

**INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION**  
**COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL**

Stock Assessment Report 4

Informe de Evaluación de Stocks 4

**STATUS OF THE TUNA AND BILLFISH STOCKS IN 2002**  
**CONDICIÓN DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES PICUDOS EN 2002**

La Jolla, California

2004



## INTRODUCTION

Stock Assessment Report 4 consists of slightly-modified versions of four Background Papers on tunas and billfishes prepared for the 70th meeting of the IATTC, held in Antigua, Guatemala, on June 24-27, 2003. Most of these include data through 2002.

## CONTENTS

Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2002 and outlook for 2003 <i>by</i> Mark N. Maunder and Simon D. Hoyle.....	5
Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2002 and outlook for 2003 <i>by</i> Simon D. Hoyle and Mark N. Maunder.....	120
Status of striped marlin in the eastern Pacific Ocean in 2002 and outlook for 2003-2004 <i>by</i> Michael G. Hinton and Mark N. Maunder.....	287
Sampling the tuna catches of the eastern Pacific Ocean for species composition and length-frequency distributions <i>by</i> Patrick K. Tomlinson .....	311

## INTRODUCTION

Este informe consiste de cuatro documentos de información sobre atunes y peces picudos preparados para la 70ª reunión de la CIAT, celebrada en Antigua (Guatemala) del 24 al 27 de junio de 2003, con leves cambios. La mayoría incluye datos de 2002.

## INDICE

Condición del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental en 2002 y perspectivas para 2003 <i>por</i> Mark N. Maunder y Simon D. Hoyle.....	92
Condición del atún patudo en el Océano Pacífico oriental en 2002 y perspectivas para 2003 <i>por</i> Simon D. Hoyle y Mark N. Maunder.....	249
Condición del marlín rayado en el Océano Pacífico oriental en 2002 y perspectivas para 2003-2004 <i>por</i> Michael G. Hinton y Mark N. Maunder.....	302
Muestreo de la composición por especie y distribución de frecuencia de talla de la captura de atún del Océano Pacífico oriental <i>por</i> Patrick K. Tomlinson.....	325

**STATUS OF YELLOWFIN TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2002  
AND OUTLOOK FOR 2003**

by

**Mark N. Maunder and Shelton J. Harley**

**CONTENTS**

1. Executive summary .....	5
2. Data .....	7
3. Assumptions and parameters.....	10
4. Stock assessment.....	12
5. Stock status .....	19
6. Simulated effects of future fishing operations .....	24
7. Future directions.....	28
References .....	28
Figures.....	31
Tables .....	67
Appendices.....	73

**1. EXECUTIVE SUMMARY**

This report presents the most current stock assessment of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). An age-structured, catch-at-length analysis (A-SCALA) is used to conduct this assessment. The analysis method is described by Maunder and Watters (2003a), and readers are referred to that report for technical details. The A-SCALA method was used for three previous assessments of yellowfin in the EPO.

A mid-year technical meeting on diagnostics was held in La Jolla, California, USA, on October 2-4, 2002. The outcome from this meeting was (1) a set of diagnostics that should be evaluated regularly, (2) a set of diagnostics that should be evaluated periodically, and (3) a list of specific research questions. Several of the recommendations have been included in this assessment.

The stock assessment requires a substantial amount of information. Data on retained catch, discards, fishing effort, and the 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. The assessment for 2002 differs in several from the previous assessment carried out for 2001:

1. Catch, effort, and length-frequency data for the surface fisheries have been updated to include new data for 2002 and revised data for 2000 and 2001.
2. Catch data for the Japanese longline fisheries have been updated to include new data for 2001 and updated data for 1998 to 2000.
3. Catch data for the longline fisheries of Chinese Taipei have been updated for 1998 and new data added for 1999.
4. Longline effort data are based on neural-network standardization of catch per unit of effort.
5. Longline catch-at-length data for 1975-1980 were included .
6. Growth is constrained to equal the prior for more ages than in the previous assessment.
7. The smoothness penalties for selectivity were chosen using cross-validation.
8. The years used to average catchability for the projections and management quantities were calculated using retrospective analysis.
9. Iterative reweighting was used to determine the sample size for catch-at-length data in a sensitivity analysis.

10. Diagnostics, including residual plots, correlation plots, and retrospective analysis, were carried out.

Significant levels of fishing mortality have been observed in the yellowfin tuna fishery in the EPO. These levels are greatest for middle-aged fish (except for the estimates for the oldest fish, which is an artifact of the model). Both recruitment and exploitation have had substantial impacts on the biomass trajectory. It appears that the yellowfin population has experienced two different productivity regimes (1975-1983 and 1984-2001), with greater recruitment during the second than the first. The two recruitment regimes correspond to two regimes in biomass, the high-recruitment regime producing greater biomasses. The spawning biomass ratio (the ratio of spawning biomass to that for the unfished stock; SBR) of yellowfin in the EPO was below the level that will support the average maximum sustainable yields (AMSYs) during the low-recruitment regime, but above that level during the high-recruitment regime. The two different productivity regimes may support two different levels of AMSY and associated SBRs. The current SBR is slightly below the SBR level at AMSY. The effort levels are estimated to be less than those that will support the AMSY (based on the current distribution of effort among the different fisheries). However, due to the large recruitment that entered the fishery in 1998, the catch levels are greater than the corresponding values at the AMSY. Because of the flat yield curve, current effort levels are estimated to produce, under average conditions, catch that is only slightly less than AMSY. Future projections under the current effort levels and average recruitment indicate that the population will increase to an SBR level greater than the current level and greater than that which will support the AMSY. These simulations were carried out using the average recruitment for the 1975-2002 period. If they had been carried out using the average recruitment for the 1984-2002 period it is likely that the estimates of SBR and catches would be greater.

The analysis indicates that strong cohorts entered the fishery in 1998 through 2000 and that these cohorts increased the population biomass during 1999 and 2000. However, they have now moved through the population, and the biomass decreased in 2001 and 2002.

The overall average weights of yellowfin tuna that are caught have consistently been much less than the critical weight, indicating that, from the yield-per-recruit standpoint, the yellowfin in the EPO are not harvested at the optimal size. There is substantial variability in the average weights of the yellowfin taken by the different fisheries, however. In general, the floating-object (Fisheries 1-4), unassociated (Fisheries 5 and 6), and pole-and-line (Fishery 10) fisheries capture younger, smaller fish than do the dolphin-associated (Fisheries 7-9) and longline (Fisheries 11 and 12) fisheries. The longline fisheries and the purse-seine sets in the southern area on yellowfin associated with dolphins (Fishery 9) capture older, larger yellowfin than do the coastal (Fishery 8) and northern (Fishery 7) dolphin-associated fisheries. The AMSY calculations indicate that the yield levels could be greatly increased if the fishing effort were directed toward the fisheries that catch yellowfin closest to the critical weight (longlining and purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins, particularly in the southern area). This would also increase the SBR levels.

Moderate changes in the level of surface fishing effort are predicted to affect the SBR, the total catch of the longline fleet, and the average weight of fish in the catch from all fisheries combined. Increasing the level of surface fishing effort to 125% of its recent average is predicted to decrease the SBR, average weight of fish in the combined catch, and total catch taken by the longline fleet compared to predictions using average effort. Reducing the level of surface fishing effort to 75% of its recent average would have the opposite effects. The catch from surface fisheries would increase only slightly with a 25% increase in the level of surface fishing effort. The catch from surface fisheries would decrease moderately with a 25% decrease in the level of surface fishing effort. Avoiding the capture of unmarketable yellowfin tuna around floating objects, particularly fish-aggregating devices (FADs), would not significantly affect the SBRs and catches, but would moderately increase the average weight of the fish caught. There is a large amount of uncertainty in the future predictions of catch and SBR.

A sensitivity analysis was carried out to determine the effect of a stock-recruitment relationship. The re-

sults suggest that the model with a stock-recruitment relationship fits the data slightly better than the base case model. The results from the analysis with a stock-recruitment relationship are more pessimistic, suggesting that the effort level is greater than that which would produce AMSY; however the yield at this effort level is only slightly less than AMSY. The biomass is estimated to have been less than the biomass that would give rise to AMSY for most of the modeling period, except for most of the 1999-2002 period.

The assessment results are similar to the results from the previous assessments. The major differences occur, as expected, in the most recent years. The current assessment, and that for 2002, indicates that the biomass increased in 2000, whereas the earlier assessments estimated a decline. In addition, SBR and the SBR required to produce AMSY have increased compared to the earlier assessments because average recruitment has been calculated over a longer period, which includes more years from the low-recruitment regime, and changes in growth, fecundity, and current age-specific fishing mortality.

