-SCALA in several aspects, but the general concept of an integrated (fitted to many different types of data) statistical stock assessment model is the same. One important difference is how catch is modeled. A-SCALA follows the MULTIFAN-CL approach and fits to observed catch data. Predicted catch is based on the Baranov catch equation. The fishing mortality-effort relationship includes a temporal effort deviate that is estimated as a model parameter with a penalty based on the distributional assumption. These assumptions extract the abundance information from the catch and effort data. SS2 models catch taken out at the middle of the time period, and integrates abundance information from catch and effort in the form of indices of relative abundance.

The current version of SS2 is limited in the structural form that can be used for growth and natural mortality compared to that used in A-SCALA. The growth follows a von Bertalanffy curve and the natural mortality can have only two levels, for young and old individuals, with a linear relationship to interpolate between these values.

The assessment 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 constrained likelihood, given the amount of catch taken by each fishery. Many aspects of the assessment model are described in Section 3. The model 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 (Fishery 9) and Fishery 7, and the oldest fish are the most vulnerable to these gears (*i.e.* the selectivity curves for Fisheries 7 and 9 are monotonically increasing).
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 first 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 13 fisheries (Fisheries 10-13 have an assumed selectivity curve);
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 fecundity indices (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.

AMSY calculations and future projections were based on estimates of average harvest (exploitation) rates, by gear, for 2004 and 2005, so the most recent estimates were not included in these calculations. It was determined by retrospective analysis (Maunder and Harley 2003) that the most recent estimates were uncertain and should not be considered. 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 bigeye tuna in the EPO. Also, the stock assessment model may not perfectly represent the dynamics of the bigeye 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. Assessment results

Below we describe the important aspects of the base case assessment (1 below) and the seven sensitivity analyses (2-8):

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 longline 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 (1957) stock-recruitment relationship with 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 estimating growth from length-at-age observations derived from otolith readings. The parameters of the von Bertalanffy growth equation were estimated from the otolith data. The parameters of the linear relationship for variation of length at age were also estimated. In addition, sensitivity analyses to fixing (rather than estimating) the asymptotic length parameter to a lower value of 171.5 cm and an upper value of 201.5 cm were conducted.
5. Sensitivity to the fitting to the initial equilibrium catch. This analysis makes the assumption that the catch prior to the start of the modeling period (1975) is similar to that for 1975-1976.
6. Sensitivity to the use of iterative reweighting of the data. The standard deviations of the likelihood functions for the indices of abundance and the sample sizes for the likelihood functions for the length-frequency data are adjusted, based on the mean squared error of the model fit to the respective data set.
7. Sensitivity to considering two time blocks of selectivity and catchability for the southern longline fishery (Fishery 9) and CPUE index of abundance. This analysis was conducted as an attempt to improve the residual pattern of the base case model fit to the size composition data.
8. Sensitivity to including the new Japanese longline data (new southern longline fishery CPUE data for 2005 and size-frequency data for 2004-2005).

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 on bigeye tuna in the EPO. On average, the fishing mortality on 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 fishing mortality on bigeye tuna 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 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 G (Table G.1).

4.1.2. Recruitment

Previous assessments found that abundance of bigeye tuna 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 gave 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. In the previous assessment the environmental index was not statistically significant (Maunder and Hoyle 2006) or explained only a small proportion of the total recruitment variation (Maunder and Hoyle 2007), and therefore it was not 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 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 data sets. 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.

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 615,000 metric tons (t) in 1986, after which it decreased to an historic low of about 279,000 t at the beginning of 2005.

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.

There is uncertainty in the estimated biomasses of both 3+-quarter-old bigeye and of spawners. The average CV of the spawning biomass estimates is 0.13.

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, which reflects the assumptions about the standard deviations used in the likelihood functions.

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.

The fit to the data as measured by root mean square error suggests that the model fits the CPUE index for Fisheries 2 and 9 better than is reflected in the CVs assumed in the likelihood functions. The model fits to the CPUE data of the other fisheries worse than is reflected in the assumed CVs in the likelihood functions. With respect to the length-frequency data, the model fits the data better (as indicated by the estimated effective sample size) than is reflected by the assumed sample sizes used in the likelihood functions. A sensitivity analysis, using iterative reweighting to determine the appropriate standard deviations and sample sizes for the likelihood functions based on the fit to the data, was carried out to investigate the weighting of the data sets.

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 (2006) or two years (2006 and 2005) of data (Figure 4.12). The retrospective analyses show an increase in biomass over the most recent years (2004 and 2005), whereas the base case shows a stable trend over the same period. This corroborates the results of previous retrospective analyses conducted using A-SCALA, which show that the recent estimates of biomass are subject to retrospective bias (Harley and Maunder, 2004).

4.4. Sensitivity analysis

Results from the five sensitivity analyses conducted are presented in the appendices: sensitivity to the stock–recruitment relationship (Appendix A), use of the southern longline CPUE data only (Appendix B), estimating growth and assuming estimates for the asymptotic length parameter of the von Bertalanffy growth curve (Appendix C), fitting to initial equilibrium catch (Appendix D), iterative reweighting (Appendix E), using two time blocks for selectivity and catchability of the southern longline fishery (Appendix F), and inclusion of the new Japanese longline data (Appendix G). Here we describe differences in model fit and model prediction, and defer our discussion of differences in stock status to 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).

When only the CPUE for the southern longline fishery was used, the estimated biomass was generally greater. However, the estimated biomass declines in the most recent year in the sensitivity analysis, but not in the base case (Figure B.1). This is a result of lower recruitment estimated in the sensitivity analysis (Figure B.2).

When mean length at age and variation of length at age were estimated in the model, the estimated biomass was higher than the base case (Figure C.1). The estimated recruitment is lower and the recruitment occurs one quarter later (Figure C.2). All models estimated higher growth rates for younger fish relative to the base case and lower standard deviations of variations in length at age for older fish (Figure C.4). The assumed value for the asymptotic length parameter of the von Bertalanffy growth curve was fixed at 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 at an upper value of 201.5 cm. The estimated biomass and recruitment are very sensitive to the value of the asymptotic length parameter (Figures C.1 and C.2); they are greater for a lesser value for that parameter. Similar results were obtained by Maunder and Hoyle (2007) using A-SCALA. This can be explained by the need to fit to the length-frequency data with an asymptotic selectivity for the southern longline fishery (Maunder and Hoyle, 2007).

When the model was fit to an assumed equilibrium catch, the biomass was estimated to be greater than in the base case and declines from 1975 to 1980 (Figure D.1). Recruitment was generally higher than the base case (Figure D.2).

When iterative reweighting of the standard deviations and effective samples sizes of the likelihood functions was applied, the estimated biomass was lower than the base case (Figure E.1). The differences were particularly large at the beginning and end of the time series. Recruitment was generally greater than in the base case (Figure E.2). As expected, the standard deviations of the CPUE indices for Fishery 2 were increased, resulting in less weight given to the indices of abundance. Effective sample sizes of all length frequency data increased, which resulted in more weight given to these data. The results indicate that further interactions would result in even less weight given to the CPUE abundance indices. Further interactions were not conducted since the fit to the southern longline data, which is the main index of abundance in the assessment, was not satisfactory (Figure E.4).

Two time blocks were considered for selectivity and catchability of the southern longline fishery (Fishery 9). As expected, the fit to the CPUE data from this fishery has improved (Figure F.4.). The time series of biomass is similar to that estimated by the base case, with the largest differences occurring during the early part of the time series, for which the time block analysis estimated a lower biomass (Figure F.1). The model fits closely to the CPUE data for the southern longline fishery during the two time blocks considered (Figure F.4). When iterative reweighting was applied, the differences in biomass during the early part of the time period were greater and the biomass levels were lower than those estimated by the base case in the most recent years. Again, there was more weight put on the length frequency data and the fit to the CPUE data has degraded (Figure F.6). However, the fit to the southern longline fishery is still better than when iterative reweighting was applied to the base case with no time blocking.

The base case results showed little sensitivity to the inclusion of the new Japanese longline data (Appendix G).

Other presentations of sensitivity analysis, including investigation of growth estimation, environmental effects on recruitment and catchability, and natural mortality were conducted by Watters and Maunder (2002), Harley and Maunder (2004, 2005), and Maunder and Hoyle (2007).

4.5. Comparison to previous assessments

4.5.1. Comparisons with A-SCALA

The current assessment employs a new assessment model (SS2), which differs from the A-SCALA model used in previous assessments (see Section 4). Therefore, it is useful to compare results from the new model with those from A-SCALA. The estimated biomass trends are generally the same for both models, except that A-SCALA estimates that the biomass has increased rapidly in the few most recent years (Figures 4.13 to 4.15). This increase in abundance is partly due to the catch and effort data for Fishery 4, which are left out of the current assessment model. It should be noted that the current estimates of

abundance are usually the most uncertain and subject to retrospective bias. This is apparent in the retrospective analysis with the 2006 data removed, which produces results closer to those of A-SCALA (see Section 4.3.2). There is a greater difference in the estimates of absolute biomass, spawning biomass, and the SBR. The current assessment estimates greater values than does A-SCALA which is partly due to the differences in the growth curves used in the two models.

The recruitment trends are very similar between the two models (Figures 4.16). A major difference is that A-SCALA estimates two much larger recent recruitments, which probably drive the recent rapid increase in abundance.

4.5.2. Comparisons with previous assessments

The A-SCALA assessment using the most recent data is similar to the previous assessment, which also used A-SCALA. Therefore, the comparisons from this assessment using SS2 to the assessment of Maunder and Hoyle (2007) are similar to that described in the previous section.

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 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 614,898 t in 1986, after which it decreased to an historic low of 278,962 t at the beginning of 2005. 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.

The estimates of recruitment and biomass are only moderately sensitive to the steepness of the stock-recruitment relationship. The estimates of recruitment and biomass are very sensitive to the assumed value of the asymptotic length parameter in the von Bertalanffy growth equation. A lesser value gave greater biomasses and recruitments. When only the CPUE for the southern longline fishery was used, the biomass was estimated to decline in the most recent years as a result of lower estimated recruitment.

When iterative reweighting of the standard deviations and effective sample sizes of the likelihood functions was applied, more weight was given to the length frequency data and the biomass was estimated to be lower in the early and later segments of the time series, when compared to the base case.

When time blocks were applied to 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 (Figure F.5). Unlike when applying iterative reweighting to the base case without considering time blocking, the model fit to the southern longline CPUE index of abundance very closely (Figure F.6). Biomass was similar to

that estimated in the base case using iterative reweighting.

The results of the base case assessment showed little sensitivity to the inclusion of the new Japanese longline data.

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 AMSY.

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 permit the AMSY to be taken 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 AMSY when the SBR of about 0.3 to 0.5, and that some fish populations are not capable of producing the AMSY 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 AMSY ($SBR_{AMSY} = S_{AMSY}/S_{F=0}$).

Estimates of SBR for bigeye tuna in the EPO have been computed from the base case assessment. Estimates of the spawning biomass during the period of harvest are presented in Section 4.2.3. The SBR corresponding to the AMSY (SBR_{AMSY}) is estimated to be about 0.22.

At the beginning of January 2007, 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 0.20, 10% less than the level corresponding to the AMSY.

At the beginning of 1975, the SBR was about 0.39 (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 0.51. 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 0.21 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 0.37 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 2005 and the large catches from surface fisheries and increased longline catches.

The SBR over time shows a trend similar to that of the previous assessment (Figure 4.15).

5.2. Assessment of stock status based on AMSY

Maintaining tuna stocks at levels that permit the AMSY to be taken is the management objective specified by the IATTC Convention. One definition of the AMSY is the maximum long-term yield that can be achieved under average conditions, using the current, age-specific selectivity pattern of all fisheries combined. Watters and Maunder (2001) describe how the AMSY 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 AMSY 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 AMSY-based estimates were computed with the parameter estimates from the base case assessment and estimated fishing mortality patterns averaged over 2004 and 2005. Therefore, while these AMSY-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 2007, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO appears to have been about 10% less than S_{AMSY} , and the recent catches are estimated to have been greater than the AMSY (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_{AMSY} is about 77% of the current level of effort.

The AMSY-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 AMSY, and its associated quantities, are sensitive to the age-specific pattern of selectivity that is used in the calculations. The AMSY-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 AMSY 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 AMSY would be about 33% less. If bigeye were caught only by the longline fishery the AMSY would be about 89% greater than that estimated for all gears combined. To achieve this AMSY level longline effort would need to be increased by 320%.

The AMSY-related quantities vary as the size composition of the catch varies. The evolution of four of these over the course of 1975-1995 is shown in Figure 5.2. Before the expansion of the floating-object fishery that began in 1993, AMSY was greater than the current AMSY and the fishing mortality was less than that corresponding to AMSY (Figure 5.2).

When AMSY is estimated using the average fishing mortality rates for 2003-2004, it is 9% greater than the base case. When AMSY is estimated using the average fishing mortality rates for 2005-2006, it is 7%

less than the base case.

Figure 5.3 shows the historical time series of exploitation rates and spawning biomass relative to the AMSY reference points. Overall, the reference points have not been exceeded until recent years. The two most recent estimates indicate that the bigeye stock in the EPO is overfished ($S < S_{AMSY}$) and that overfishing is taking place ($F > F_{AMSY}$).

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 AMSY to be at 0.31, compared to 0.22 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 (0.55). The F multiplier is considerably greater for the reduced asymptotic length, indicating that effort should be increased, but considerably less for the increased asymptotic length (Table 5.1). All analyses, except the cases in which growth was estimated and a greater asymptotic length was assumed, as well as the case in which the model was fitted to the initial equilibrium catch, estimate the current SBR to be less than SBR_{AMSY} .

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 2007, 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 0.20, about 10% less than the level corresponding to the AMSY.

Recent catches are estimated to have been about the AMSY 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 AMSY is about 77% of the current (2004–2005) level of effort. The AMSY 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 AMSY was greater than the current AMSY and the fishing mortality was less than F_{AMSY} (Figure 5.2).

All analyses, except that in which the von Bertalanffy growth parameters were estimated, that incorporating the low assumed value for the asymptotic length parameter of the growth curve, and the model fitted to the initial equilibrium catch, suggest that at the beginning of 2007 the spawning biomass was below S_{AMSY} (Tables 5.1 and 5.2). AMSY 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, except that incorporating the time blocks for the selectivity and catchability for the southern longline fishery (with and without iterative reweighting of the data) and low assumed value for the asymptotic length, fishing mortality is well above F_{AMSY} .

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 2004 and 2005. 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 was set equal to the average harvest rates for 2004 and 2005, which reflects 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 2004-2006, 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 2007-2011, 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 and 9). There is probably more uncertainty in the future levels of these outcome variables than 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 2004 and 2005 levels (including the effort and catch restrictions in IATTC [Resolution C-04-09](#)).

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, SBR is predicted to increase to about the level that would support AMSY in 2009, and then decline (Figure 6.1a). The spawning biomass is estimated to be currently at its peak, and 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 2007, but start declining by 2010 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 [Resolution C-04-09](#) calls for restrictions on purse-seine effort and longline catches for 2004: 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 were not implemented. 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.

Clearly, the reductions in fishing mortality that could occur as result of IATTC [Resolution C-04-09](#) are insufficient to allow the population to maintain levels corresponding to the AMSY.

6.2.3. Sensitivity analysis

The analysis that includes a stock-recruitment relationship indicates that the population is substantially below SBR_{AMSY} 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 AMSY unless fishing mortality levels are greatly reduced or recruitment is above average for several consecutive years.

The effects of IATTC [Resolution C-04-09](#) are estimated to be insufficient to allow the stock to remain at levels that would support AMSY.

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. Model a separate longline fishery for catch that is reported in weight and share the same selectivity curve with the longline fishery whose catch is reported in numbers. This will make the conversion from weight to numbers consistent with the length-frequency data and the population dynamics.
2. Use a seasonal model so that projections can be done on a quarterly basis.
3. Input a age-specific vector of natural mortality so that increased natural mortality for young bigeye can be incorporated.

4. 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.
5. Make it easier to run projections with fixed harvest rates.
6. Re-evaluate the definitions of fisheries.
7. Determine appropriate weighting of the different data sets.

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

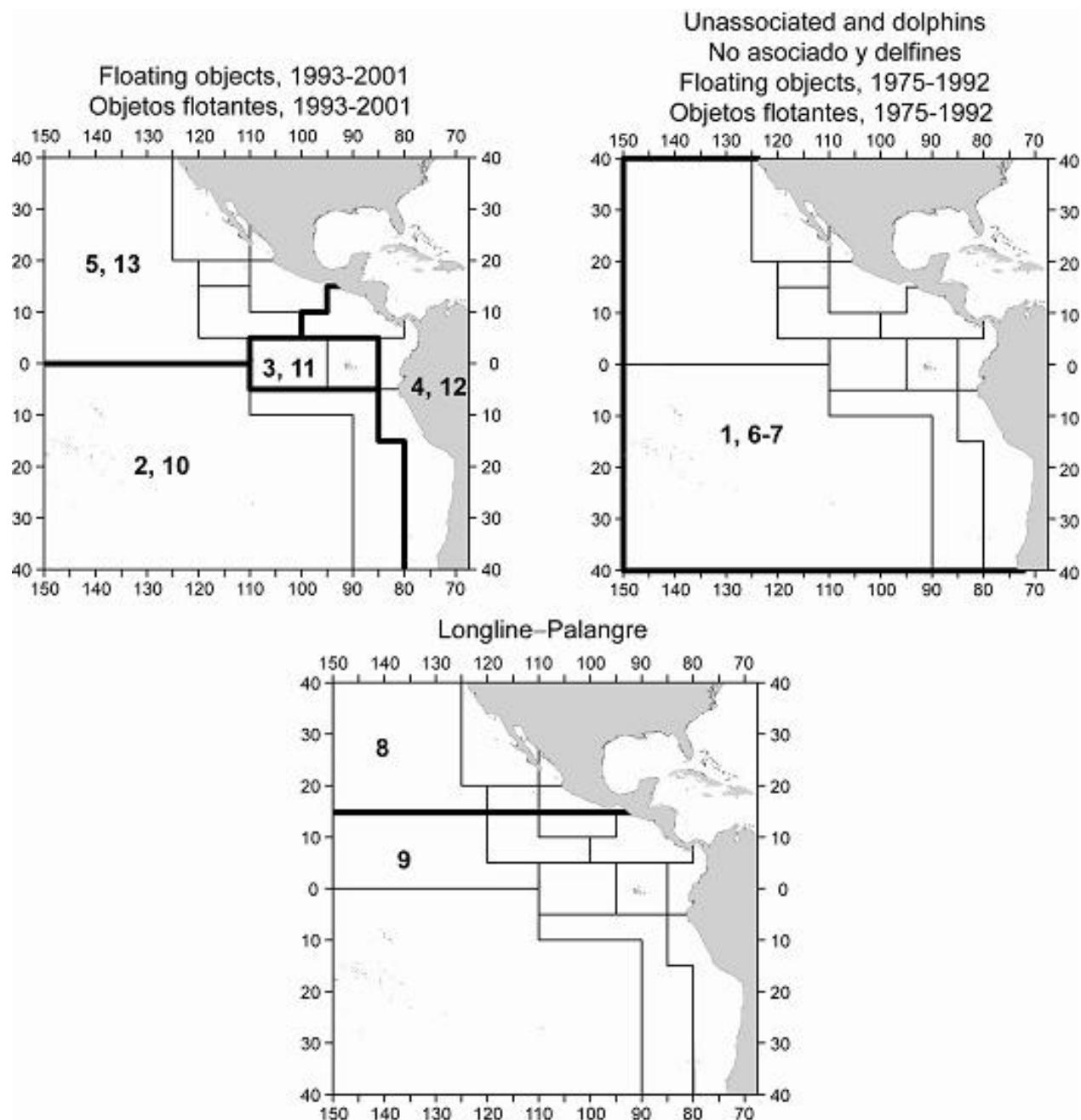


FIGURE 2.1. Spatial extents of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold numbers the fisheries to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

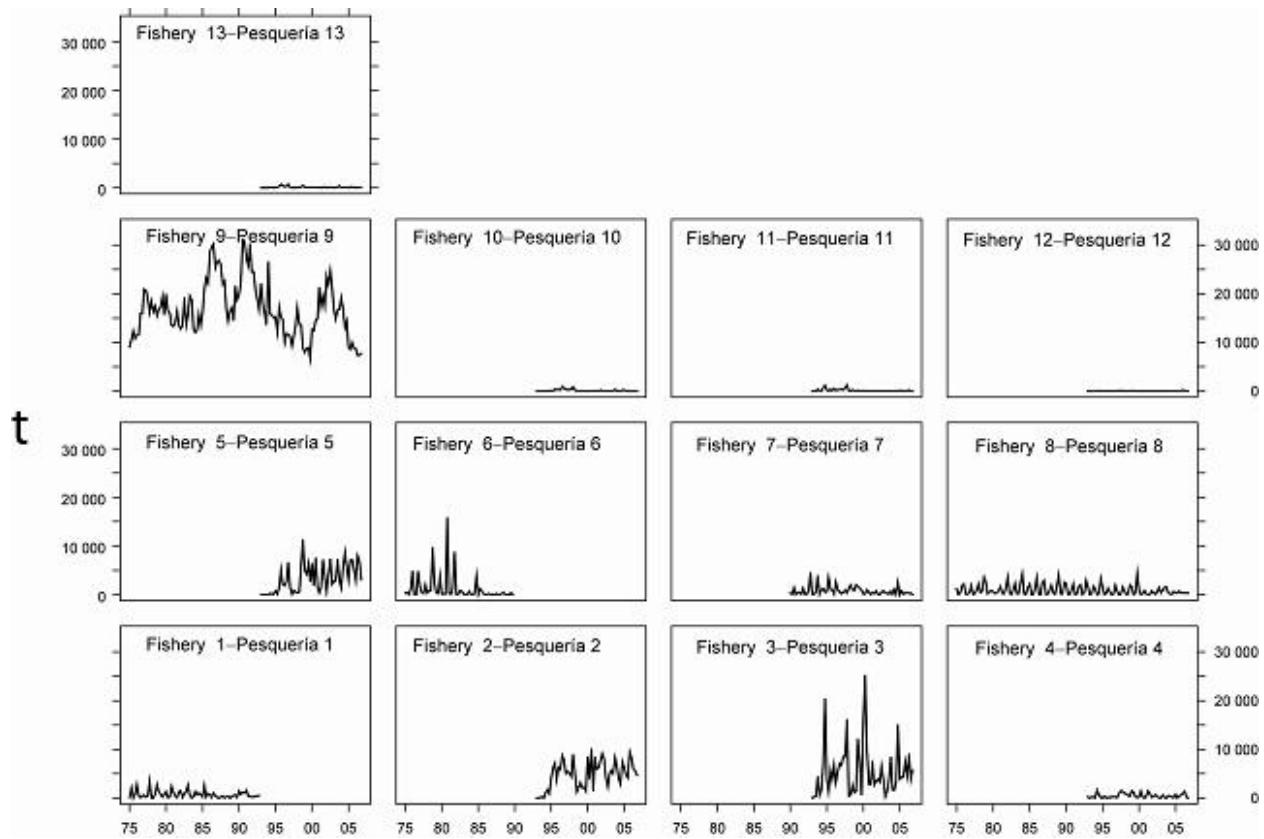


FIGURE 2.2. Catches of bigeye tuna taken by the fisheries defined for the stock assessment of that species in the EPO (Table 2.1). Since the data were analyzed on a quarterly basis, there are four observations of catch for each year. Although all the catches are displayed as weights, the stock assessment model uses catches in numbers of fish for Fisheries 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. t = metric tons.

FIGURA 2.2. Capturas de atún patudo realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de esa especie en el OPO (Tabla 2.1). Ya que los datos fueron analizados por trimestre, hay cuatro observaciones de captura para cada año. 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. t = toneladas métricas.

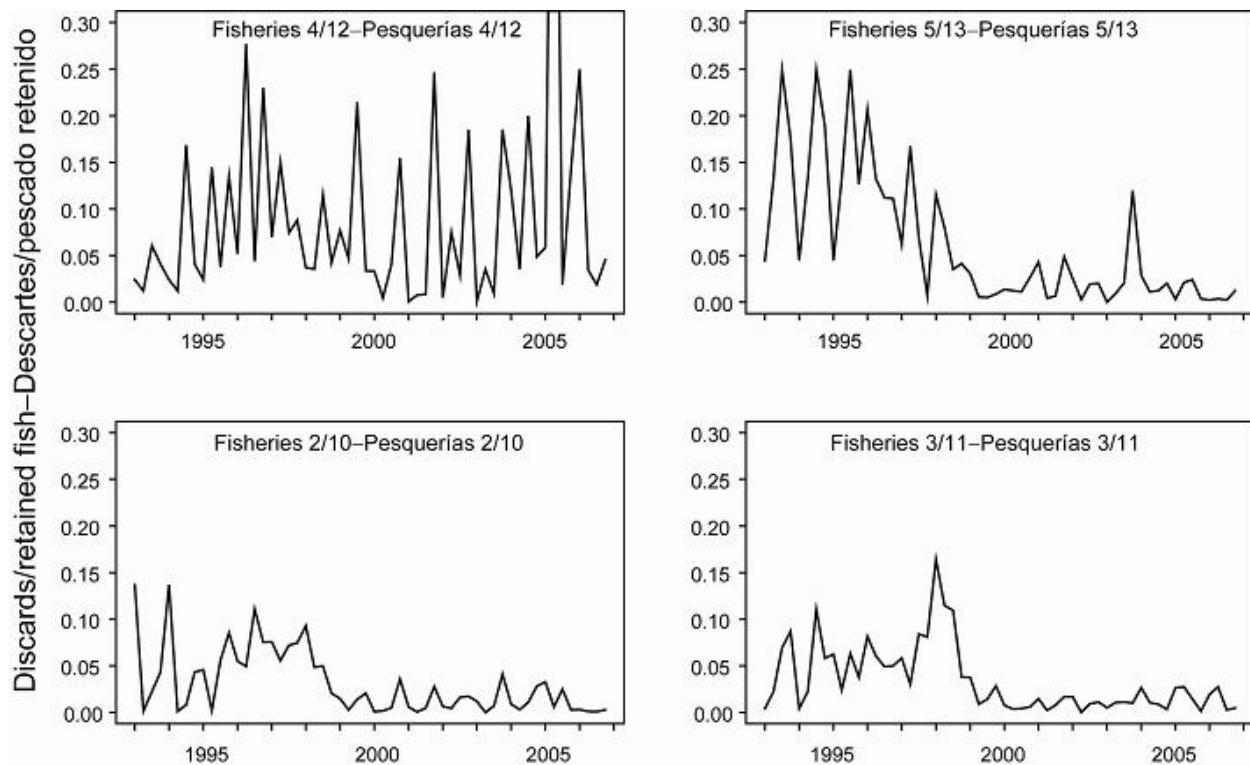


FIGURE 2.3. Weights of discarded bigeye tuna as proportions of the retained quarterly catches for the four floating-object fisheries. Fisheries 2, 3, 4, and 5 are the “real” fisheries, and Fisheries 10, 11, 12, and 13 are the corresponding discard fisheries.

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.

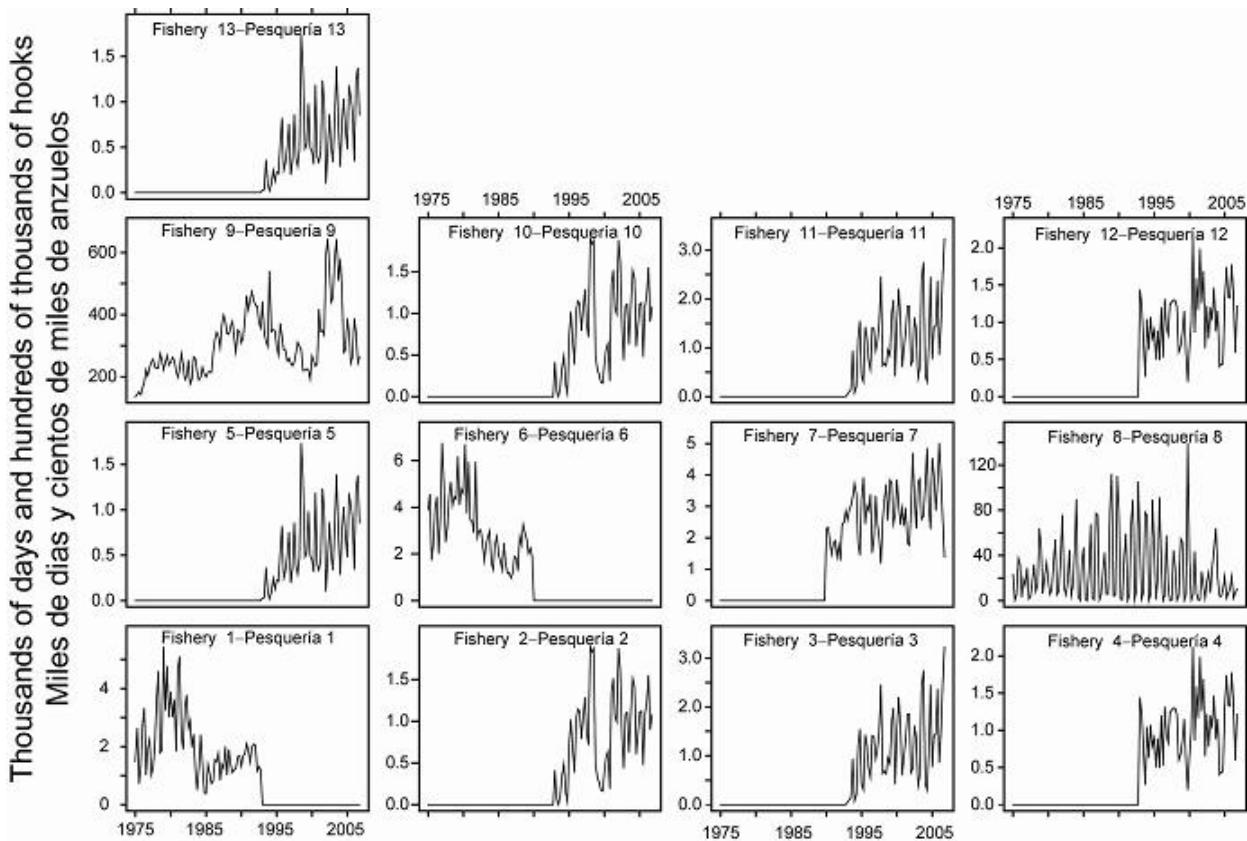


FIGURE 2.4. Fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of effort for each year. The effort for Fisheries 1-7 and 10-13 is in days fished, and that for Fisheries 8 and 9 in standardized numbers of hooks. Note that the vertical scales of the panels are different.

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

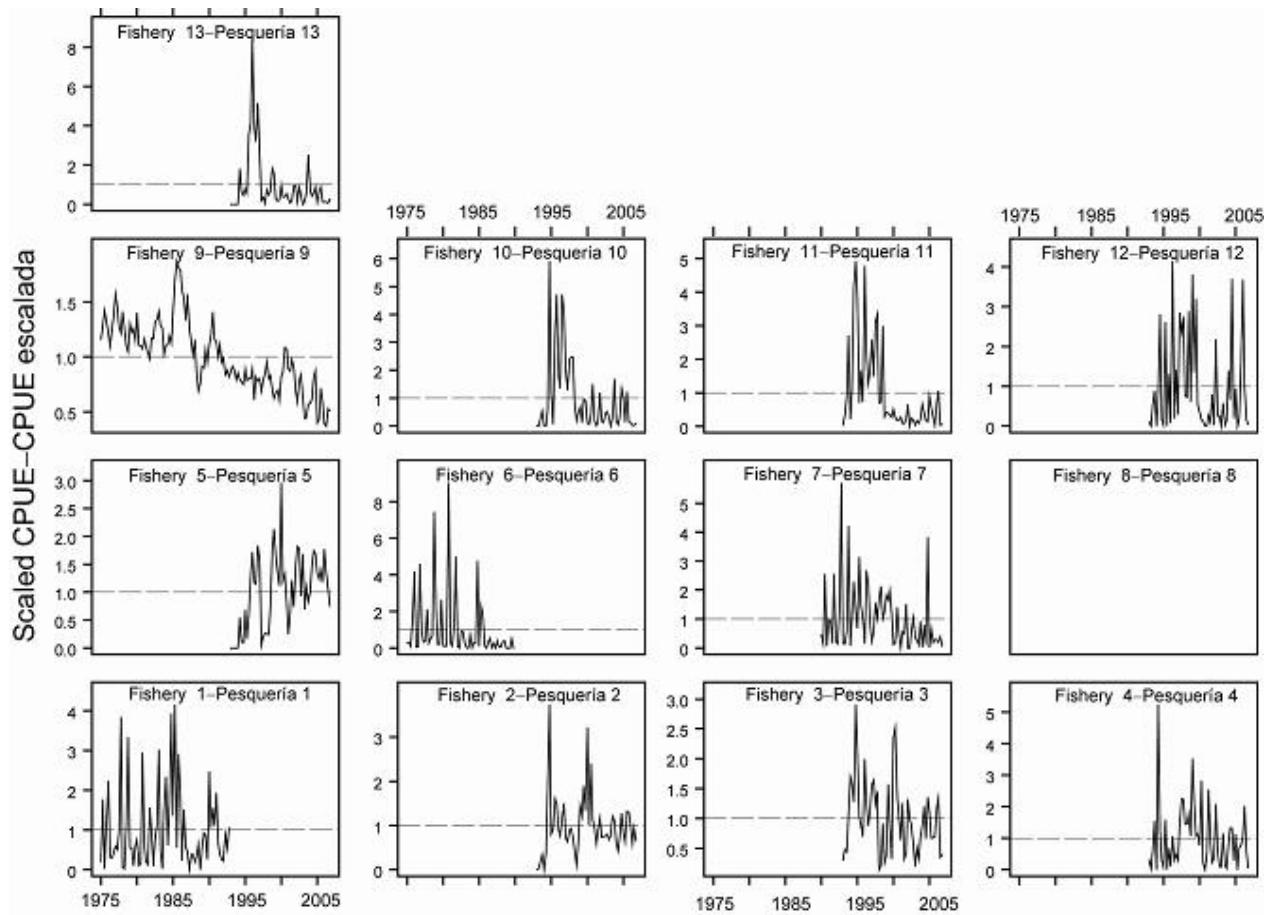


FIGURE 2.5. CPUEs of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of CPUE for each year. The CPUEs for Fisheries 1-7 and 10-13 are in kilograms per day fished, and those for Fisheries 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. CPUE de las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo 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 1-7 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.

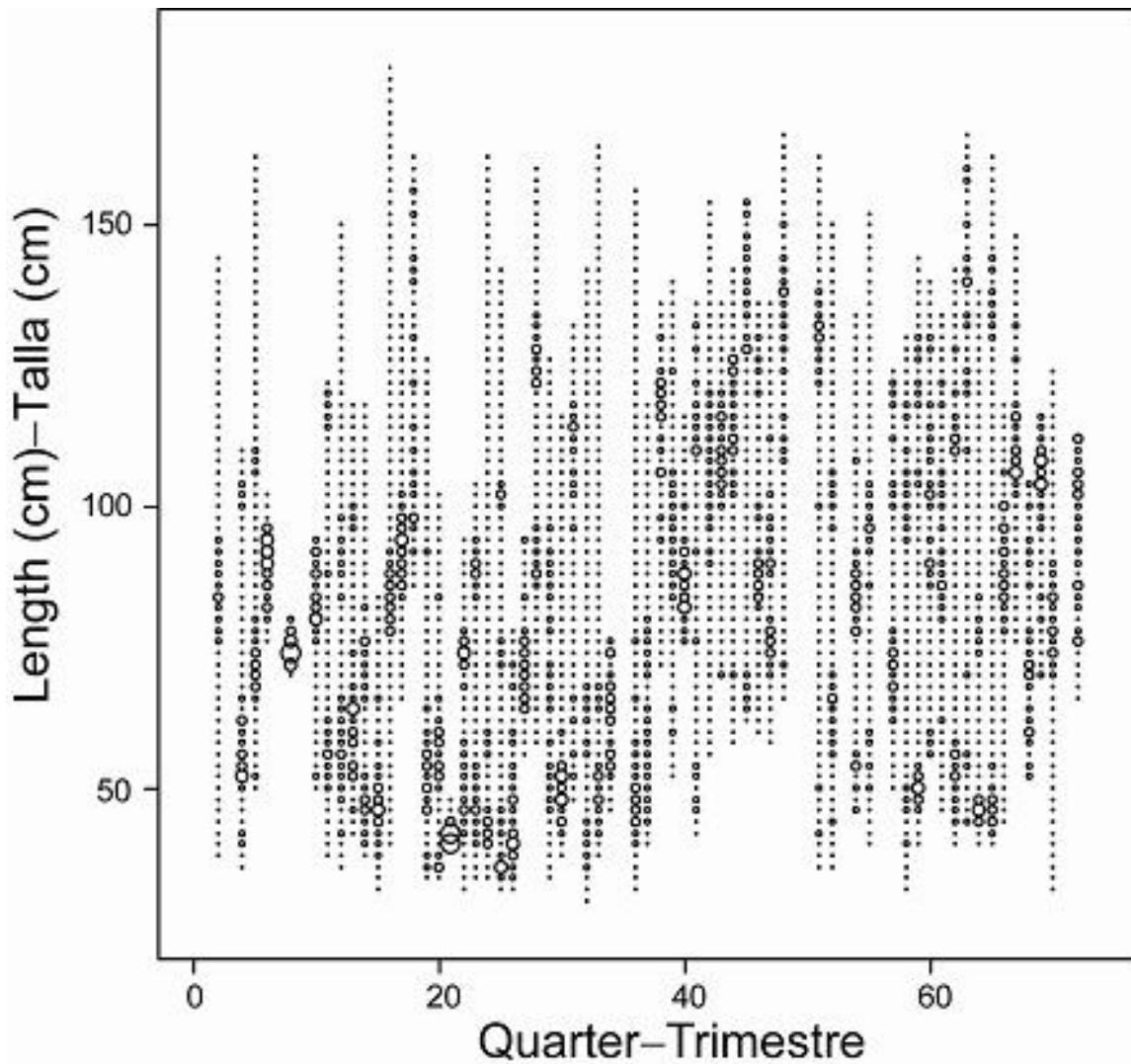


FIGURE 2.6a. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 1, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

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.

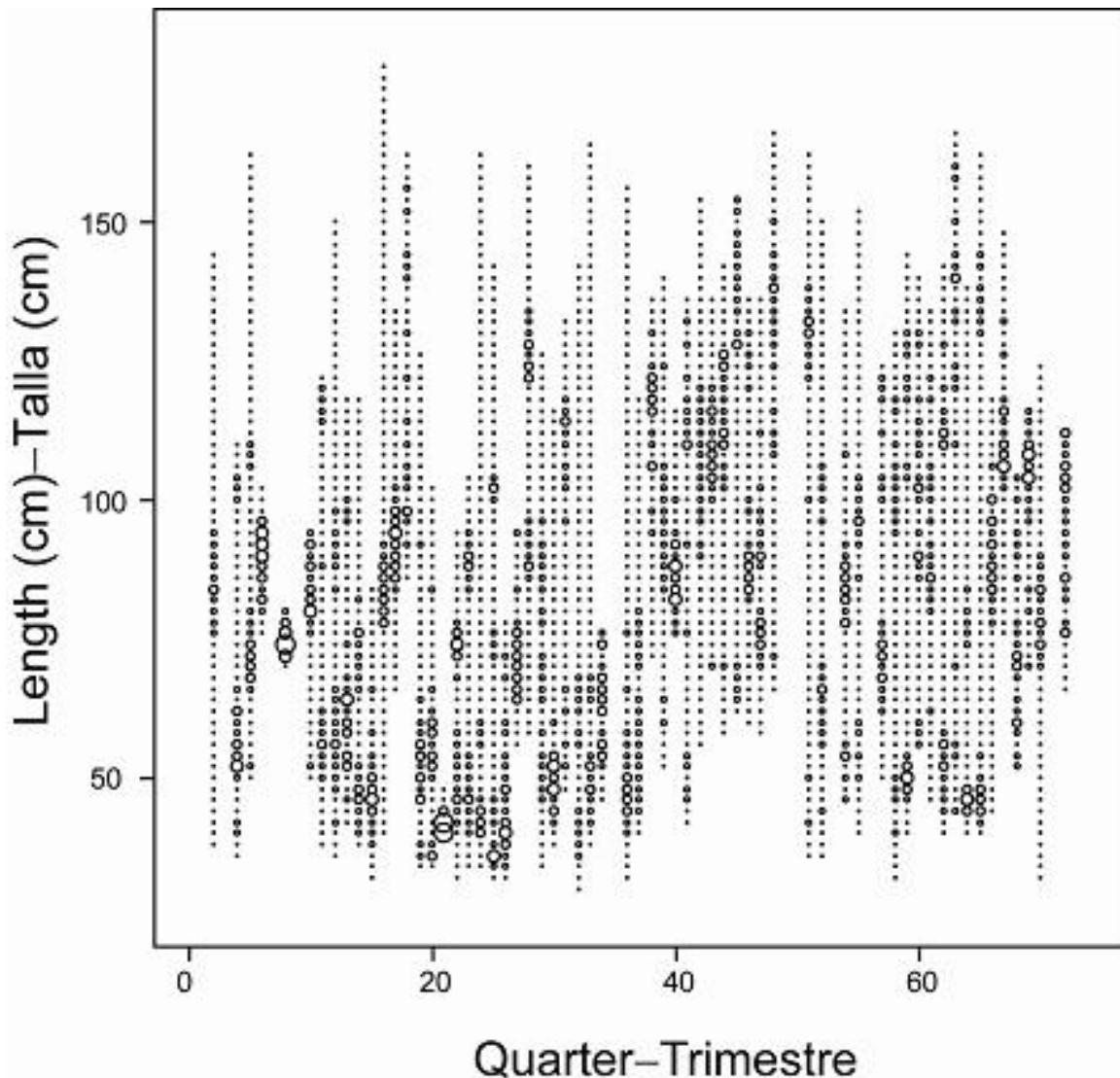


FIGURE 2.6b. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 2, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

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.

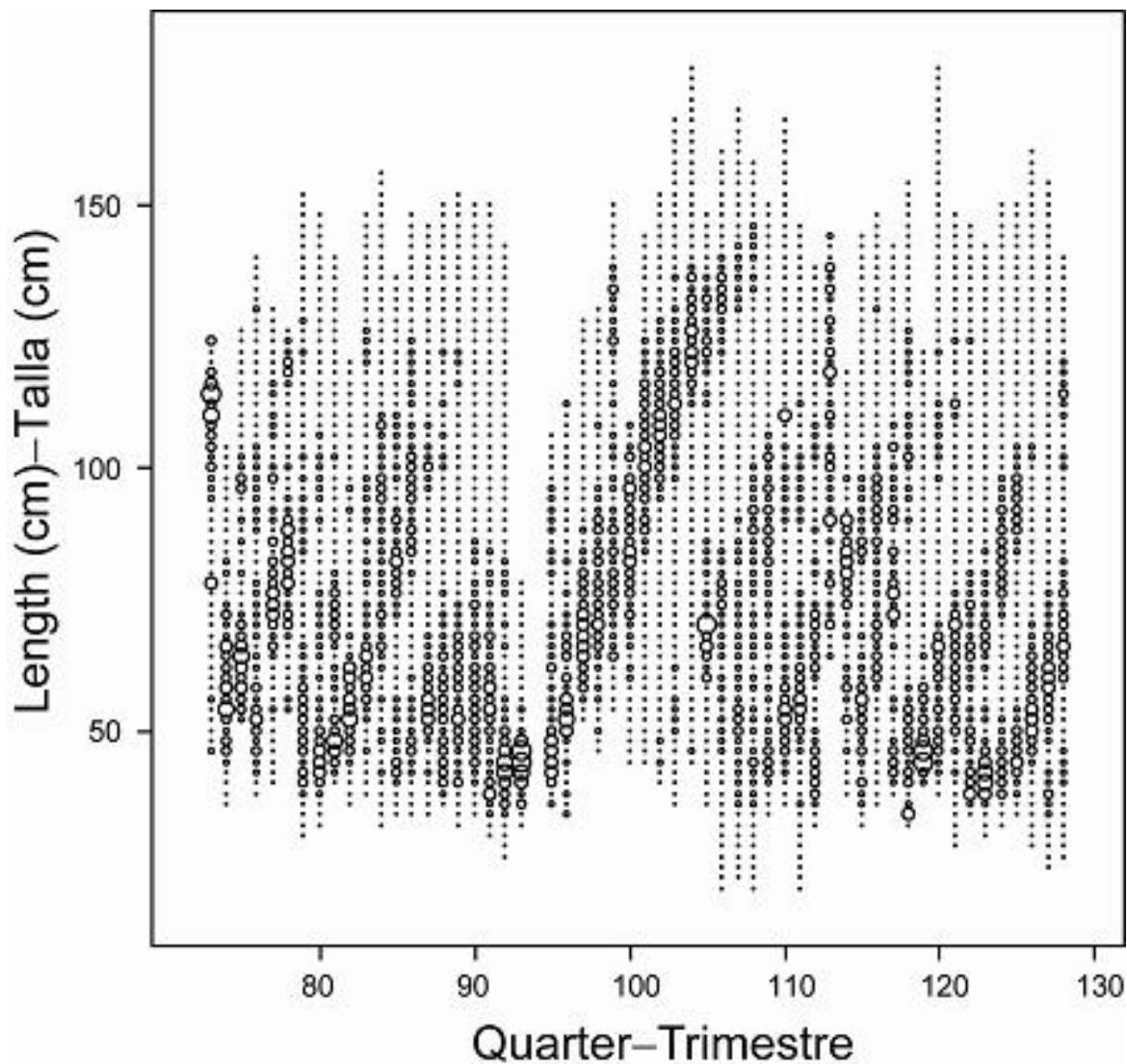


FIGURE 2.6c. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 3, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

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.

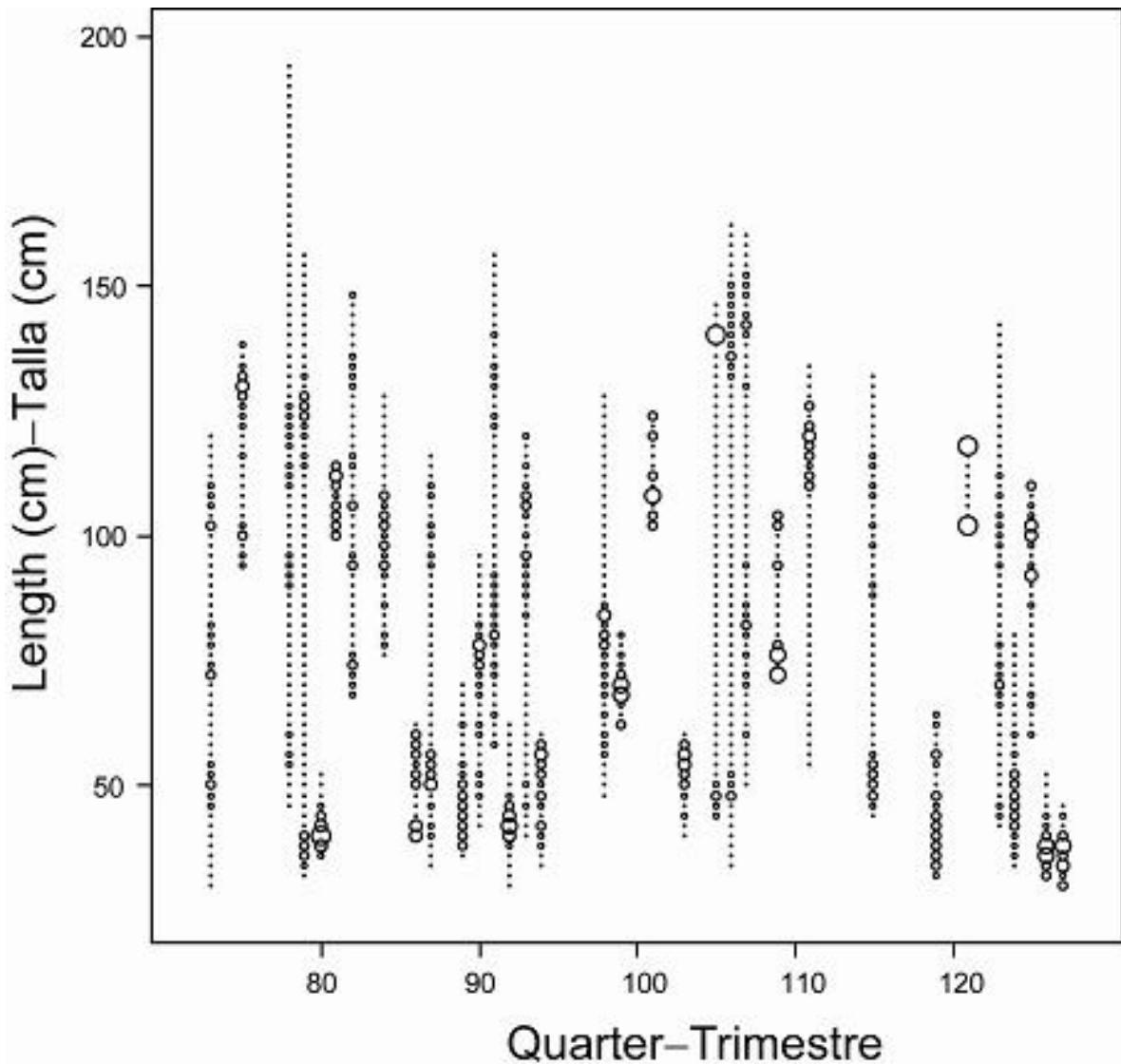


FIGURE 2.6d. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 4, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

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.

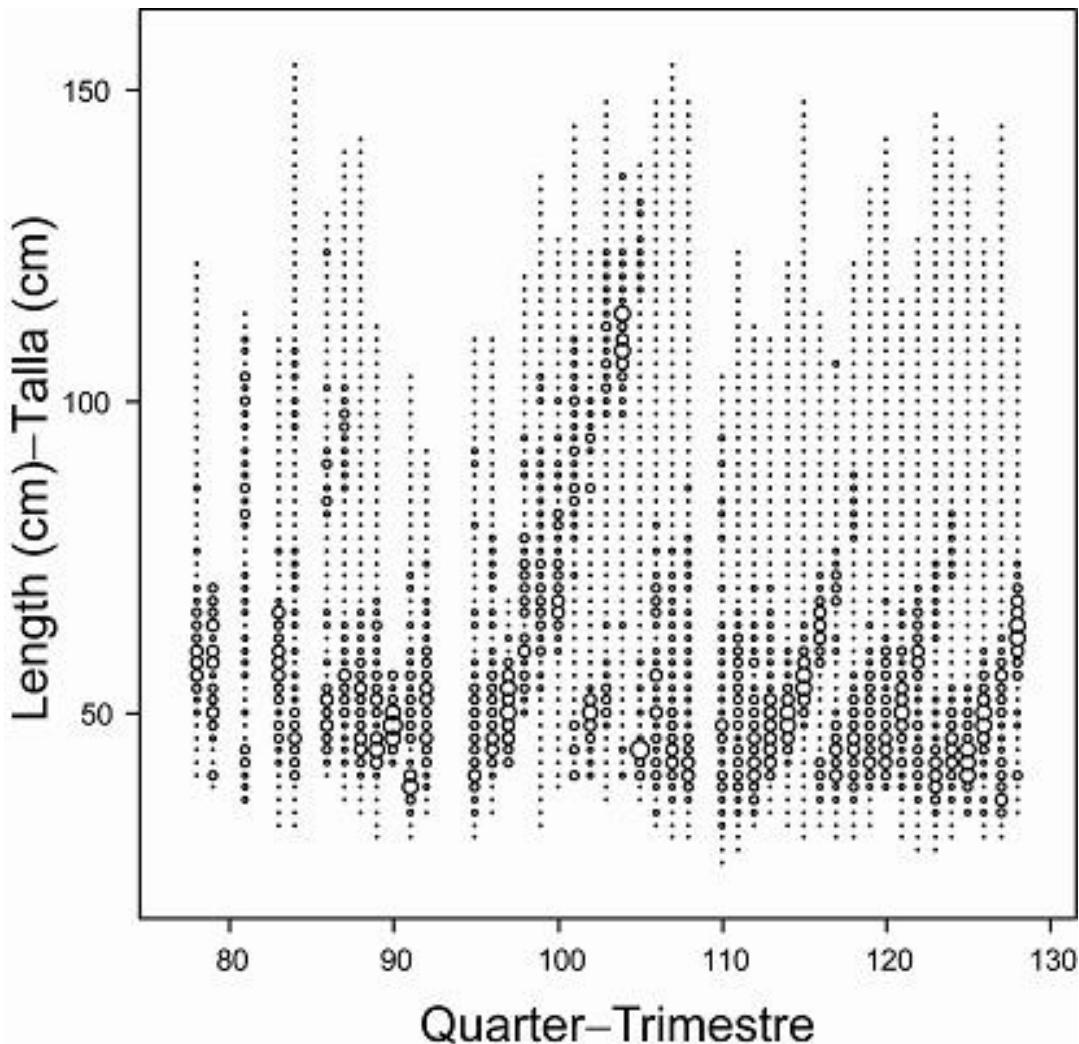


FIGURE 2.6e. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 5, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

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.

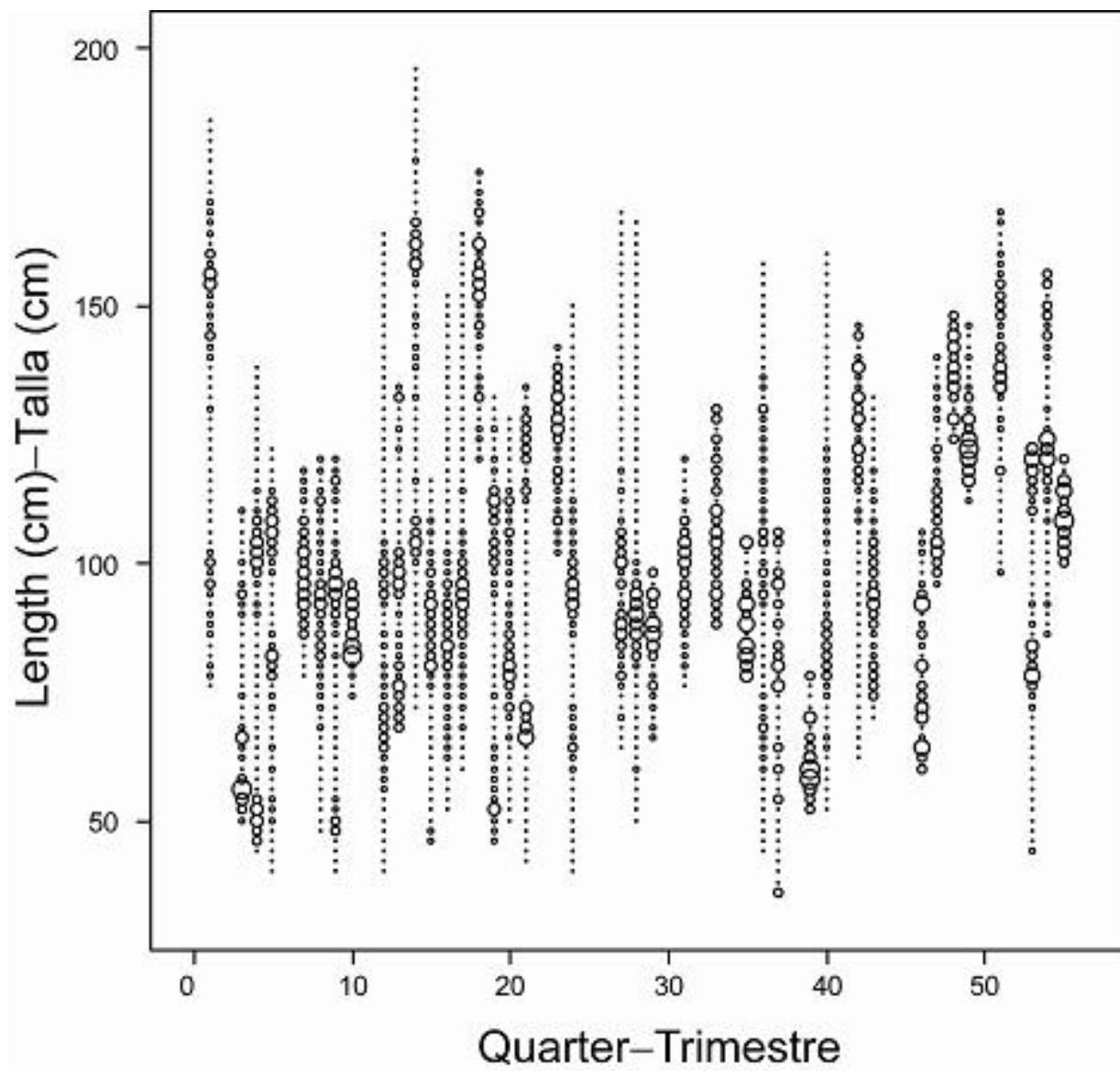


FIGURE 2.6f. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 6, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

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.

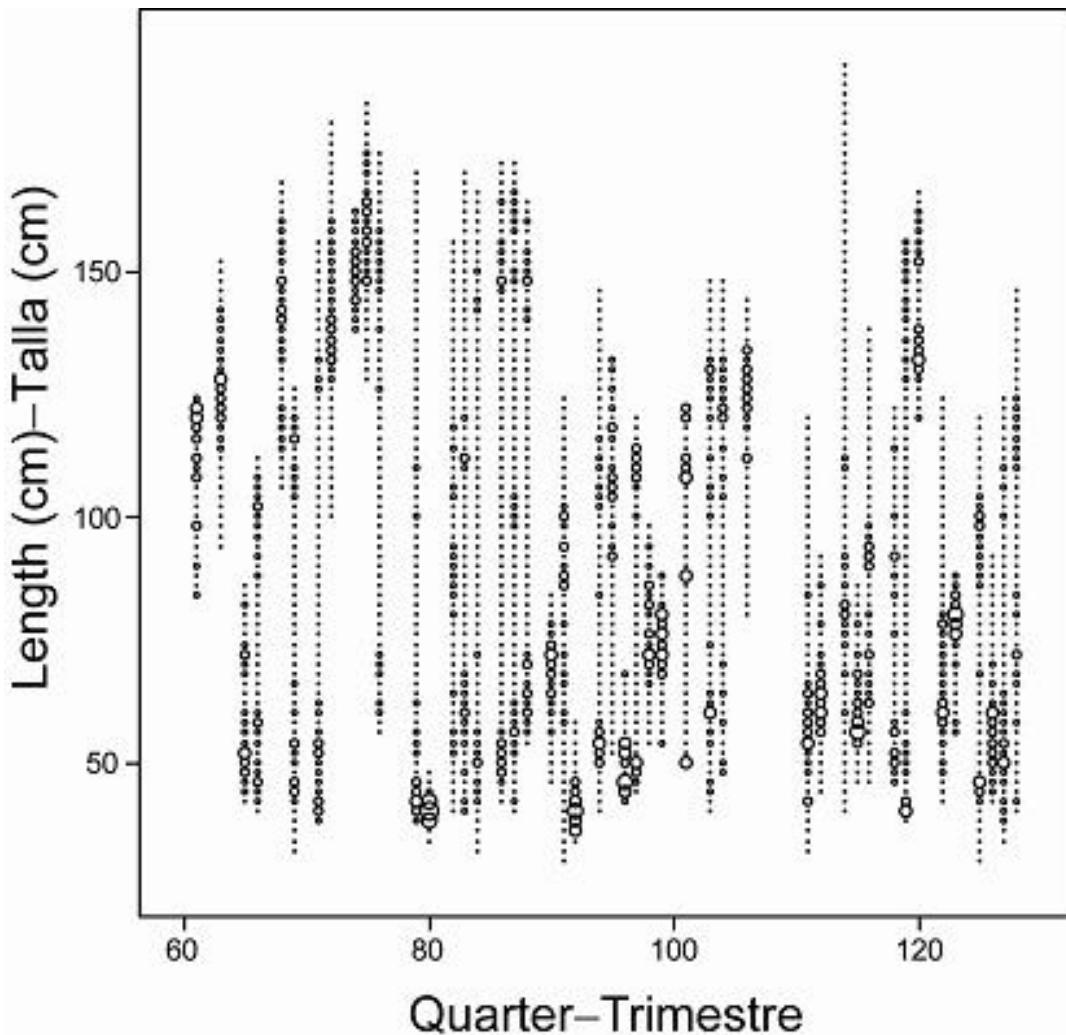


FIGURE 2.6g. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 7, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

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.

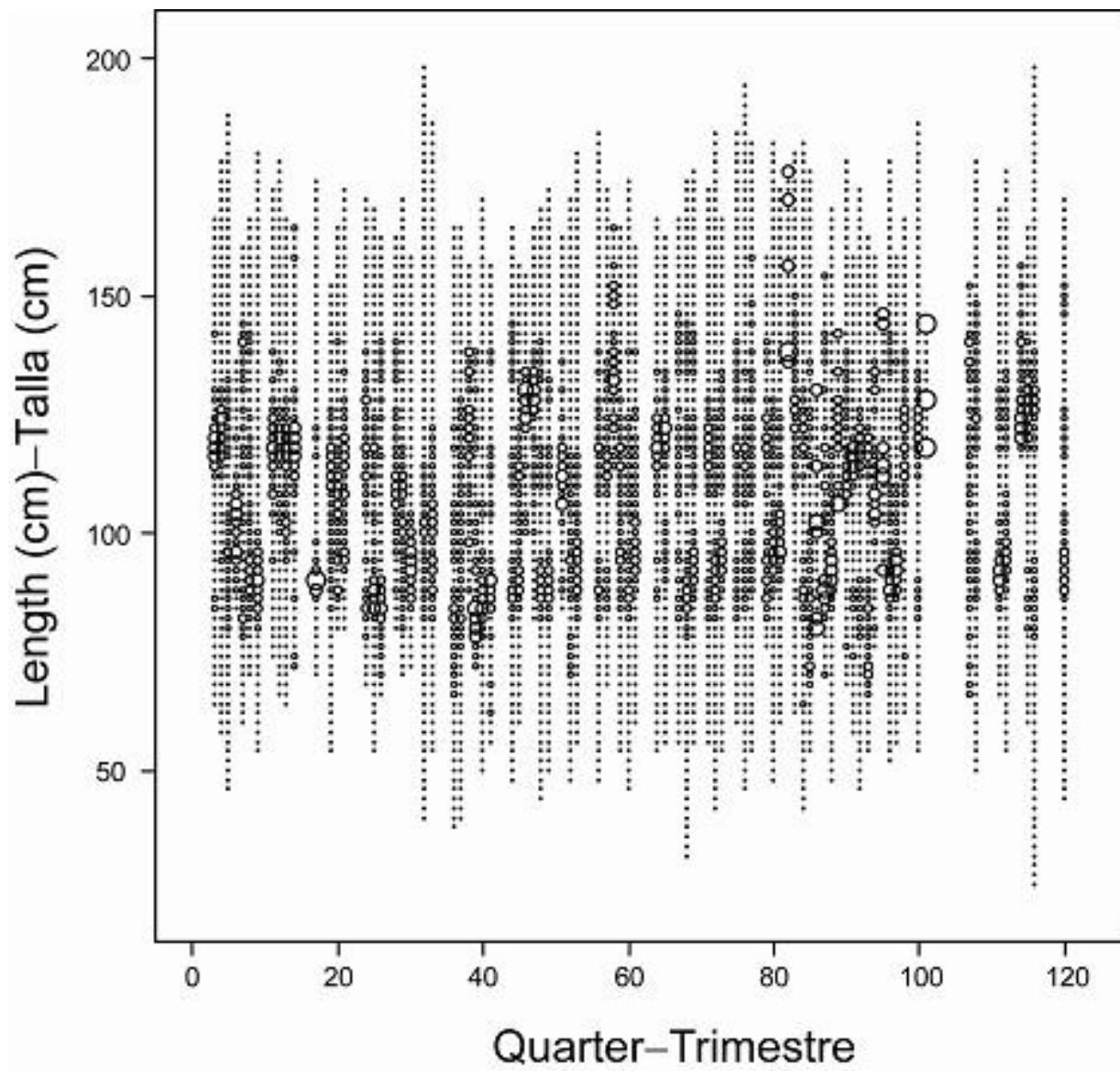


FIGURE 2.6h. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 8, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

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.

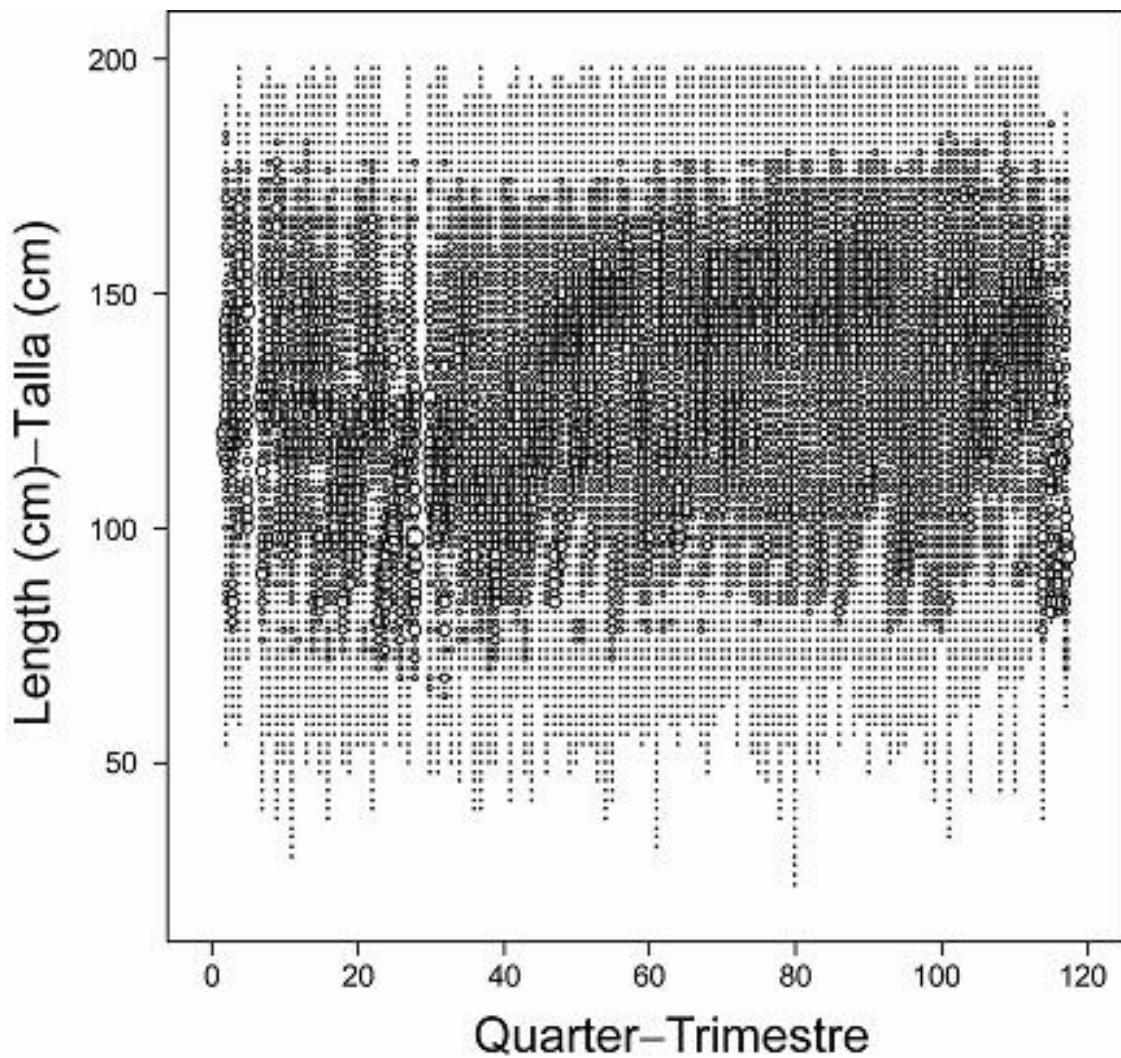


FIGURE 2.6i. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fishery 9, by quarter. The sizes of the circles are proportional to the catches.

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.

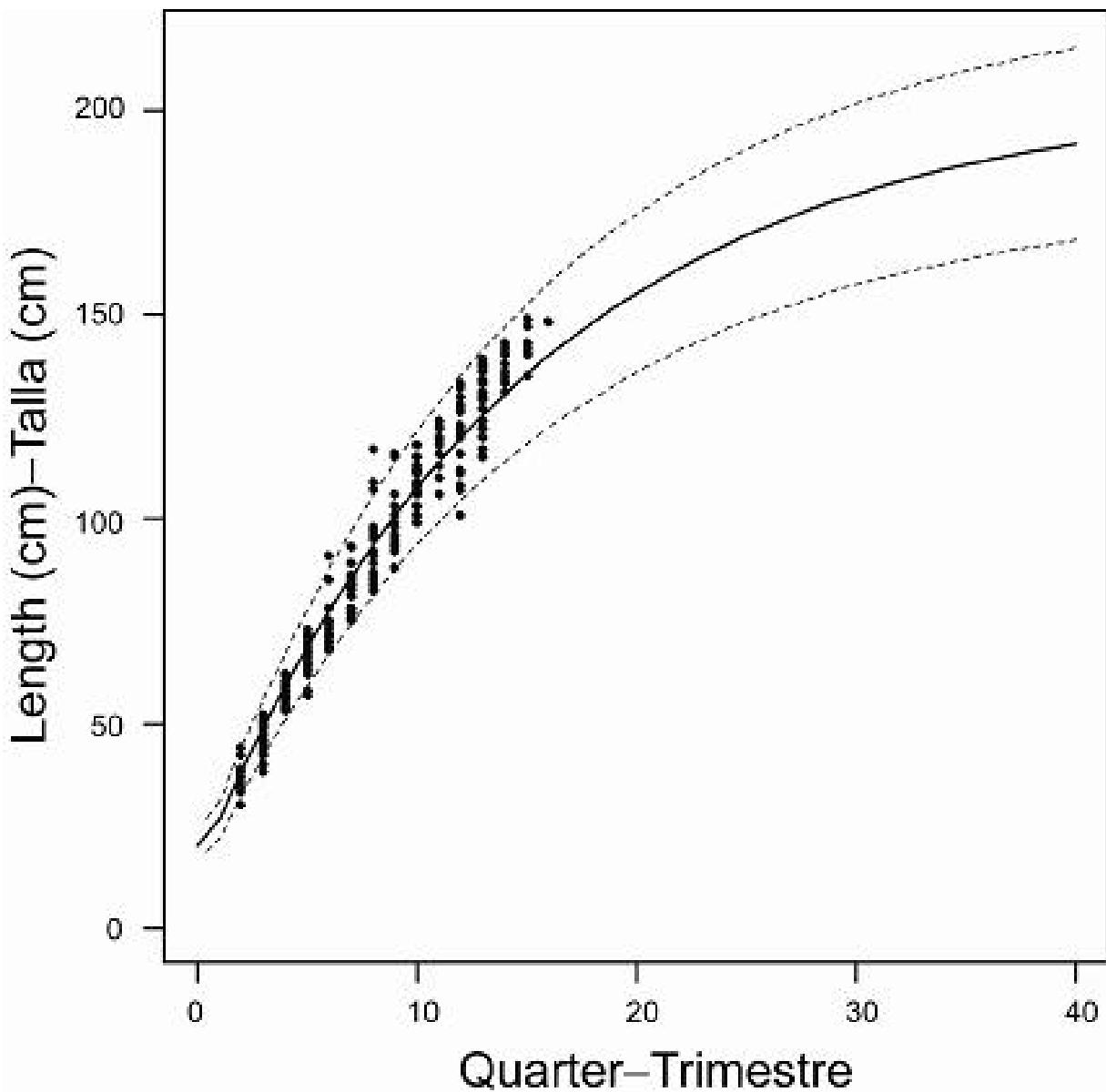


FIGURE 3.1. Estimated average lengths at age for bigeye tuna in the EPO. The dots represent the otolith age-length data from Schaefer and Fuller (2006). The dashed lines indicate the confidence intervals (± 2 standard deviations) of the mean lengths at age.

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.

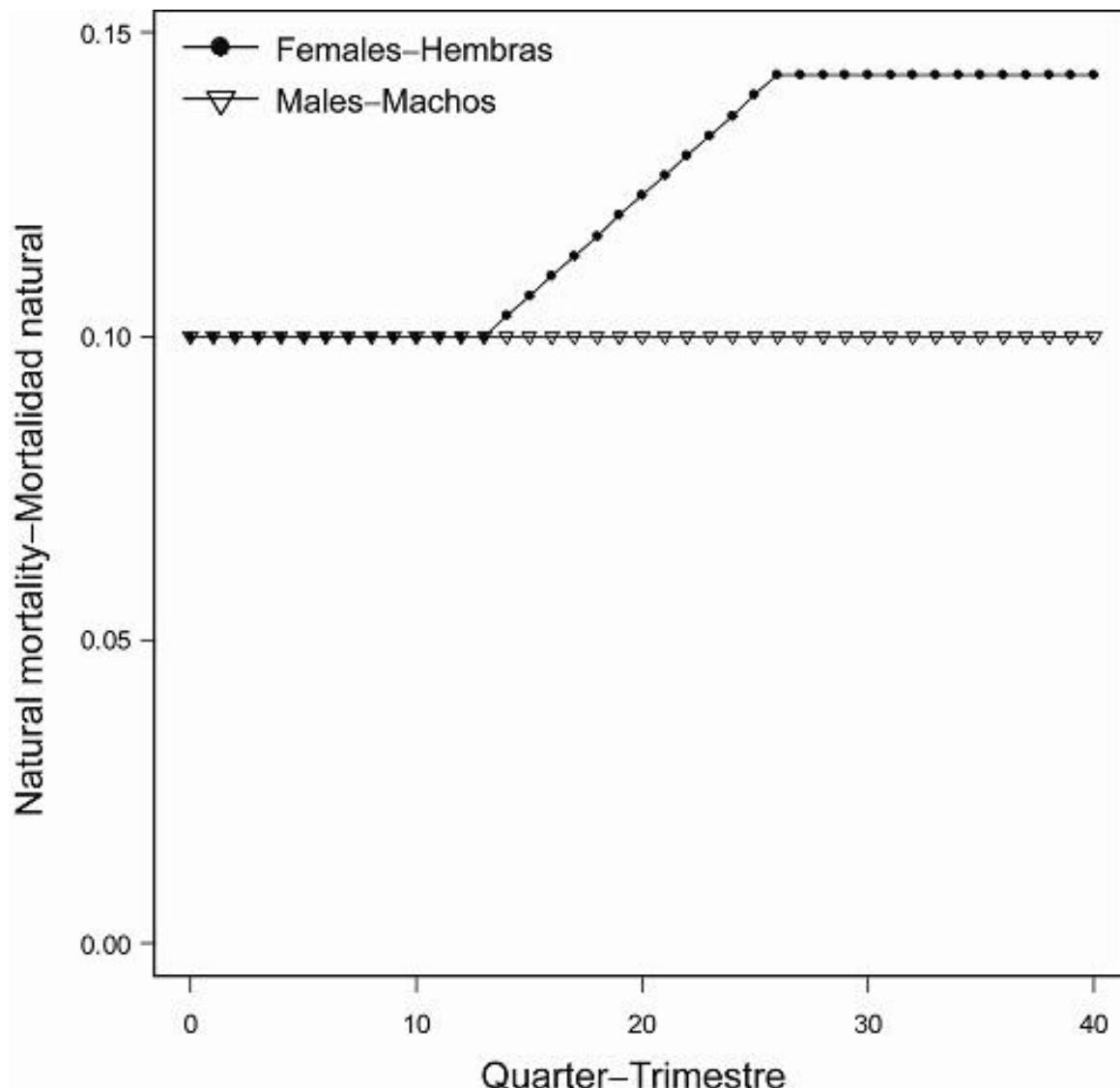


FIGURE 3.2. Quarterly natural mortality (M) rates used for the base case assessment of bigeye tuna in the EPO.

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

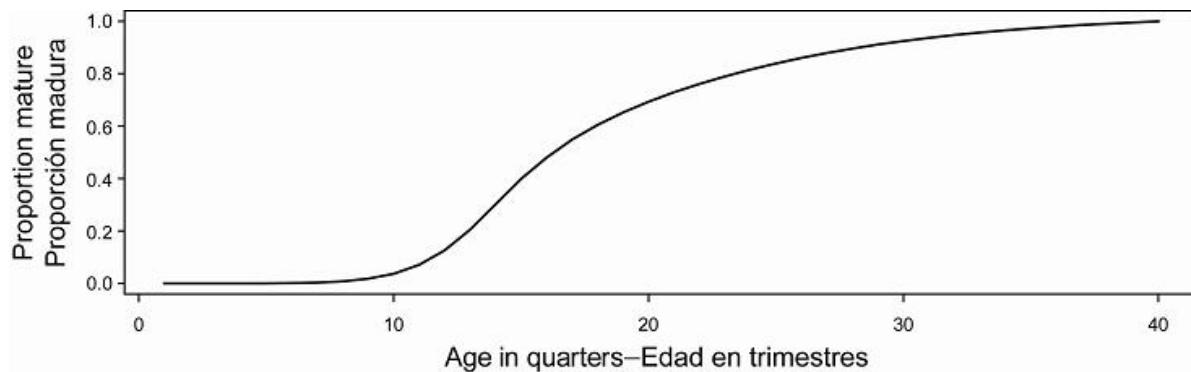


FIGURE 3.3. Age-specific index of fecundity of bigeye tuna as assumed in the base case model and in the estimation of natural mortality.

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.

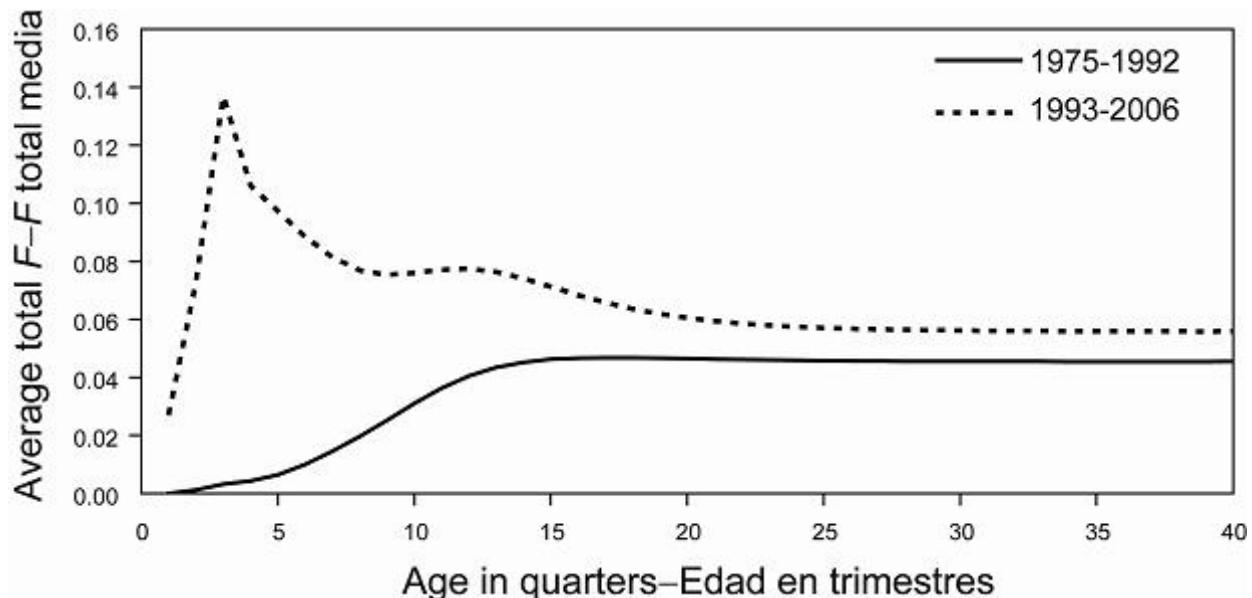


FIGURE 4.1. Average quarterly fishing mortality (approximated by exploitation rate) at age of bigeye tuna, by all gears, in the EPO. The curves for 1975-1992 and 1993-2006 display the averages for the periods prior to and since the expansion of the floating-object fisheries, respectively.

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 1993-2006 muestran los promedios de los períodos antes y después de la expansión de las pesquerías sobre objetos flotantes, respectivamente.

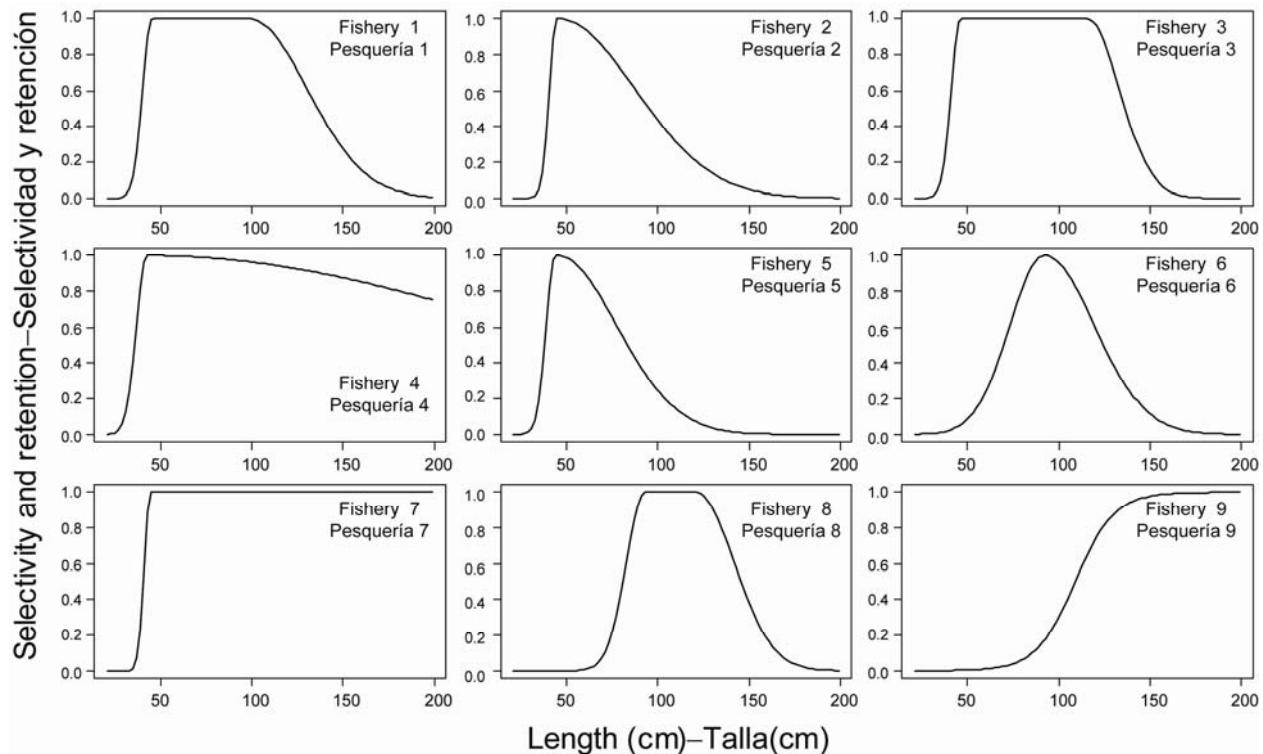


FIGURE 4.2. Selectivity curves for the 13 fisheries that take bigeye tuna in the EPO. The selectivity curves for Fisheries 1 through 9 were estimated with the A-SCALA method, and those for Fisheries 10-13 are based on assumptions.