## **2. DATA**

Catch, effort, and size-composition data for January 1975-December 2002 were used to conduct the stock assessment of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data for 2002, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases as of the end of March 2002. All data are summarized and analyzed on a quarterly basis.

### **2.1. Definitions of the fisheries**

Sixteen fisheries are defined for the stock assessment of yellowfin 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 dolphin-associated schools), and IATTC length-frequency sampling area or latitude. The yellowfin fisheries are defined in Table 2.1, and the spatial extent of each fishery is illustrated in Figure 2.1. The boundaries of the length-frequency sampling areas are also shown in Figure 2.1.

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

### **2.2. Catch and effort data**

To conduct the stock assessment of yellowfin tuna, the catch and effort data in the IATTC databases are stratified according to the fishery definitions described in Section 2.1 and 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 for this report has been changed to be consistent with the terminology used in other IATTC reports. The correct usage of landings is catch landed in a given year even if it was not caught in that year. Previously, landings referred to retained catch caught in a given year. This catch will now be termed retained catch. Throughout the document the term “catch” will be used to reflect both total catch (discards plus retained catch) and retained catch and the reader is referred to the context to determine the appropriate definition.

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

New and updated catch and effort data for the surface fisheries (Fisheries 1-10 and 13-16) have been incorporated into the current assessment. The data for 2000 and 2001 have been updated, and those for 2002 are new (compared to those presented by Maunder (2002) in the previous assessment of yellowfin from the EPO). New data on catch for the longline fisheries (Fisheries 11 and 12) during 2001 for Japan

and 1999 for Chinese Taipei have been incorporated into the current assessment. Japanese data for 1998-2000 and the Chinese Taipei data for 1998 were updated.

### **2.2.1. Catch**

For this assessment, the Japanese longline data for one additional year, 2001, are available. However, detailed effort data necessary to standardize the catch per unit of effort (CPUE) were available only through 2000. For the assessment it is assumed that the total longline effort (scaled to include nations other than Japan) in 2002 is equal to the standardized longline effort in 2000. The total 2002 longline catch is thus a function of the 2000 effort, the estimated numbers in 2002, and the estimated selectivities and catchabilities for the longline fisheries.

Trends in the catch of yellowfin tuna in the EPO during each quarter from January 1975 to December 2002 are shown in Figure 2.2. The majority of the catch has been taken by purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins and in unassociated schools. It should be noted that there was a substantial fishery for yellowfin prior to 1975. Maunder and Watters (2001, 2002) and Maunder (2002) have described the yellowfin catch in the EPO from 1975 to 2001. One main characteristic of the catch during that period is the increase in catch taken since about 1993 by purse-seine sets associated with floating objects.

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 yellowfin in the stock assessment.

### **2.2.2. Effort**

For the surface fisheries, this assessment includes updated effort data for 2000 and 2001 and new effort data for 2002.

A complex algorithm, described by Maunder and Watters (2001), was used to estimate the amount of fishing effort in days fished exerted by purse-seine vessels. The longline effort data for yellowfin have been calculated from standardized CPUE using neural networks. Effort data used in the previous assessment (Maunder 2002) were provided by the Secretariat for the Pacific Community (SPC) (Bigelow *et al.* 2002) and based on standardization using the habitat-based method (Hinton and Nakano 1996). The most reliable, consistent, and complete effort data are available for the Japanese longline fleet, and these are used in the standardization. To enable the inclusion of catch data from the other nations into the assessment, the Japanese effort data are scaled by the ratio of the Japanese catch to the total catch. This allows the inclusion of all the longline catch data into the assessment, while using only the Japanese effort data to provide information on relative abundance.

The following is a brief description of the neural network effort standardization method (see Maunder and Hinton submitted). The effectiveness of longline effort with respect to yellowfin tuna is affected by the fishing depth of the gear, due to the preferences of the species with regard to habitat characteristics (*e.g.* temperature and oxygen levels). Since the mid-1970s, longlines have fished at greater depths in attempts to increase catches of bigeye. Therefore, it is important that standardized longline effort take into consideration the depth of the longline and the relationship between this depth and the habitat preference of yellowfin. Analyses using several different methods to standardize CPUE (habitat-based methods, statistical habitat-based methods, generalized linear models (GLMs), and neural networks) indicated that neural networks performed best based on cross validation. The neural network takes multiple explanatory variables and develops a nonlinear relationship between these variables and the catch. Time in quarters is integrated with the neural network as a categorical variable, and this is used to represent the standardized CPUE. The variables included in the neural network were hooks per basket (a measure of depth), latitude, longitude, and the water temperature and oxygen level at a series of depths. Only Japanese catch and effort data are used in the CPUE analysis, because they include information on the number of hooks per basket, provide the only consistent large-area coverage of the distribution of yellowfin, and represent the majority of the effort. The effort data are calculated by dividing the total catch for a fishery and time period by the corresponding CPUE.

The IATTC databases do not contain catch and effort information from longlining operations conducted in the EPO during 2002, and detailed data required to apply the CPUE standardization were not available for 2001. To conduct the stock assessment of yellowfin tuna, the amount of longlining effort exerted during each quarter of 2001 was calculated using CPUE for the corresponding quarter for 2000 and effort for 2001. The amount of effort exerted during each quarter of 2002 was equal to the effort exerted during the corresponding quarter of 2000.

Trends in the amount of fishing effort exerted by the 16 fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO are plotted in Figure 2.3. Fishing effort for surface gears (Fisheries 1-10 and 13-16) is in days fishing. It is assumed that the fishing effort in Fisheries 13-16 is equal to that in Fisheries 1-4 (Figure 2.3) because the catches taken by Fisheries 13-16 are derived from those taken by Fisheries 1-4 (see Section 2.2.3). Fishing effort for longliners (Fisheries 11 and 12) is in standardized units. Maunder and Watters (2001, 2002) and Maunder (2002) discuss the historic fishing effort.

### **2.2.3. Discards**

For the purposes of stock assessment, it is assumed that yellowfin tuna are discarded from catches made by purse-seine vessels because of 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 yellowfin discarded is estimated with information collected by IATTC observers, applying methods described by Maunder and Watters (2003a). Regardless of why yellowfin are discarded, it is assumed that all discarded fish die. Maunder and Watters (2001) describe how discards are implemented into the yellowfin assessment. One difference from the method described by Maunder and Watters (2001) is that the discard rates are not smoothed over time. Not including temporal smoothing should allow for a better representation of recruitment in the model.

### **2.3. Size-composition data**

The fisheries of the EPO catch yellowfin tuna of various sizes. The average size composition of the catch from each fishery defined in Table 2.1 is illustrated in Figure 2.4. Maunder and Watters (2001) describe the sizes of yellowfin caught by each fishery. In general, floating-object, unassociated, and pole-and-line fisheries catch small yellowfin, while dolphin-associated and longline fisheries catch large yellowfin. Purse-seine length-frequency data were updated for 2000 and 2001 and new data were added for 2002. Longline length-frequency data were updated for 1998-2000, new data added for 2001, and data for 1975-1980 were included.

The length frequencies of the catch during 2002 from the four floating-object fisheries were similar to those seen over the whole modeling period (compare Figures 4.2 and 4.8a). However, the unassociated fisheries and the dolphin-associated fisheries (Figures 4.8b and 4.8c) have an additional large mode at about 120-130 cm. This may be related to the strong cohort that was seen in the floating-object fisheries during 1998 and 1999 (Maunder and Watters 2001), which moved through the unassociated fisheries during 1999 and 2000 (Maunder and Watters 2002) and entered the dolphin-associated fisheries in 2000. This cohort can be seen moving through the dolphin-associated fisheries length-frequency data during 2001. A large cohort of yellowfin tuna about 125 cm in length was evident in the length-frequency data for the first quarter of 2001 in the southern surface fisheries (Fisheries 1, 3, 6, and 9), but was not seen in any other quarters until 2002. However, a mode in the southern longline fishery seen during 2000 may be the same cohort (Figure 4.8e). The appearance, disappearance, and subsequent reappearance of strong cohorts in the length-frequency data is a common phenomenon for yellowfin in the EPO. This may indicate spatial movement of cohorts or fishing effort, or inefficiencies in the length-frequency sampling. Groups of tagged fish have also disappeared and then reappeared, suggesting that vulnerability to capture fluctuates.

The length frequencies of the catch during 2000 and 2001 for the longline fisheries were available only



for the southern fishery. These data showed a mode moving through the longline fishery, starting at about 90 cm, in the first quarter of 2000. This cohort was not predicted by the model, but it may be consistent with the strong cohort seen in the southern surface fisheries length-frequency data during the first quarter of 2001.

## 2.4. Auxiliary data

Otolith data described by Wild (1986) are integrated into the stock assessment model to provide information on mean length at age and variation in length at age. The data consist of 196 fish collected between 1977 and 1979. The numbers of increments on the otolith were used to estimate the age in days. The length of each fish was also recorded. The sampling design involved collecting 15 yellowfin in each 10-cm interval in the length range of 30 to 170 cm. This sampling design may cause some bias in the estimates of variation in length at age.

## 3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

### 3.1. Biological and demographic information

#### 3.1.1. Growth

The growth model is structured so that individual growth increments (between successive ages) can be estimated as free parameters. These growth increments can be constrained to be similar to a specific growth curve (perhaps taken from the literature) or fixed so that the growth curve can be treated as something that is known with certainty. If the growth increments are estimated as free parameters they are constrained so that the mean length is a monotonically increasing function of age. The growth model is also designed so that the size and age at which fish are first recruited to the fishery must be specified. For the current assessment, it is assumed that yellowfin are recruited to the discard fisheries (Fisheries 13-16) when they are 30 cm long and two quarters old.

The growth of yellowfin tuna was estimated by Wild (1986), who used the Richards growth equation and counts of daily increments in yellowfin otoliths ( $L_{\infty} = 188.2$ , annual  $k = 0.724$ ,  $t_0 = 1.825$  years,  $m = 1.434$ ). In the assessment for yellowfin, the growth model is fitted to otolith data from Wild (1986), assuming that the variation of length at age in the otolith data represents the variation in length at age in the population. The mean lengths of older yellowfin are assumed to be close to the growth curve of Wild (1986).

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

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

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

#### 3.1.2. Recruitment and reproduction

The A-SCALA method allows a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship to be specified. The Beverton-Holt curve is parameterized so that the relationship between spawning biomass and recruitment is determined by estimating the average recruitment produced by an unexploited population (virgin recruitment) and a parameter called steepness. Steepness is defined as the fraction of virgin recruitment that is produced if the spawning stock size is reduced to 20% of its unexploited level, and it controls how quickly recruitment decreases when the size of the spawning stock is reduced. Steepness can vary between 0.2 (in which case recruitment is a linear function of spawning stock size) and 1.0 (in which case recruitment is independent of spawning stock size). In practice, it is often difficult to estimate steepness because the spawning stock may not have been reduced to less than 20% of its unexploited level and because there are other factors (*e.g.* environmental influences) that cause recruitment to be extremely variable. The base case assessment assumes that there is no relationship between stock size and recruitment. This assumption is the same as that used in the 2000, 2001, and 2002 assessments (Maunder and Watters

2001, 2002, Maunder 2002). The influence of a Beverton-Holt stock-recruitment relationship is investigated in a sensitivity analysis.

It is assumed that yellowfin tuna can be recruited to the fishable population during every quarter of the year. Recruitment may occur more than twice per year because individual fish can spawn almost every day if the water temperatures are in an appropriate range (Schaefer 1998). It is also assumed that recruitment may have a seasonal pattern.

An assumption is made about the way that recruitment can vary around its expected level, as determined from the stock-recruitment relationship. It is assumed that recruitment should not be less than 25% of its expected level and not greater than four times its expected level more often than about 1% of the time. These constraints imply that, on a quarterly time step, extremely small or large recruitments should not occur more than about once every 25 years.

Yellowfin tuna are assumed to be recruited to the discard fisheries in the EPO at about 30 cm (about 2 quarters old) (see Section 2.3). At this size (age), the fish are vulnerable to being discarded from fisheries that catch fish in association with floating objects (*i.e.* they are recruited to Fisheries 13-16).

The spawning potential of the population is calculated from the numbers of fish, proportion of females, percent mature, batch fecundity, and spawning frequency (Schaefer 1998). These quantities (except numbers) are calculated for each age class, based on the mean length at age given by the von Bertalanffy growth equation fitted to the otolith data of Wild (1986); see Maunder and Watters (2002). The spawning potential of the population is used in the stock-recruitment relationship and to determine the ratios of spawning biomass to that for the unfished stock (spawning biomass ratios; SBRs). The relative fecundity at age and the sex ratio at age are shown in Figures 3.3 and 3.4, respectively.

### **3.1.3. Movement**

The evidence of yellowfin tuna movement in the EPO is summarized by Maunder and Watters (2001). For the purposes of the current assessment, it is assumed that yellowfin movement does not bias the stock assessment results.

### **3.1.4. Natural mortality**

For the current stock assessment, it is assumed that, as yellowfin tuna grow older, the natural mortality rate ( $M$ ) changes. This assumption is similar to that made in previous assessments by the IATTC staff, where the natural mortality rate is assumed to increase for females after they reach the age of 30 months (*e.g.* Anonymous 1999: 38). Males and females are not treated separately in the current stock assessment, and  $M$  is treated as a rate for males and females combined. The values of quarterly  $M$  used in the current stock assessment are plotted in Figure 3.1. These values were calculated by making the assumptions described above, fitting to sex ratio data (Schaefer 1998), and comparing the values with those estimated for yellowfin in the western and central Pacific Ocean (Hampton 2000; Hampton and Fournier 2001). Maunder and Watters (2001) describe in detail how the age-specific natural mortality schedule for yellowfin in the EPO is calculated.

### **3.1.5. Stock structure**

The exchange of yellowfin between the EPO and the central and western Pacific has been studied by examination of data on tagging, morphometric characters, catches per unit of effort, sizes of fish caught, *etc.* (Suzuki *et al.* 1998), and it appears that the mixing of fish between the EPO and the areas to the west of it is not extensive. Therefore, for the purposes of the current stock assessment, it is assumed that there is a single stock, with little or no mixing with the stock(s) in the western and central Pacific.

## **3.2. Environmental influences**

Previous stock assessments have included the assumption that oceanographic conditions might influence recruitment of yellowfin tuna in the EPO (Maunder 2001, 2002; see Maunder and Watters 2003b for a

description of the methodology). This assumption is supported by observations that spawning of yellowfin is temperature dependent (Schaefer 1998). To incorporate the possibility of an environmental influence on recruitment of yellowfin in the EPO, a temperature variable was incorporated into previous stock assessment models to determine whether there is a statistically-significant relationship between this temperature variable and estimates of recruitment. However, the model has been extended back to 1975, and the environmental time series does not include data for years prior to 1980. The previous assessments (Maunder and Watters 2001, 2002) showed that estimates of recruitment were essentially identical with or without the inclusion of the environmental data. Maunder (2002) correlated recruitment with the environmental time series outside the stock assessment model. For candidate variables, Maunder (2002) used the sea-surface temperature (SST) in an area consisting of two rectangles from 20°N-10°S and 100°W-150°W and 10°N-10°S and 85°W-100°W, the total number of 1°x1° areas with average SST  $\geq 24^{\circ}\text{C}$ , and the Southern Oscillation Index. The data were related to recruitment, adjusted to the period of hatching. However, no relationship with these variables was found. No investigation using environmental variables was carried out in this assessment.

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

#### 4. STOCK ASSESSMENT

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

The A-SCALA method was first used to assess yellowfin tuna in the EPO in 2000 (Maunder and Watters, 2001) and modified and used for the 2001 assessment (Maunder and Watters 2002). The main changes in the method from 2000 to 2001 were the inclusion of a Beverton-Holt stock-recruitment relationship (as a sensitivity analysis), the omission of the random-walk component of catchability, the estimation of mean length at age and the standard deviation of length at age, and shortening of the modeling period (July 1980 to January 2001). In the 2002 assessment (Maunder 2002) the main changes were the increase in the modeling period (January 1975 to January 2002), inclusion of otolith data, and removal of environmental indices for recruitment and catchability. The main changes in this assessment are the choice of weighting factors for the selectivity smoothness penalties based on cross validation and the iterative reweighting of the length-frequency sample size in a sensitivity analysis.

The following parameters have been estimated for the current stock assessment of yellowfin tuna in the EPO:

1. recruitment to the fishery in every quarter from the first quarter of 1975 through the last quarter of 2002 (this includes estimation of recruitment anomalies, and a seasonal effect);
2. quarterly catchability coefficients for the 16 fisheries that take yellowfin from the EPO (this includes estimation of random effects);
3. selectivity curves for 12 of the 16 fisheries (Fisheries 13-16 have an assumed selectivity curve);

4. initial population size and age-structure;
5. mean length at age (Figure 3.2);
6. amount of variation in length at age.