FIGURA 4.2. Curvas de selectividad para las 13 pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. Se estimaron las curvas de selectividad de las Pesquerías 1 a 9 con el método A-SCALA; las de las Pesquerías 10-13 se basan en supuestos.

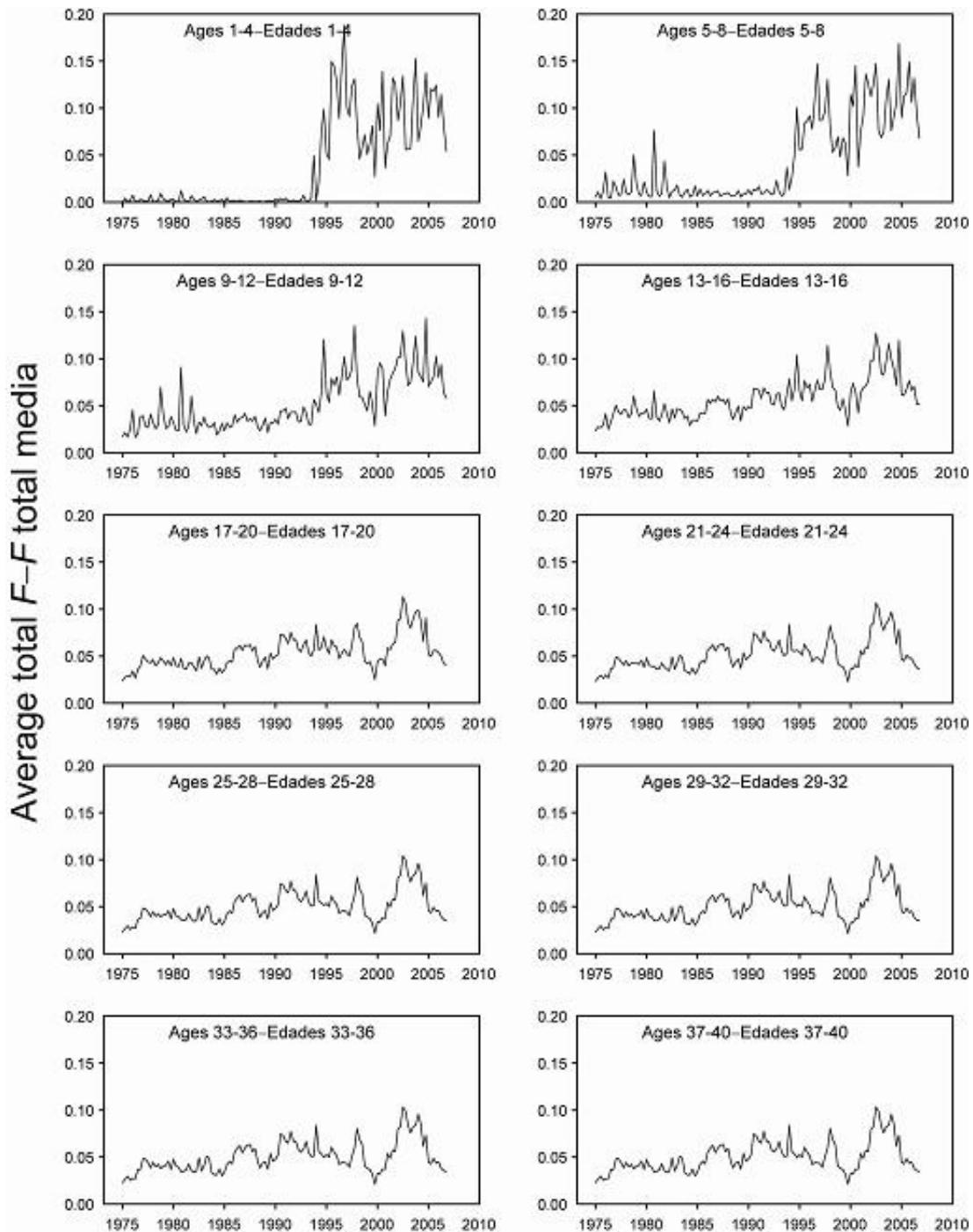


FIGURE 4.3. Average quarterly fishing mortality, by all gears, of bigeye tuna recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates an average of four quarterly fishing mortality vectors that affected the fish within the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend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

FIGURA 4.3. Mortalidad por pesca trimestral media, por todos los artes, de atún patudo 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 1-4 trimestres de edad.

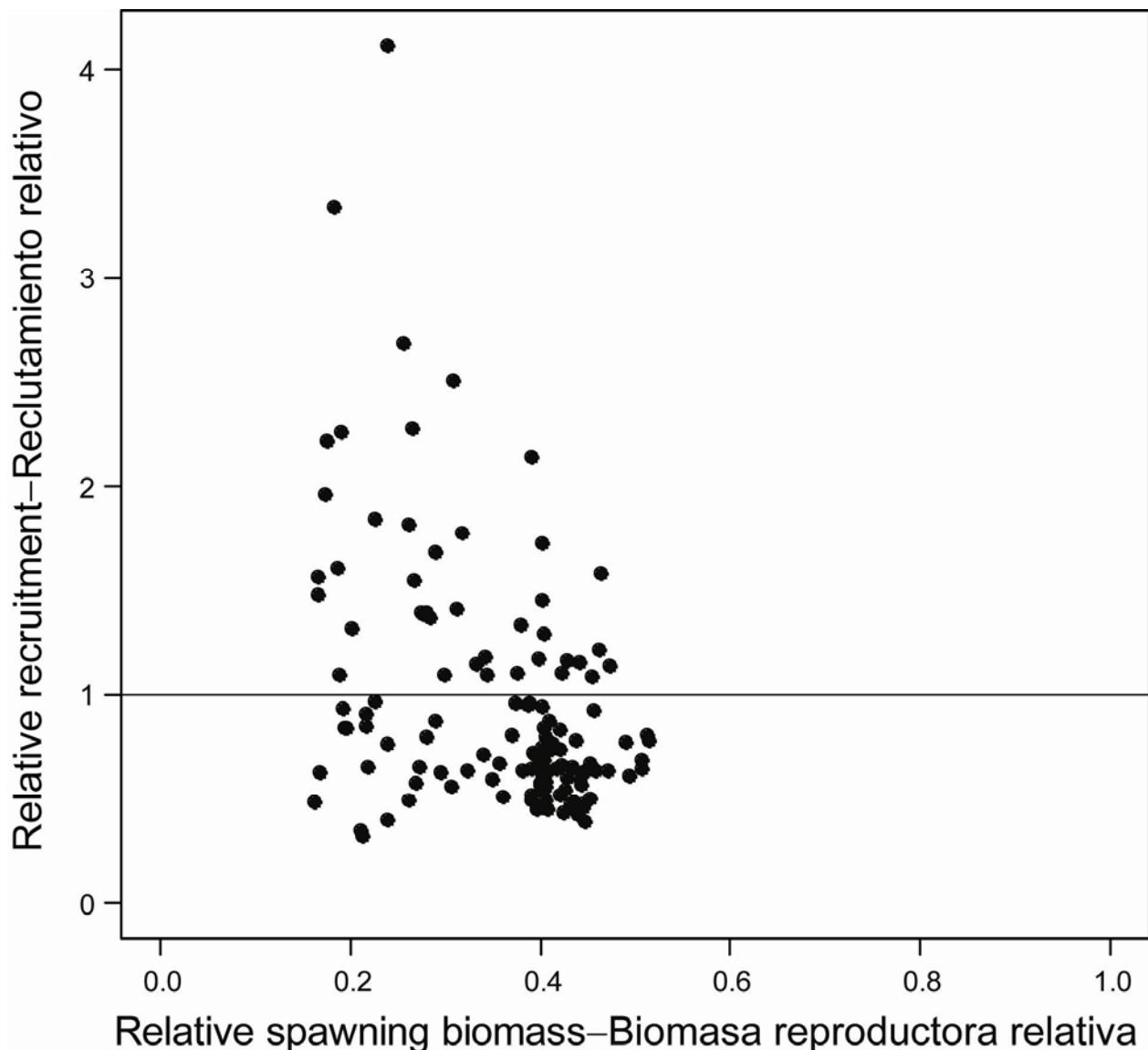


FIGURE 4.4. Estimated relationship between the recruitment of bigeye tuna and spawning biomass. The recruitment is scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0. Likewise, the spawning biomass is scaled so that the estimate of virgin spawning biomass is equal to 1.0. The horizontal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

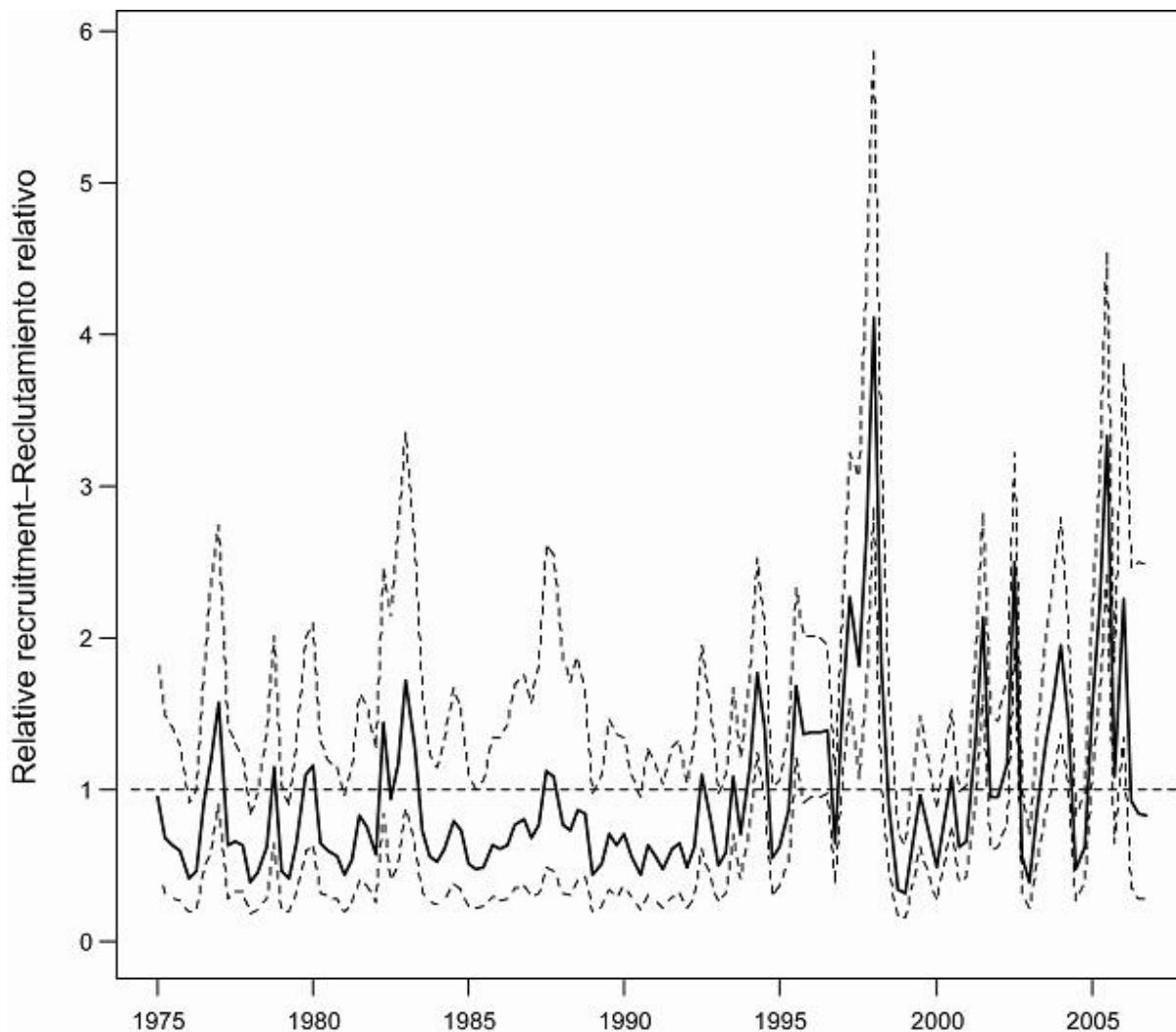


FIGURE 4.5. Estimated recruitment of bigeye tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the thin dashed lines the confidence intervals (± 2 standard 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.

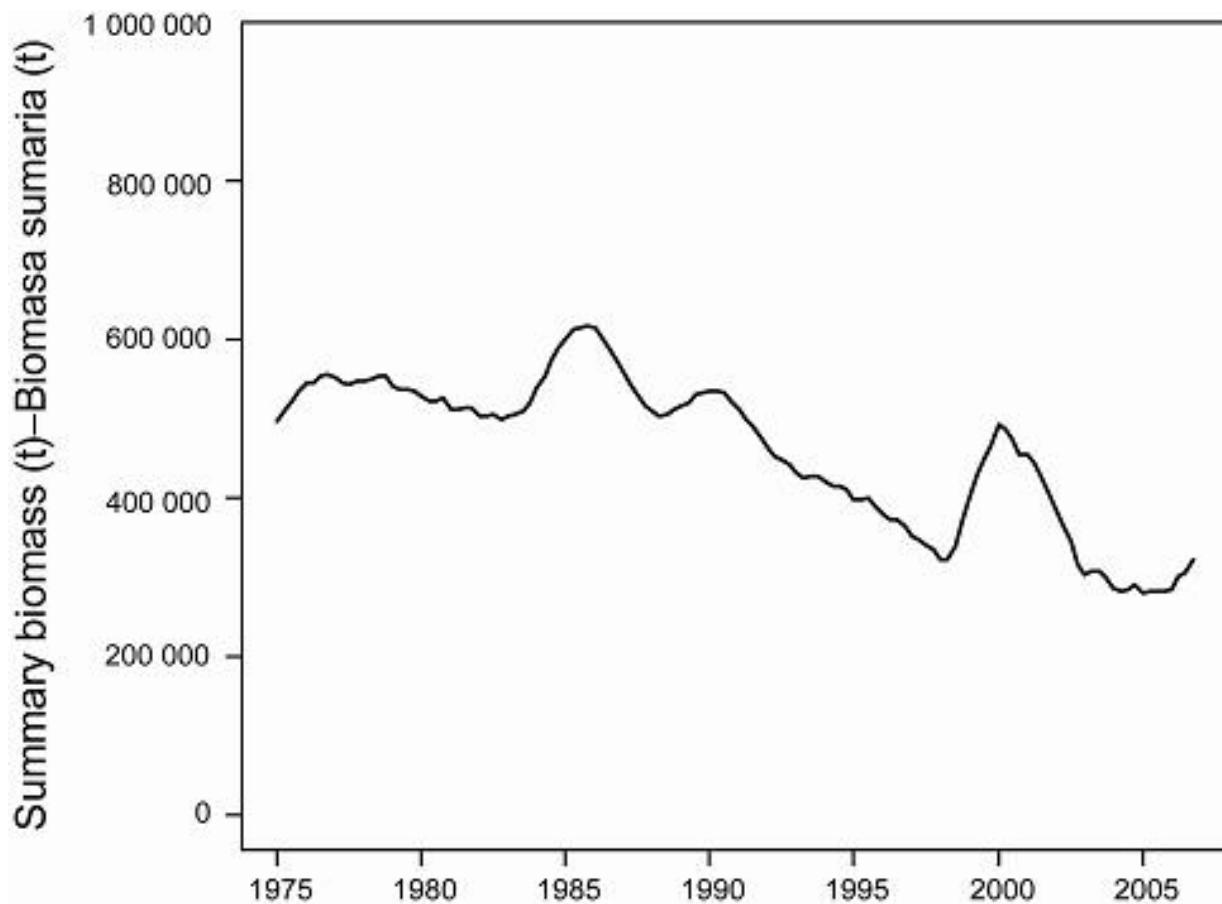


FIGURE 4.6. Maximum likelihood estimates of the biomass of bigeye tuna 3+ quarters old in the EPO (summary biomass). Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year. t = metric tons.

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. t = toneladas métricas.

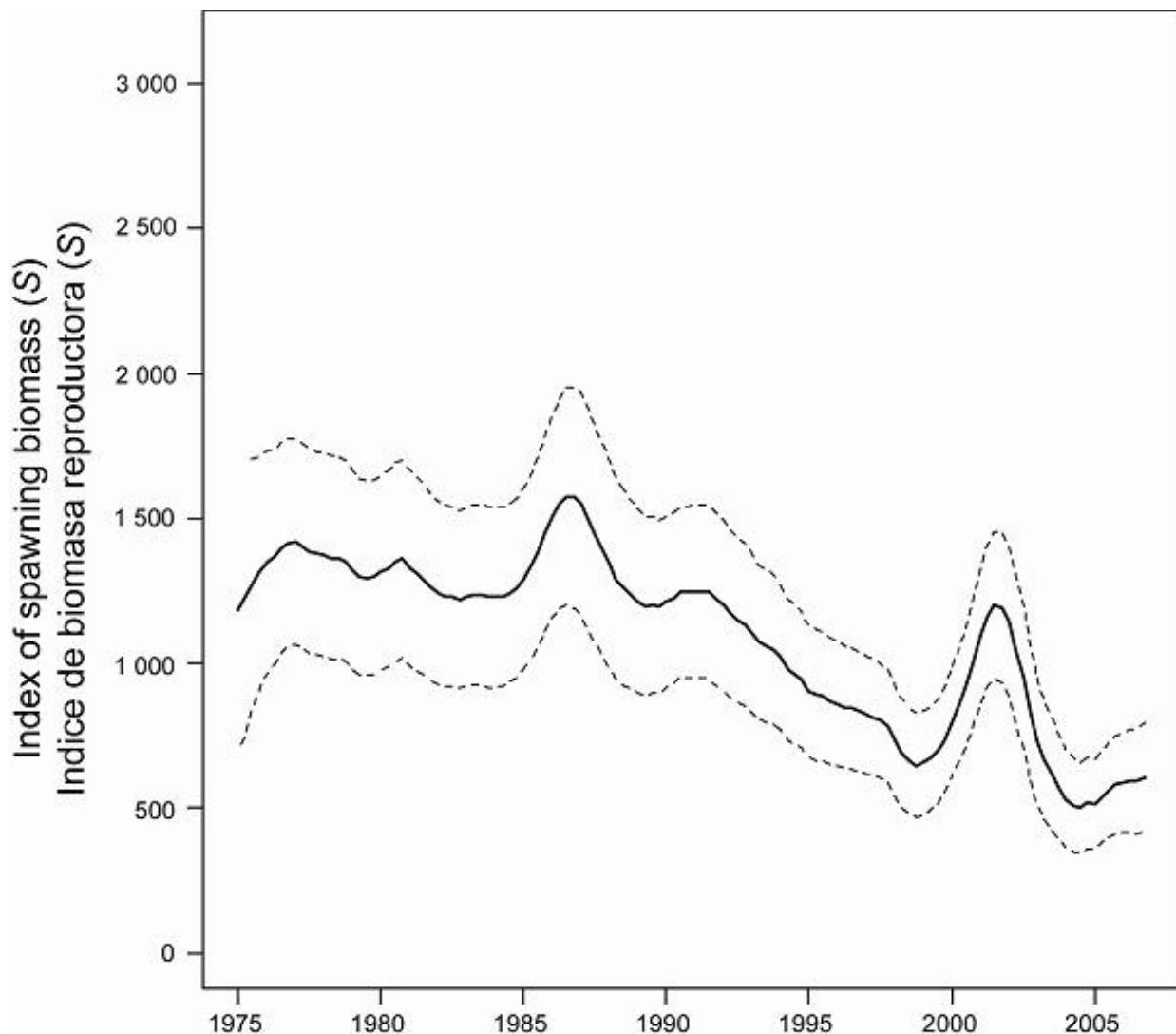


FIGURE 4.7. Index of spawning biomass (see Section 4.1.3) of bigeye tuna in the EPO. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomasses, and the thin dashed lines the confidence intervals (± 2 standard deviations) around those estimates. Since the assessment model represents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

FIGURA 4.7. 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 trazo 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.

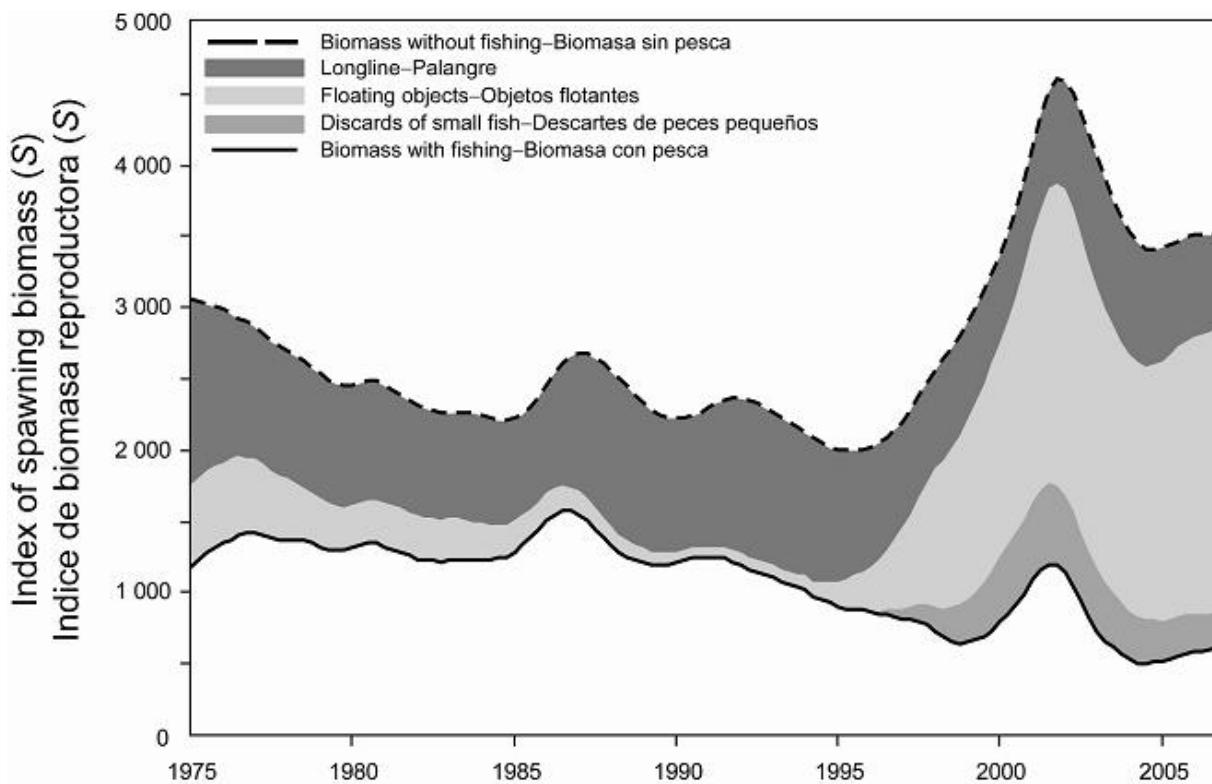


FIGURE 4.8. Trajectory of the index of spawning biomass of a simulated population of bigeye tuna that was not exploited (top line) and that predicted by the stock assessment model (bottom line). The shaded areas between the two lines show the portions of the impact attributed to each fishing method.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

FIGURA 4.8. Trayectoria del índice 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. t = toneladas métricas.

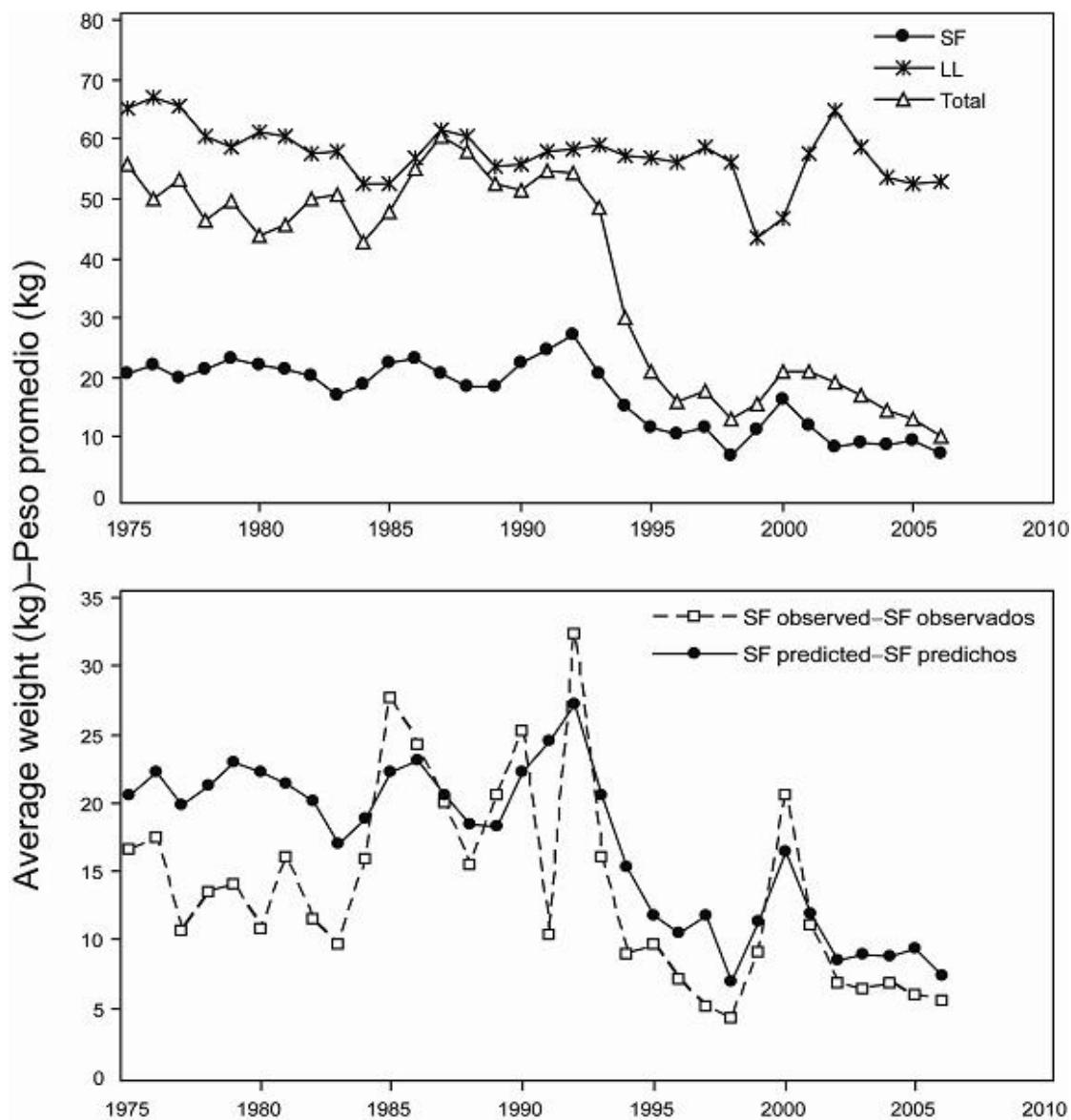


FIGURE 4.9. Average weights of bigeye tuna caught in the EPO, 1975-2006, by the surface fisheries (SF, Fisheries 1-5), longline fisheries (LL, Fisheries 8 and 9), and all fisheries combined (Total). Upper panel: predicted average weights; lower panel: predicted and observed average weights for the surface fisheries.

FIGURA 4.9. Peso medio estimado de atún patudo capturado en el OPO, 1975-2006, por las pesquerías de superficie (SF, Pesquerías 1-5), de palangre (LL, Pesquerías 8 y 9), y todas las pesquerías combinadas (Total). Recuadro superior: pesos medios predichos; recuadro inferior: pesos medios predichos y observados de las pesquerías de superficie.

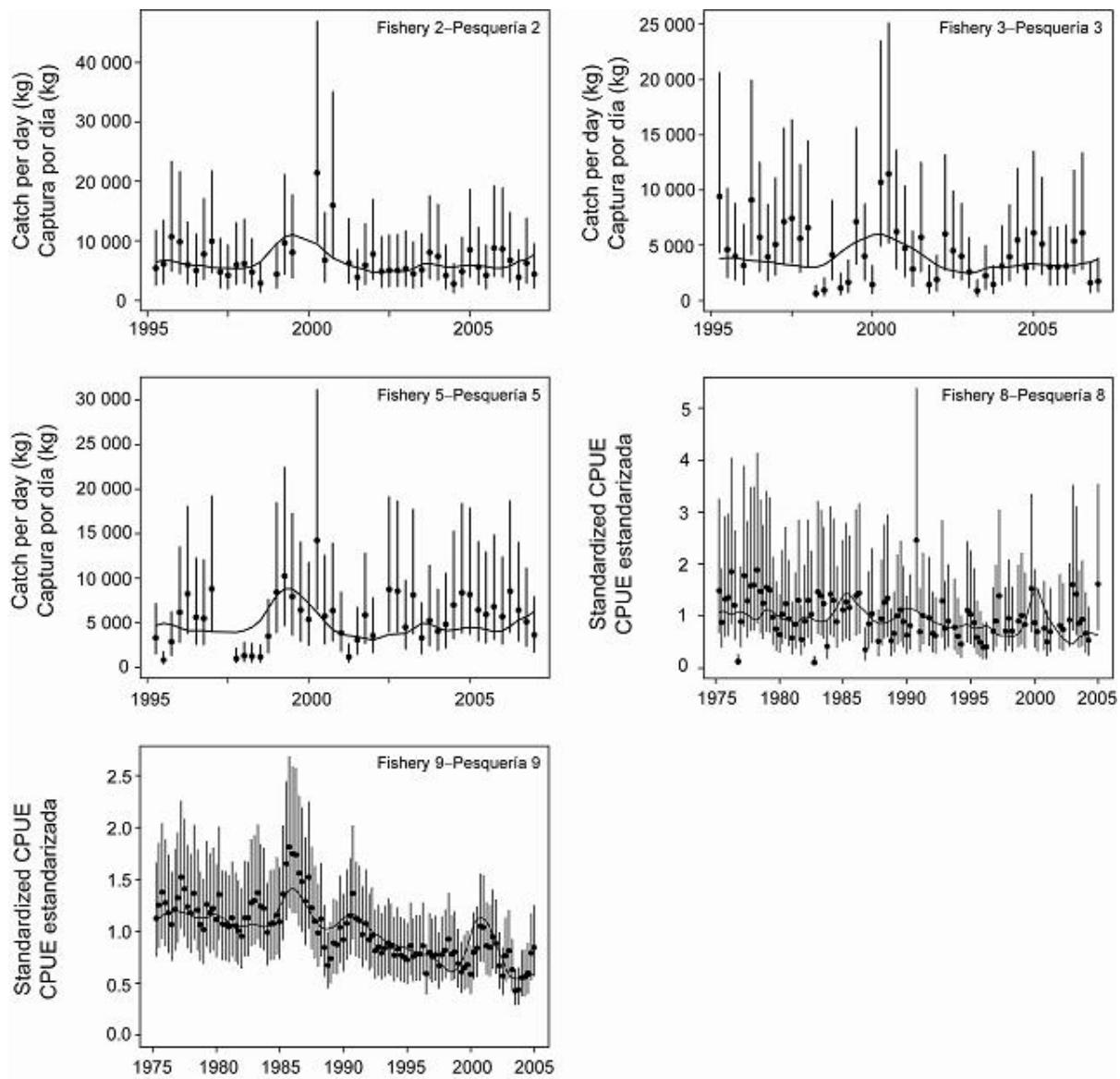


FIGURE 4.10. Model fit to the CPUE data from different fisheries.

FIGURA 4.10. Ajuste del modelo a los datos de CPUE de varias pesquerías.

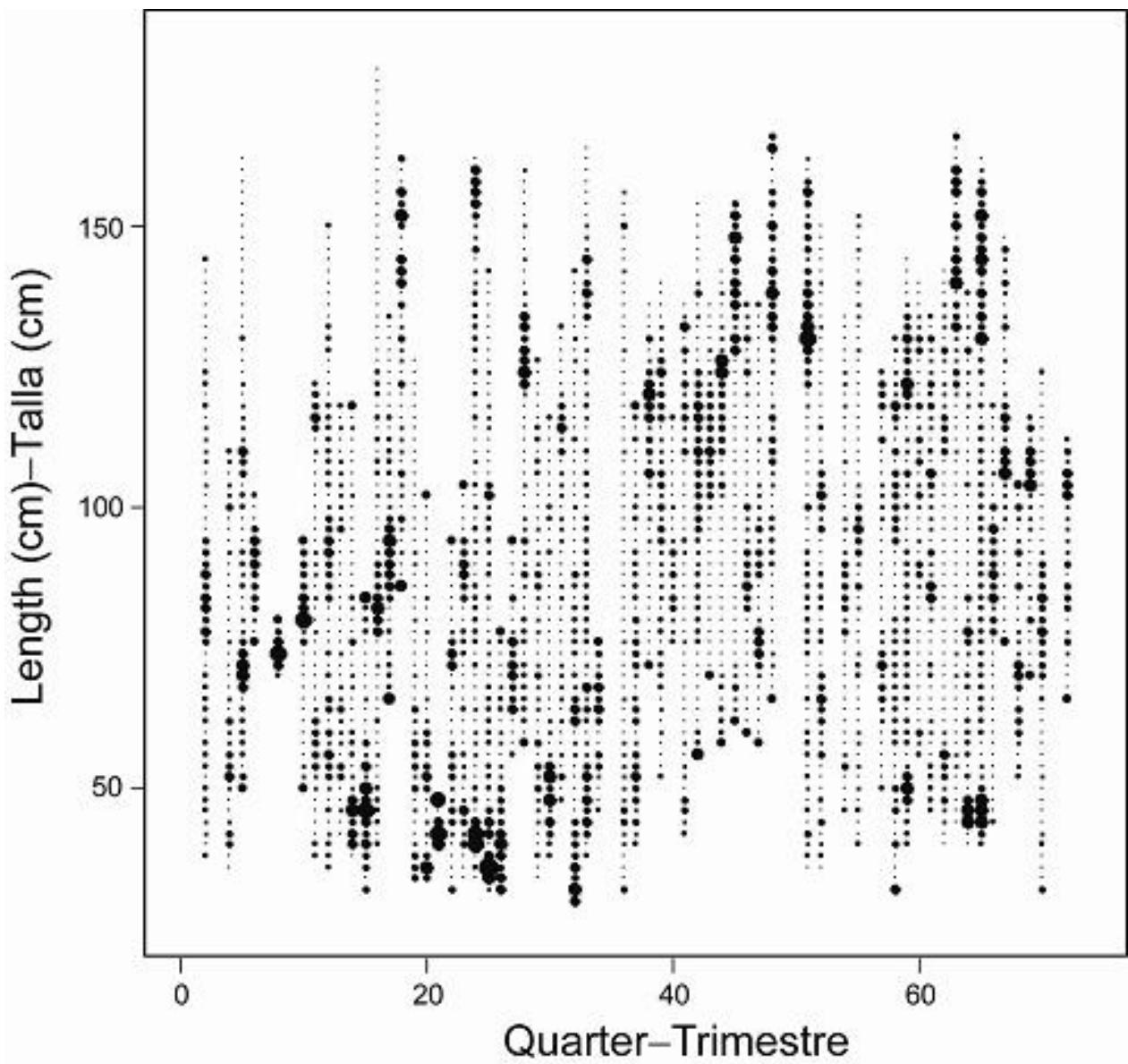


FIGURE 4.11a. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 1. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

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.

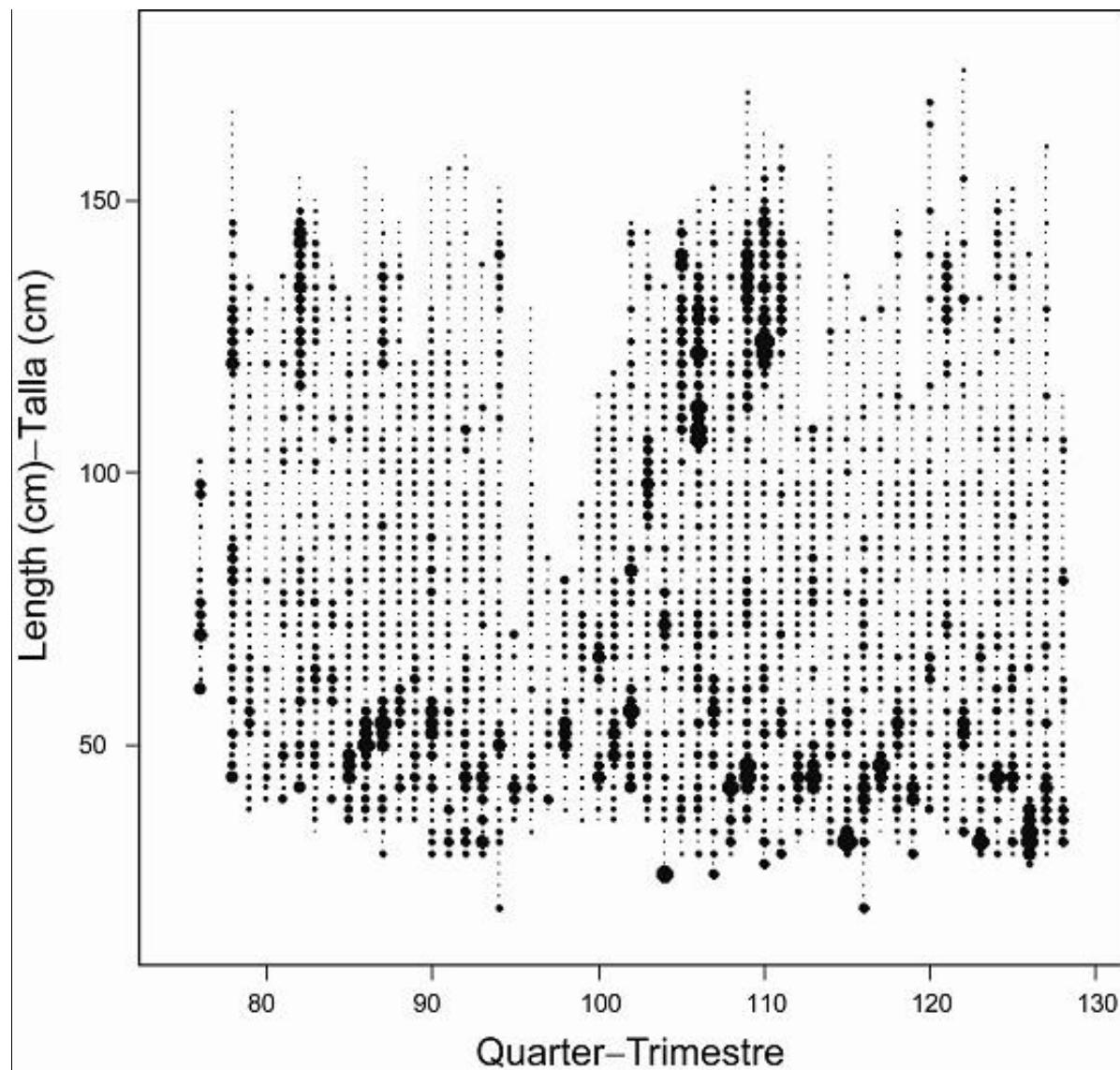


FIGURE 4.11b. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 2. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

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.

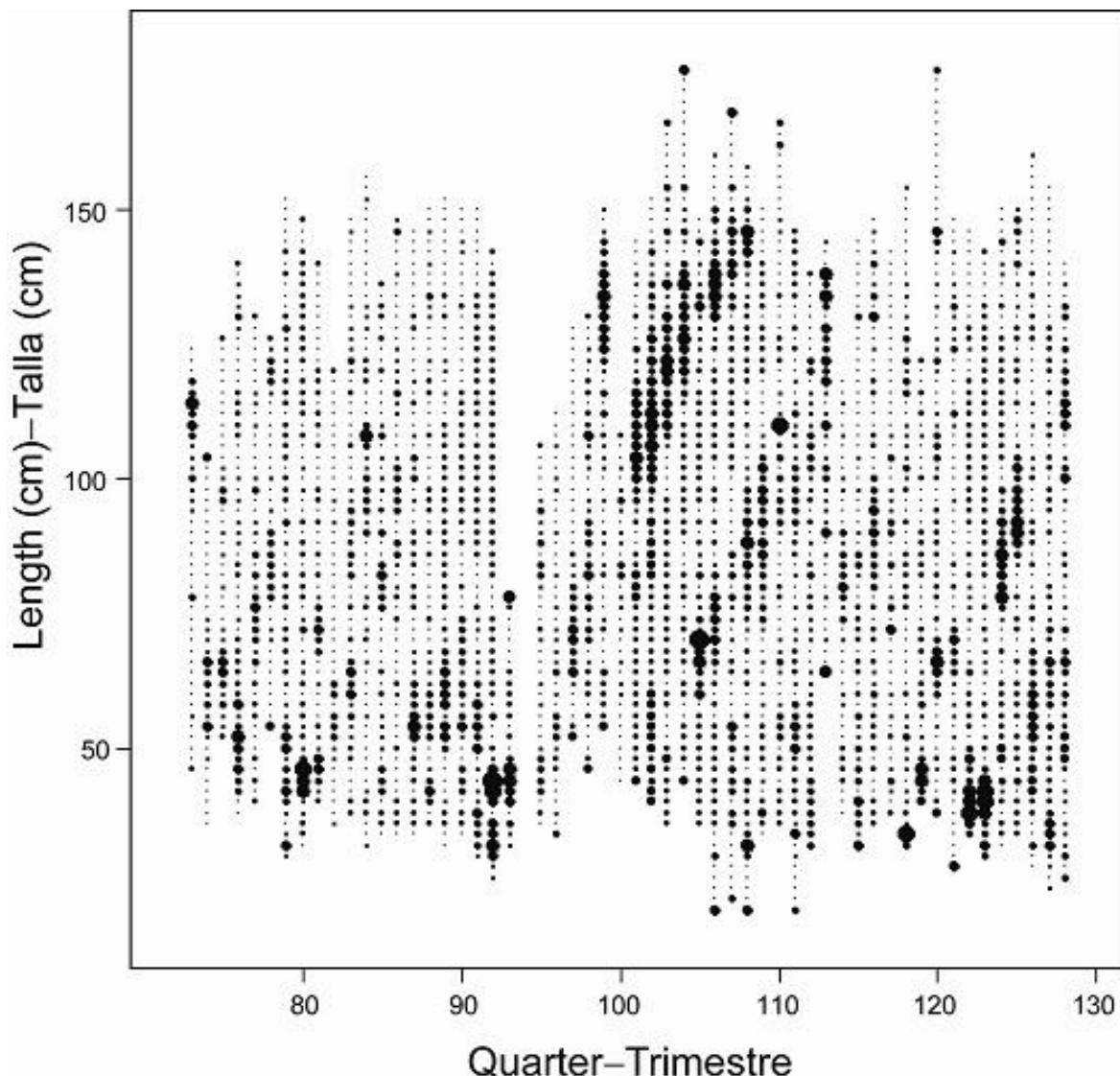


FIGURE 4.11c. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 3. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11c. Gráficas de residuales 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 residuales.