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

1. natural mortality at age (Figure 3.1);
2. fecundity of females at age (Figure 3.3);
3. sex ratio at age (Figure 3.4);
4. selectivity curves for the discard fisheries (Fisheries 13-16);
5. steepness of the stock-recruitment relationship (steepness = 1 for the base case assessment).

The weighting factors for the selectivity smoothness penalties (see Maunder and Watters 2003a) in the previous assessment were 1, 0, 1, and -1, for the first, second, and third differences, and the length-based penalty, respectively. A weighting factor of 1000 was also applied to a monotonic penalty on the southern longline fishery selectivity. Cross validation (setting aside 20% of the length-frequency data as a test data set) using last year's bigeye tuna assessment (Maunder and Harley 2002) indicated that weighting factors of 1 on the third difference were appropriate for dome-shaped selectivities (Fisheries 1-8 and 10) and a weighting factor of 0.1 on the first difference with a length-based penalty of -1 and a monotonic penalty of 1000 are appropriate for asymptotic selectivity curves (Fisheries 9, 11, and 12).

In previous assessments two methods were used to determine what fishing mortality or effort was to be used in yield calculations and forward projections: (1) fishing mortality averaged over the most recent two years for yield calculations and effort averaged over the most recent two years multiplied by catchability averaged over the most recent two years for forward projections, and (2) effort averaged over the last two years multiplied by average catchability over the whole time frame. These two methods produced substantially different results for the bigeye tuna assessment (Maunder and Harley 2002). The reason for the difference is that bigeye tuna catchability has been estimated to have increased for the floating-object fisheries over the last few years. However, using the most recent catchability may not be the best choice because estimates of recent catchability are the most uncertain. We used retrospective analysis for the 2002 bigeye tuna assessment (Maunder and Harley 2002) to determine the most appropriate years to average catchability and effort. Retrospective analysis, where one year of catch and length-frequency data is removed in consecutive analyses, was carried out, but while still including effort data for the full time frame of the stock assessment. The effort used for the periods in which data were removed was generated using several different years to average the catchability and effort. The estimated catches for these periods were then compared to the actual catches. From this analysis we decided that the best method for yellowfin tuna, which does not show substantial trends in catchability, is for projections to use effort averaged over the last two years (2001 and 2002) and catchability averaged, not for the last two years, but for the two years prior to those (1999 and 2000). Similarly, for yield calculations we used average fishing mortality for 1999 and 2000.

#### **4.1. Indices of abundance**

CPUEs have been used as indices of abundance in previous assessments of yellowfin tuna from the EPO (*e.g.* Anonymous 1999). It is important to note, however, that trends in the CPUE will not always follow trends in the biomass or abundance. There are many reasons why this could be the case. For example, if fishermen become more or less efficient at catching fish while the biomass is not changing the CPUEs would increase or decrease despite the lack of trend in biomass. The CPUEs of the 16 fisheries defined for the current assessment of yellowfin in the EPO are illustrated in Figure 4.1. Trends in longline CPUE are based only on the Japanese data. As mentioned in Section 2.2.2, CPUE for the longline fisheries was standardized using neural networks. A discussion of historical catch rates can be found in Maunder and

Watters (2001, 2002) and Maunder (2002), but trends in CPUE should be interpreted with caution. Trends in estimated biomass are discussed in Section 4.2.3.

## **4.2. Assessment results**

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

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

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

### **4.2.1. Fishing mortality**

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

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

Selectivity curves estimated for the 16 fisheries defined in the stock assessment of yellowfin tuna are shown in Figure 4.4. Purse-seine sets on floating objects select mostly yellowfin that are about 4 to 14 quarters old (Figure 4.4, Fisheries 1-4). Purse-seine sets on unassociated schools of yellowfin select fish similar in size to those caught by sets on floating objects (about 5 to 15 quarters old, Figure 4.4, Fisheries 5 and 6), but these catches contain a greater proportion of fish from the upper portion of this range. Purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins in the northern and coastal regions select mainly mid-aged fish (7 to 15 quarters old, Fisheries 7 and 8). The dolphin-associated fishery in the south (Fishery 9) selects mainly older yellowfin (12 or more quarters). Longline fisheries for yellowfin also select mainly older individuals (about 12 or more quarters, Figure 4.4, Fisheries 11 and 12). Pole-and-line gear (Fishery

10) selects small yellowfin (about 4 to 7 quarters old). The southern dolphin-associated and longline fisheries are highly selective for the oldest individuals. Because there are few fish that survive to this age, these large selectivities are most likely an artifact of the model, and do not influence the results.

Discards resulting from sorting purse-seine catches of yellowfin tuna taken in association with floating objects are assumed to be composed only of fish recruited to the fishery for 3 quarters or less (aged 2-4 quarters, Figure 4.4, Fisheries 13-16). (Additional information regarding the treatment of discards is given in Section 2.2.2.)

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

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

The ability of purse-seine vessels to capture yellowfin tuna in dolphin-associated sets has been less variable in the northern and coastal areas than in the other fisheries (Figure 4.5a, Fisheries 7 and 8). These fisheries show a slight increasing trend over time. The catchability in the southern fishery (Fishery 9) is more variable. All three dolphin-associated fisheries have had an increase in catchability during 2001 and 2002.

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

The ability of longline vessels to capture yellowfin tuna has been more variable in the northern fishery (Fishery 11), which catches fewer yellowfin, than the southern fishery (Fishery 12).

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

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

#### **4.2.2. Recruitment**

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

Over the range of predicted biomasses shown in Figure 4.8, the abundance of yellowfin recruits appears to be related to the relative potential egg production at the time of spawning (Figure 4.6). The apparent relationship between biomass and recruitment is due to what is thought to be a regime shift in productivity (Tomlinson 2001). The increased productivity caused an increase in recruitment, which, in turn, increased the biomass. Therefore, in the long term, high recruitment is related to high biomass and low recruitment to low biomass. The two regimes of recruitment can be seen as two clouds of points in Figure 4.6a.

A sensitivity analysis was carried out, fixing the Beverton-Holt steepness parameter at 0.75 (Appendix A). This means that recruitment is 75% of the recruitment from an unexploited population when the population is reduced to 20% of its unexploited level. (The best estimate of steepness in a previous assessment was 0.66 (Maunder and Watters 2002).) Given the current information and the lack of contrast in the biomass since 1985, the hypothesis of two regimes in recruitment is as plausible as a relationship between

population size and recruitment. The results when a stock-recruitment relationship is used are described in Section 4.5.

The estimated time series of yellowfin recruitment is shown in Figure 4.7, and the total recruitment estimated to occur during each year is presented in Table 4.1. The large recruitment that entered the discard fisheries in the third quarter of 1998 (6 months old) was estimated to be the strongest cohort seen since 1975. A sustained period of high recruitment was estimated for 1999-2000. Another characteristic of the recruitment that was also apparent in previous assessments is the regime change in the recruitment levels, starting during the last quarter of 1983. The recruitment was, on average, consistently greater after than before 1983. This change in recruitment levels produces a similar change in biomass (Figure 4.9). The confidence intervals for recruitment are relatively narrow, indicating that the estimates are fairly precise, except for that of the most recent year (Figure 4.7). The standard deviation of the estimated recruitment deviations (on the logarithmic scale) is 0.54, which is close to the 0.6 assumed in the penalty applied to the recruitment deviates. The average coefficient of variation (CV) of the estimates is 0.15. The estimates of uncertainty are surprisingly small, considering the inability of the model to fit modes in the length-frequency data (Figure 4.8). These modes often appear, disappear, and then reappear.

The estimates of the most recent recruitments are highly uncertain, as can be seen from the large confidence intervals (Figure 4.7), due to the limited time frame of the data available for these cohorts. In addition, the floating-object fisheries account for only a small portion of the total catch of yellowfin.

#### **4.2.3. Biomass**

Biomass is defined as the total weight of yellowfin tuna that are 1.5 or more years old. The trends in the biomass of yellowfin in the EPO are shown in Figure 4.9, and estimates of the biomass at the beginning of each year in Table 4.1. Between 1975 and 1983 the biomass of yellowfin declined to about 190,000 mt; it then increased rapidly during 1983-1986, and reached about 470,000 mt in 1986. Since then it has been relatively constant at about 400,000-500,000 mt, except for a peak in 2001. The confidence intervals for the biomass estimates are relatively narrow, indicating that the biomass is well estimated. The average CV of the estimates of the biomass is 0.05.

The spawning biomass is defined as the relative total egg production (of all the fish in the population). The estimated trend in spawning biomass is also shown in Figure 4.9, and estimates of the spawning biomass at the beginning of each year in Table 4.1. The spawning biomass has generally followed a trend similar to that for biomass, described in the previous paragraph. The confidence intervals on the spawning biomass estimates indicate that the spawning biomass is also well estimated. The average CV of the estimates of the spawning biomass is 0.05.

It appears that trends in the biomass of yellowfin tuna can be explained by the trends in fishing mortality and recruitment. Simulation results (see Maunder and Watters (2001) for a description) suggest that the fishing mortality affects the total biomass. The simulated biomass trajectory without fishing and the biomass trajectory estimated from the stock assessment model are overlaid in Figure 4.10. The large difference in biomass indicates that fishing has a large impact on the biomass of yellowfin in the EPO. The large increase in biomass during 1984-1985 was caused by an increase in average recruitment (Figure 4.7) and an increase in the average size of the fish caught (Anonymous 1999), but increased fishing pressure prevented the biomass from increasing further during the 1986-1990 period.

#### **4.2.4. Average weights of fish in the catch**

The overall average weights of the yellowfin tuna caught in the EPO predicted by the analysis have been consistently around 10 to 20 kg for most of the period from 1975 to 2001, but have differed considerably among fisheries (Figures 4.10 and 5.2). The average weight was greatest during the 1985-1992 period (Figure 5.2) when the effort from the floating-object and unassociated fisheries was less (Figure 2.3). The average weight was also greater in 1975-1977 and in the most recent two years. The average weight of yellowfin caught by the different gears varies widely, but remains fairly consistent over time within each

fishery (Figure 4.10). The lowest average weights (about 1 kg) are produced by the discard fisheries, followed by the pole-and-line fishery (about 4-5 kg), the floating-object fisheries (about 5-10 kg for Fishery 3, 10 kg for Fisheries 2 and 4, and 10-15 kg for Fishery 1), the unassociated fisheries (about 15 kg), the northern and coastal dolphin-associated fisheries (about 20-30 kg), and the southern dolphin-associated fishery and the longline fisheries (each about 40-50 kg).

### 4.3. Comparisons to external data sources

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

### 4.4. Diagnostics

A mid-year technical meeting on diagnostics was held in La Jolla, California, USA, on October 2-4, 2002. The outcome from this meeting was (1) a set of diagnostics that should be evaluated regularly, (2) a set of diagnostics that should be evaluated periodically, and (3) a list of specific research questions. Several of the recommendations have been included in this assessment. We present these in three sections; (a) residual plots, (b) parameter correlations, and (c) retrospective analysis.

#### 4.4.1. Residual plots

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

The estimated annual effort deviations, which are one type of residual in the assessment, are shown plotted against time in Figure 4.5. These residuals are assumed to be normally distributed (the residual is exponentiated before multiplying by the effort so the distribution is actually lognormal) with a mean of zero and a given standard deviation. A trend in the residuals indicates that the assumption that CPUE is proportional to abundance is violated. The assessment assumes that the southern longline fishery (Fishery 12) provides the most reasonable information about abundance (standard deviation (sd) = 0.2) while the dolphin-associated and unassociated fisheries have less information (sd = 0.3), the floating-object and the northern longline fisheries have the least information (sd = 0.4), and the discard fisheries have no information (sd = 2). Therefore, a trend is less likely in the southern longline fishery (Fishery 12) than in the other fisheries. The trends in effort deviations are estimates of the trends in catchability (see Section 4.2.1). Figure 4.5 shows no overall trend in the southern longline fishery effort deviations, but there are some consecutive residuals that are all above or all below the average. The standard deviation of the residuals is 0.88, which is much greater than the 0.2 assumed for this fishery. For the other fisheries, except for the discard fisheries, the standard deviations of the residuals are greater than those assumed. These results indicate that the assessment gives more weight to the CPUE information than it should (see below and Section 4.5 for additional indication that less weight should be given to the CPUE information and more to the length-frequency data). The effort residuals for the floating-object fisheries have a declining trend over time, while the effort residuals for the dolphin-associated and unassociated fisheries have slight increasing trends over time. These trends may be related to true trends in catchability.

The observed proportion of fish caught in a length class is assumed to be normally distributed around the predicted proportion with the standard deviation equal to the binomial variance, based on the observed proportions, divided by the square of the sample size (Maunder and Watters 2003a). The length-frequency residuals appear to be smaller than the assumed standard deviation (Figures D.1-D.3), (*i.e.* the assumed sample size is too small; see Section 4.5 for a sensitivity analysis to the length-frequency sample size), they have a negative bias (Figure D.1), and are more variable for some lengths than others (Figure D.1), but tend to be consistent over time (Figure D.2). The negative bias is due to the large number of zero observations. The zero observation causes a negative residual, and also causes a small standard deviation which inflates the normalized residual.



#### 4.4.2. Parameter correlation

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

There is negative correlation between the current estimated effort deviates for each fishery and estimated recruitment deviates lagged to represent cohorts entering each fishery. The negative correlation is most obvious for the discard fisheries (around -0.6). Earlier effort deviates are positively correlated with these recruitment deviates.

Current spawning biomass is positively correlated (around 0.4) with recruitment deviates lagged to represent cohorts entering the spawning biomass population. This correlation is greater than for earlier spawning biomass estimates. Similar correlations are seen for recruitment and spawning biomass.

#### 4.4.3. Retrospective analysis

Retrospective analysis is a useful method to determine how consistent a stock assessment method is from one year to the next. Inconsistencies can often highlight inadequacies in the stock assessment method. Figure 4.12 shows the estimated biomass from the three previous assessments and the current assessment. However, the model assumptions differ among these assessments, and differences would be expected (see Section 4.6). Retrospective analyses are usually carried out by repeatedly eliminating one year of data from the analysis while using the same stock assessment method and assumptions. This allows the analyst to determine the change in estimated quantities as more data are included in the model. Estimates for the most recent years are often uncertain and biased. Retrospective analysis and the assumption that more data improves the estimates can be used to determine if there are consistent biases in the estimates.

We present two retrospective analyses, (1) removing the catch and length-frequency data for 2002, and (2) removing the catch and length-frequency data for 2002 and 2001. For both these analyses we continued to model the population to the start of 2003 using the same effort data, but without estimating recruitment or effort deviations. This allows the prediction of abundance conditioned on known effort. Results show that the biomass “converged” in the third-to-last year of data (Figure D.6). The peak in biomass in 2001 has been consistently underestimated (Figure D.6). Results show that recruitment takes an additional year to “converge” (Figure D.5).

#### 4.5. Sensitivity to assumptions

Several sensitivity analyses were carried out, including: (1) incorporation of a Beverton-Holt stock-recruitment relationship with a steepness of 0.75, (2) iterative reweighting of the length-frequency sample size, (3) species-composition catch estimates, and (4) selectivity smoothness penalty weights used in previous assessments. The estimates of management quantities for these sensitivities are presented in Table 5.1. The sensitivities do not differ much from those of the base case except for the stock-recruitment relationship sensitivity. We discuss this sensitivity and the iterative reweighting of the length-frequency sample size sensitivity below.

A sensitivity analysis was carried out to determine the effect of the stock-recruitment relationship. The base case analysis was carried out with an assumption of no stock-recruitment relationship. An alternative analysis was carried out with the steepness of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship fixed at 0.75. This implies that when the population is reduced to 20% of its unexploited level, the expected recruitment is 75% of the recruitment from an unexploited population. Previous results (Maunder and Watters 2002) suggest that the analysis with a stock-recruitment relationship fits the data better than the analysis without the stock-recruitment relationship, but, given the amount of data used in the analysis, the difference is probably not statistically significant (see Maunder and Watters 2002: Table 4.3). When a Beverton-Holt stock recruitment relationship (steepness = 0.75) is included, the estimated biomass (Figure A.1) and recruitment (Figure A.2) are almost identical to those of the base case.