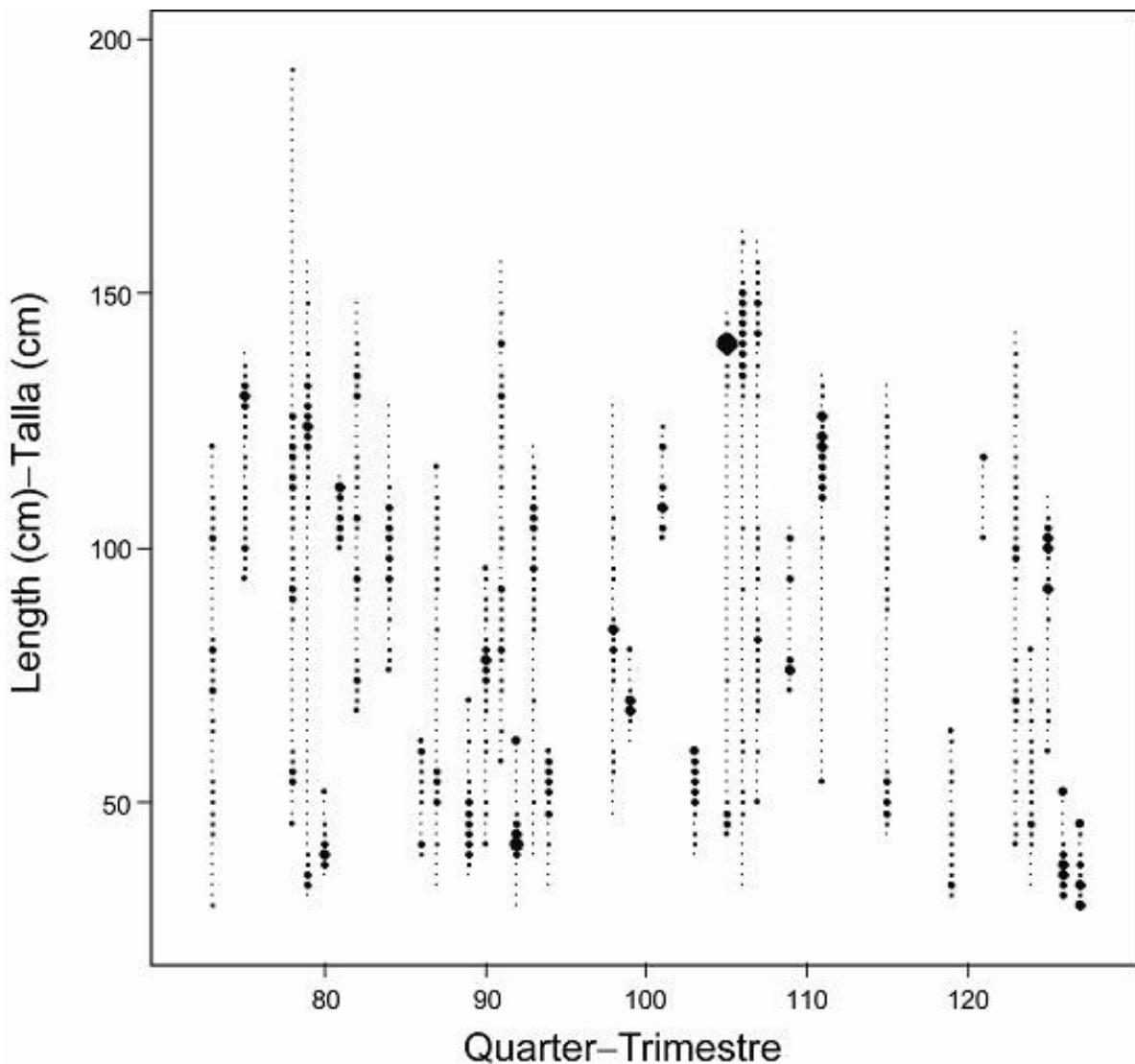


FIGURE 4.11d Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 4. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

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.

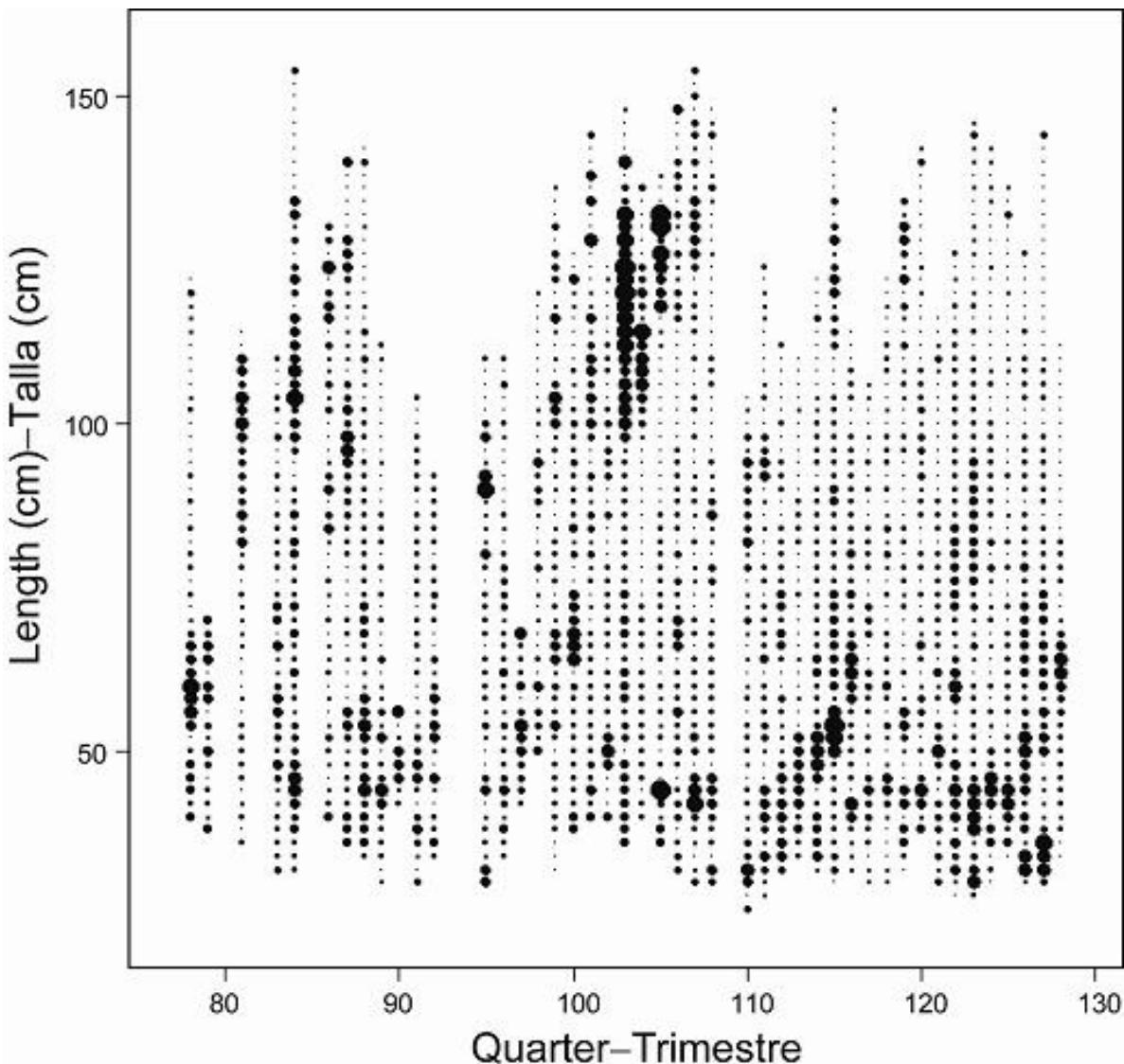


FIGURE 4.11e. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 5. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

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.

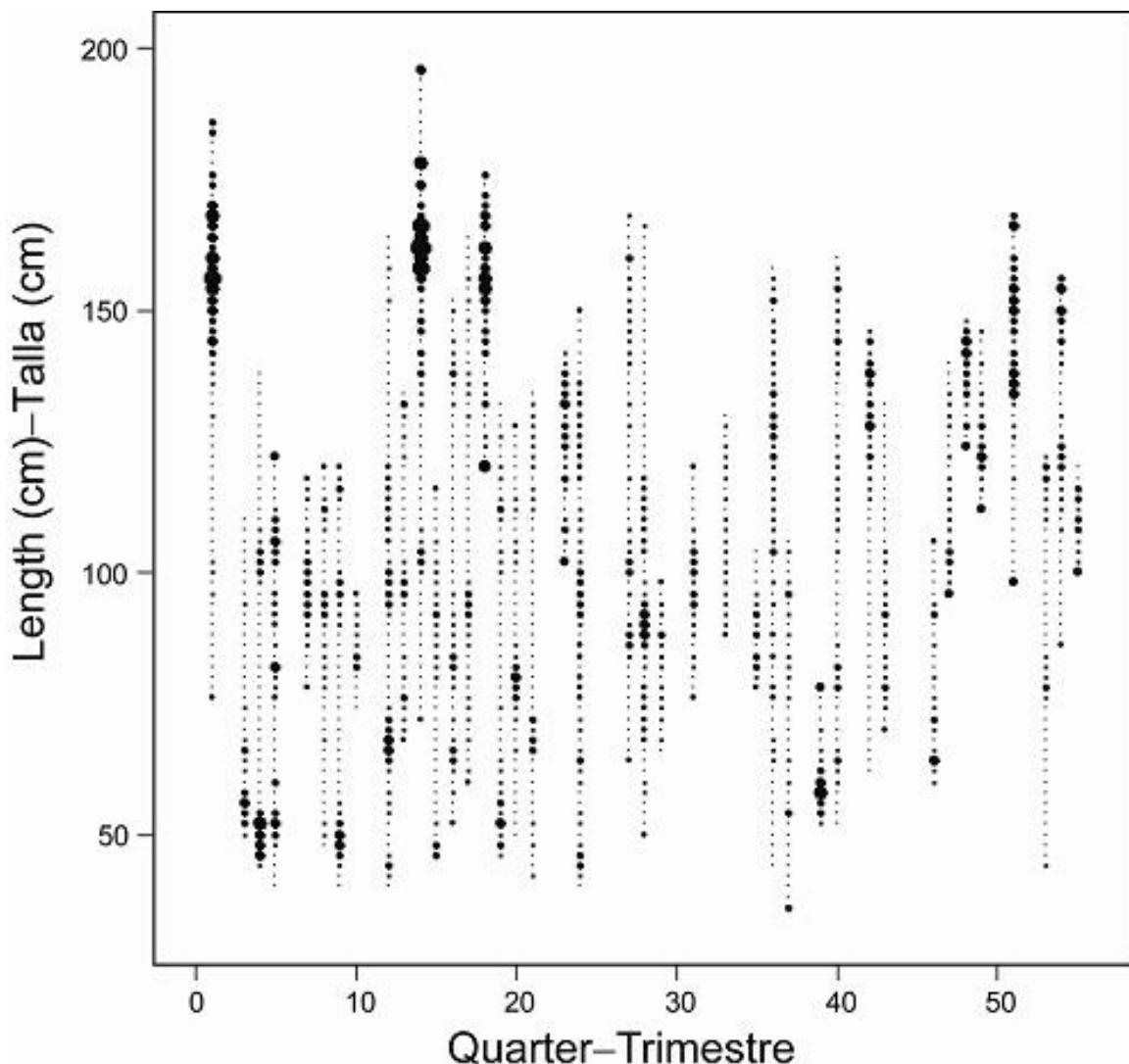


FIGURE 4.11f. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 6. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA 4.11f. Gráficas de residuales 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 residuales.

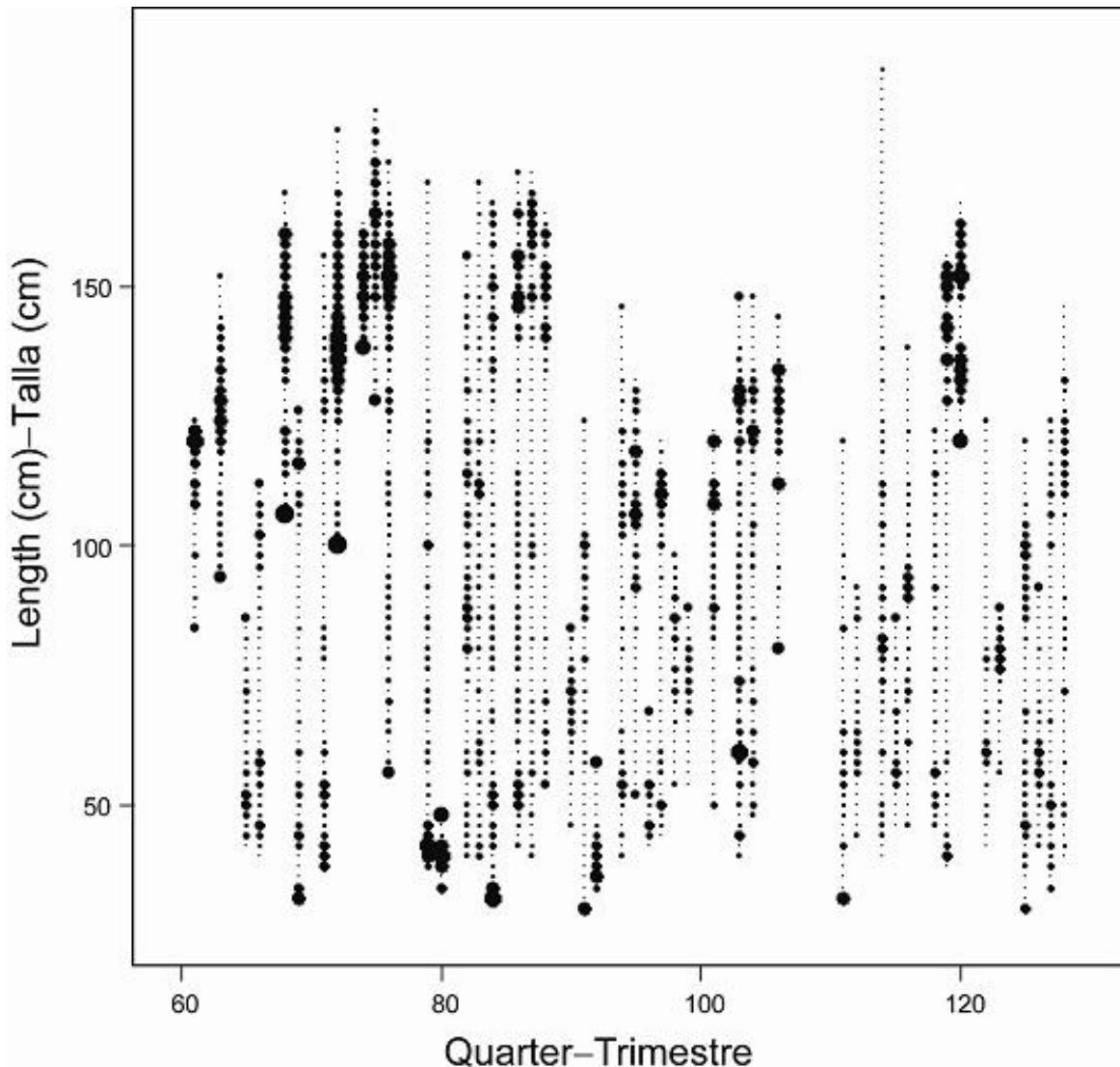


FIGURE 4.11g. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 7. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

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.

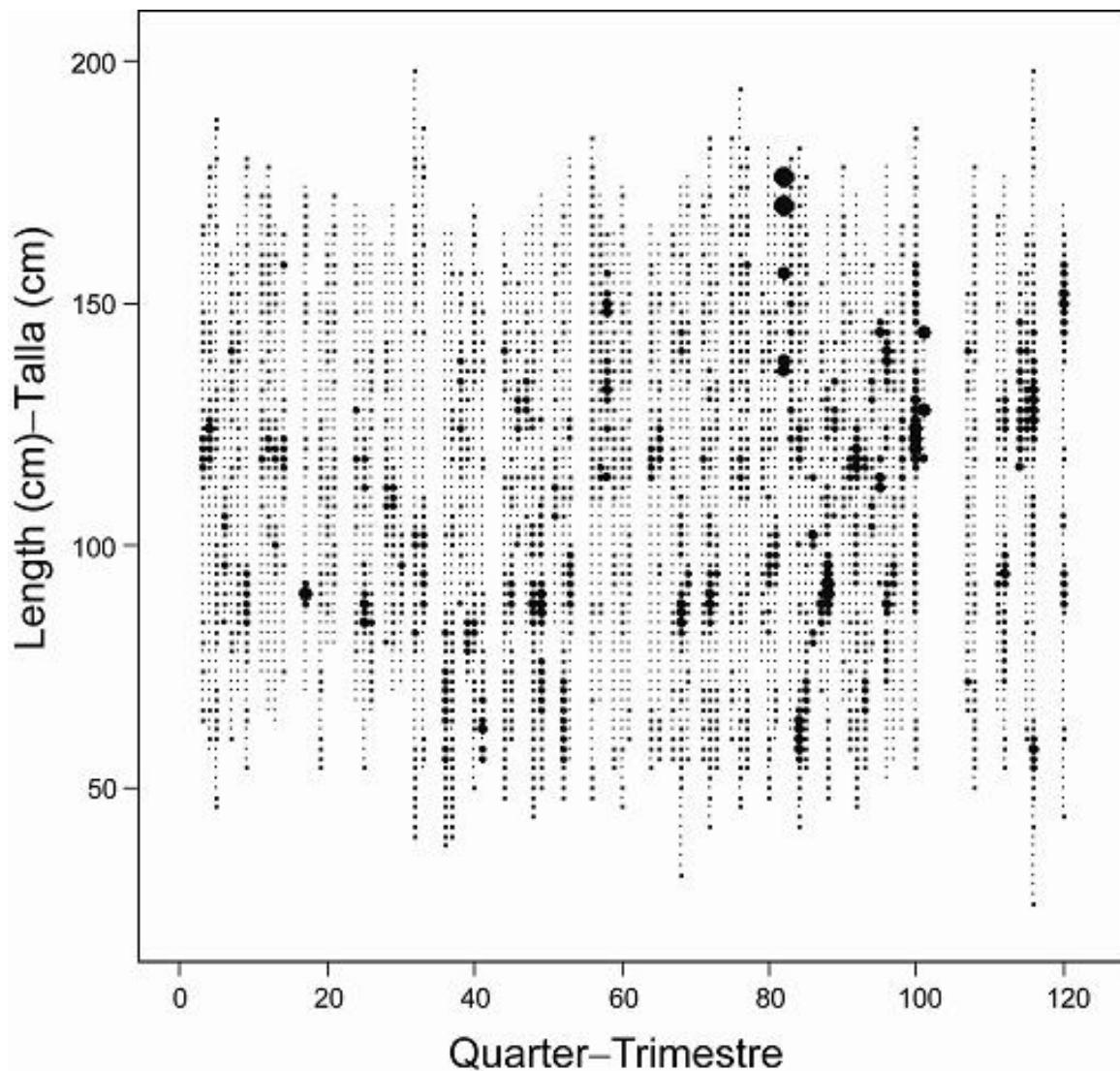


FIGURE 4.11h. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 8. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

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.

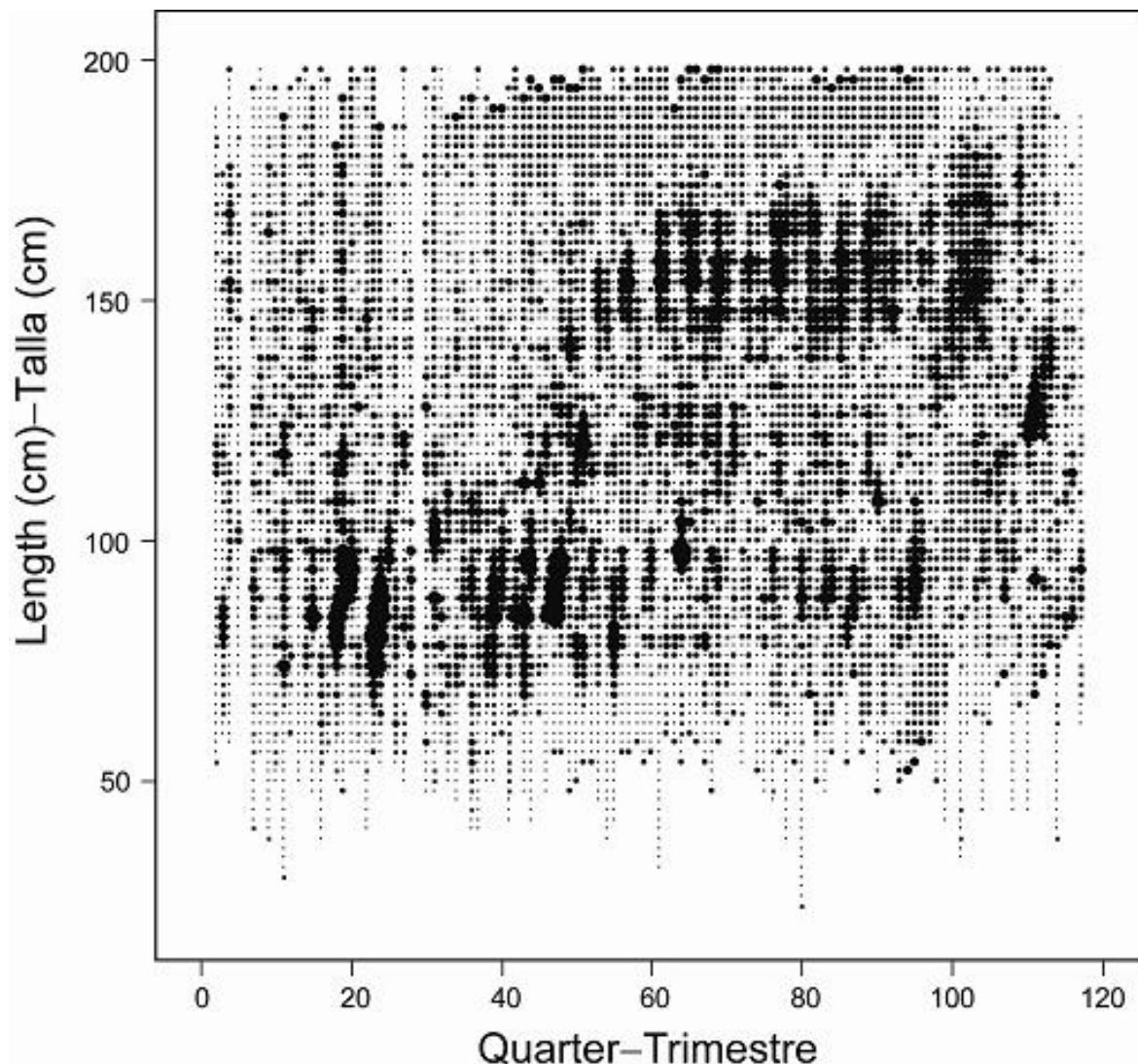


FIGURE 4.11i. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for Fishery 9. The open and solid circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

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.

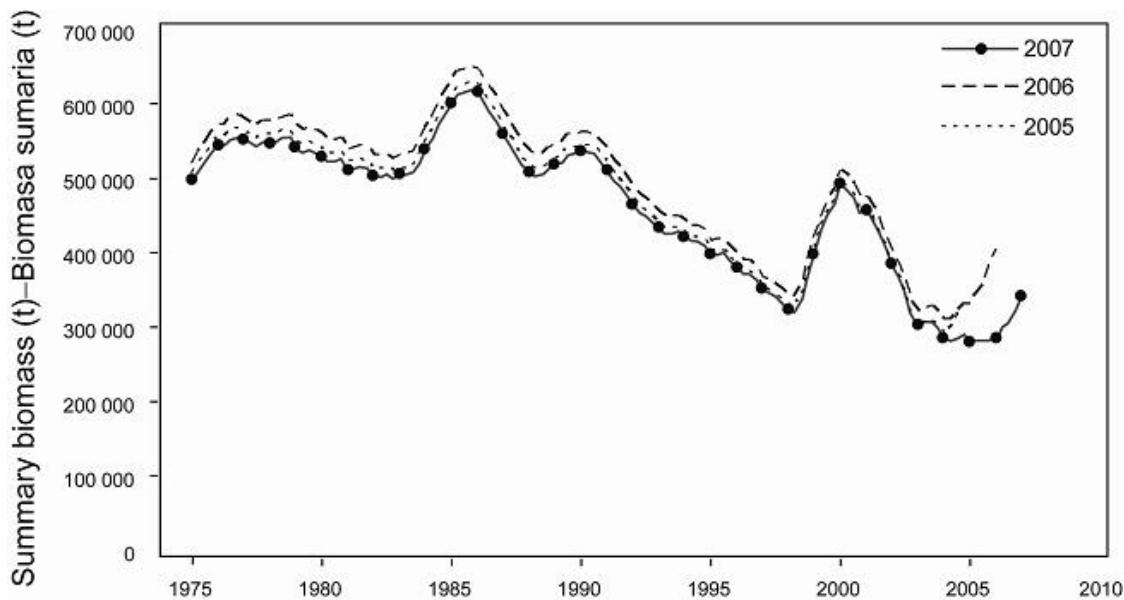


FIGURE 4.12. Retrospective comparisons of estimates of the summary biomass (fish of age 3 quarters and older) of bigeye tuna in the EPO. The estimates from the base case model are compared with the estimates obtained when the most recent year (2006) or two years (2006 and 2005) of data were excluded.

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 (2006) o los dos años más recientes (2005).

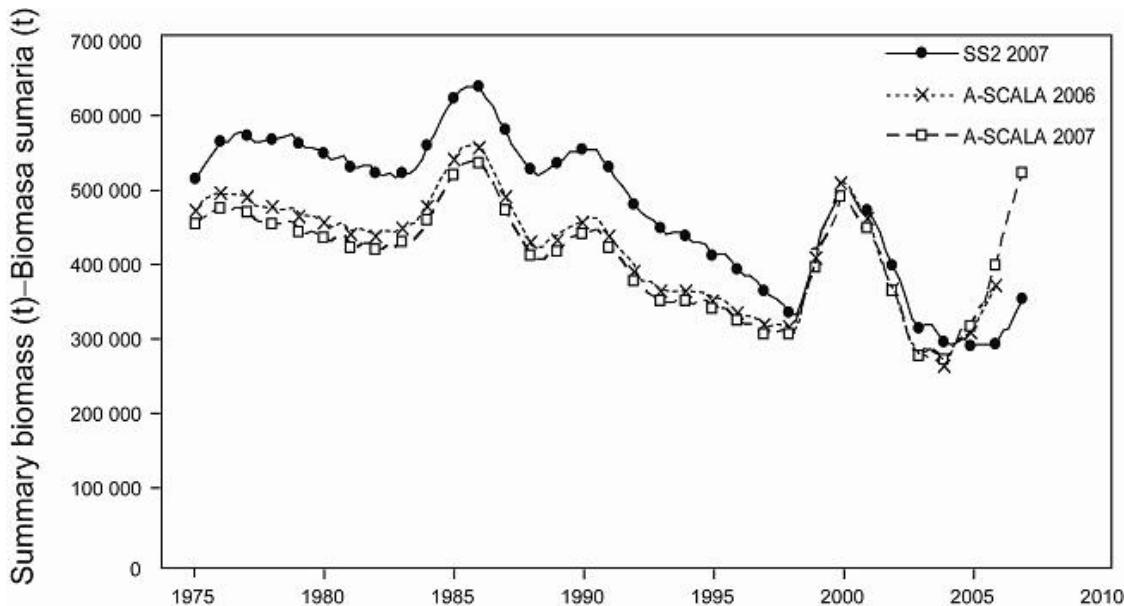


FIGURE 4.13. Comparison of estimates of the summary biomass (fish of age 3 quarters and older) of bigeye tuna from the most recent assessments using A-SCALA (2007 and 2006) and the current assessment (SS2 2007). t = metric tons.

FIGURA 4.13. Comparación de las estimaciones de la biomasa sumaria (peces de 3 trimestres y más de edad) de atún patudo de las evaluaciones más recientes de A-SCALA (2007 y 2006) y la evaluación actual (SS2 2007). t = toneladas métricas.

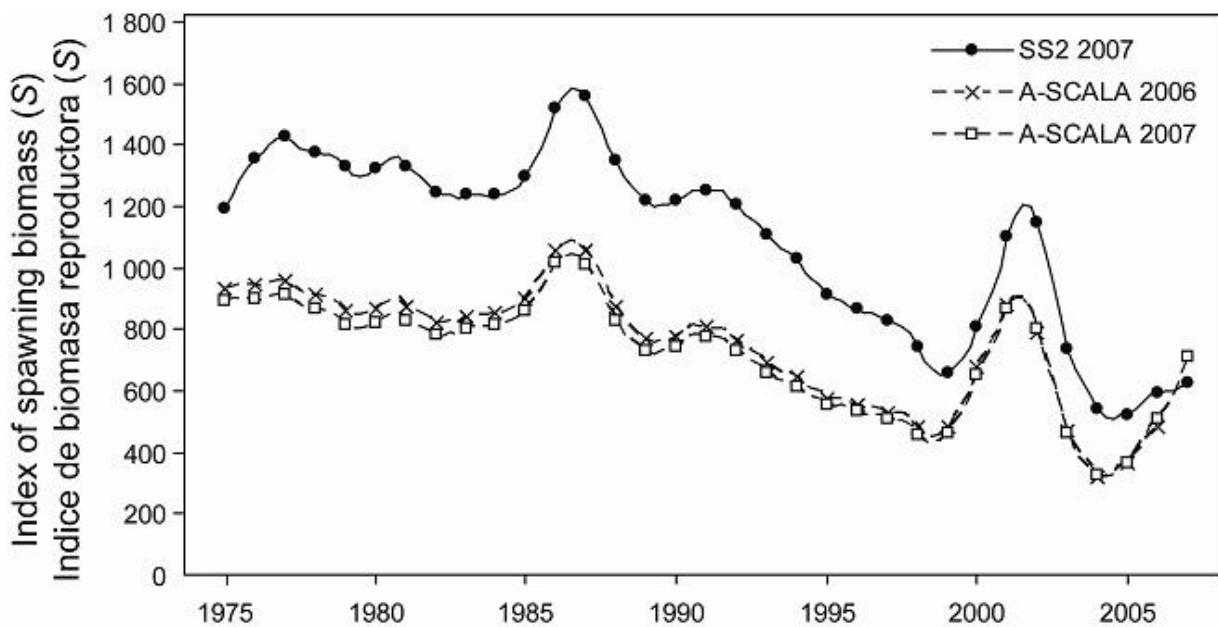


FIGURE 4.14. Comparison of estimates of the index of spawning biomass for bigeye tuna in the EPO from the A-SCALA most recent assessments (2007 and 2006) and the current assessment (SS2).

FIGURA 4.14. Comparación del índice de biomasa reproductora estimada del atún patudo en el OPO de las evaluaciones más recientes de A-SCALA (2007 y 2006) y la evaluación actual (SS2).

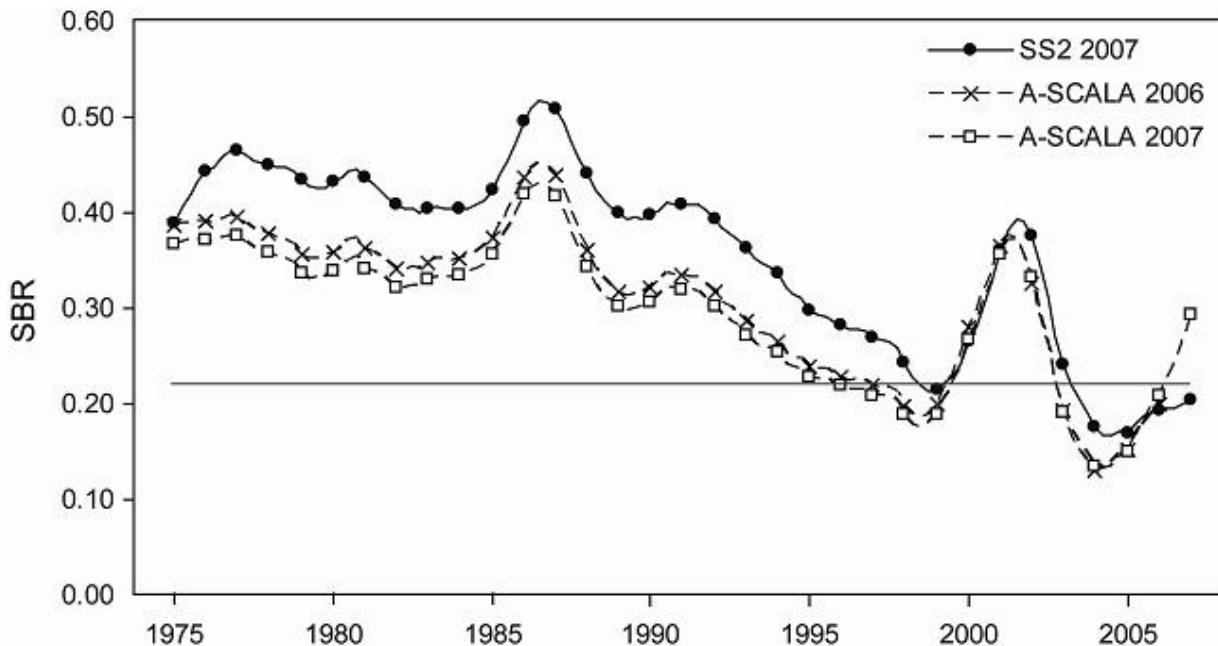


FIGURE 4.15. Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO from the A-SCALA most recent assessments (2007 and 2006) and the current assessment (SS2). The horizontal line (at about 0.22) indicates the SBR at AMSY.

FIGURA 4.15. Comparación del cociente de biomasa reproductora (SBR) del atún patudo en el OPO de las evaluaciones más recientes de A-SCALA (2007 y 2006) y la evaluación actual (SS2). La línea horizontal (en aproximadamente 0,22) indica el SBR en RPMS.

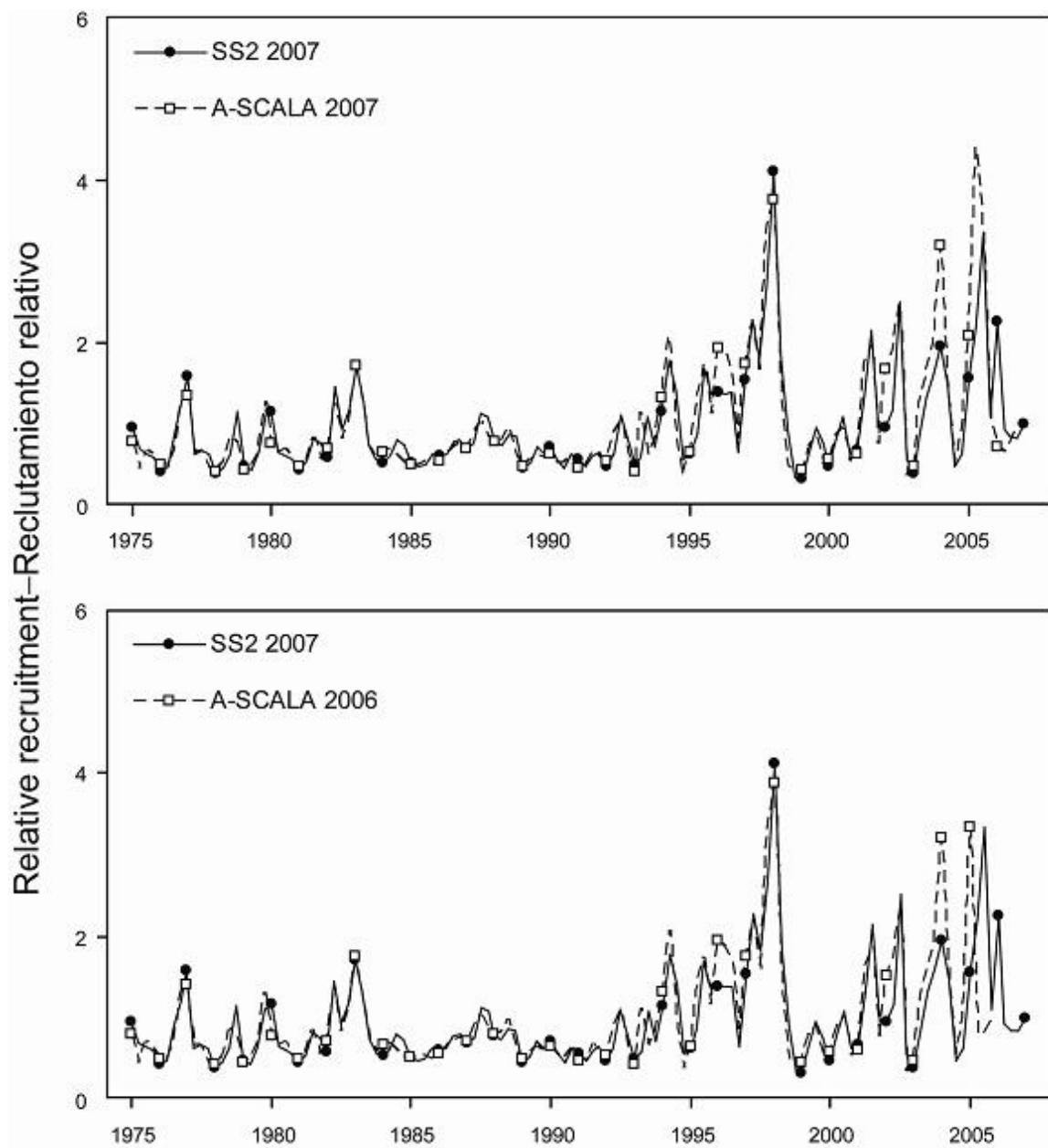


FIGURE 4.16. Comparison of estimated relative recruitment of bigeye tuna in the EPO from the most recent A-SCALA assessments (2007 and 2006) and the current assessment (SS2).

FIGURA 4.16. Comparación del reclutamiento relativo estimado del atún patudo en el OPO de las evaluaciones más recientes de A-SCALA (2007 y 2006) y la evaluación actual (SS2).