A sensitivity analysis was carried out to determine the influence of the length-frequency sample size. McAllister and Ianelli (1997) used an analytical method to determine the effective sample size for catch-at-age data based on the observed and predicted proportional catch at age. They used a method of iteratively modifying the sample size based on this calculation until the change in sample size was small. We use this method to determine new sample sizes for each set (fishery and time period) of length-frequency data. The original sample size for the surface gears used in the base case was based on number of wells sampled. For the longline gears we modified the sample size so that the average sample size for the southern longline fishery was equal to the average sample size for the surface fishery that had the maximum average sample size (Fishery 7). This involved dividing the longline sample size by 25,143 for each length-frequency time-fishery data set. Table B.1 gives the average sample size by fishery for the base case and for the iterative reweighting sensitivity, Figures B.1 and B.2 show the frequency distributions for the base case sample size for each fishery. The reweighting sensitivity has, on average, greater sample sizes than the base case for all fisheries (Figures B.3 and B.4). The sample size is increased, on average, between about 5 and 15 times for all fisheries except for the northern longline fishery, which increased by 88 times. This indicates that the purse-seine effective sample size is still less than the number of fish measured (about 50 per well) and that the longline effective sample size is still substantially less than the number of fish measured. The results from the reweighting sensitivity are similar to those of the base case (Table 5.1, Figure B.5), but the confidence intervals are much narrower (Figure B.6). The average CV for the recruitment, biomass, and spawning biomass are 0.08, 0.02, and 0.02, respectively.

#### **4.6. Comparison to previous assessments**

The estimated biomass trajectory is similar to the results from the previous assessments presented by Maunder and Watters (2001, 2002) and Maunder (2002) (Figure 4.12). These results are also similar to the results obtained using cohort analysis (Maunder 2002). This result indicates that estimates of absolute biomass are robust to the assumptions that have been changed as the assessment procedure has been updated. The recent increase and decrease in biomass is the same as indicated by the previous assessment.

#### **4.7. Summary of the results from the assessment model**

The catch rates of yellowfin tuna decreased for the surface fisheries that catch smaller yellowfin (floating-object and unassociated fisheries) in 2002 relative to 2001.

In general, the recruitment of yellowfin tuna to the fisheries in the EPO is variable, with a seasonal component. This analysis and previous analyses have indicated that the yellowfin population has experienced two different recruitment regimes (1975-1983 and 1984-2001) and that the population has been in the high-recruitment regime for approximately the last 18 years. The two recruitment regimes correspond to two regimes in biomass, the higher-recruitment regime producing greater biomass levels. A stock-recruitment relationship is also supported by the data from these two regimes, but the evidence is weak, and is probably an artifact due to the apparent regime shift. Biomass increased during 1999 and 2000, but is estimated to have decreased during 2001 and 2002.

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

### **5. STOCK STATUS**

The status of the stock of yellowfin tuna in the EPO is assessed by considering calculations based on the spawning biomass, yield per recruit, 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. 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 five subsections. Possible candidates for reference points are:

1.  $S_{AMSY}$ , the spawning biomass when the stock is at the AMSY level, as a target reference point;
2.  $F_{MSY}$  as a limit reference point;
3.  $S_{min}$ , the minimum spawning biomass seen in the model period, as a limit reference point.

Maintaining tuna stocks at levels capable of producing the AMSY is the current management objective specified by the IATTC Convention. The  $S_{min}$  reference point is based on the observation that the population has recovered from this population size in the past (*e.g.* the levels estimated in 1983). Development of reference points that are consistent with the precautionary approach to fisheries management will continue.

### 5.1. Assessment of stock status based on spawning biomass

The ratio of spawning biomass during a period of harvest to that which might accumulate in the absence of fishing is useful for assessing the status of a stock. This ratio, termed the spawning biomass ratio (SBR), is described by Maunder and Watters (2001). The equation defining the SBR is

$$SBR_t = \frac{S_t}{S_{F=0}}$$

where  $S_t$  is the spawning biomass at any time ( $t$ ) during a period of exploitation, and  $S_{F=0}$  is the spawning biomass that would be present if there were no fishing for a long period (*i.e.* the equilibrium spawning biomass if  $F = 0$ ). The SBR has a lower bound of zero. If the SBR is zero, or slightly greater than that, 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.

The SBR has been used to define reference points in many fisheries. Various studies (*e.g.* Clark 1991, Francis 1993, Thompson 1993, Mace 1994) suggest that some fish populations can produce the AMSY when the SBR is in the range of about 0.3 to 0.5, and that some fish populations are not able to produce the 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  $SBR_t$  can be compared to an estimate of SBR for a population that is producing the AMSY ( $SBR_{AMSY} = S_{AMSY}/S_{F=0}$ ).

Estimates of quarterly  $SBR_t$  for yellowfin tuna in the EPO have been computed for every quarter represented in the stock assessment model (the first quarter of 1975 to the first quarter of 2003). Estimates of the spawning biomass during the period of harvest ( $S_t$ ) are presented in Section 4.2.2. The equilibrium spawning biomass after a long period with no harvest ( $S_{F=0}$ ) was estimated by assuming that recruitment occurs at an average level expected from an unexploited population.  $SBR_{AMSY}$  is estimated to be about 0.37.

At the beginning of 2002 the spawning stock of yellowfin tuna in the EPO was considerably reduced. The estimate of SBR at this time was about 0.33, with lower and upper 95% confidence limits of 0.23 and 0.44, respectively. It is important to note that the estimate of the upper confidence limit is greater than the estimate of  $SBR_{AMSY}$  (0.37), indicating that at the beginning of 2002 the spawning stock of yellowfin in the EPO was estimated to be less than the level that might be expected if the stock were at the AMSY

level, but there is a high possibility that it could also be above this level.

A time series of SBR estimates for yellowfin tuna in the EPO is shown in Figure 5.1. The historical trends in SBR are similar to those described by Maunder and Watters (2001, 2002) and Maunder (2002) (Figure 4.12b). However, the SBR and SBR required to produce AMSY have increased compared to Maunder and Watters (2001 and 2002). The estimates of SBR have increased compared to those of Maunder and Watters (2002) because average recruitment has been calculated over a longer period that includes more years from the low-recruitment regime. The estimate of  $SBR_{AMSY}$  has increased compared to Maunder and Watters (2002) because of differences in the estimates of growth. The estimates of SBR and  $SBR_{AMSY}$  have increased compared to the estimates of Maunder and Watters (2001) because of differences in fecundity, growth, and recent fishing mortality.

Retrospective analysis shows that SBR converges quickly, and only the estimates for the most recent two years change as new data are added (Figure D.7). The analysis suggests that the peak in SBR in 2001 was underestimated by earlier assessments, which is also indicated by comparing estimates from the previous assessments (Figure 4.12b).

In general, the SBR estimates for yellowfin tuna in the EPO are reasonably precise; the average CV of these estimates is about 0.05. The relatively narrow confidence intervals around the SBR estimates suggest that for most quarters during 1985-2001 the spawning biomass of yellowfin in the EPO was greater than the level that would be expected to occur if the population were at the AMSY level (see Section 5.3). This level is shown as the dashed horizontal line drawn at 0.37 in Figure 5.1. For most of the early period (1975-1984), however, the spawning biomass was estimated to be below the AMSY level.

## **5.2. Assessment of stock status based on yield per recruit**

Yield-per-recruit calculations, which are also useful for assessing the status of a stock, are described by Maunder and Watters (2001). The critical weight for yellowfin tuna in the EPO has been estimated to be about 36.2 kg (Figure 5.2). This value is greater than the value of 32 kg reported by Anonymous (2000a). The difference is due to the time step of the calculation (quarterly versus monthly) and differences in weight at age. This value is less than the previous estimate of 49 kg (Maunder 2002) because of differences in the weight at age.

The average weight of yellowfin tuna in the combined catches of the fisheries operating in the EPO was only about 16 kg at the end of 2002 (Figure 5.2), which is considerably less than the critical weight. The average weight of yellowfin in the combined catches has, in fact, been substantially less than the critical weight since 1975 (Figure 5.2).

The various fisheries that catch yellowfin tuna in the EPO take fish of different average weights (Section 4.2.4). The longline fisheries (Fisheries 11 and 12) and the dolphin-associated fishery in the southern region (Fishery 9) catch yellowfin with average weights greater than the critical weight (Figure 4.11). All the remaining fisheries catch yellowfin with average weights less than the critical weight. Of the fisheries that catch the majority of yellowfin (unassociated and dolphin-associated fisheries, Fisheries 5-8), the dolphin-associated fisheries perform better under the critical-weight criterion.

## **5.3. Assessment of stock status based on AMSY**

Maintaining stocks at levels capable of producing the AMSY is the management objective specified by the IATTC Convention. One definition of 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. AMSY calculations are described by Maunder and Watters (2001). The calculations are changed from Maunder and Watters (2001) to include the Beverton-Holt stock-recruitment relationship where applicable.

At the start of 2003, the biomass of yellowfin tuna in the EPO appears to have been slightly below the level that would be expected to produce the AMSY, and the recent catches have been above the AMSY

level (Table 5.1).

If the fishing mortality is proportional to the fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity (Figure 4.4) are maintained, the current level of fishing effort is less than that estimated to produce the AMSY. The effort at AMSY is 120% of the current level of effort. It is important to note, however, that the curve relating the average sustainable yield to the long-term fishing mortality is very flat around the AMSY level. Therefore changes in the long-term levels of effort will only marginally change the catches, while considerably changing the biomass. The spawning stock biomass changes substantially with changes in the long-term fishing mortality (Figure 5.3). Decreasing the effort, which would increase CPUE and thus might also reduce the cost of fishing, would provide only a marginal decrease in the long-term average yield, with the benefit of a relatively large increase in the spawning biomass.

The apparent regime shift in productivity that began in 1984 may require a different approach to estimating the AMSY. Different regimes will give rise to different values for the AMSY (Maunder and Watters 2001). If average recruitment from the 1975-1983 period is used, AMSY is 23% less than when the whole period is used. If the 1984-2002 period is used AMSY is 13% greater.

The estimation of the AMSY, and its associated quantities, is sensitive to the age-specific pattern of selectivity that is used in the calculations. To illustrate how AMSY might change if the effort is reallocated among the various fisheries (other than the discard fisheries) that catch yellowfin tuna in the EPO, the previously-described calculations were repeated, using the age-specific selectivity pattern estimated for each fishery. If the management objective is to maximize the AMSY, the longline fisheries (Fisheries 11 and 12) and the southern dolphin-associated fishery (Fishery 9) will perform the best, followed by the northern and coastal dolphin-associated fisheries (Fisheries 7 and 8), and then the southern unassociated fishery (Fisheries 6) and the southern floating-object fishery (Fishery 1) (Table 5.2). The fisheries that catch yellowfin by making purse-seine sets on floating objects (except in the southern region, Fisheries 2-4), the northern unassociated fishery (Fishery 5), and the pole-and-line fishery (Fishery 10) will perform the worst (Table 5.2). If an additional management objective is to maximize the  $S_{AMSY}$ , the southern dolphin-associated fishery (Fishery 9) will perform the best, followed by the northern and southern longline fisheries (Fisheries 11 and 12). Of the fisheries that catch the majority of yellowfin (unassociated and dolphin-associated fisheries, Fisheries 5-8), the dolphin-associated fisheries perform better under both the AMSY and  $S_{AMSY}$  objectives. Maunder and Watters (2002) present results that are restricted to each type of fishery. It is not known, however, whether the fisheries that would produce greater AMSYs would be efficient enough to catch the full AMSYs predicted.

#### **5.4. Lifetime reproductive potential**

One common management objective is the conservation of spawning biomass. Conservation of spawning biomass allows an adequate supply of eggs, so that future recruitment is not adversely affected. If reduction in catch is required to protect the spawning biomass, it is advantageous to know at which ages to avoid catching fish to maximize the benefit to the spawning biomass. This can be achieved by calculating the lifetime reproductive potential for each age class. If a fish of a given age is not caught it has an expected (average over many fish of the same age) lifetime reproductive potential (*i.e.* the expected number of eggs that fish will produce over its remaining lifetime). This value is a function of the fecundity of the fish at the different stages of its remaining life and the natural and fishing mortality. The higher the mortality, the less likely the individual is to survive and continue reproducing.

Younger individuals may appear to have longer period in which to reproduce, and therefore a higher lifetime reproductive potential. However, because the rate of natural mortality of younger individuals is greater, their expected lifespan is shorter. An older individual, which has already survived through the ages for which mortality is high, has a greater expected lifespan, and thus may have a greater lifetime reproductive potential. Mortality rates may be greater at the oldest ages and reduce the expected lifespan of these ages, thus reducing lifetime reproductive potential. Therefore, the maximum lifetime reproductive potential may occur at an intermediate age.

The lifetime reproductive potential for each quarterly age class was estimated, using the average fishing mortality at age over 1999 and 2000. Because current fishing mortality is included, the calculations are based on marginal changes (*i.e.* the marginal change in egg production if one individual or one unit of weight is removed from the population), and any large changes in catch would produce somewhat different results because of changes in the future fishing mortality rates.

The calculations based on avoiding capturing a single individual indicated that the greatest benefit to the spawning biomass would be achieved by avoiding an individual at age 11 quarters (Figure 5.4, upper panel). This suggests that restricting the catch from fisheries that capture intermediate-aged yellowfin (ages 10-15 quarters) would provide the greatest benefit to the spawning biomass. However, this is not a fair comparison because an individual of age 11 quarters is much heavier than an individual recruited to the fishery at age 2 quarters. The calculations based on avoiding capturing a single unit of weight indicated that the greatest benefit to the spawning biomass would be achieved by avoiding catching fish recruited to the fishery at age 2 quarters (Figure 5.4, lower panel). These calculations suggest that restricting catch from fisheries that capture young yellowfin would provide the greatest benefit to the spawning biomass. The results also suggest that reducing catch by one ton of young yellowfin would protect approximately the same amount of spawning biomass as reducing the catch of middle-aged yellowfin by about three tons.

### 5.5. $MSY_{ref}$ and $SBR_{ref}$

Section 5.3 discusses how  $AMSY$  and the  $SBR$  at  $AMSY$  are dependent on the selectivity of the different fisheries and the effort distribution among these fisheries.  $AMSY$  can be increased or decreased by applying more or less effort to the various fisheries. If the selectivity of the fisheries could be modified at will, there is an optimum yield that can be obtained (Global  $MSY$ , Beddington and Taylor 1973; Getz 1980; Reed 1980). Maunder (2002b) showed that the optimal yield can be approximated (usually exactly) by applying a full or partial harvest at a single age. He termed this harvest  $MSY_{ref}$ , and suggested that two-thirds of  $MSY_{ref}$  may be an appropriate limit reference point (*i.e.* effort allocation and selectivity patterns should produce  $MSY$  that is at or above  $2/3MSY_{ref}$ ). The two-thirds suggestion was based on analyses in the literature that indicated that the best practical selectivity patterns could produce 70-80% of  $MSY_{ref}$ , that the yellowfin assessment at the time (Maunder and Watters 2002a) estimated that the dolphin fisheries produce about this  $MSY$ , and that two-thirds is a convenient fraction.

$MSY_{ref}$  is associated with a  $SBR$  ( $SBR_{ref}$ ) that may also be an appropriate reference point.  $SBR_{ref}$  is not dependent on the selectivity of the gear or the effort allocation among gears. Therefore,  $SBR_{ref}$  may be more appropriate than  $SBR_{MSY}$  for stocks with multiple fisheries and should be more precautionary because  $SBR_{ref}$  is usually higher than  $SBR_{MSY}$ . However, when recruitment is assumed to be constant (*i.e.* no stock recruitment relationship),  $SBR_{ref}$  may still be dangerous to the spawning stock because it is possible that  $MSY_{ref}$  occurs before the individuals become fully mature.  $SBR_{ref}$  may be a more appropriate reference point than the generally suggested  $SBR_{x\%}$  (*e.g.*  $SBR_{30\%}$  to  $SBR_{50\%}$  see Section 5.1) because  $SBR_{ref}$  is calculated using the biology of the stock. However,  $SBR_{ref}$  may be sensitive to uncertainty in biological parameters such as the steepness of the stock-recruitment relationship, natural mortality, maturity, fecundity, and growth.

$MSY_{ref}$  is estimated to be 416,610 metric tons and  $SBR_{ref}$  is estimated to be 0.44 (Figure 5.5). If the total effort in the fishery is scaled, without changing the allocation among gears, so that the  $SBR$  at equilibrium is equal to  $SBR_{ref}$ , the equilibrium yield is estimated to be only 1% less than  $MSY$  based on the current effort allocation (Figure 5.3). This indicates that the  $SBR_{ref}$  reference point can be maintained without any substantial loss to the fishery. However,  $MSY$  at the current effort allocation is only 61% of  $MSY_{ref}$ . More research is needed to determine if reference points based on  $MSY_{ref}$  and  $SBR_{ref}$  are useful.