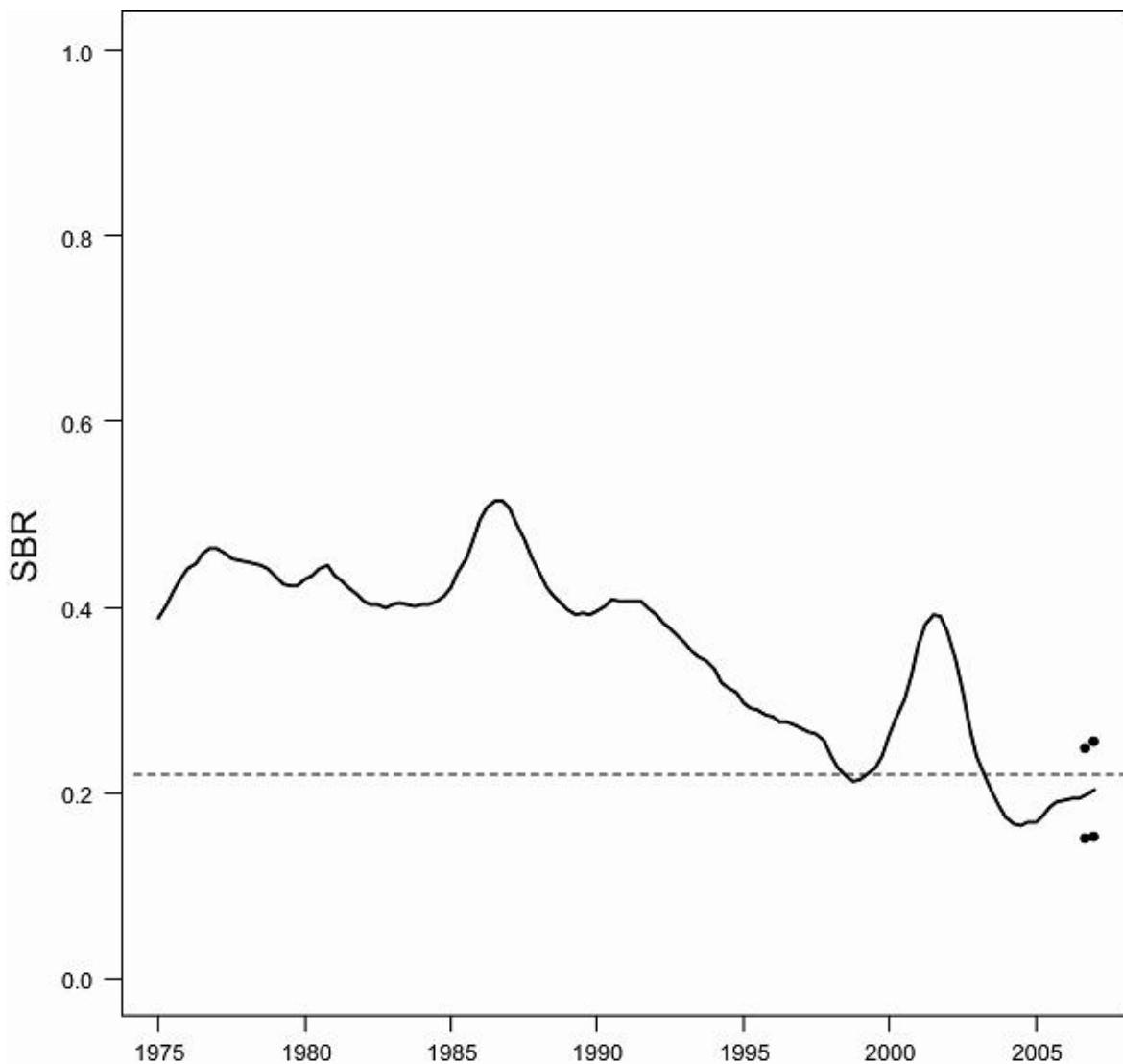


FIGURE 5.1. Estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at about 0.22) identifies the SBR at AMSY. The curve illustrates the maximum likelihood estimates, and the dots at the end of the time series represents the confidence intervals (± 2 standard 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 RMSP. La curva ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y los puntos al fin de la serie de tiempo representan los intervalos de confianza (± 2 desviaciones estándar) alrededor de esas estimaciones.

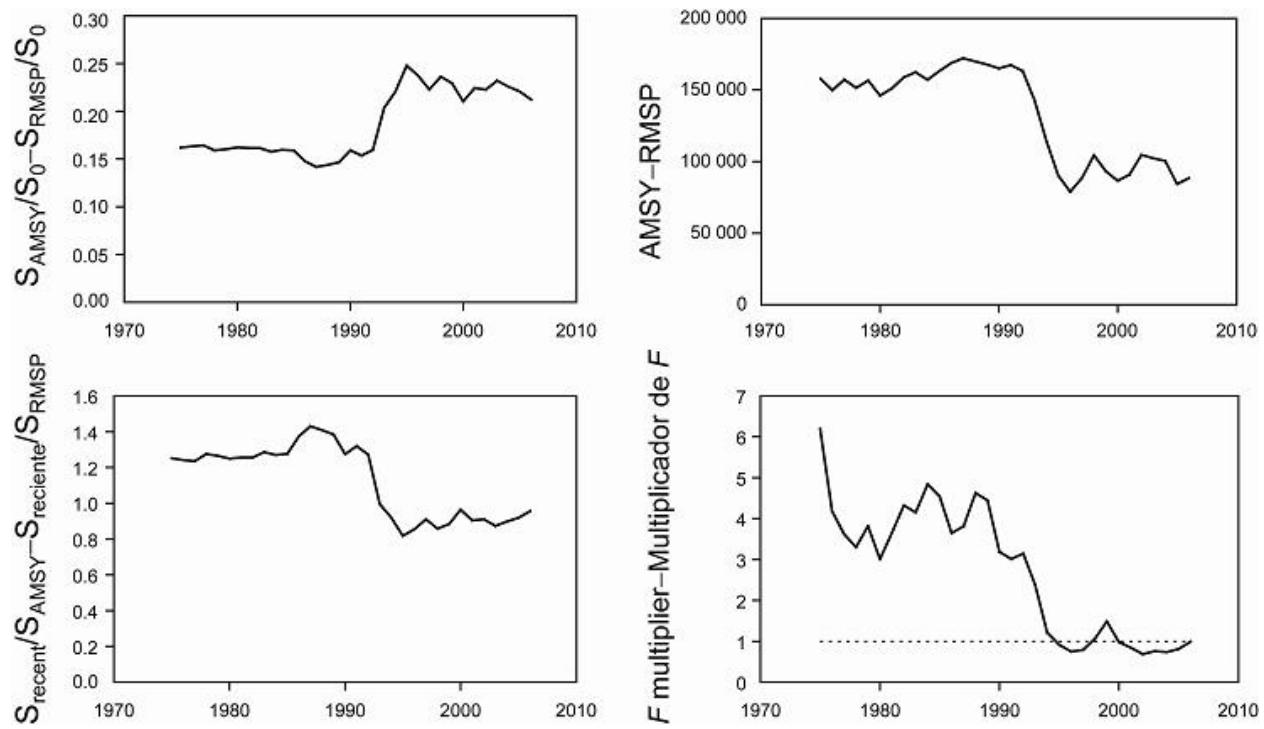


FIGURE 5.2. Estimates of AMSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year. (S_{recent} is the spawning biomass at the beginning of 2006.)

FIGURA 5.2. Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMSP calculadas usando la mortalidad por pesca por edad para cada año. (S_{reciente} es la biomasa reproductora al principio de 2006.)

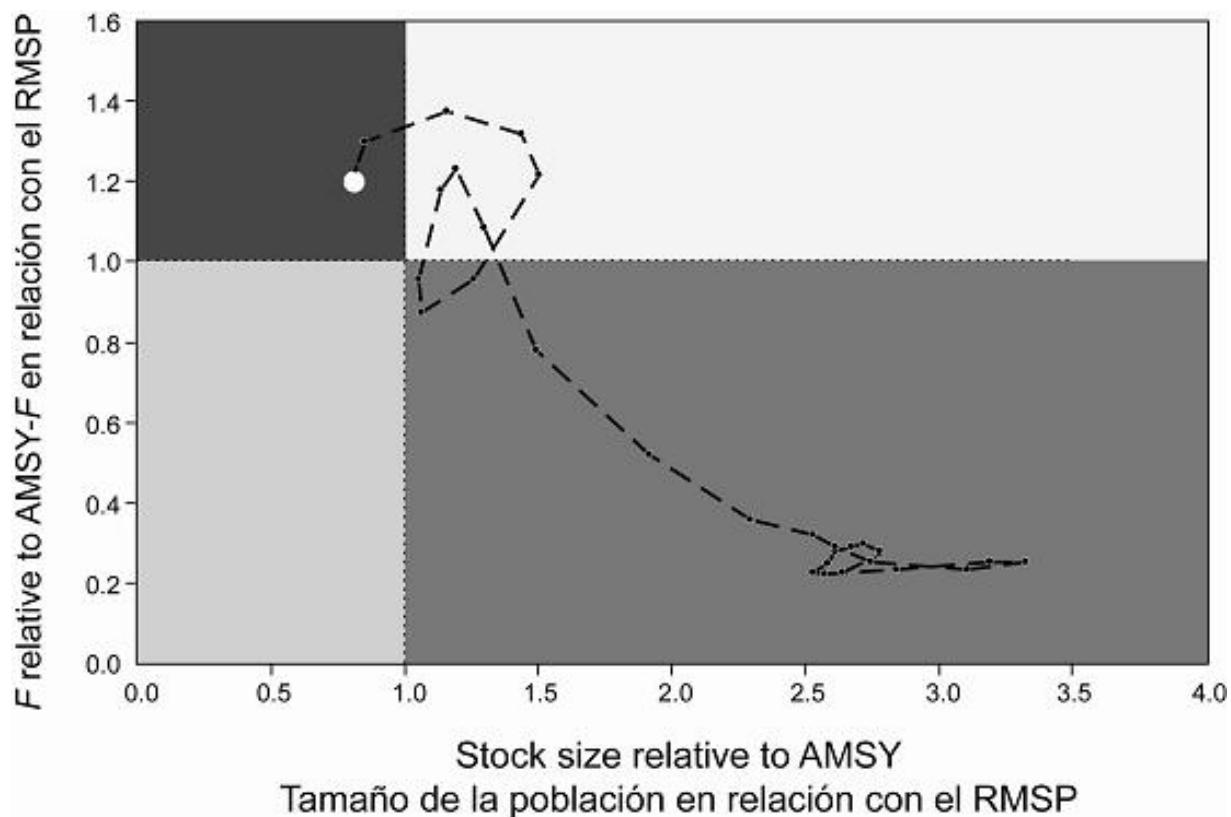


FIGURE 5.3. Phase plot of the time series of estimates of stock size and fishing mortality relative to their AMSY reference points. Each dot is a running average of three years. The large dot indicates the most recent estimate.

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 RMSP. Cada punto representa un promedio móvil de tres años. El punto grande indica la estimación más reciente.

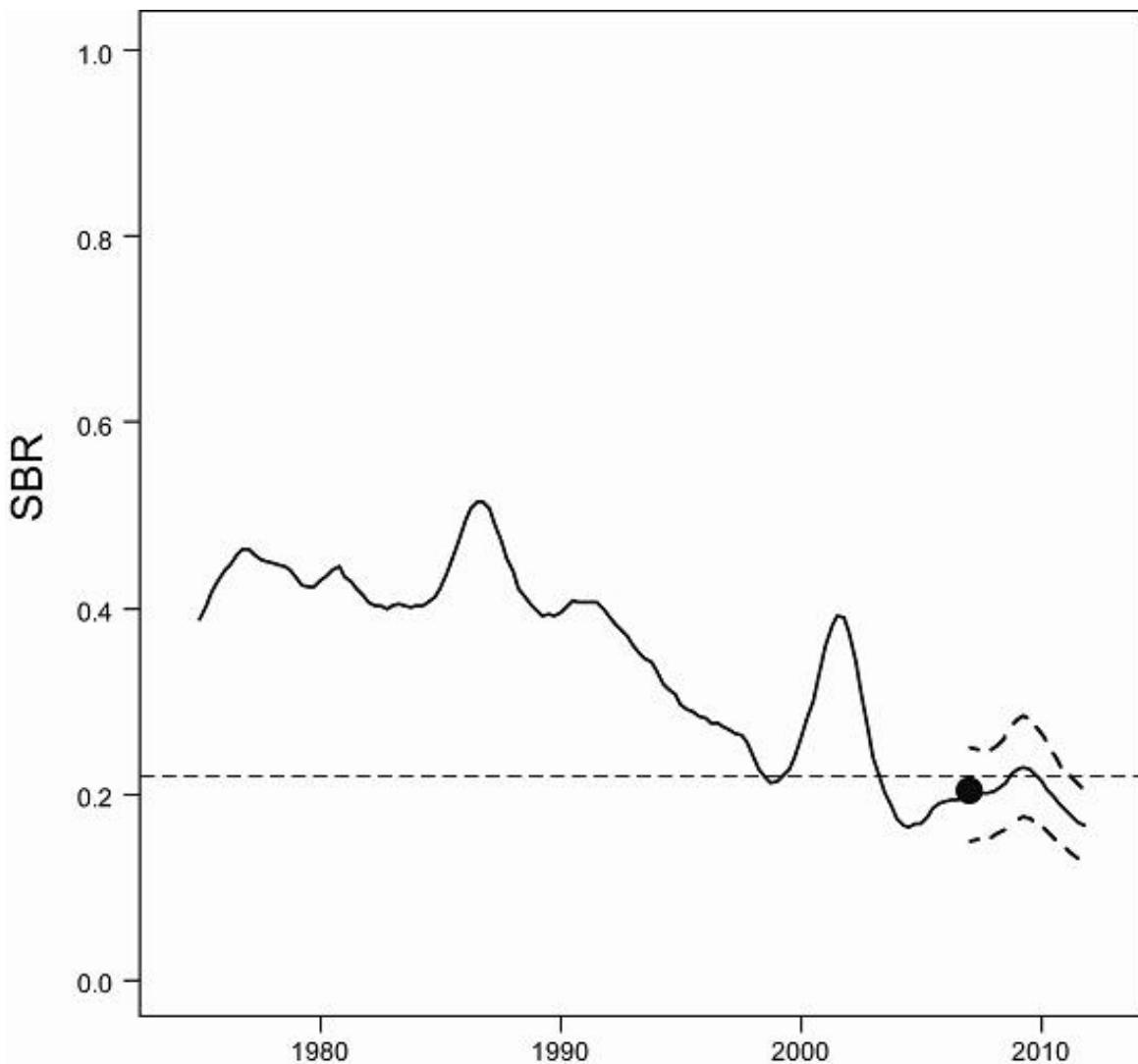


FIGURE 6.1a. Spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at about 0.22) identifies the SBR at AMSY. The solid curve illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2006 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed in 2004 and 2005. 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 0.22) identifica el SBR en RMSP. La curva sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las estimaciones a partir de 2006 (el punto grande) señalan el SBR predicho si las tasas de mortalidad por pesca continúa en el promedio observado en 2004 y 2005. Las líneas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de esas estimaciones.

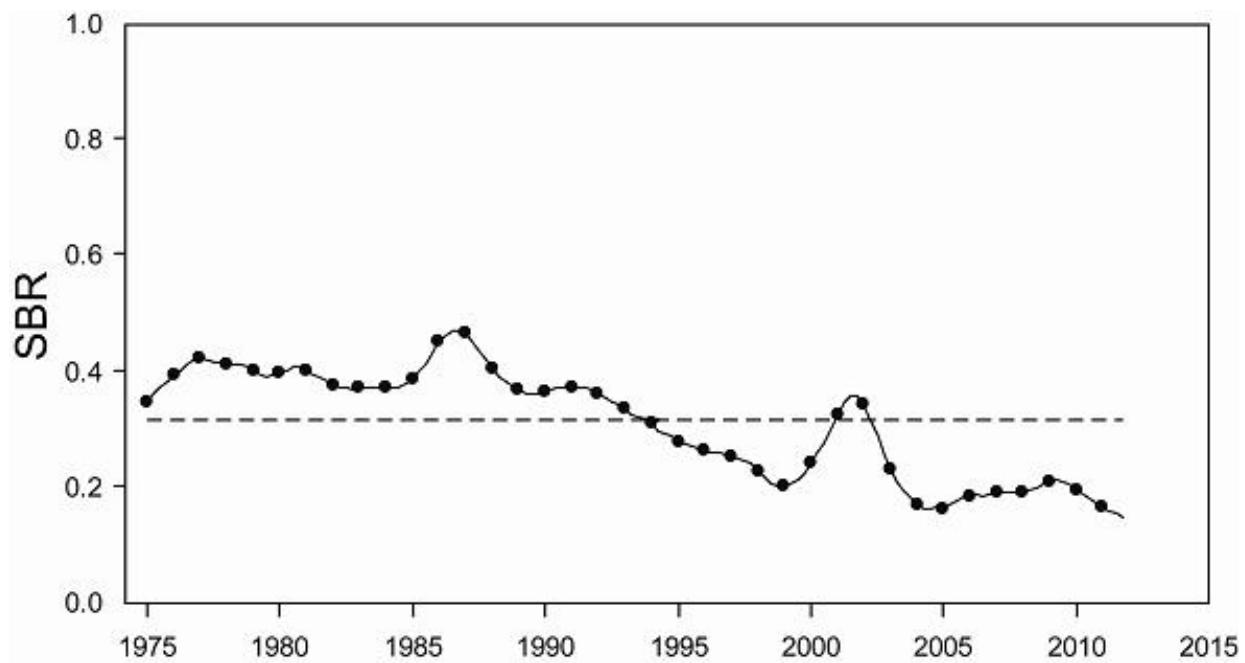


FIGURE 6.1b. Spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO from the stock-recruitment sensitivity analysis. The dashed horizontal line (at about 0.31) identifies the SBR at AMSY.

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 RMSP.

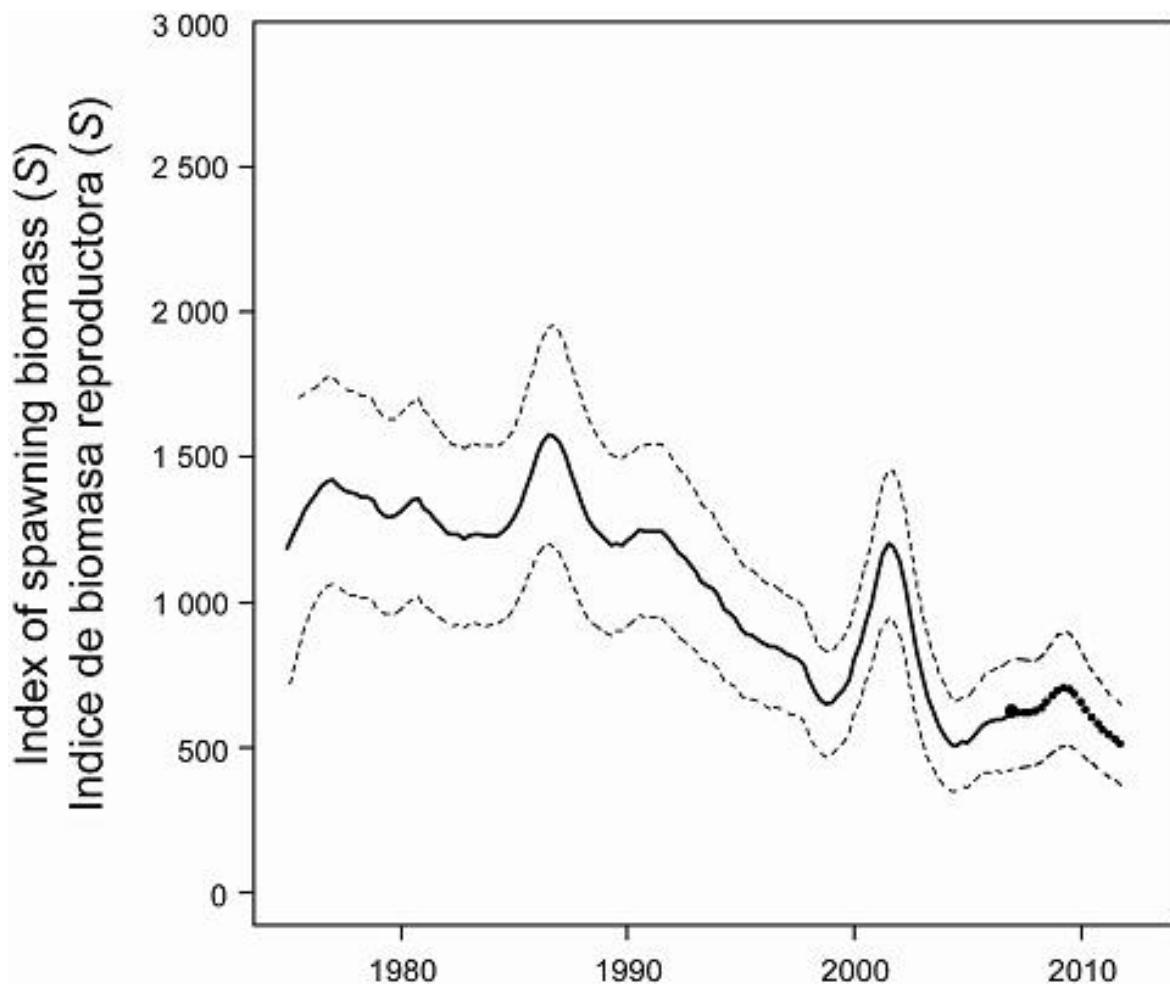


FIGURE 6.2. Index of spawning biomass of bigeye tuna, including projections for 2006-2010 with average fishing mortality rates for 2004-2005. These calculations include parameter estimation uncertainty and uncertainty about future recruitment. The areas between the dashed curves indicate the 95-percent confidence intervals, and the large dot indicates the estimate for the first quarter of 2007.

FIGURE 6.2. Índice de la biomasa reproductora de atún patudo, incluyendo proyecciones para 2006-2010 con las tasas de mortalidad por pesca media de 2004-2005. 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 punto grande indica la estimación correspondiente al primer trimestre de 2007.

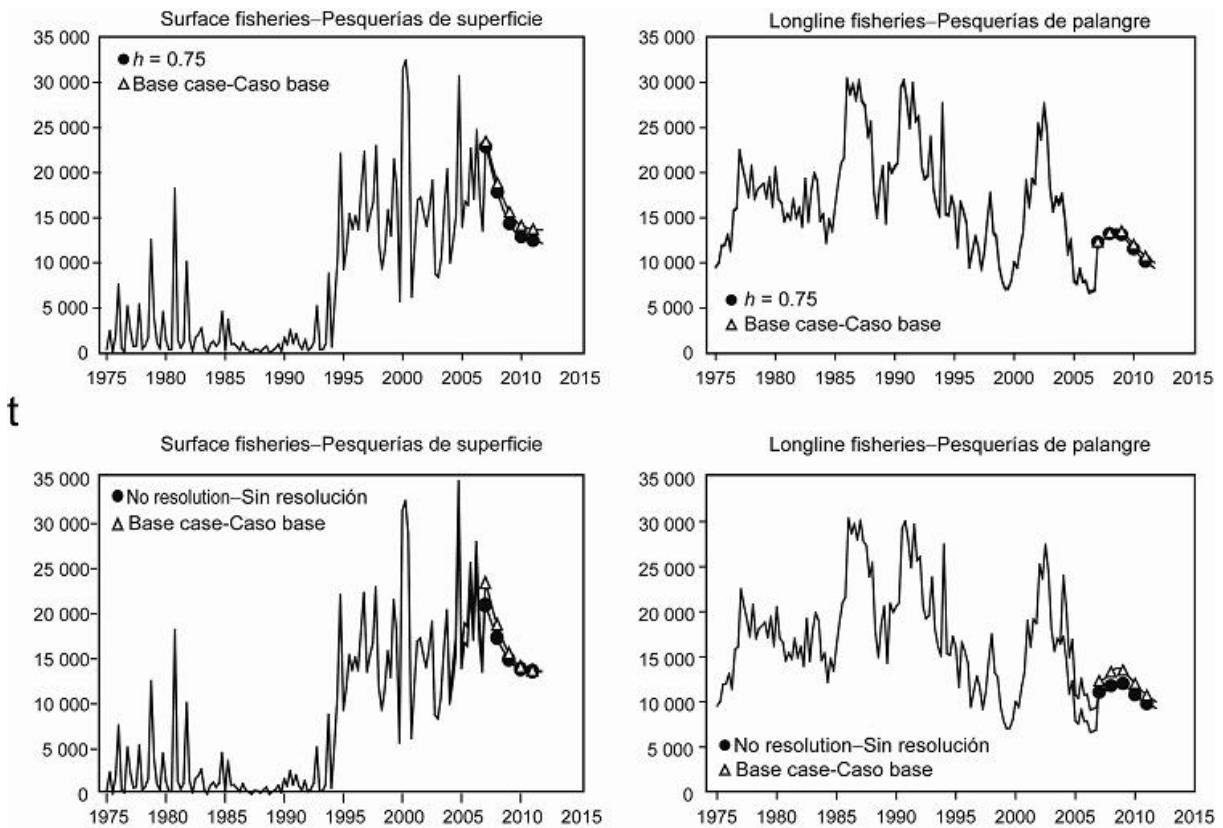


FIGURE 6.3. Predicted quarterly catches of bigeye tuna for the purse-seine and pole-and-line (left panels) and longline (right panels) fisheries, based on fishing mortality rates for 2004 and 2005. Predicted catches are compared between the base case and the analysis in which a stock-recruitment relationship was used (upper panels), and the analysis assuming that IATTC Resolution C-04-09 was not implemented (lower panels). t = metric tons.

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 de 2004 y 2005. 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). t = toneladas métricas.

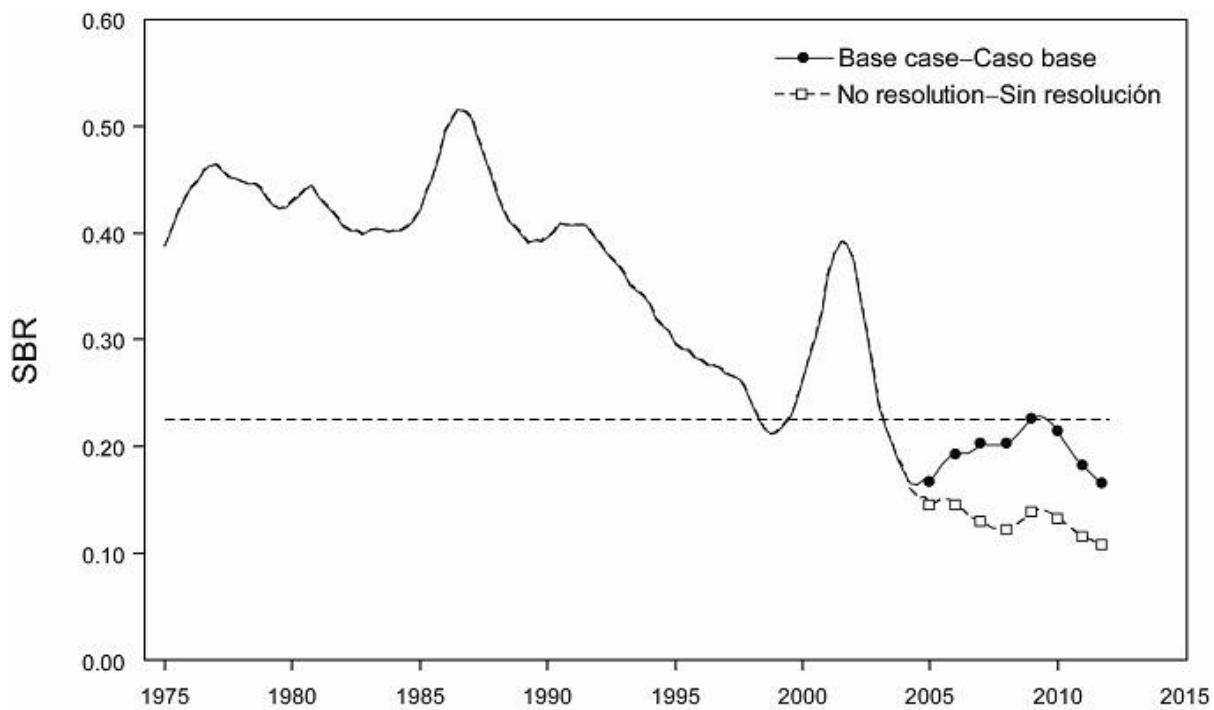


FIGURE 6.4. Predicted spawning biomass ratio (SBR) from the base case model and without restriction from IATTC Resolution C-04-09.

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	1980-1992	1-13	retained catch only—captura retenida solamente
2	PS	OBJ	1993-2005	11-12	retained catch + discards from inefficiencies in fishing process—captura retenida + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
3	PS	OBJ	1993-2005	7, 9	
4	PS	OBJ	1993-2005	5-6, 13	
5	PS	OBJ	1993-2005	1-4, 8, 10	
6	PS LP	NOA DEL	1980-1989	1-13	retained catch only—captura retenida solamente
7	PS LP	NOA DEL	1990-2005	1-13	retained catch + discards from inefficiencies in fishing process—captura retenida + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
8	LL		1980-2005	N of 15°N–N de 15°N	retained catch only—captura retenida solamente
9	LL		1980-2005	S of 15°N–S de 15°N	retained catch only—captura retenida solamente
10	PS	OBJ	1993-2005	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	1993-2005	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	1993-2005	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	1993-2005	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

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)	Index of fecundity	Age (quarters)	Index of fecundity
Edad (trimestres)	Índice de fecundidad	Edad (trimestres)	Índice de fecundidad
1	0	21	0.73
2	0	22	0.76
3	0	23	0.79
4	0	24	0.82
5	0	25	0.84
6	0	26	0.86
7	0	27	0.88
8	0.01	28	0.90
9	0.02	29	0.91
10	0.04	30	0.93
11	0.07	31	0.94
12	0.13	32	0.95
13	0.21	33	0.96
14	0.30	34	0.97
15	0.40	35	0.97
16	0.48	36	0.98
17	0.55	37	0.99
18	0.61	38	0.99
19	0.65	39	1
20	0.69	40	1

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 Reclutamiento total	Summary biomass Biomasa sumaria	Spawning biomass Biomasa reproductora	SBR SBR
1975	11,542	497,486	1,186	0.39
1976	12,147	544,798	1,349	0.44
1977	14,127	552,340	1,420	0.46
1978	10,522	547,308	1,372	0.45
1979	10,647	541,521	1,321	0.43
1980	11,961	528,965	1,315	0.43
1981	10,330	511,498	1,327	0.43
1982	16,627	503,633	1,241	0.41
1983	17,326	504,037	1,231	0.40
1984	10,739	538,402	1,230	0.40
1985	8,536	600,474	1,290	0.42
1986	11,354	614,898	1,513	0.49
1987	14,751	559,017	1,551	0.51
1988	12,934	508,807	1,342	0.44
1989	9,295	516,981	1,215	0.40
1990	9,486	534,748	1,211	0.40
1991	9,302	510,734	1,246	0.41
1992	12,127	464,271	1,199	0.39
1993	11,627	432,241	1,105	0.36
1994	19,623	421,717	1,022	0.33
1995	18,264	397,421	905	0.30
1996	19,298	379,756	859	0.28
1997	33,434	350,584	821	0.27
1998	28,941	322,620	736	0.24
1999	10,793	398,374	654	0.21
2000	12,064	491,831	802	0.26
2001	20,470	455,736	1,096	0.36
2002	20,920	385,589	1,145	0.37
2003	16,696	303,264	733	0.24
2004	18,210	285,230	533	0.17
2005	32,956	278,962	513	0.17
2006	19,564	283,503	588	0.19
2007		340,059	621	0.20

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.

TABLA 4.3. Componentes de verosimilitud obtenidos para la análisis del caso base y de sensibilidad.

Data	CPUE		Growth estimation				Fit to initial catch	Iterative reweighting	Time blocks	Time blocks (iterative reweighting)	Japan new data	
	Base case	$h = 0.75$	Fishery 9	All parameters	L_{max}	171.5	201.5					
Datos	Caso base	CPUE	Estimación de crecimiento				Ajuste a captura inicial	Ponderación iterativa	Bloques de tiempo	Bloques de tiempo (ponderación iterativa)	Japón nuevos datos	
CPUE	2	-20.72	-20.59	-	-20.16	-19.04	-22.13	-20.24	-13.60	-20.79	-16.8392	-20.3433
	3	23.61	23.53	-	23.87	25.01	22.41	23.86	10.76	23.69	8.9456	22.9356
	5	21.41	21.82	-	22.56	23.83	18.99	22.93	12.56	21.20	10.7926	20.1327
	8	-5.60	-5.83	-	-7.15	-6.49	-7.42	-5.22	9.95	-5.15	0.0755354	-8.0125
	9	-153.53	-154.17	-138.23	-156.17	-156.97	-151.35	-154.22	14.02	-160.81	-107.21	-160.893
	Size composition Composición por talla											
	1	166.84	166.73	166.11	165.71	165.29	167.37	166.79	984.33	166.70	958.902	166.833
	2	195.64	196.72	186.15	205.48	211.91	196.34	196.88	962.80	197.08	945.143	199.616
	3	246.40	246.55	236.11	251.42	258.01	243.94	246.64	1229.45	245.82	1277.03	250.1
Fishery Pesquería	4	70.93	75.51	73.64	72.02	70.70	70.10	71.93	268.08	75.36	256.279	71.0291
	5	136.75	137.08	129.47	144.17	148.92	136.10	137.49	724.54	137.23	688.79	136.099
	6	132.05	132.21	131.48	133.66	134.39	132.97	130.95	655.15	131.98	621.809	131.999
	7	129.59	129.00	128.32	129.50	122.77	136.08	128.03	714.51	129.65	713.554	130.545
	8	124.17	123.89	123.66	119.90	119.22	123.74	123.49	1631.91	123.36	1469.02	123.066
	9	272.40	274.77	276.30	244.80	222.73	289.84	286.84	3695.10	236.49	3417.48	310.078
Age at length Edad a talla		-	-	-	103.72	112.73	81.44	-	-	-	-	-
Recruitment Reclutamiento		-24.72	-20.69	-26.70	-30.02	-32.91	-19.84	-21.23	17.30	-20.16	18.9462	-24.5541
Total		1315.22	1326.52	1286.32	1403.29	1400.07	1418.58	1334.92	10916.86	1281.65	10262.72	1348.63

TABLE 5.1. Estimates of the AMSY and its associated quantities for bigeye tuna for the base case assessment and sensitivity analyses. All analyses are based on average fishing mortality for 2004 and 2005. B_{recent} and B_{AMSY} are defined as the biomass of fish 3+ quarters old at the beginning of 2006 and at AMSY, respectively, and S_{recent} and S_{AMSY} are defined as indices of spawning biomass (therefore, they are not in metric tons). C_{recent} is the estimated total catch in 2006.

TABLA 5.1. Estimaciones del RMSP 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 2004 y 2005. Se definen B_{recent} y B_{RMSP} como la biomasa de peces de 3+ trimestres de edad al principio de 2006 y en RMSP, respectivamente, y S_{recent} y S_{RMSP} 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.

Base case	$h = 0.75$	CPUE Fishery 9	Growth estimation				Fit to initial catch	Iterative reweighting	Time blocks	Time blocks (iterative reweighting)	Japan new data
			All parameters	L_{\max}	171.5	201.5					
			Todos los parámetros	L_{\max}	171.5	201.5					
AMSY—RMSP	92,758	88,391	92,059	99,839	117,348	89,234	93,557	83,795	97,992	82,122	94,215
$B_{\text{AMSY}}—B_{\text{RMSP}}$	313,767	493,285	321,528	327,607	401,325	281,816	323,414	264,570	319,277	269,936	316,128
$S_{\text{AMSY}}—S_{\text{RMSP}}$	688	1,182	710	660	815	579	713	570	695	592	690
$B_{\text{AMSY}}/B_0—B_{\text{RMSP}}/B_0$	0.27	0.35	0.27	0.26	0.26	0.28	0.27	0.29	0.30	0.31	0.28
$S_{\text{AMSY}}/S_0—S_{\text{RMSP}}/B_0$	0.22	0.31	0.22	0.21	0.21	0.22	0.22	0.23	0.25	0.25	0.23
$C_{\text{recent}}/\text{AMSY}—C_{\text{recent}}/\text{RMSP}$	1.10	1.16	1.14	1.02	0.87	1.13	1.10	1.16	0.76	0.85	1.40
$B_{\text{recent}}/B_{\text{AMSY}}—B_{\text{recent}}/B_{\text{RMSP}}$	1.08	0.76	0.61	1.36	1.71	0.83	1.19	0.53	1.00	0.77	1.14
$S_{\text{recent}}/S_{\text{AMSY}}—S_{\text{recent}}/S_{\text{RMSP}}$	0.90	0.61	0.50	1.19	1.58	0.60	1.03	0.26	0.82	0.43	0.97
F multiplier—Multiplicador F	0.77	0.55	0.61	0.98	1.34	0.57	0.85	0.42	1.11	1.14	0.77

TABLE 5.2. Estimates of the AMSY 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 AMSY and B_{AMSY} are in metric tons. The F multiplier indicates how many times effort would have to be effectively increased to achieve the AMSY in relation to the average fishing mortality during 2003-2004, 2005-2006 and 2004-2006. “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 RMSP 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 RMSP y B_{RMSP} en toneladas métricas. El multiplicador de F indica cuántas veces el esfuerzo necesitaría ser incrementado efectivamente para obtener el RMSP 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	2003-2004	2005-2006	2004-2006
	Caso base	Cerco solamente	Palangre solamente	2003-2004	2005-2006	2004-2006
AMSY—RMSP	92,758	62,566	175,340	101,316	86,134	91,519
B_{MSY} — B_{RMS}	313,767	230,786	312,126	325,300	300,779	309,473
S_{MSY} — S_{RMS}	688	510	416	700	664	678
B_{MSY}/B_0 — B_{RMS}/B_0	0.27	0.20	0.27	0.28	0.26	0.27
S_{MSY}/S_0 — S_{RMS}/B_0	0.22	0.17	0.14	0.23	0.22	0.22
$C_{recent}/AMSY$ — $C_{recent}/RMSP$	1.10	1.67	0.60	1.03	1.21	1.11
B_{recent}/B_{MSY} — B_{recent}/B_{RMS}	1.08	1.47	1.09	1.05	1.13	1.10
S_{recent}/S_{MSY} — S_{recent}/S_{RMS}	0.90	1.22	1.49	0.89	0.93	0.92
F multiplier—						
Multiplicador de F	0.77	1.41	4.32	0.75	0.9	0.83

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

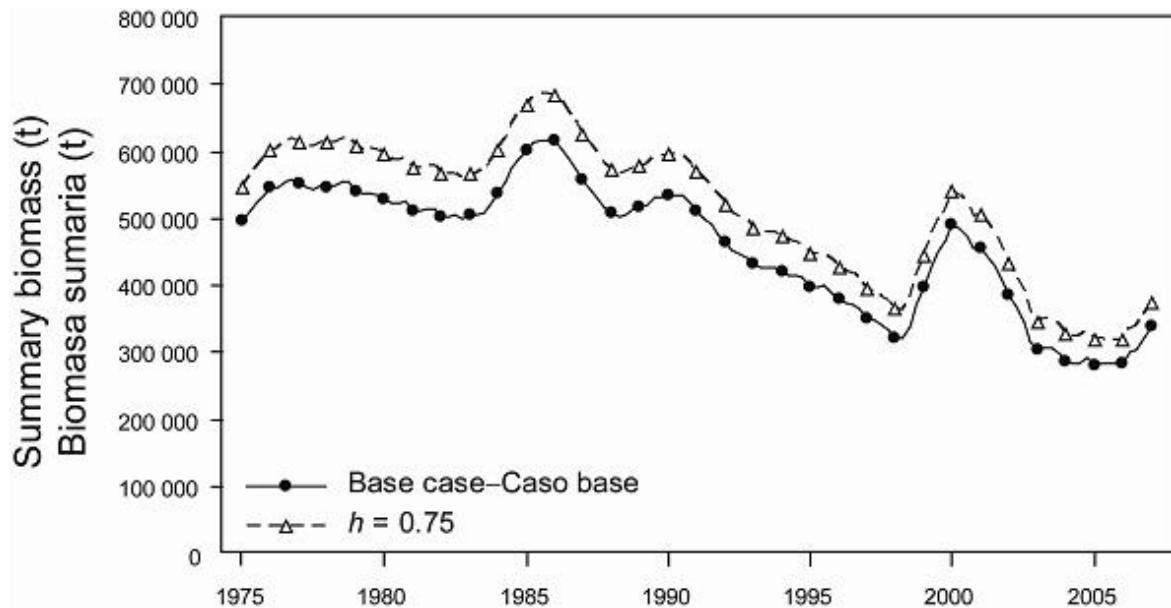


FIGURE A.1. Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). t = metric tons.

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). t = toneladas métricas.

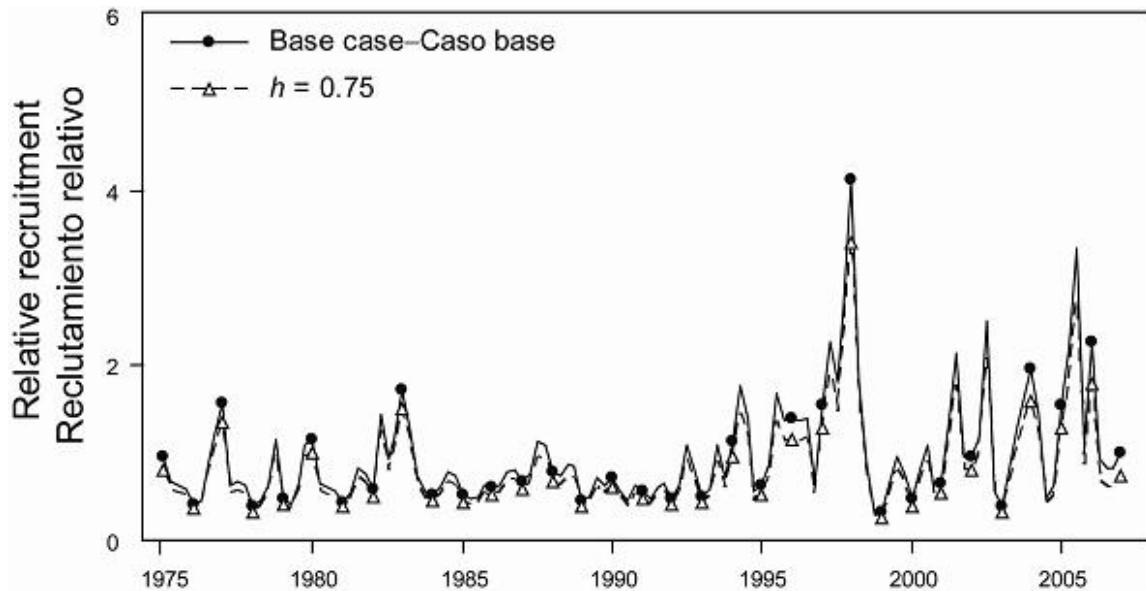


FIGURE A.2. Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

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).

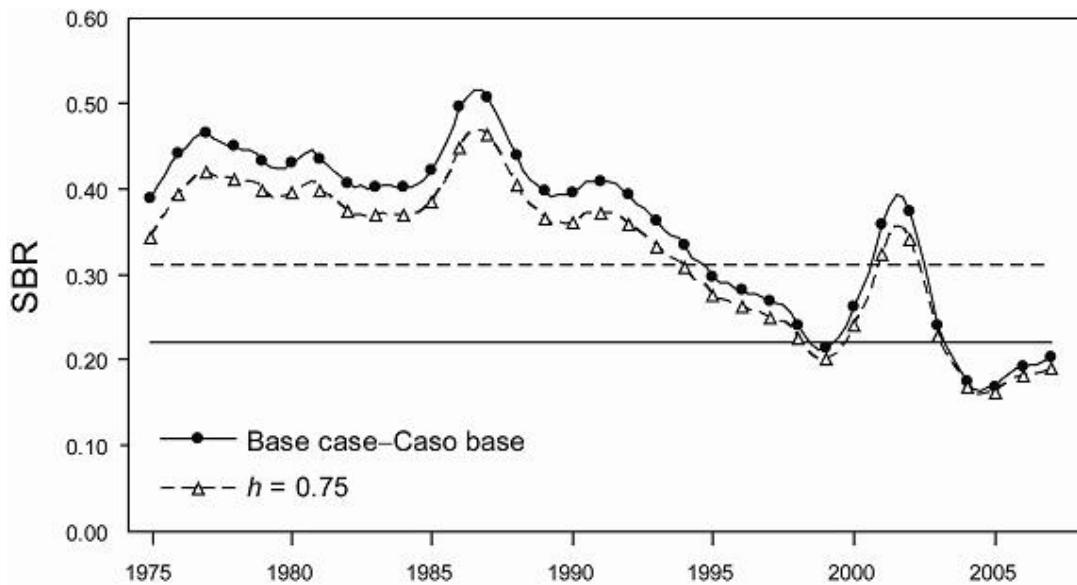


FIGURE A.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY under the two scenarios.

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 SBRs asociados con el RMSP en los dos escenarios.

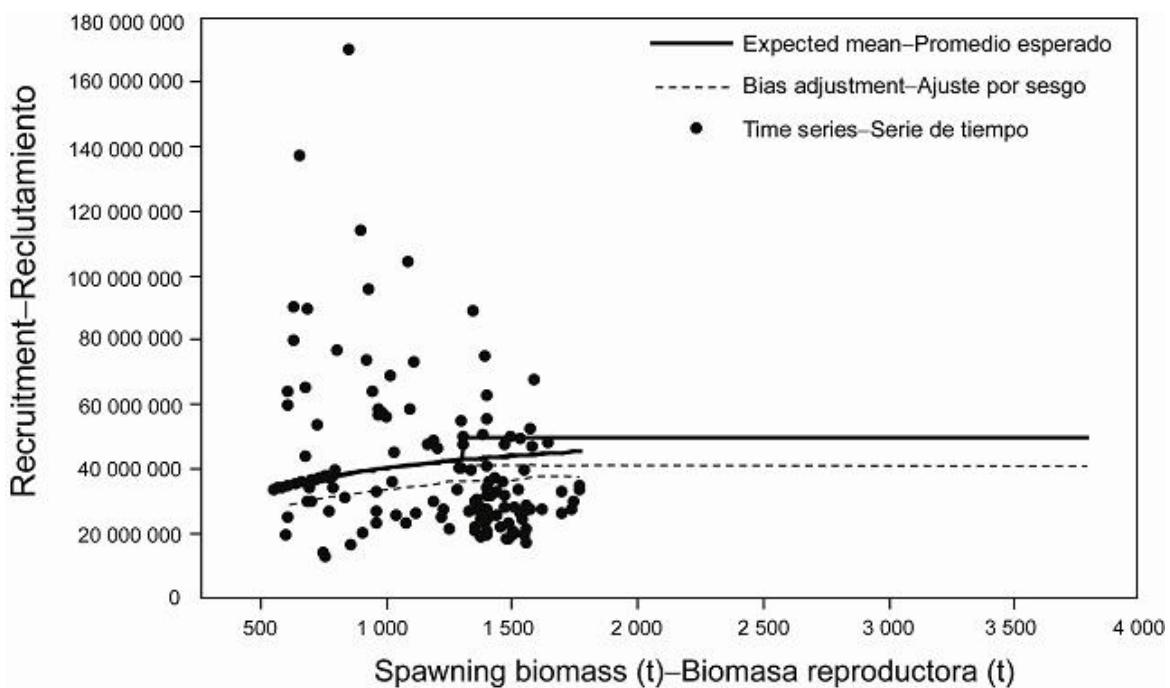


FIGURE A.4. Recruitment of bigeye tuna plotted against spawning biomass when the analysis has a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

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

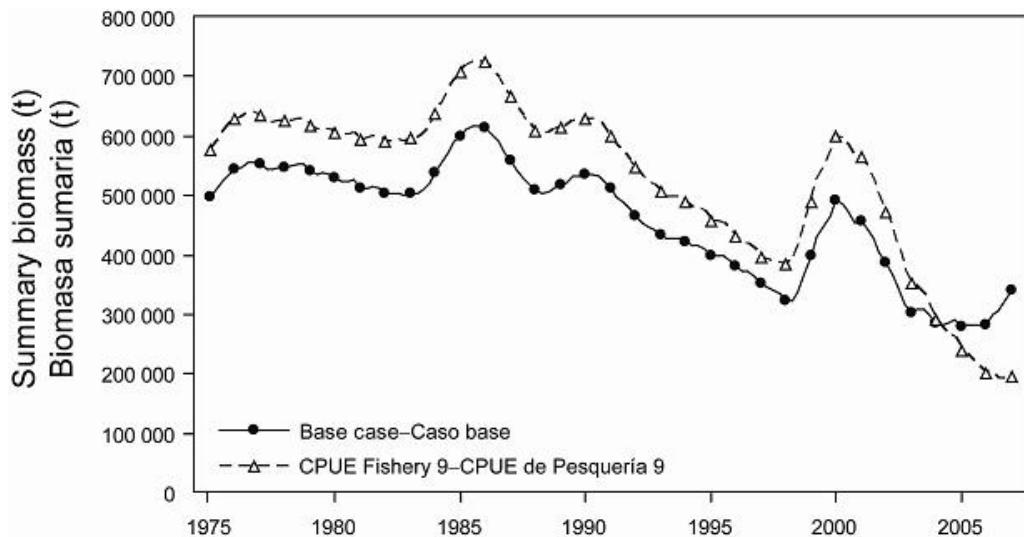


FIGURE B.1. Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the base case analysis with a model in which only the CPUE data for the southern longline fishery (Fishery 9) were used. t = metric tons.

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. t = toneladas métricas.

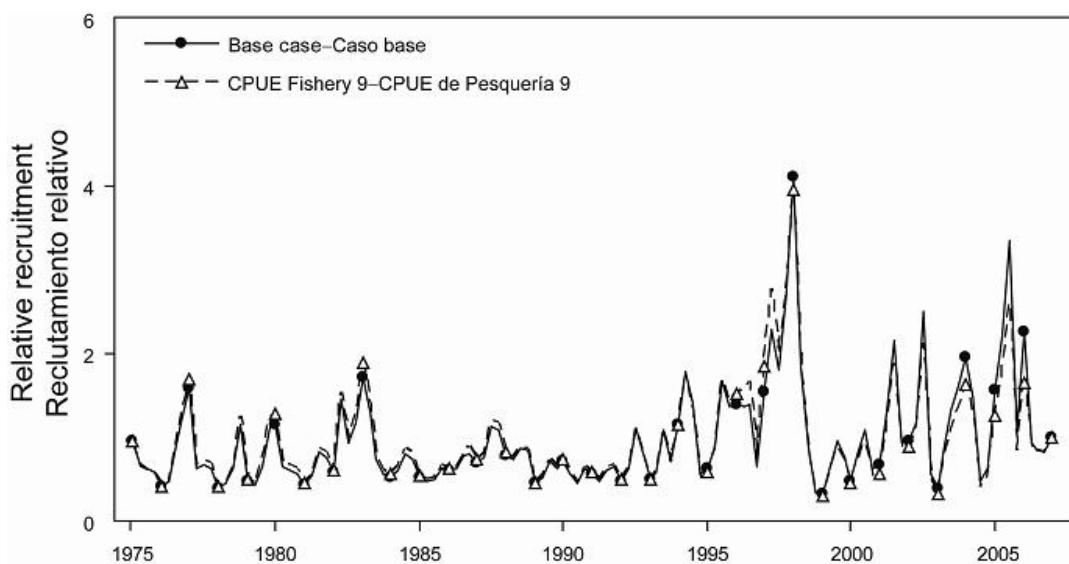


FIGURE B.2. Comparison of estimates of recruitment for bigeye tuna from the base case analysis with a model in which only the CPUE data for the southern longline fishery (Fishery 9) were used.

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.

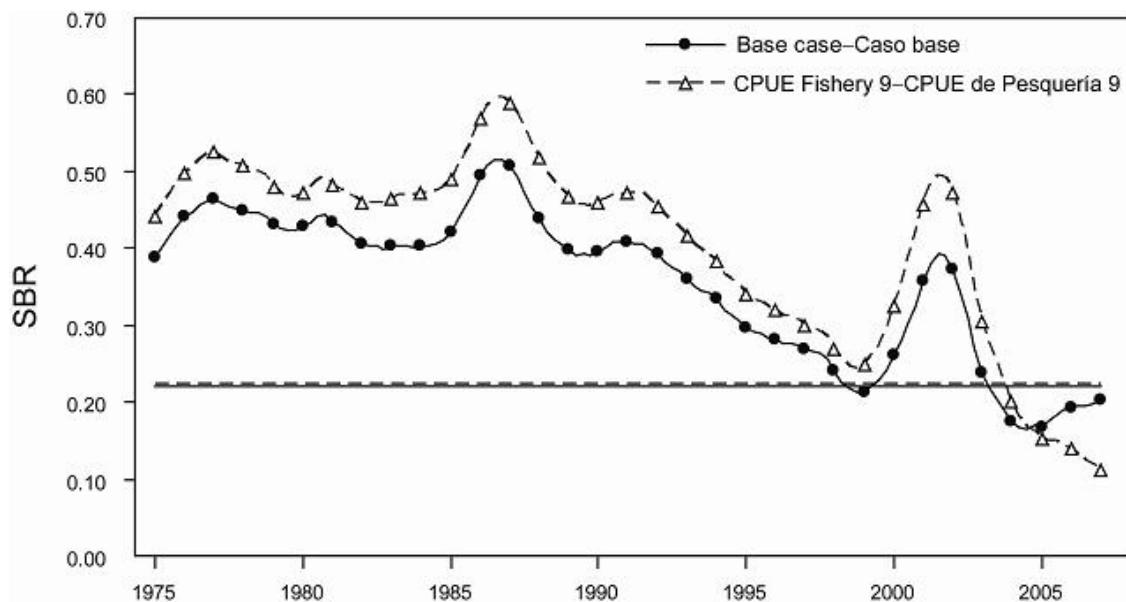


FIGURE B.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis with a model in which only the CPUE data for the southern longline fishery (Fishery 9) were used. The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY under the two scenarios.

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 RMSP en los dos escenarios.

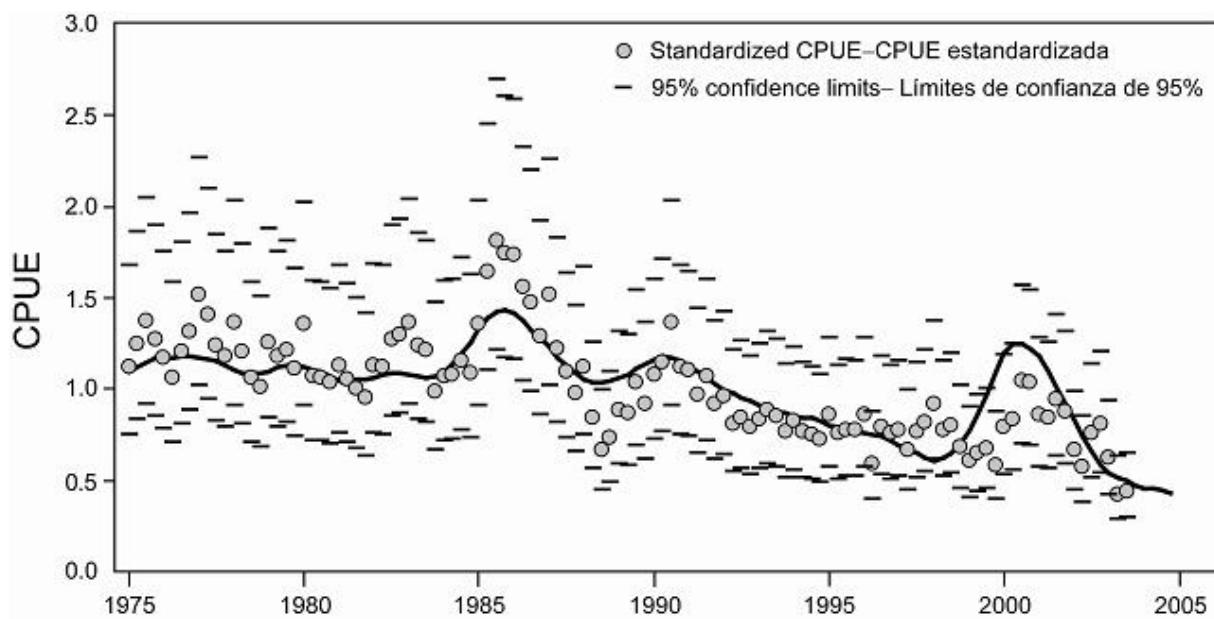


FIGURE B.4. Model fit to the CPUE data for the southern longline fishery (Fishery 9).

FIGURA B.4. Ajuste del modelo a los datos de CPUE de la pesquería de palangre del sur (Pesquería 9).

APPENDIX C: SENSITIVITY ANALYSIS FOR GROWTH ESTIMATION, USING OTOLITH DATA
ANEXO C: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA ESTIMACIÓN DEL CRECIMIENTO, BASADO EN DATOS DE OTOLITOS

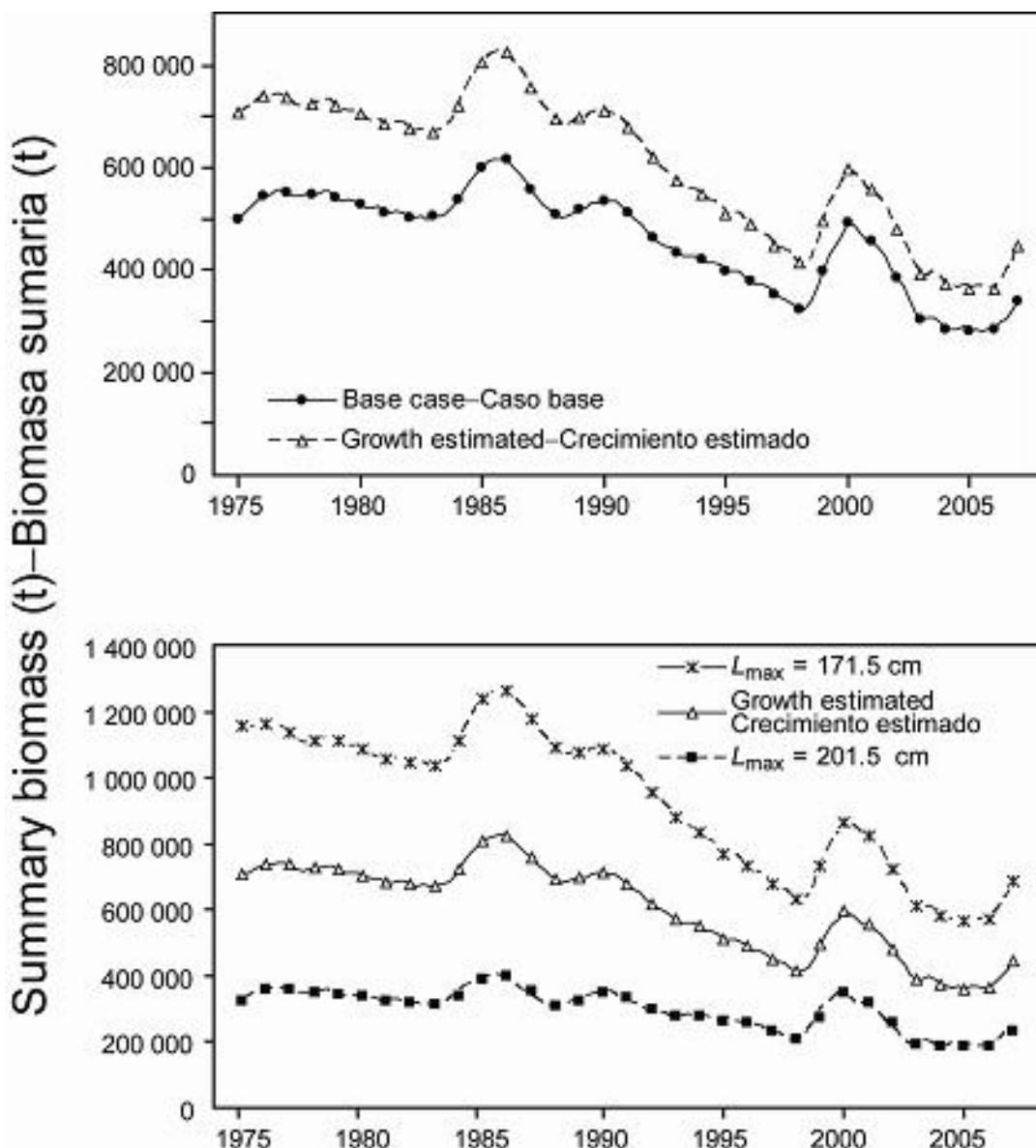


FIGURE C.1. Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the base case model with a model in which growth was estimated using the otolith data. Three sensitivity analyses were conducted for growth estimation, with: all growth parameters estimated; L_{max} fixed at 171.5 cm; and L_{max} fixed at 201.5 cm. t = metric tons.

FIGURA C.1. Comparación de las estimaciones de biomasa de atún patudo del modelo de caso base con un modelo en el cual se estimó el crecimiento a partir de datos de otolitos. Se realizaron tres análisis de sensibilidad para la estimación del crecimiento, con: todos los parámetros de crecimiento estimados; L_{max} fijado en 171.5 cm; y L_{max} fijado en 201.5 cm. t = toneladas métricas.

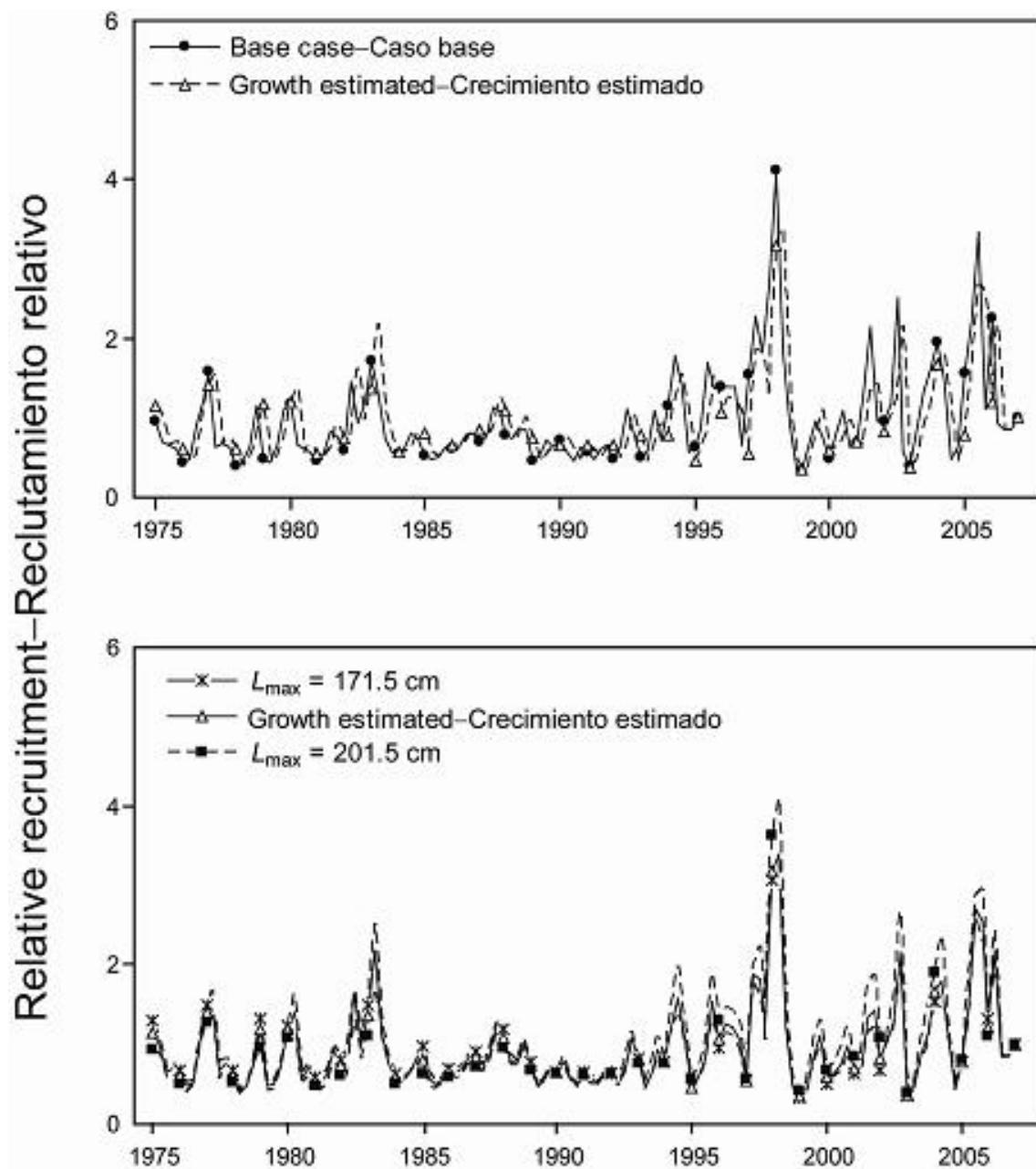


FIGURE C.2. Comparison of estimates of recruitment for bigeye tuna from the base case model with a model in which growth was estimated using the otolith data. Three sensitivity analyses were conducted for growth estimation, with: all growth parameters estimated; L_{\max} fixed at 171.5 cm; and L_{\max} fixed at 201.5 cm.

FIGURA C.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún patudo del modelo de caso base con un modelo en el cual se estimó el crecimiento a partir de datos de otolitos. Se realizaron tres análisis de sensibilidad para la estimación del crecimiento, con: todos los parámetros de crecimiento estimados; L_{\max} fijado en 171.5 cm; y L_{\max} fijado en 201.5 cm.

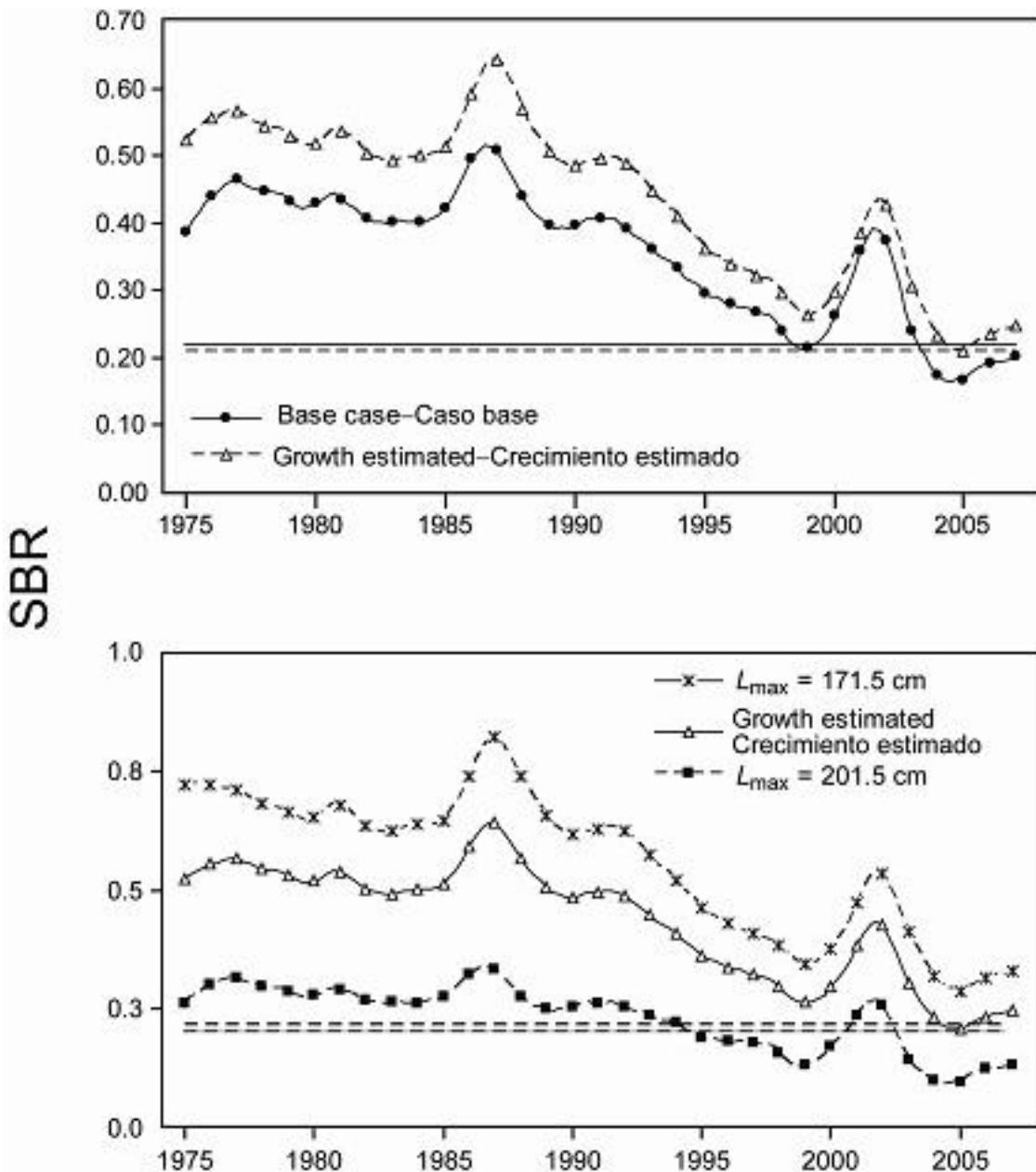


FIGURE C.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case model with a model in which growth was estimated using the otolith data. Three sensitivities were conducted for growth estimation, with: all growth parameters estimated; L_{\max} fixed at 171.5 cm; L_{\max} fixed at 201.5 cm. The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY under the two scenarios.

FIGURA C.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del modelo de caso base con un modelo en el cual se estimó el crecimiento a partir de datos de otolitos. Se realizaron tres análisis de sensibilidad para la estimación del crecimiento, con: todos los parámetros de crecimiento estimados; L_{\max} fijado en 171.5 cm; y L_{\max} fijado en 201.5 cm.

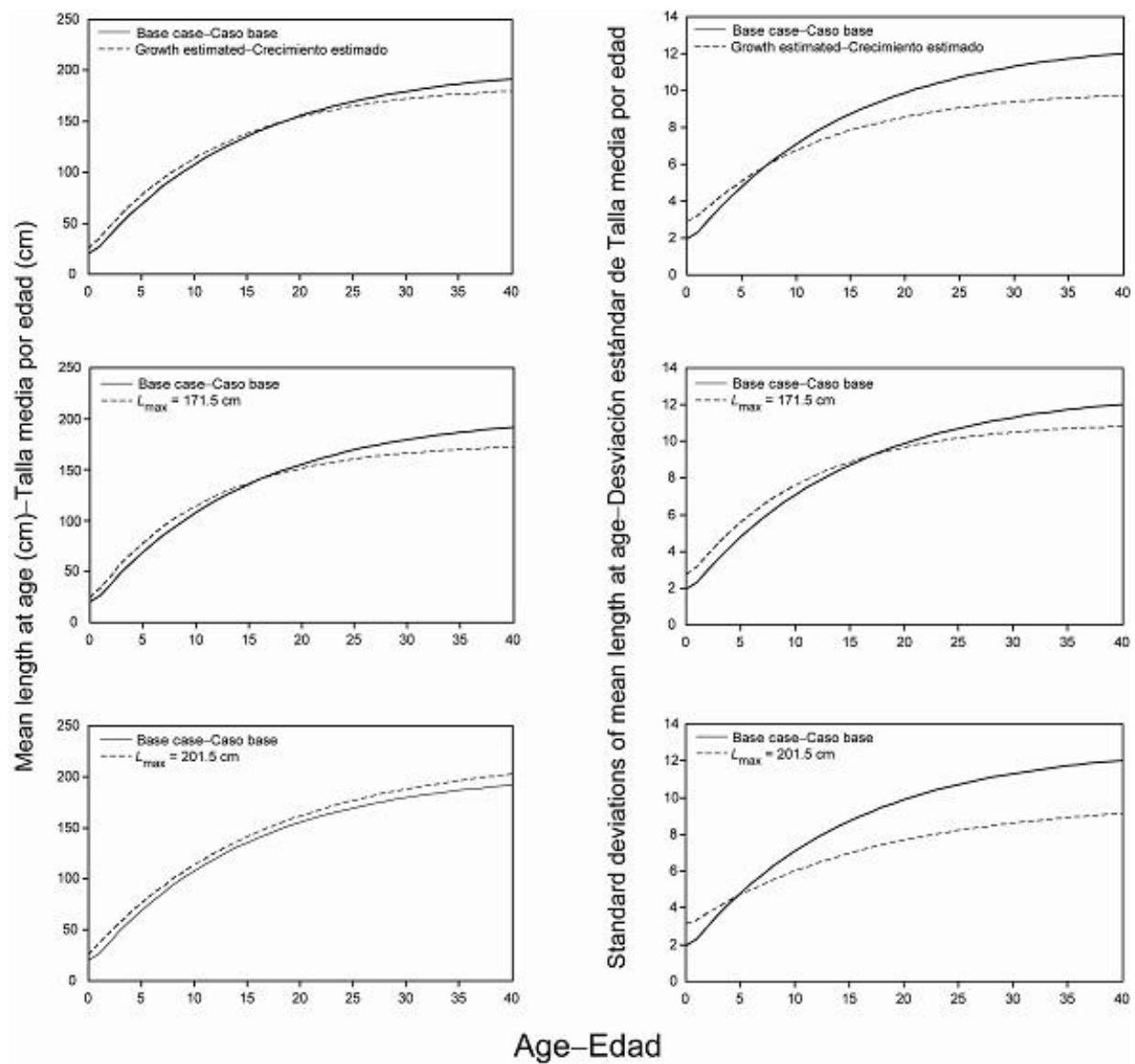


FIGURE C.4. Mean length at age and its standard deviations for the base case analysis (growth parameters fixed) and models in which growth parameters were estimated or L_{max} fixed at 171.5 or 201.5 cm.

FIGURA C.4. Talla media por edad y su desviación estándar en el análisis del caso base (parámetros de crecimiento fijados) y en los modelos en los que se estimaron los parámetros de crecimiento o se fijó L_{max} en 171.5 o 201.5 cm.

APPENDIX D: SENSITIVITY ANALYSIS FOR FITTING TO INITIAL CATCH
ANEXO D: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD AL AJUSTE A LA CAPTURA INICIAL

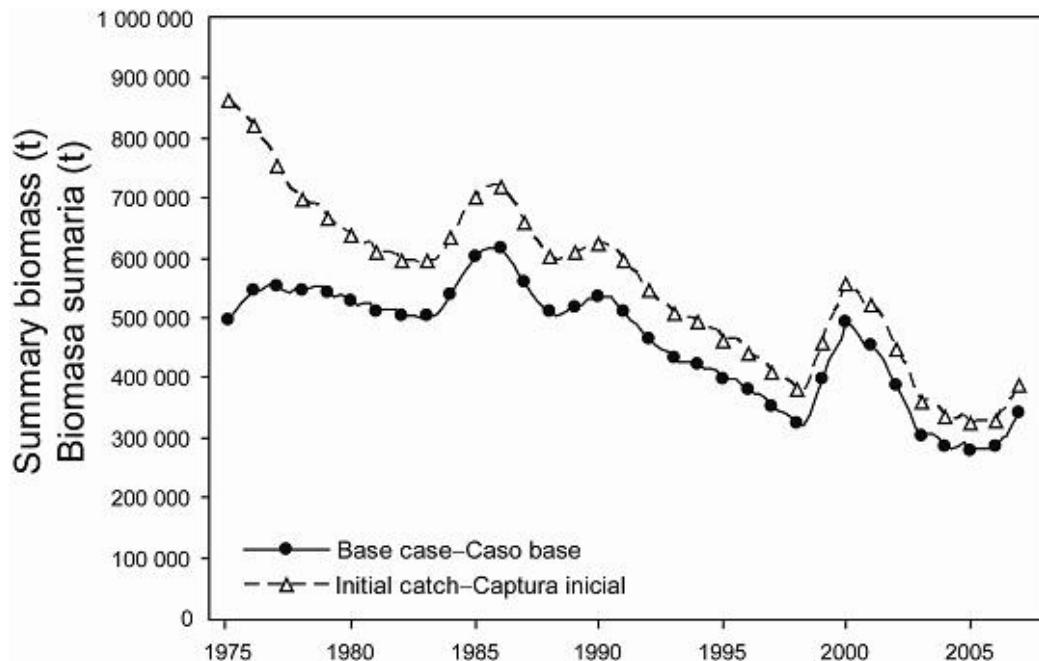


FIGURE D.1. Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the base case analysis with a model which was fitted to initial catch. t = metric tons.

FIGURA D.1. Comparación de las estimaciones de biomasa de atún patudo del análisis del caso base con un modelo que fue ajustado a la captura inicial. t = toneladas métricas.

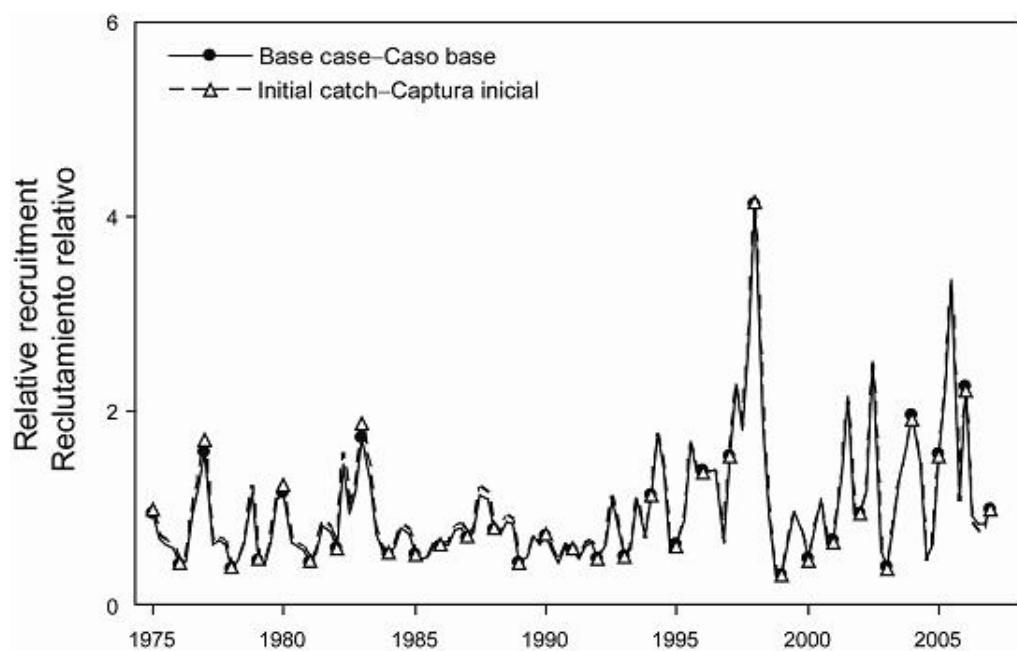


FIGURE D.2. Comparison of estimates of recruitment for bigeye tuna from the base case analysis with a model which was fitted to initial catch.

FIGURA D.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún patudo del análisis del caso base con un modelo que fue ajustado a la captura inicial.

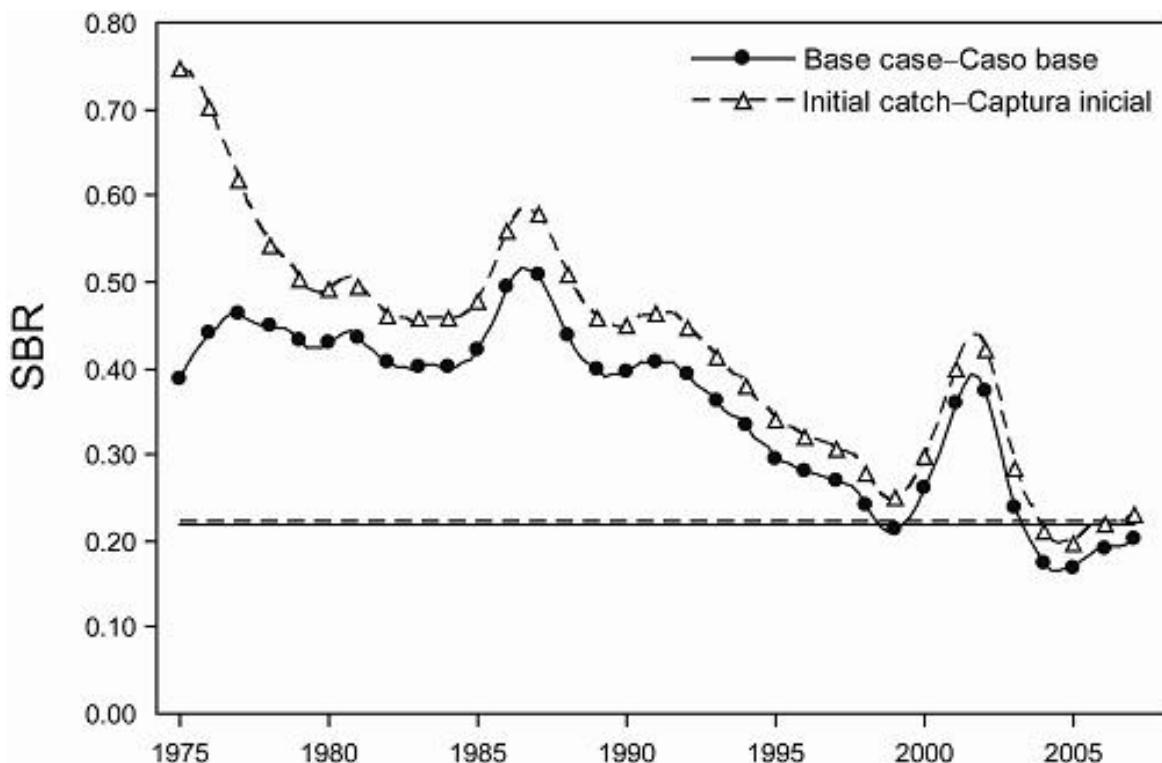


FIGURE D.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis with a model that was fitted to the initial catch. The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY under the two scenarios.

FIGURA D.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis del caso base con un modelo que fue ajustado a la captura inicial. Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMSP en los dos escenarios.

APPENDIX E: SENSITIVITY ANALYSIS FOR ITERATIVE REWEIGHTING
ANEXO E: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA PONDERACIÓN ITERATIVA

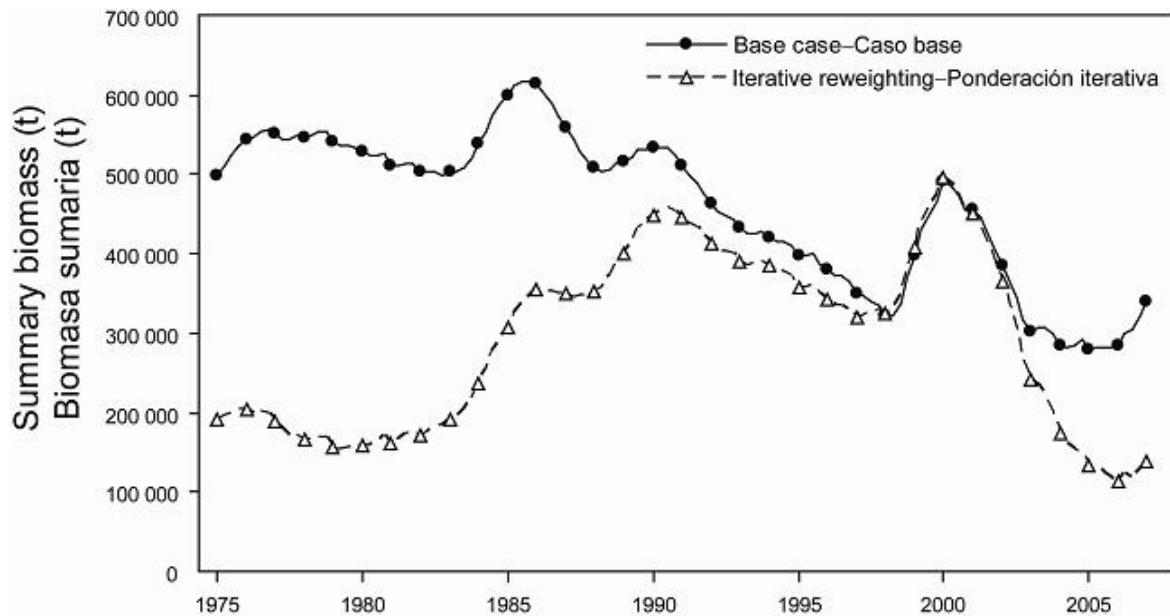


FIGURE E.1. Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the base case analysis with a model in which iterative reweighting was applied. t = metric tons.

FIGURA E.1. Comparación de las estimaciones de biomasa de atún patudo del análisis del caso base con un modelo en el cual se aplicó una ponderación iterativa. t = toneladas métricas.

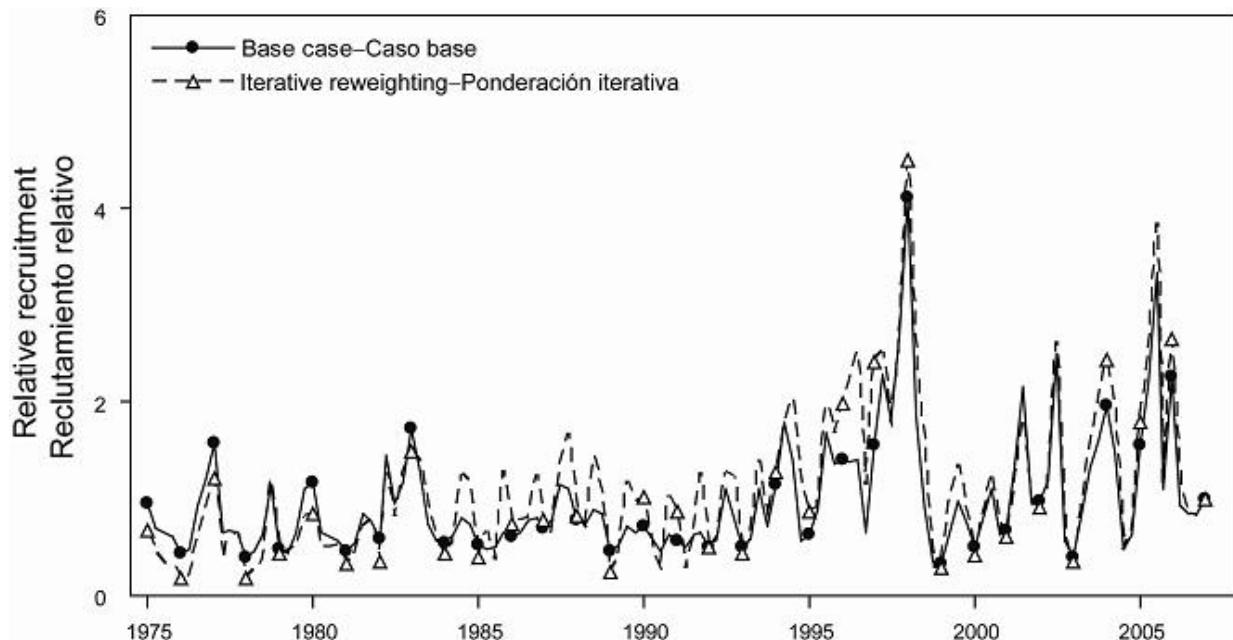


FIGURE E.2. Comparison of estimates of recruitment for bigeye tuna from the base case analysis with a model in which iterative reweighting was applied.

FIGURA E.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún patudo del análisis del caso base con un modelo en el cual se aplicó una ponderación iterativa.

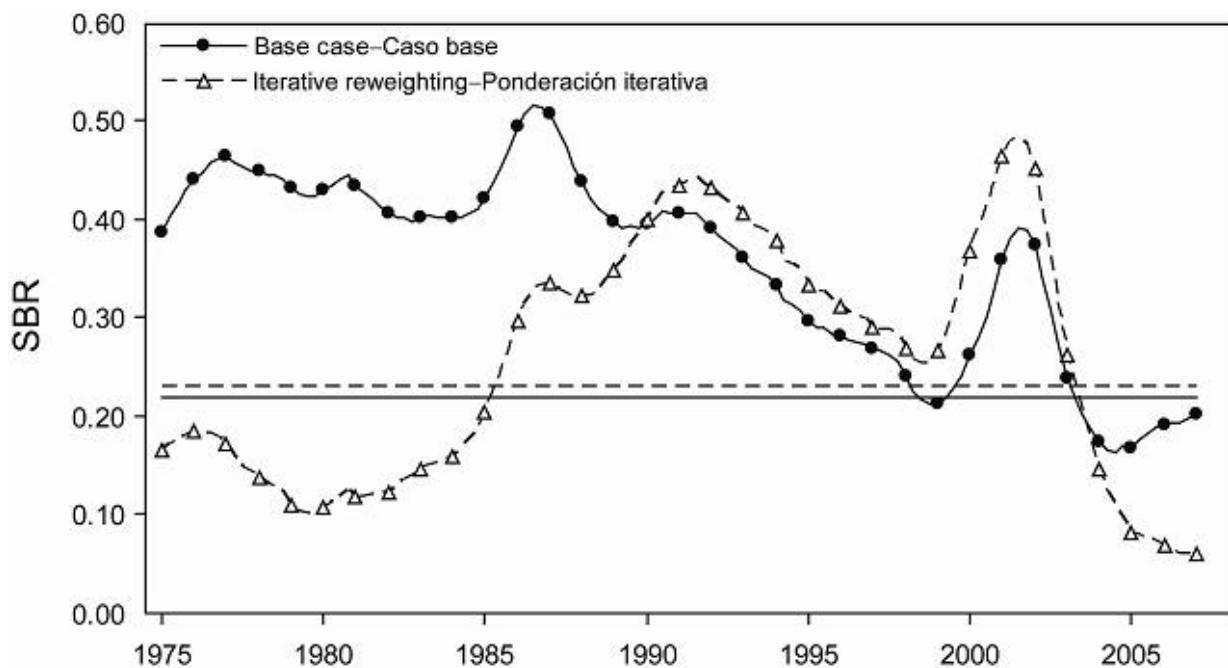


FIGURE E.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis with a model in which iterative reweighting was applied. The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY under the two scenarios.

FIGURA E.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 aplicó una ponderación iterativa. Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMSP en los dos escenarios.

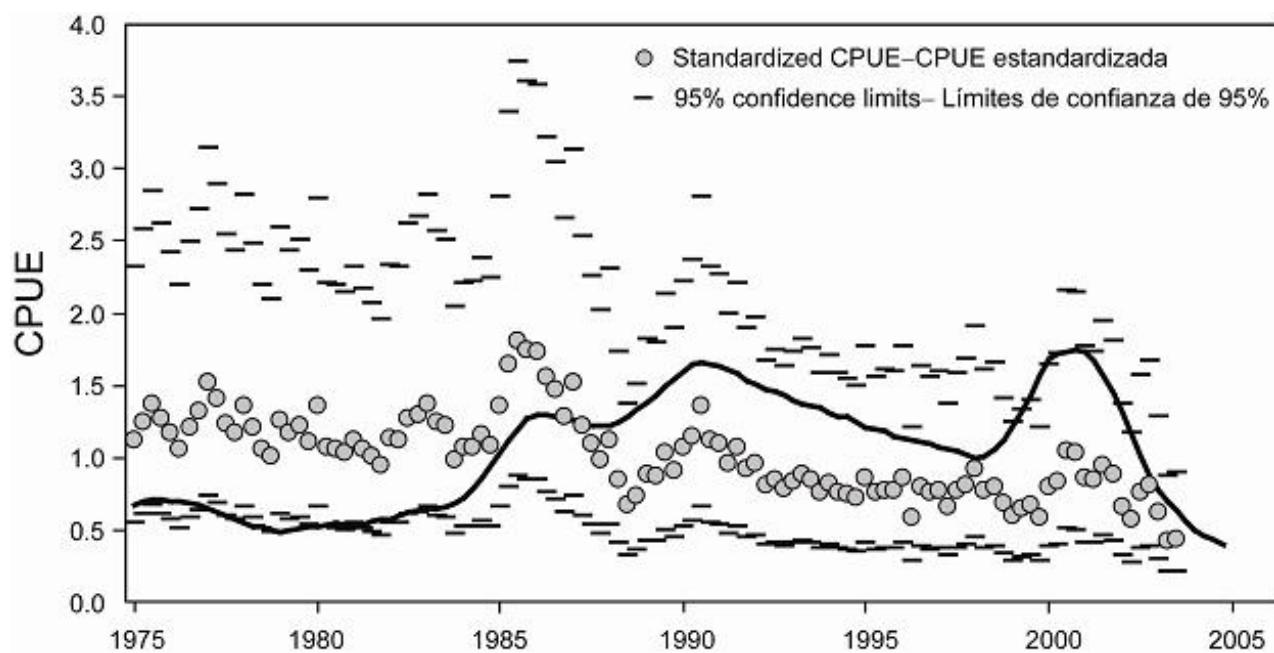


FIGURE E.4. Model fit to the southern longline data (Fishery 9) obtained when iterative reweighting was used.

FIGURA E.4. Ajuste del modelo a los datos de CPUE de la pesquería de palangre del sur (Pesquería 9) cuando se aplicó una ponderación iterativa.

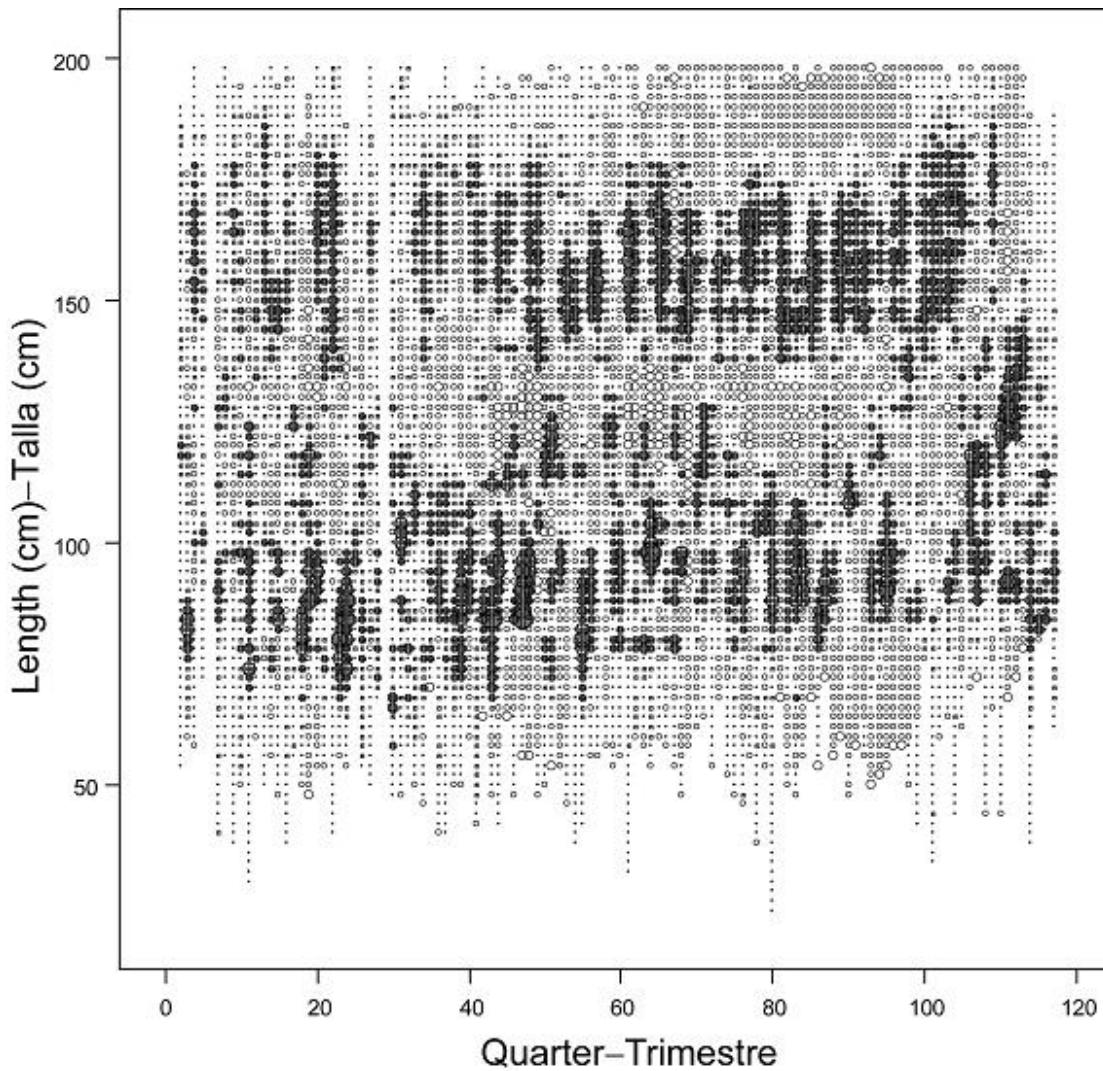


FIGURE E.5. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for the southern longline fishery (Fishery 9). Solid circles represent observations that are less than the model predictions; open circles correspond to observations that are higher than model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA E.5. Gráficas de los residuales de Pearson de los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la pesquería de palangre del sur (Pesquería 9). Los círculos sólidos representan observaciones menores que las predicciones del modelo; los círculos abiertos corresponden a observaciones mayores que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales.

TABLE E.1. Descriptive statistics of the iterative reweighting process, by data type: a) standard deviation of the recruitment deviates; b) standard deviations of the CPUE data; and c) mean effective sample sizes of the length-frequency data. Values for these quantities are first provided as input in the base case model. The model then provides estimates of the statistics, which are then used as input in a subsequent iterative model run (iterations 1 and 2). The final column is the output of the last iteration; it was not used in the assessment.

TABLA E.1. Estadísticas descriptivas del proceso de reponderación iterativa, por tipo de dato: a) desviación estándar de los desvíos del reclutamiento; b) desviaciones estándar de los datos de CPUE; y c) tamaño efectivo medio de la muestra de los datos de frecuencia de talla. Se proveen los valores de estas cantidades en primer lugar como insumo en el modelo del caso base; el modelo entonces produce estimaciones de las estadísticas, que entonces son usadas como insumo en una ejecución iterativa subsiguiente del modelo (iteraciones 1 y 2). La columna final es el producto de la última iteración; no fue usado en la evaluación.

Statistic by data type	Fishery	Base case	Iteration 1	Iteration 2	
		Input	Input	Input	Output
Estadística por tipo de dato	Pesquería	Caso base	Iteración 1	Iteración 2	
		Insumo	Insumo	Insumo	Producto
a) Standard deviation—Desviación estándar Recruitment deviates—Desvíos del reclutamiento		0.60	0.50	0.63	0.68
b) Standard deviation—Desviación estándar CPUE	2	0.40	0.38	0.41	0.44
	3	0.40	0.67	0.73	0.76
	5	0.40	0.67	0.76	0.80
	8	0.40	0.52	0.59	0.66
	9	0.20	0.16	0.36	0.54
c) Mean effective sample size—Tamaño efectivo medio de la muestra Length frequencies—Frecuencias de talla	1	3.77	21.75	21.86	19.82
	2	15.02	73.04	74.78	74.33
	3	13.58	67.41	64.30	62.51
	4	1.88	7.28	7.05	7.43
	5	9.89	52.89	56.95	57.47
	6	6.45	30.25	31.62	31.63
	7	2.91	15.26	15.66	15.51
	8	4.22	63.96	72.83	73.66
	9	14.64	222.61	255.92	258.21

APPENDIX F: SENSITIVITY ANALYSIS FOR THE USE OF TWO TIME BLOCKS FOR SELECTIVITY AND CATCHABILITY OF THE SOUTHERN LONGLINE FISHERY, AND THE CORRESPONDING CPUE TIME SERIES

ANEXO F: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD AL USO DE DOS BLOQUES DE TIEMPO PARA LA SELECTIVIDAD Y CAPTURABILIDAD DE LA PESQUERÍA DE PALANGRE DEL SUR, Y LA SERIE DE TIEMPO DE CPUE CORRESPONDIENTE

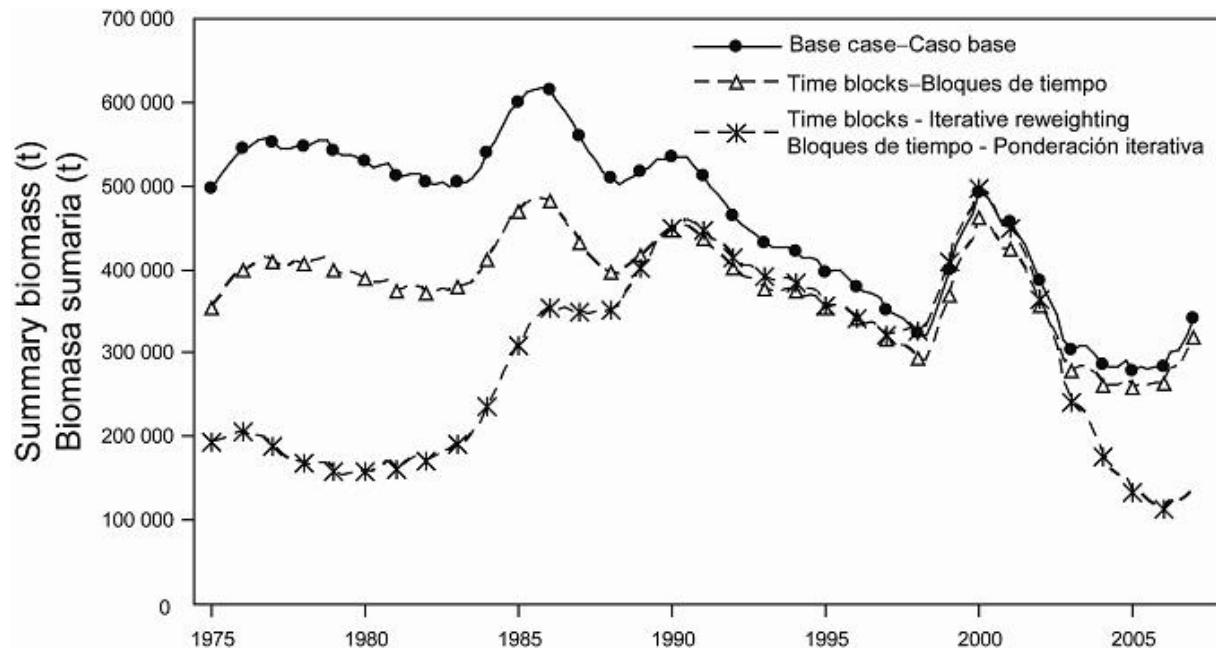


FIGURE F.1. Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the base case analysis and two models in which two time blocks were considered for selectivity and catchability of the southern longline fishery (with and without use of iterative reweighting). t = metric tons.

FIGURA F.1. Comparación de las estimaciones de biomasa de atún patudo del análisis del caso base y dos modelos en los que se consideraron dos bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería de palangre del sur (con y sin el uso de ponderación iterativa). t = toneladas métricas.

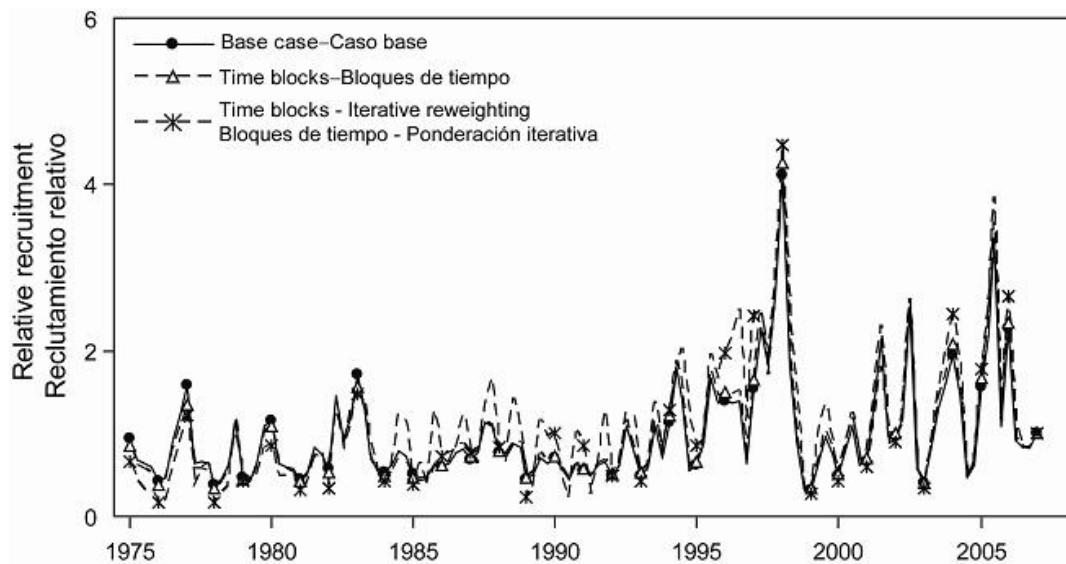


FIGURE F.2. Comparison of estimates of recruitment for bigeye tuna from the base case analysis and two models in which two time blocks were considered for selectivity and catchability of the southern longline fishery (with and without use of iterative reweighting).

FIGURA F.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún patudo del análisis del caso base y dos modelos en los que se consideraron dos bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería de palangre del sur (con y sin el uso de ponderación iterativa).

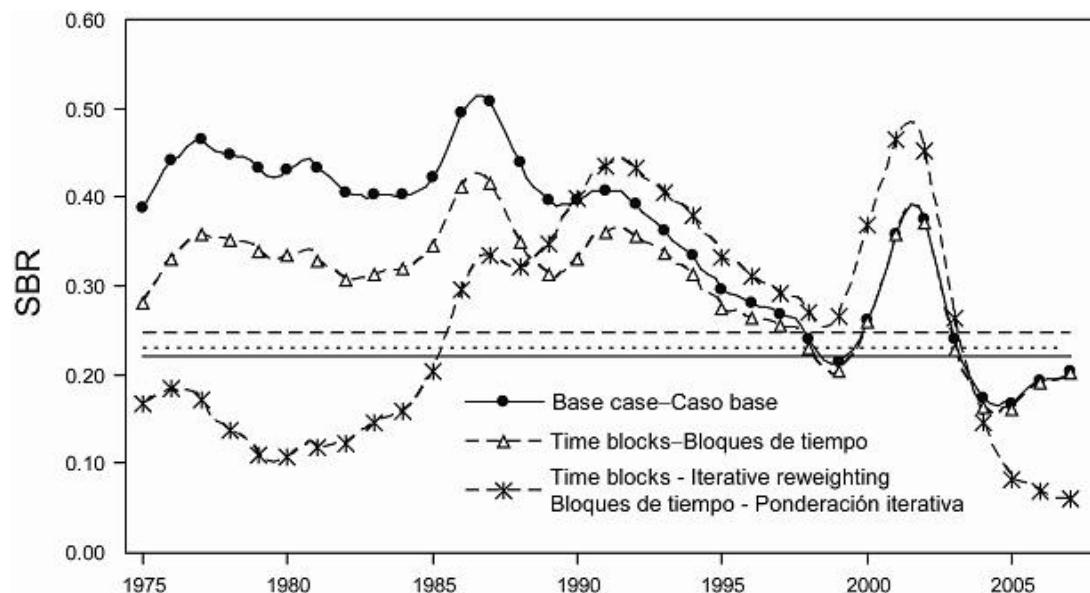


FIGURE F.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis and two models in which two time blocks were considered for selectivity and catchability of the southern longline fishery (with and without use of iterative reweighting).

FIGURA F.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis del caso base y dos modelos en los que se consideraron dos bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería de palangre del sur (con y sin el uso de ponderación iterativa).

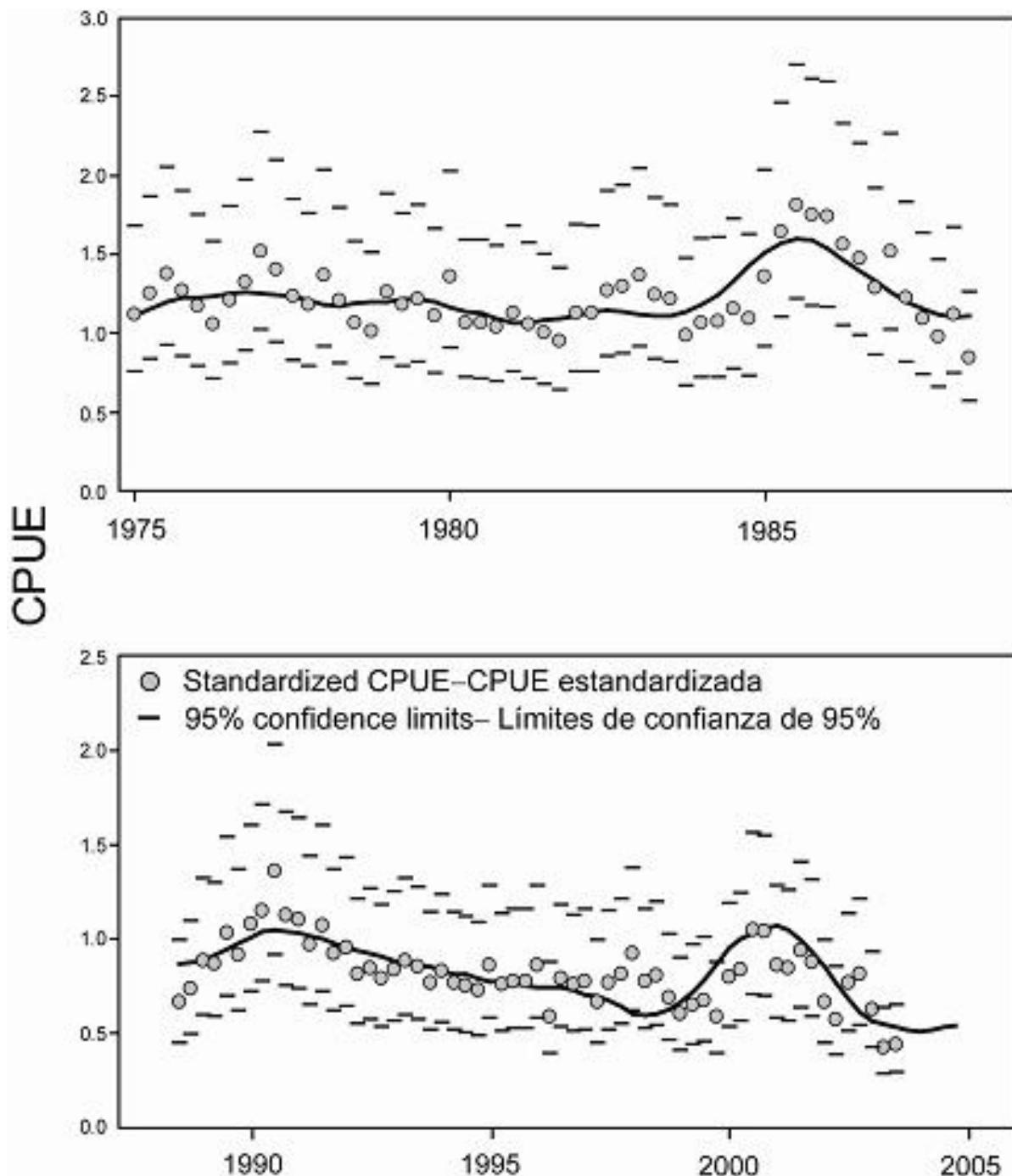


FIGURE F.4. Model fit to the southern longline CPUE data for the analysis considering two time blocks for selectivity and catchability of the southern longline fishery (Fishery 9), with no iterative reweighting applied.

FIGURA F.4. Ajuste del modelo a los datos de CPUE de la pesquería de palangre del sur del análisis que considera dos bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería de palangre del sur (Pesquería 9), sin aplicar una ponderación iterativa.

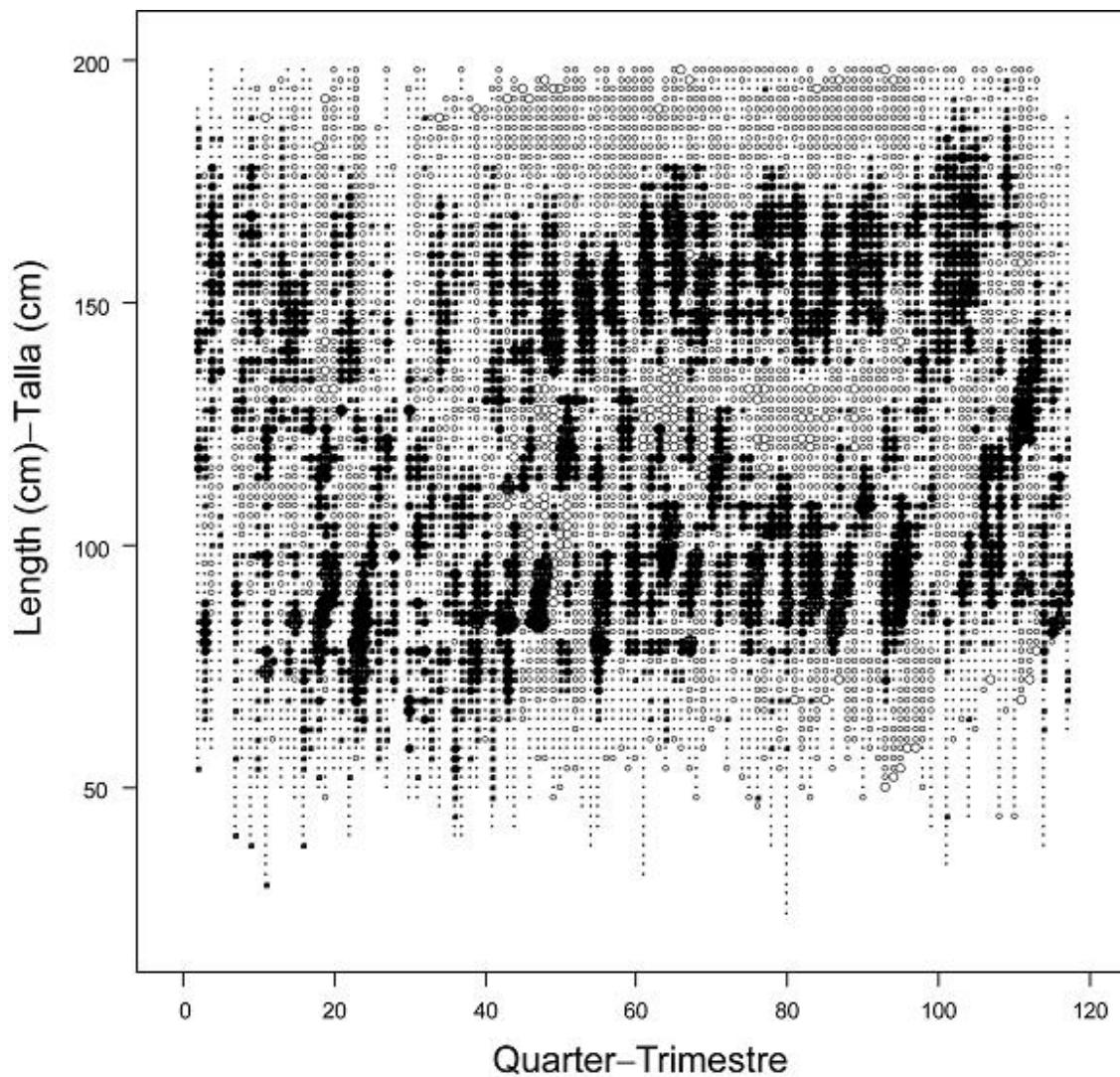


FIGURE F.5. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for the southern longline fishery (Fishery 9). Solid circles represent observations that are less than the model predictions; open circles correspond to observations that are higher than model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA F.5. Gráficas de los residuales de Pearson de los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la pesquería de palangre del sur (Pesquería 9). Los círculos sólidos representan observaciones menores que las predicciones del modelo; los círculos abiertos corresponden a observaciones mayores que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales.

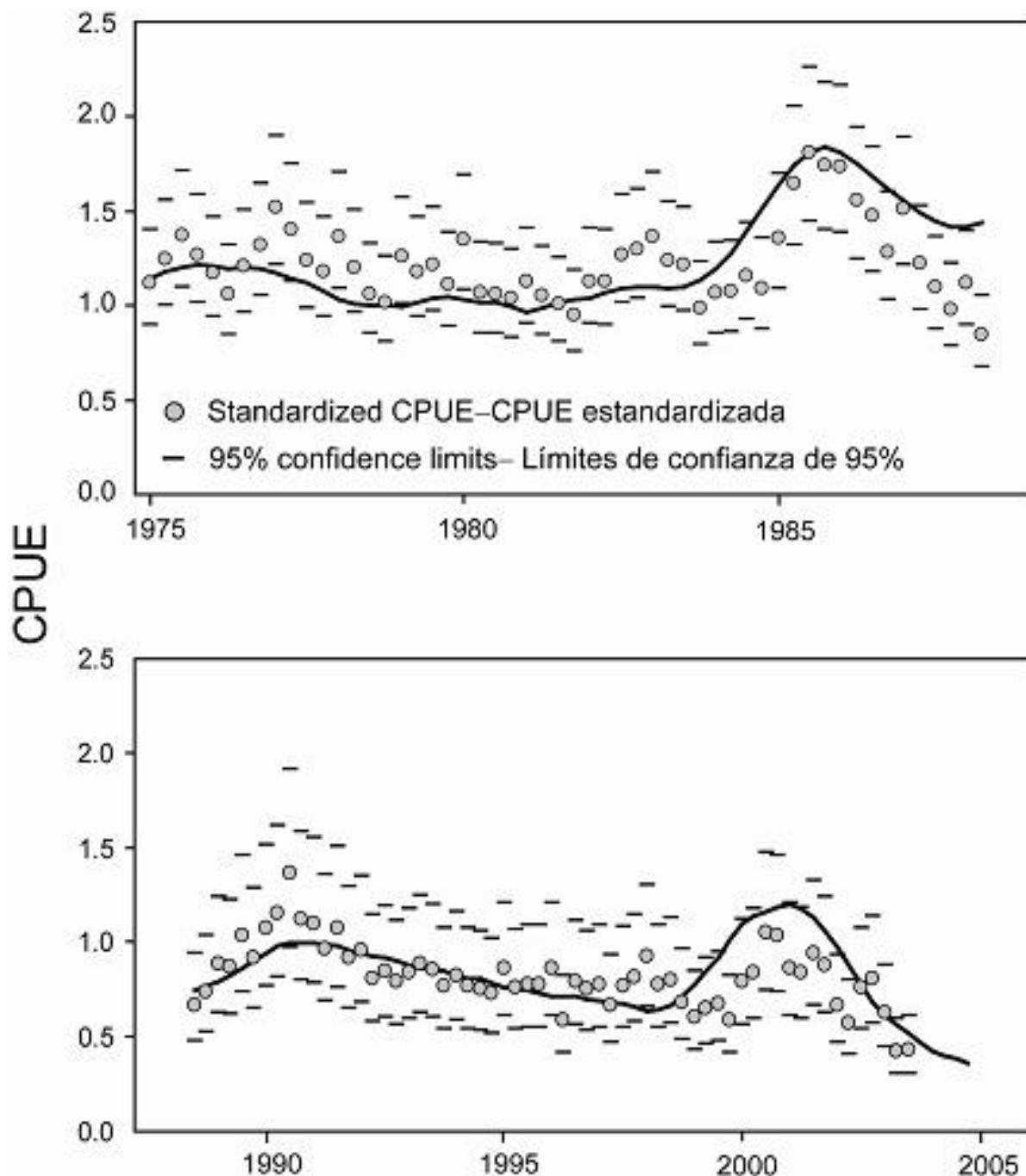


FIGURE F.6. Model fit to the southern longline CPUE data for the analysis considering two time blocks for selectivity and catchability of the southern longline fishery (Fishery 9), with iterative reweighting applied.

FIGURA F.6. Ajuste del modelo a los datos de CPUE de la pesquería de palangre del sur del análisis que considera dos bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería de palangre del sur (Pesquería 9), con ponderación iterativa aplicada.

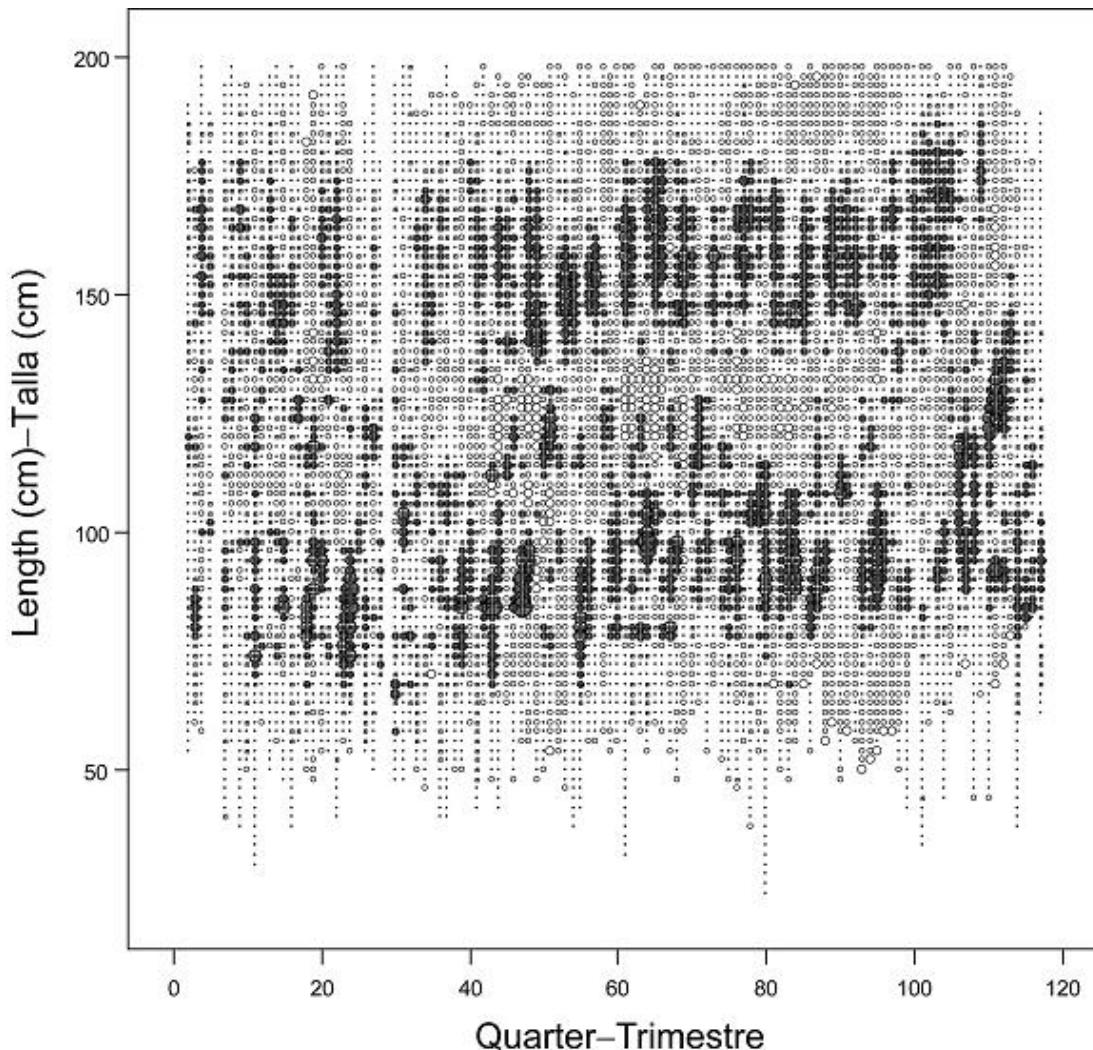


FIGURE F.7. Pearson residual plots for the model fits to the length composition data for the southern longline fishery (Fishery 9), using iterative reweighting. Solid circles represent observations that are less than the model predictions; open circles correspond to observations that are higher than model predictions. The sizes of the circles are proportional to the absolute values of the residuals.

FIGURA F.7. Gráficas de los residuales de Pearson de los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de la pesquería de palangre del sur (Pesquería 9), aplicando una ponderación iterativa. Los círculos sólidos representan observaciones menores que las predicciones del modelo; los círculos abiertos corresponden a observaciones mayores que las predicciones del modelo. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales.

**APPENDIX G: SENSITIVITY ANALYSIS FOR THE USE OF THE NEW JAPANESE
LONGLINE DATA**
**ANEXO G: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD AL USO DE LOS NUEVOS DATOS DE PALANGRE
JAPONESES**

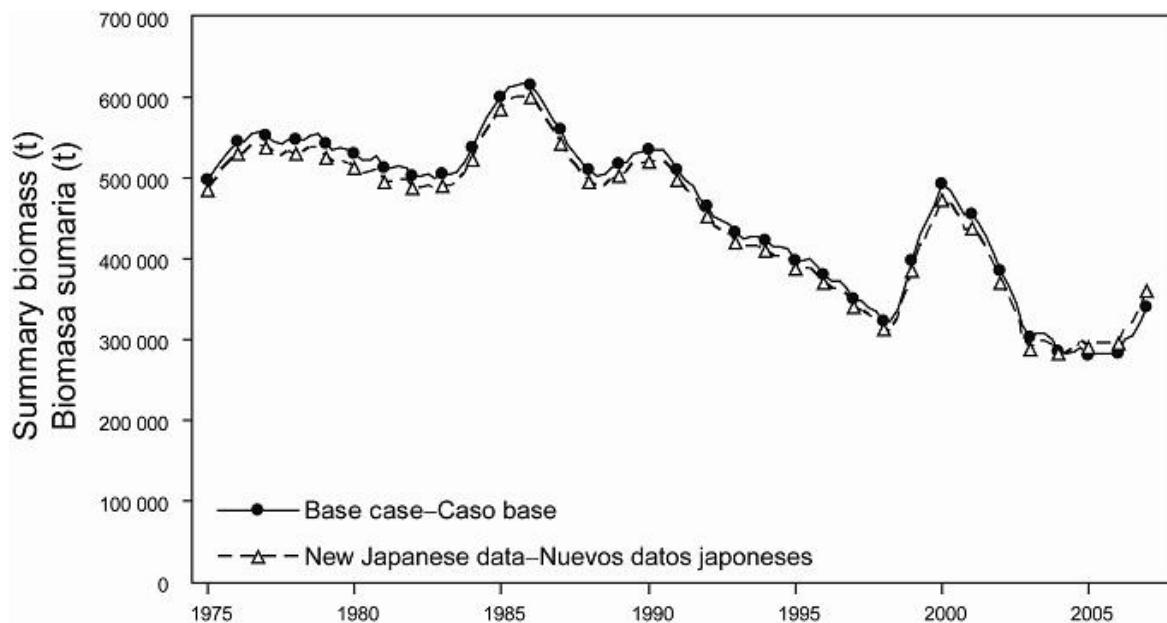


FIGURE G.1. Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the base case analysis with a model in which the new Japanese data were included. t = metric tons.

FIGURA G.1. Comparación de las estimaciones de biomasa de atún patudo del análisis del caso base con un modelo en el cual se incluyeron los nuevos datos de palangre japoneses. t = toneladas métricas.

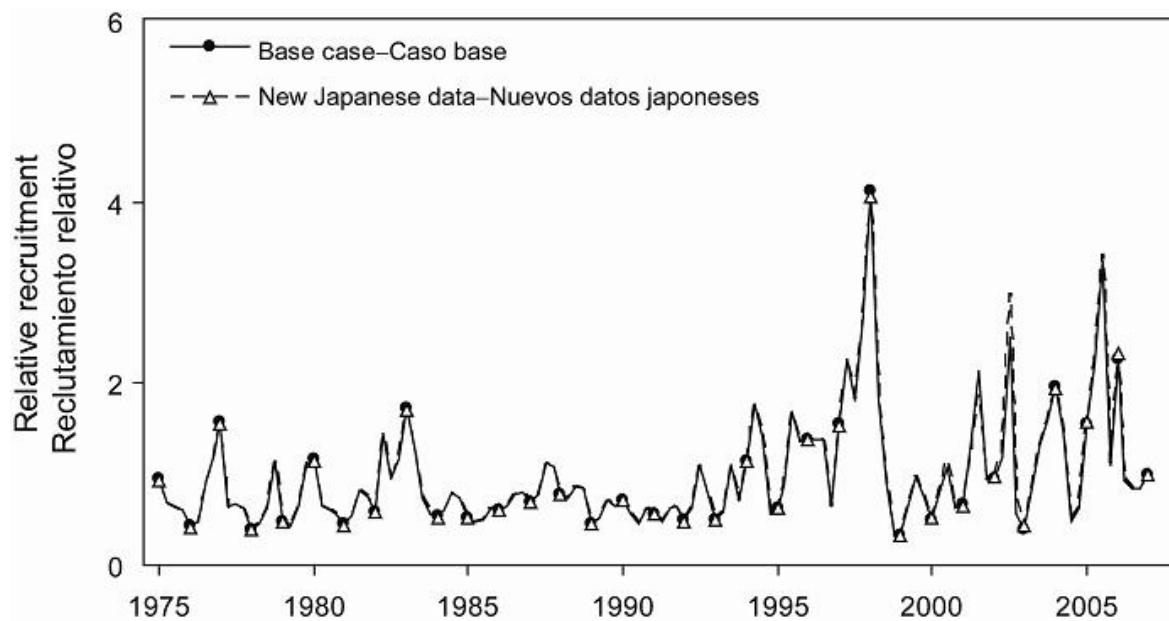


FIGURE G.2. Comparison of estimates of recruitment for bigeye tuna from the base case analysis with a model in which the new Japanese data were included.

FIGURA G.2. Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún patudo del análisis del caso base con un modelo en el cual se incluyeron los nuevos datos de palangre japoneses.

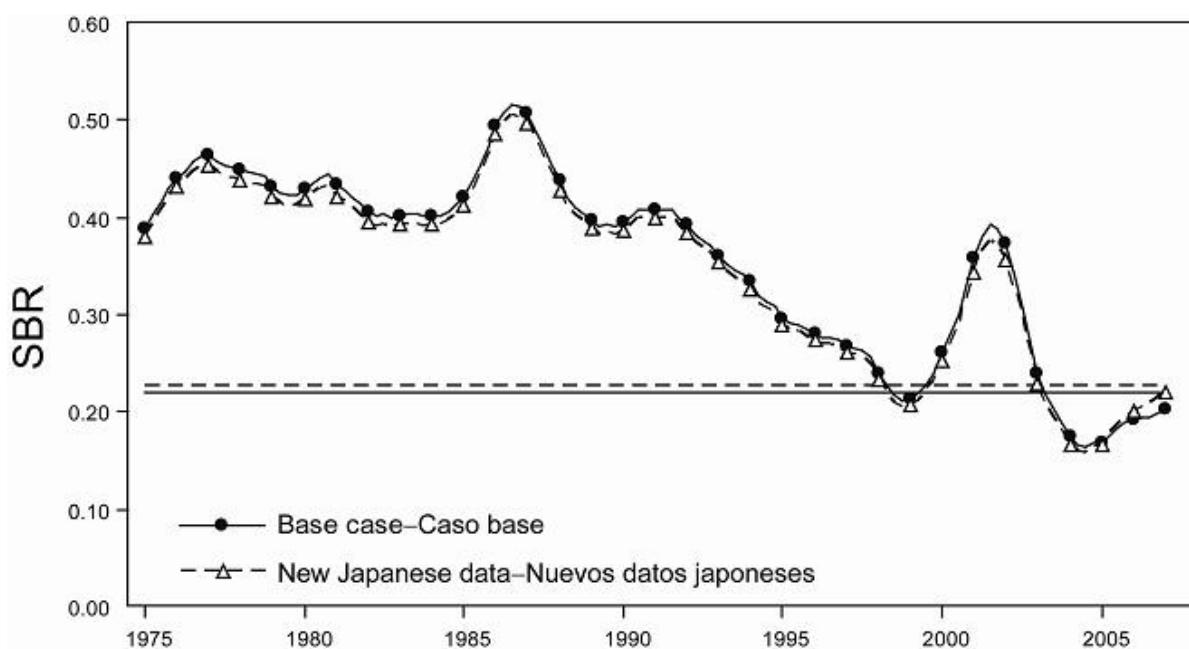


FIGURE G.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis with a model in which the new Japanese data were included.

FIGURA G.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 incluyeron los nuevos datos de palangre japoneses.

APPENDIX H: 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 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 H: 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: 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.

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

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

Year Año	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	0.11	0.11	0.11	0.10	0.10	0.10	0.10
1976	0.01	0.06	0.12	0.14	0.14	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13
1977	0.01	0.06	0.13	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18
1978	0.01	0.08	0.16	0.18	0.18	0.17	0.17	0.16	0.16	0.16
1979	0.01	0.06	0.13	0.17	0.17	0.17	0.17	0.16	0.16	0.16
1980	0.02	0.10	0.17	0.18	0.17	0.17	0.16	0.16	0.16	0.16
1981	0.01	0.07	0.14	0.16	0.16	0.15	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	0.18	0.17	0.17	0.17	0.17
1984	0.01	0.04	0.10	0.14	0.14	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13
1985	0.01	0.04	0.11	0.16	0.17	0.17	0.17	0.16	0.16	0.16
1986	0.01	0.04	0.15	0.22	0.23	0.23	0.23	0.23	0.23	0.23
1987	0.00	0.04	0.14	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	0.04	0.12	0.18	0.19	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18
1990	0.01	0.05	0.15	0.23	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25
1991	0.01	0.05	0.17	0.26	0.28	0.28	0.28	0.28	0.28	0.28
1992	0.01	0.05	0.16	0.23	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24
1993	0.06	0.06	0.16	0.22	0.23	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22
1994	0.19	0.19	0.28	0.30	0.27	0.25	0.24	0.24	0.24	0.24
1995	0.39	0.28	0.27	0.27	0.24	0.23	0.22	0.22	0.22	0.22
1996	0.55	0.43	0.32	0.27	0.22	0.19	0.19	0.18	0.18	0.18
1997	0.45	0.40	0.38	0.33	0.24	0.21	0.20	0.19	0.19	0.19
1998	0.26	0.26	0.25	0.27	0.26	0.26	0.25	0.25	0.25	0.25
1999	0.22	0.21	0.19	0.18	0.15	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13
2000	0.36	0.40	0.31	0.24	0.18	0.15	0.14	0.14	0.14	0.14
2001	0.39	0.43	0.32	0.28	0.24	0.23	0.22	0.22	0.22	0.22
2002	0.38	0.46	0.43	0.44	0.40	0.38	0.37	0.37	0.36	0.36
2003	0.37	0.38	0.37	0.38	0.35	0.34	0.33	0.33	0.33	0.33
2004	0.39	0.44	0.38	0.38	0.34	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32
2005	0.45	0.47	0.33	0.27	0.21	0.19	0.18	0.18	0.18	0.18
2006	0.34	0.40	0.30	0.24	0.19	0.16	0.16	0.15	0.15	0.15

TABLE H.2. Number of days fished in the four floating-object fisheries that operated since 1993, by quarter, and totals for each year.

TABLA H.2. Número de días de pesca en las cuatro pesquerías sobre objetos flotantes que operaron desde 1993, por trimestre, y los totales de cada año.

Year Año	Quarter Trimestre	Fishery—Pesquería				Total
		2	3	4	5	
1993	1	413	49	1439	30	1931
	2	67	98	1243	33	1440
	3	0	150	764	364	1279
	4	102	940	266	107	1415
	Total	581	1237	3712	534	6065
1994	1	336	76	1043	19	1474
	2	486	207	632	97	1421
	3	140	1200	1072	243	2655
	4	37	1549	782	128	2496
	Total	999	3031	3529	487	8046
1995	1	733	419	895	230	2277
	2	1021	305	500	212	2039
	3	666	1433	888	532	3519
	4	386	1203	492	822	2904
	Total	2806	3361	2775	1796	10738
1996	1	1035	741	1201	251	3228
	2	1145	558	528	327	2559
	3	1118	1410	1316	494	4338
	4	790	1388	936	756	3869
	Total	4087	4097	3980	1828	13993
1997	1	1063	936	831	197	3027
	2	1288	1143	1240	354	4026
	3	866	1505	1271	861	4502
	4	715	2461	1300	392	4868
	Total	3932	6046	4642	1803	16423
1998	1	1894	635	1294	292	4114
	2	1830	686	1211	473	4201
	3	1876	633	599	1737	4846
	4	492	962	682	1344	3480
	Total	6092	2916	3786	3847	16641
1999	1	322	837	866	486	2512
	2	264	1710	1152	532	3658
	3	173	1980	582	984	3719
	4	163	418	196	493	1269
	Total	922	4945	2796	2495	11158
2000	1	401	1498	655	452	3005
	2	575	2208	991	314	4088
	3	640	1591	2122	1189	5543
	4	191	600	862	393	2046
	Total	1806	5897	4630	2348	14682
2001	1	1343	996	1596	337	4272
	2	1517	1332	1166	461	4475
	3	1064	1845	1991	1236	6136
	4	993	1855	1260	980	5088
	Total	4917	6028	6012	3014	19971

TABLE H.2. (continued)
TABLA H2. (continuación)

Year Año	Quarter Trimestre	Fishery—Pesquería			Total	
		2	3	4		
2002	1	1874	654	1692	100	4319
	2	1617	732	651	453	3453
	3	853	1617	1219	863	4553
	4	435	1390	780	484	3088
	Total	4779	4393	4341	1900	15413
2003	1	1061	362	1128	309	2861
	2	1094	542	962	772	3370
	3	622	2339	1361	1303	5624
	4	1104	2675	808	675	5261
	Total	3880	5918	4260	3059	17117
2004	1	1463	408	1124	270	3265
	2	1397	279	377	730	2783
	3	596	1053	421	979	3050
	4	854	2423	427	657	4360
	Total	4310	4164	2348	2636	13458
2005	1	1143	778	1376	517	3814
	2	1142	1458	1693	1264	5556
	3	495	1415	1319	1082	4311
	4	1048	2381	1224	900	5553
	Total	3828	6032	5611	3763	19234

CONDICIÓN DEL ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL Y PERSPECTIVAS

por

Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder

ÍNDICE

1. Resumen ejecutivo	204
2. Datos	206
3. Supuestos y parámetros.....	209
4. Evaluación dela población	212
5. Condición de la población.....	220
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras.....	223
7. Direcciones futuras	225
Figuras	126
Tablas.....	172
Anexos	179
Referencias.....	226

1. RESUMEN EJECUTIVO

Este documento presenta la evaluación actual de la población de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). A diferencia de las evaluaciones previas, realizadas con el modelo ASCALA, fue efectuada con el modelo Stock Synthesis II. Hay varias diferencias entre los dos modelos, pero su estructura general y los datos usados son iguales. 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, índices de abundancia basados en captura por unidad de esfuerzo (CPUE), 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, mortalidad por pesca, y estructura de poblaciones. Se actualizaron los datos de captura, CPUE y frecuencia de talla de las pesquerías de superficie para incluir datos nuevos de 2006 y datos revisados de 2000-2005.

Se realizaron análisis para evaluar la sensibilidad a: (1) la consideración de una relación población-reclutamiento; (2) el uso de los datos de CPUE de la pesquería de palangre del sur solamente; 3) la estimación de los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy o la fijación del parámetro de talla asintótica de la curva de crecimiento a una estimación mínima o máxima (tres iteraciones de sensibilidad); (4) un ajuste a la captura de equilibrio inicial; 5) una reponderación iterativa de los datos; 6) el uso de dos bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería de palangre del sur (con y sin reponderación iterativa de los datos); y 7) la inclusión de nuevos datos de palangre japoneses.

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 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 patudo en asociación con objetos flotantes.

Dentro del rango de biomassas 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 614.898 toneladas (t) en 1986, tras lo cual disminuyó a un mínimo histórico de 278.962 toneladas al principio de 2005. 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, pero son muy sensibles al valor supuesto del parámetro de talla asintótica en la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy. Un valor menor del parámetro de talla asintótica produjo una biomasa y reclutamiento mayores. Cuando se usó solamente la CPUE de la pesquería palangrera del sur, se estimó que la biomasa disminuyó en los últimos años como consecuencia de un reclutamiento estimado menor.

Cuando se aplicó una reponderación iterativa de las desviaciones estándar y el tamaño de muestra efectivo de las funciones de verosimilitud, se dio más peso a los datos de frecuencia de talla y se estimó que la biomasa fue menor en los segmentos temprano y tardío de la serie de tiempo, en comparación con el caso base.

Cuando se aplicaron bloques de tiempo a la selectividad y capturabilidad de la pesquería palangrera del sur, el patrón de residuales del ajuste del modelo a los datos de composición de tamaño de esta pesquería mejoró. A diferencia de la aplicación de una reponderación iterativa al caso base sin considerar bloques de tiempo, el modelo se ajustó muy estrechamente al índice de abundancia de CPUE de la pesquería palangrera del sur. La biomasa fue similar a aquélla estimada en el caso base cuando se aplicó una reponderación iterativa.

Se realizó un análisis de sensibilidad de los resultados de la evaluación a la inclusión de los nuevos datos de palangre japoneses. Los resultados de la evaluación mostraron poca sensibilidad a estos datos.

Al principio de enero de 2007, 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 0,20, un 19% menos que el nivel correspondiente al rendimiento máximo sostenible promedio (RMSP).

Se estima que las capturas recientes han estado alrededor del nivel de RMSP. 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 RMSP es aproximadamente el 77% de nivel de esfuerzo actual (2004-2005). El RMSP 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 RMSP fue mayor que el RMSP actual, y la mortalidad por pesca fue inferior a F_{RMSP} .

Ocho de los once escenarios considerados sugieren que, al principio de 2007, la biomasa reproductora (S) estuvo por debajo del nivel correspondiente al RMSP (S_{RMSP}). Las tres excepciones fueron los análisis en los que se estimaron (en lugar de fijar) los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy, se incorporó el valor bajo supuesto del parámetro de talla asintótica de la curva de crecimiento, y se ajustó el modelo a la captura de equilibrio inicial. El RMSP 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, excepto aquél que incorpora los dos bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería de palangre del sur (con y sin reponderación iterativa de los datos) y aquél de valor bajo supuesto de la talla asintótica, la mortalidad por pesca está muy por encima de F_{RMSP} .

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 RMSP 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 la [Resolución C-04-09](#) son insuficientes para permitir a la población permanecer en niveles que soportarían el RMSP.

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 2006 para llevar a cabo la evaluación de la población de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Los datos de 2006, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT hasta mediados de marzo de 2007. Se resumen y analizan los datos por trimestre.

2.1. Definiciones de las pesquerías

Se definen trece 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, y zona de la CIAT de muestreo de frecuencia de tallas o latitud. 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 tamaños 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.

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 aquélla 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 2000-2005 dividiendo la captura total de todos los años y trimestres de las estimaciones de composición por especie par 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 incorporaron también en la presente evaluación datos actualizados y nuevos de captura de las pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9). Se dispuso de datos nuevos o actualizados de China (2001-2005), Corea (2003-2005), y Taipei Chino (2002-2005). Se dispone de datos de captura de 2006 para China, 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 trimestre entre enero de 1975 y diciembre de 2006. Hubo una variación sustancial anual y trimestral en las capturas de patudo de todas las pesquerías faenando en el OPO (Figura 2.2). Antes de 1996, aproximadamente, la flota palangrera (Pesquerías 8 y 9) 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.

Aunque los datos de captura presentados en la Figura 2.2 están expresados en peso, se usan las capturas en número de peces para tomar en cuenta la pesca palangrera de patudo en la evaluación de la población.

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 recientemente han ocurrido des 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 y 9).

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) de 2000-2005 y se incluyeron datos nuevos de 2006. Se dispuso de datos nuevos (2004-2005) de captura y esfuerzo de las pesquerías palangreras japonesas. En la Figura 2.4 se ilustran las tendencias en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las 13 pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO. El esfuerzo de pesca es en días de pesca en el caso de las artes de superficie, y en anzuelos estandarizados en el caso del palangre (Pesquerías 8 y 9).

Se obtuvieron estimaciones de la captura por unidad de esfuerzo estandarizada (1975-2004) 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).

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).

En la Figura 2.5 se ilustra la serie de tiempo de 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 2006 y actualizados de 2000-2005 para las

pesquerías de superficie. Se dispone de nuevos datos de frecuencia de talla (2004-2005) de la flota palangrera japonesa. 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.

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

Los vectores de mortalidad natural (M) por edad se basan en ajustes a proporciones de hembras por edad, madurez a edad, y estimaciones de mortalidad natural de Hampton (2000) (Figura 3.2). Maunder y Hoyle (2007) usaron un calendario de mortalidad natural para los sexos combinados; la presente evaluación usa un modelo específico por sexo, y por lo tanto incluye un calendario de mortalidad natural para cada sexo. Se supone que la mortalidad natural de las hembras aumenta después de que maduran. Sigue en pie la observación previa que distintos niveles de mortalidad natural ejercieron una influencia importante sobre el tamaño absoluto de la población y el tamaño de la población relativo al que corresponde el RMSP (Watters y Maunder 2001). Harley y Maunder (2005) realizaron un análisis de sensibilidad para evaluar el efecto de incrementar la mortalidad natural de patudo de menos de 10 trimestres de edad.

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).

Tanto SS2 (el modelo usado actualmente, descrito en la sección 4) como A-SCALA (el modelo previo) permiten 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, y la estructura inicial por edad de la población. 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 el cual caso el reclutamiento es una función lineal de la biomasa reproductora) y 1,0 (en el 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 un límite a 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). En la Tabla 3.1 se presentan los índices de fecundidad usados en la presente evaluación.

3.1.4. Desplazamientos

La presente evaluación no considera los desplazamientos explícitamente, sino que se supone que las tasas de desplazamiento del patudo en el OPO son lo suficientemente rápidas como para asegurar 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 es posible que estos estudios produzcan información útil para la evaluación de la población.

3.1.5. Estructura de la población

No se dispone de suficientes datos para poder determinar si hay una o varias poblaciones de patudo en el Océano Pacífico. 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 del Japón. 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 ASCALA. 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. El análisis 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

Se usa actualmente el método Stock Synthesis II (SS2; Methot 2005) para evaluar la condición de la población de atún patudo en el OPO. Se investigó este método para uso en las evaluaciones de los atunes del OPO, y fue comparado con A-SCALA y otros métodos de evaluación en una reunión técnica sobre métodos de evaluación de poblaciones, organizada por la CIAT en 2005 (Maunder 2006). Se realizaron mayores investigaciones y comparaciones con A-SCALA en una reunión sobre estrategias de ordenación convocada por la CIAT en 2006 (Maunder 2007). El método y el software de SS2 fueron demostrados a los participantes durante un seminario especial de un día.

SS2 es diferente de A-SCALA en varios aspectos, pero el concepto general de un modelo de evaluación de poblaciones estadístico integrado (ajustado a muchos tipos de datos diferentes) es el mismo. Una diferencia importante es la forma de modelar la captura. A-SCALA sigue el método de MULTIFAN-CL y ajusta a los datos de captura observada. La captura predicha se basa en la ecuación de captura de Baranov. La relación mortalidad por pesca-esfuerzo incluye un desvío temporal del esfuerzo que se estima como parámetro del modelo con una pena basada en el supuesto distribucional. Estos supuestos extraen la información de abundancia de los datos de captura y esfuerzo. SS2 modela la captura extraída en el punto medio del período de tiempo, e integra la información de abundancia de la captura y el esfuerzo en la forma de índices de abundancia relativa.

La versión actual de SS2 está limitada en la forma estructural que se puede usar para el crecimiento y la mortalidad natural en comparación con la que se usa en A-SCALA. El crecimiento sigue una curva de von Bertalanffy y la mortalidad natural puede tener solamente dos niveles, para individuos jóvenes y viejos, con una relación lineal para interpolar entre estos valores.

Se ajusta el modelo de evaluación 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 aumentan al máximo una verosimilitud constreñida, dada la cantidad de captura tomada por cada pesquería. Muchos aspectos del modelo son descritos en la Sección 3, pero el modelo 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 (Pesquería 9) y la Pesquería 7, y los peces de mayor edad son los más vulnerables a estas artes (es decir, las curvas de selectividad de las Pesquerías 7 y 9 aumentan monótonicamente).
3. Los datos de las pesquerías que capturan patudo en cardúmenes no asociados (Pesquerías 6 y 7), las pesquerías pre-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 primer 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 13 pesquerías (Pesquerías 10-13 tienen curvas de selectividad supuestas);
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. índices de fecundidad 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.

Los cálculos del RMSP o proyecciones a futuro se basaron en estimaciones de las tasas medias de explotación, por arte, en 2003 y 2004, por lo que las estimaciones más recientes no fueron incluidas en estos cálculos. Se determinó, mediante análisis retrospectivos (Maunder y Harley 2003), que las estimaciones más recientes eran inciertas y no deberían ser consideradas. Se probó la sensibilidad de las estimaciones de cantidades de ordenación clave a este supuesto.

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 (2-8):

1. Evaluación del caso base: inclinación de la relación población-reclutamiento = 1 (no hay relación entre población y reclutamiento), estimaciones de composición de especies de las capturas de las pesquerías de superficie escaladas a 1975, CPUE de palangre estandarizada por el modelo lineal general 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 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 a la estimación del crecimiento a partir de observaciones de talla a edad derivadas de lecturas de otolitos. Los parámetros de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy fueron

estimados a partir de los datos de otolitos. Los parámetros de la relación lineal de variación de la talla a edad fueron asimismo estimados. Además, se realizaron análisis de sensibilidad al fijar (en lugar de estimar) el parámetro de talla asintótica a un valor inferior de 171,5 cm y un valor superior de 201,5 cm.

5. Sensibilidad al ajuste a la captura de equilibrio inicial. Este análisis supone que la captura antes del comienzo del período del modelo (1975) es similar a aquélla de 1975-1976.
6. Sensibilidad al uso de reponderación iterativa de los datos. Las desviaciones estándar de las funciones de verosimilitud para los índices de abundancia y los tamaños de la muestra de las funciones de verosimilitud para los datos de frecuencia de talla son ajustadas, con base en el error cuadrado medio del ajuste del modelo al conjunto de datos respectivo.
7. Sensibilidad a la consideración de dos bloques de tiempo de selectividad y capturabilidad para la pesquería palangrera del sur (Pesquería 9) y el índice de abundancia de CPUE. Este análisis fue realizado con el objetivo de mejorar el patrón de residuales del ajuste del modelo del caso base a los datos de composición por tamaño.
8. Sensibilidad a la inclusión de los nuevos datos de palangre japoneses (datos nuevos de CPUE de 2005 y de frecuencia de talla de 2004-2005 de la pesquería palangrera del sur).

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 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 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 G (Tabla G.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. En la evaluación previa (Maunder y Hoyle 2006), el índice ambiental no fue estadísticamente significativo (Maunder y Hoyle 2006) o explicó solamente una pequeña proporción de la variación total del reclutamiento (Maunder y Hoyle 2007), y por lo tanto no fue incluido en el análisis.

Dentro del rango de biomassas 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 biomassas 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 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 unos pocos conjuntos de datos 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.

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 615.000 toneladas en 1986, tras lo cual disminuyó a un nivel mínimo histórico de unas 279.000 toneladas al principio de 2005.

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.

Existe incertidumbre en las biomassas estimadas de patudo de 3+ trimestres y de reproductores también. El CV medio de las estimaciones de la biomasa reproductora es 0,13.

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, lo cual refleja los supuestos sobre las desviaciones estándar usadas en las funciones de verosimilitud.

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.

El ajuste a los datos medido por el error cuadrático medio sugiere que el modelo se ajusta al índice de CPUE de las Pesquerías 2 y 9 mejor que lo que se refleja en los CV supuestos en las funciones de verosimilitud. El modelo se ajusta a los datos de CPUE de las otras pesquerías peor que lo que se refleja en los CV supuestos en las funciones de verosimilitud. Con respecto a los datos de frecuencia de talla, 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. Se realizó un análisis de sensibilidad, usando reponderación iterativa para determinar las desviaciones estándar y tamaños de muestra apropiados para las funciones de verosimilitud basadas en el ajuste a los datos, para investigar la ponderación de los conjuntos de datos.

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 (2006) o dos años (2006 y 2005) de datos (Figura 4.12). Estos análisis señalaron un incremento de la biomasa en los años más recientes (2004 y 2005), mientras que el caso base indicó una tendencia estable durante el mismo período. Esto corrobora los resultados de análisis retrospectivos previos realizados con A-SCALA, que indican que las estimaciones recientes de biomasa son sujetas a sesgos retrospectivos (Harley y Maunder, 2004).

4.4. Análisis de sensibilidad

Se presentan los resultados de los cinco análisis de sensibilidad realizados 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), estimar el crecimiento y suponer estimaciones del parámetro de talla asintótica de la curva de crecimiento de von Bertalanffy (Anexo C), ajuste a la captura de equilibrio inicial (Anexo D), reponderación iterativa (Anexo E), el uso de dos bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería palangrera de sur (Anexo F), y la inclusión de los nuevos datos de palangre japoneses (Anexo G). 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).

Cuando se usó solamente la CPUE de la pesquería palangrera de sur, la biomasa estimada fue generalmente mayor, pero disminuye en el año más reciente en el análisis de sensibilidad, pero no en el caso base (Figura B.1). Esto se debe al reclutamiento más bajo estimado en el análisis de sensibilidad (Figura B.2).

Cuando se estimaron en el modelo la talla media a edad y la variación de la talla a edad, la biomasa

estimada fue mayor que en caso base (Figura C.1). El reclutamiento estimado es menor y el reclutamiento ocurre un trimestre más tarde (Figura C.2). Todos los modelos estimaron tasas de crecimiento mayores para los peces más jóvenes con respecto al caso base, y desviaciones estándar menores en la talla a edad en el caso de los peces de mayor edad (Figura C.4). El valor supuesto del parámetro de talla asintótica de la curva de crecimiento de von Bertalanffy fue fijado en un valor mínimo de 171,5 cm, 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 en un valor máximo de 201,5 cm. La biomasa y el reclutamiento estimados son muy sensibles al valor del parámetro de talla asintótica (Figuras C.1 y C.2); son mayores con un valor menor de dicho parámetro. Maunder y Hoyle (2007) obtuvieron resultados similares usando A-SCALA. Esto se explica con la necesidad de ajustar los datos de frecuencia de talla con selectividad asintótica de la pesquería palangrera del sur (Maunder y Hoyle 2007).

Cuando se ajustó el modelo a la captura de equilibrio inicial, se estimó que la biomasa es mayor que en el caso base y que disminuyó de 1975 a 1980 (Figura D.1). El reclutamiento fue generalmente mayor que en el caso base (Figura D.2).

Cuando se aplicó reponderación iterativa a las desviaciones estándar y el tamaño de muestra efectivo de las funciones de verosimilitud, la biomasa estimada fue menor que en el caso base (Figura E.1). Las diferencias fueron particularmente grandes al principio y al fin de la serie de tiempo. El reclutamiento fue generalmente mayor que en el caso base (Figura E.2). Tal como se esperaría, en el caso de la Pesquería 2 las desviaciones estándar de los índices de CPUE aumentaron, resultando en un peso menor asignado a los índices de abundancia. El tamaño de muestra efectivo de todos los datos de frecuencia de talla aumentó, lo cual resultó en la asignación de un peso mayor a estos datos. Los resultados indican que mayores interacciones resultarían en la asignación de un peso todavía menor a los índices de abundancia de CPUE. No se realizaron mayores interacciones porque el ajuste a los datos de la pesquería palangrera del sur, el índice de abundancia principal en la evaluación, no fue satisfactorio (Figura E.4).

Se consideraron dos bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería palangrera de sur (Pesquería 9). Tal como se esperaba, el ajuste a los datos de CPUE de esta pesquería ha mejorado (Figura F.4.). La serie de tiempo de biomasa es similar a aquélla estimada por el caso base, con las mayores diferencias en la porción temprana de la serie de tiempo, para la cual el análisis de bloques de tiempo estimó una biomasa menor (Figura F.1). El modelo se ajusta estrechamente a los datos de CPUE de la pesquería palangrera de sur durante los dos bloques de tiempo considerados (Figura F.4). Cuando se aplicó una reponderación iterativa, las diferencias en la biomasa durante la parte temprana del período fueron mayores y los niveles de biomasa menores que aquéllos estimados por el caso base en los años más recientes. De nuevo, hubo más peso en los datos de frecuencia de talla y el ajuste a los datos de CPUE empeoró (Figura F.6). No obstante, el ajuste a la pesquería palangrera de sur es todavía mejor que cuando se aplicó reponderación iterativa al caso base sin bloques de tiempo.

Los resultados del caso base mostraron poca sensibilidad a la inclusión de los nuevos datos de palangre japoneses (Anexo G).

Otras presentaciones de análisis de sensibilidad, incluyendo la investigación de la estimación del crecimiento, los efectos ambientales sobre el reclutamiento y la capturabilidad, y la mortalidad natural, fueron realizadas por Watters y Maunder (2002), Harley y Maunder (2004, 2005), y Maunder y Hoyle (2007).

4.5. Comparación con evaluaciones previas

4.5.1. Comparaciones con A-SCALA

La evaluación actual usa un nuevo modelo de evaluación (SS2), diferente del modelo A-SCALA usado en evaluaciones previas (ver Sección 4). Por lo tanto, es útil comparar los resultados del nuevo modelo aquéllos de A-SCALA. Las tendencias de la biomasa estimada son generalmente iguales para los dos

modelos, excepto que A-SCALA estima que la biomasa ha aumentado rápidamente en los años más recientes (Figuras 4.13 a 4.15). Este aumento en la abundancia se debe en parte a los datos de captura y esfuerzo de la Pesquería 4, que son excluidos del modelo de evaluación actual. Cabe notar que las estimaciones actuales de abundancia son normalmente las más inciertas y sujetas a sesgos retrospectivos. Esto es aparente en el análisis retrospectivo con los datos de 2006 excluidos, que produce resultados más parecidos a los de A-SCALA (ver Sección 4.3.2). Hay una mayor diferencia en las estimaciones de biomasa absoluta, biomasa reproductora, y el SBR. La evaluación actual estima valores mayores que A-SCALA, debido parcialmente a las diferencias en las curvas de crecimiento usadas en los dos modelos.

Las tendencias del reclutamiento son muy similares para los dos modelos (Figuras 4.16). Una diferencia importante es que A-SCALA estima dos reclutamientos recientes mucho mayores, que probablemente impulsan el aumento rápido reciente de la abundancia.

4.5.2. Comparaciones con evaluaciones previas

La evaluación de A-SCALA que usa los datos más recientes es similar a la evaluación previa, que también usó A-SCALA. Por lo tanto, las comparaciones de la presente evaluación, que usa SS2, con la evaluación de Maunder y Hoyle (2007) son similares a aquéllas descritas en la sección anterior.

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 biomassas 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 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 patudos de 3+ trimestres de edad aumentó durante 1983-1984, y alcanzó su nivel pico de 614,898 toneladas en 1986, tras lo cual disminuyó a una mínima histórica de 278,962 toneladas al principio de 2005. 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 biomassas 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.

Las estimaciones de reclutamiento y biomasa son tan sólo moderadamente sensibles a la inclinación de la relación población-reclutamiento. Las estimaciones de reclutamiento y biomasa fueron muy sensibles al valor supuesto del parámetro de talla asintótica en la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy. Un valor menor produjo una biomasa y reclutamiento mayores. Cuando se usó solamente la CPUE de la pesquería palangrera de sur, se estimó que la biomasa disminuyó en los años más recientes como

resultado de un reclutamiento menor estimado.

Cuando se aplicó reponderación iterativa de 1 las desviaciones estándar y el tamaño de muestra efectivo de las funciones de verosimilitud, se dio más peso a los datos de frecuencia de talla y se estimó que la biomasa fue menor en las porciones temprana y tardía de la serie de tiempo, con respecto al caso base.

Cuando se aplicaron bloques de tiempo a la selectividad y capturabilidad de la pesquería palangrera del sur, el patrón de residuales del ajuste del modelo a los datos de composición por talla de esta pesquería mejoró (Figura F.5). A diferencia de la aplicación de reponderación iterativa al caso base sin considerar bloques de tiempo, el modelo se ajustó muy estrechamente al índice de abundancia de CPUE de la pesquería palangrera del sur (Figura F.6). La biomasa fue similar a aquélla estimada en el caso base usando reponderación iterativa.

Los resultados de la evaluación del caso base mostraron poca sensibilidad a la inclusión de los nuevos datos de palangre japoneses .

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 RMSP.

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 permitan capturar el RMSP 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 aquélla 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 RMSP cuando el SBR está entre 0,3 y 0,5, y que otras no son capaces de producir el RMSP 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 RMSP ($SBR_{RMSP} = S_{RMSP}/S_{F=0}$).

Se computaron estimaciones de SBR_t para el patudo en el OPO a partir de la evaluación del caso base. En la Sección 4.2.3 se presentan estimaciones de la biomasa reproductora durante el período de pesca. Se estimó el SBR correspondiente al RMSP (SBR_{RMSP}) en un 0,22.

Al principio de enero de 2007, la biomasa reproductora de patudo en el OPO estuvo cerca del nivel bajo histórico (Figura 5.1). En ese momento el SBR era aproximadamente 0,20, 10% menos que el nivel correspondiente al RMSP.

Al principio de 1975, el SBR era aproximadamente 0,39 (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 0,51. 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 0,21 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 0,37 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 2005, 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).

5.2. Evaluación de la condición de la población con base en RMSP

Mantener las poblaciones de atunes en niveles que permitan capturar el RMSP es el objetivo especificado por la Convención de la CIAT. Una definición del RMSP es el rendimiento máximo a largo plazo que se puede lograr bajo condiciones medias usando el patrón actual de selectividad por edad de todas las pesquerías combinadas. Watters y Maunder (2001) describen cómo se calculan el RMSP 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 RMSP 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 RMSP con los parámetros estimados de la evaluación del caso base y patrones estimados de mortalidad por pesca promediados para 2004 y 2005. Por tanto, aunque se presentan estos resultados basados en RMSP 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 2007, la biomasa reproductora de patudo en el OPO parece haber sido un 10% menos que S_{RMSP} , y se estima que las capturas recientes han mayores que S_{RMSP} (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_{RMSP} es aproximadamente el 77% del nivel actual de esfuerzo.

Se estiman las cantidades basadas en el RMSP 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 RMSP, y sus cantidades asociadas, son sensibles al patrón de selectividad por edad que se usa en los cálculos. Las cantidades basadas en RMSP 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 RMSP 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 RMSP sería aproximadamente 33% menos. Si el patudo fuese capturado por la pesquería palangrera solamente, el RMSP sería aproximadamente 89% mayor que lo que se estima para todas las artes combinadas. Para lograr este nivel de RMSP, el esfuerzo palangrero necesitaría ser incrementado un 320%.

Las cantidades relacionadas con el RMSP varían con la composición por talla de la captura. En la Figura 5.2 se ilustra la evolución de cuatro de éstas durante 1975-1995. Antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMSP era mayor que el RMSP actual, y la mortalidad por pesca era menor que aquélla correspondiente al RMSP (Figura 5.2).

Cuando se estima el RMSP usando las tasas medias de mortalidad por pesca de 2003-2004, es un 9% mayor que el caso base; cuando se estima usando las tasas medias de mortalidad por pesca de 2005-2006, es un 7% menor.

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 RMSP. En general, los puntos de referencia no fueron rebasados hasta los años recientes. Las dos estimaciones más recientes indican que la población de patudo en el OPO se encuentra sobre pescada ($S < S_{RMSP}$) y que la pesca actual es excesiva ($F > F_{RMSP}$).

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 RMSP es 0,31, comparado con 0,22 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 (0,55). El multiplicador de F es considerablemente mayor con una talla asintótica reducida, indicando que el esfuerzo debería ser incrementado, pero considerablemente menor con la talla asintótica mayor (Tabla 5.1). Todos los análisis excepto aquéllos en los que se estimó el crecimiento y supuso una talla asintótica mayor, así como el caso en el cual el modelo fue ajustado a la captura de equilibrio inicial, estiman que el SBR actual es menor que el SBR_{RMSP} .

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 2007, 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 0,20, un 10% menor que el nivel correspondiente al RMSP (SBR_{RMSP}).

Se estima que las capturas recientes han estado alrededor del nivel de RMSP (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 RMSP es aproximadamente el 77% de nivel de esfuerzo actual (2004-2005). El RMSP 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 RMSP era mayor que el RMSP actual, y la

mortalidad por pesca era menor que F_{RMSP} (Figura 5.2).

Todos los análisis, excepto aquél en el que se estimaron los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy, aquél que incorpora el valor bajo supuesto del parámetro de talla asintótica de la curva de crecimiento, y el ajuste del modelo a la captura de equilibrio inicial, señalan que, al principio de 2007, la biomasa reproductora estuvo por debajo de S_{RMSP} (Tablas 5.1 y 5.2). El RMSP 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, excepto aquél que incorpora los bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería de palangre del sur (con y sin reponderación iterativa de los datos) y el valor bajo supuesto de la talla asintótica, la mortalidad por pesca está muy por encima de F_{RMSP} .

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 2004 y 2005. 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 en 2004 y 2005, lo cual refleja 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 2004-2006, 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 2007-2011, 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 y 9). 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 la [Resolución C-04-09](#)).

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 a alrededor del nivel que soportaría el RMSP en 2009, y luego disminuirá (Figura 6.1a). Se estima que la biomasa reproductora está actualmente en su punto máximo, y 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 2007, pero que comenzarán a disminuir antes de 2010 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

La [Resolución C-04-09](#) contempla restricciones sobre el esfuerzo certero y las capturas palangreras en 2004: 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 aplicasen estas medidas de conservación. 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.

Queda claro que las reducciones en la mortalidad por pesca que podrían resultar de la [Resolución C-04-09](#) son insuficientes para permitir a la población mantener niveles correspondientes al RMSP.

6.2.3. Análisis de sensibilidad

El análisis que incluye una relación población-reclutamiento indica que la población está sustancialmente por debajo de SBR_{RMSP} , 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 RMSP, 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 RMSP.

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. Modelar una pesquería palangrera separada para la captura que es reportada en peso y compartir la selectividad la pesquería palangrera cuya captura es reportada en número. Esto hará que la conversión de peso a número sea consistente con los datos de frecuencia de talla y la dinámica de la población.
2. Usar un modelo estacional para permitir realizar las proyecciones sobre una base trimestral.
3. Incluir un vector de mortalidad natural por edad para permitir incorporar una mortalidad natural mayor para el patudo joven.
4. 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 aquélla usada en las evaluaciones previas que usaron A-SCALA.
5. Facilitar la ejecución de proyecciones con tasas de explotación fijas.
6. Evaluar de nuevo las definiciones de las pesquerías.
7. Determinar ponderaciones apropiadas de los distintos conjuntos de datos.

Continuará la colaboración con el personal de la Secretaría de la Comunidad del Pacífico en el modelo del patudo del Pacífico entero.

REFERENCES—REFERENCIAS

- Anonymous. 2006. Report of the Albacore Working Group Meeting (November 28-December 2, 2005, La Jolla, CA, U.S.A.): 30 p.
[\(http://isc.ac.affrc.go.jp/isc6/ISC06_Annex%206_ISC-ALBWG_Report_Final.pdf\)](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.
[\(http://www.spc.int/oceanfish/Html/SCTB/SCTB15/BET-1.pdf\)](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.
[\(http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB16/bet1.pdf\)](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.
[\(http://www.spc.int/oceanfish/Html/WCPFC/SC1/pdf/SC1_SA_WP_2_SUP.pdf\)](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 Asses. 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.iattc.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_WPBT-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.iattc.org/PDFFiles2/Management-strategies-WS-Oct-06-ReportENG.pdf>)
- Maunder, M.N. (compiler). 2006. Report from the workshop on stock assessment methods, IATTC, La Jolla, California (USA), 7-11 November 2005. (<http://www.iattc.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 Hoyle, S.D. 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.
[\(<http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/315833.pdf>\)](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.