## 5.6. Sensitivity analysis

When the Beverton-Holt stock-recruitment relationship is included in the analysis with a steepness of 0.75, the SBR is reduced and the SBR level that produces AMSY is increased (Figure A.3). The SBR is estimated to be less than that at AMSY for most of the model period, except for most of 1999-2002. The current effort level is estimated to be above the level required to produce AMSY (Figure A.4, Table 5.1), but, due to the recent large recruitment, current catch is greater than AMSY (Table 5.1). In contrast to the analysis without a stock-recruitment relationship, the addition of this relationship may cause catch to be moderately reduced if effort is increased beyond the level required for AMSY. The analysis without a stock-recruitment relationship has a relative yield curve equal to the relative yield-per-recruit curve because recruitment is constant. The yield curve bends over slightly more rapidly when the stock-recruitment relationship is included (Figure A.4). The equilibrium catch under the current effort levels is estimated to be only slightly less than AMSY, indicating that reducing effort will not greatly increase the catch.

## 5.7. Summary of stock status

Historically, the SBR of yellowfin tuna in the EPO has been below the level that will support the AMSY, but above that level for most of the last 18 years. The increase in the SBR is attributed to a regime change in the productivity of the population. The two different productivity regimes may support two different AMSY levels and associated SBR levels. The effort levels are estimated to be less than those that would support the AMSY (based on the current distribution of effort among the different fisheries). However, due to the large number of recruits entering the fishery in 1998 to 2000, the catch levels are greater than the corresponding values at AMSY. Because of the flat yield curve, the average equilibrium yield at current effort levels is only slightly less than AMSY.

If a stock-recruitment relationship is assumed, the results are more pessimistic, and current biomass is estimated to be below the level that would support AMSY for most of the model period, except for the last few years (excluding the end of 2002).

The current average weight of yellowfin in the catch is much less than the critical weight, and, therefore, from a yield-per-recruit standpoint, yellowfin in the EPO are probably growth overfished. The AMSY calculations indicate that catches could be greatly increased if the fishing effort were directed toward longlining and purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins. This would also increase the SBR levels.

## 6. SIMULATED EFFECTS OF FUTURE FISHING OPERATIONS

A simulation study, using the method described by Maunder and Watters (2001), was conducted to gain further understanding as to how, in the future, hypothetical changes in the amount of fishing effort exerted by the surface fleet might simultaneously affect the stock of yellowfin tuna in the EPO and the catches of yellowfin by the various fisheries. Several scenarios were constructed to define how the various fisheries that take yellowfin in the EPO would operate in the future and also to define the future dynamics of the yellowfin stock. The assumptions that underlie these scenarios are outlined in Sections 6.1 and 6.2.

In addition to the method used in previous assessments, a new method based on the normal approximation to the likelihood profile has been applied. The previously-used method does not take parameter uncertainty into consideration. It considers only uncertainty about future recruitment. A substantial part of the total uncertainty in predicting future events is caused by uncertainty in the estimates of the model parameters and current status. This uncertainty should be considered in any forward projections. Unfortunately, the appropriate methods are often not applicable to models as large and computationally intense as the yellowfin stock assessment model. Therefore, we have used a normal approximation to the likelihood profile that allows for the inclusion of both parameter uncertainty and uncertainty about future recruitment. This method is implemented by extending the assessment model an additional 5 years with effort data based on the average over 2001 and 2002, by quarter. No catch or length-frequency data are included for these

years, and the projections are based on the average catchability estimated (within the projection model) over the 1975-2002 period. The recruitments for the five years are estimated as in the assessment model with a lognormal penalty with a standard deviation of 0.6. Normal approximations to the likelihood profile are generated for SBR, surface catch, and longline catch. The descriptions below refer only to the method used in previous assessments.

## **6.1. Assumptions about fishing operations**

### **6.1.1. Fishing effort**

The following scenarios have been specified to describe the hypothetical amount of fishing effort that might be exerted by the surface fleet during 2003-2007.

1. The surface fleet would exert an amount of effort that is equal to 75% of the average amount of effort it exerted during 2001-2002.
2. The surface fleet would exert an amount of effort that is equal to the average amount of effort it exerted during 2001-2002.
3. The surface fleet would exert an amount of effort that is equal to 125% of the average amount of effort it exerted during 2001-2002.

These scenarios are based on quarterly levels of fishing effort. For example, in the first scenario, the effort during the fourth quarters of 2003, 2004, 2005, 2006, and 2007 would be equal to 75% of the average effort exerted during the fourth quarters of 2001 and 2002.

All of the simulations were conducted under the assumption that, from 2003 through 2007, the longline fleet would exert an amount of effort equal to the amount of effort it exerted during 2000 (again by quarter). Assumptions about selectivity, catchability, discards, and population dynamics are the same as these in the assessment model (Maunder and Watters 2001).

It was assumed that the catchability of yellowfin tuna for each fishery included in the simulation study does not change during the course of the simulation. Future levels of catchability for each fishery were assumed to be equal to the average catchability for that fishery during 1999 and 2000. (These averages are computed on a quarterly basis.)

Two scenarios have been specified to describe the future status of discarded yellowfin tuna. In the first scenario, it is assumed that all discarded fish will die. In the second scenario, it is assumed that either there are no discards because the fish that are ordinarily caught and discarded will not be caught or, equivalently, that all discarded fish will survive.

The recruitment during 2003 through 2007 was assumed to vary randomly around the same expected level from the stock-recruitment relationship (*i.e.* average recruitment in the base case because it does not assume a stock-recruitment relationship) and to be as variable as the recruitment during 1975-2002. It should be noted that the estimates of recruitment from the stock assessment model appear to be autocorrelated (Figure 4.7), but in the simulation study the recruitment was not autocorrelated. Adding autocorrelation to the simulated time series of recruitment would cause the simulation results to be more variable.

## **6.2. Assumptions about population dynamics**

The simulation study was conducted using the same assumptions about population dynamics used during 1975-2002 (*see* Maunder and Watters, 2001). Stochasticity is added to each simulation by randomly sampling from a distribution of recruitment anomalies. These anomalies are assumed to come from the same distribution as those estimated for 1975-2002.

## **6.3. Simulation results**

The simulations were used to predict future levels of the SBR, the average weight of yellowfin tuna in the catch of all fisheries combined, the total catch taken by the primary surface fisheries that would presuma-



bly continue to operate in the EPO (Fisheries 1-10), and the total catch taken by the longline fleet (Fisheries 11 and 12). It is important to note that 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 and Table 6.1. The amount of uncertainty is probably underestimated because the simulations were conducted under the assumption that the parameters estimated by the stock assessment model correctly describe the dynamics of the system. As mentioned in Section 4, this assumption is not likely to be fulfilled. There is also uncertainty in the structure of the population dynamics model that has not been included in the analysis.

### **6.3.1. Predicted SBRs**

Within the range of scenarios specified for the simulation study, future changes in the amount of fishing effort exerted by the surface fleet are predicted to have substantial effects on the SBR (Figure 6.1 and Table 6.1). Increasing the surface effort to 125% of its recent, average level is predicted to decrease the median estimate of the SBR by about 16% by the end of 2007 compared to predictions using average effort (Table 6.1; compare 50% quantiles for “average surface effort” to those for “125% surface effort”). Decreasing the surface effort to 75% of its recent average is predicted to increase the median estimate of the SBR by about 21% (Table 6.1; compare 50% quantiles for “average surface effort” to those for “75% surface effort”). Under current effort levels, it is predicted that at the end of 2007 the SBR would remain, on average, greater than  $SBR_{AMSY}$  (Table 6.1; compare the 20% quantiles for the SBR to the estimated  $SBR_{AMSY}$  of 0.37). This result is consistent with the previous estimate that, under average conditions, current levels of fishing effort should be increased to achieve the AMSY (Section 5.3).

If the surface fleet continues to exert an average amount of fishing effort, the SBR is predicted to be insensitive to assumptions about the status of discarded yellowfin tuna (Figure 6.1 and Table 6.1). If small yellowfin that are ordinarily discarded are not captured, or if the discarded fish survive, the SBR is predicted to be about 2% greater than that predicted when the discarded yellowfin are assumed to die (Table 6.1; compare 50% quantiles for “average surface effort” to those for “average, no discards”). This is an important result because it suggests that preventing catches of unmarketable yellowfin around floating objects (or ensuring that the discarded fish will survive) would not significantly increase the spawning stock.

### **6.3.2. Predicted average weights of yellowfin tuna in the combined catch**

The average weight of individuals in the catch is expected to increase in the next few years as the fish of the large recruitments that occurred during 1998 to 2000 increase in size. Within the range of scenarios specified for the simulation study, future changes in the amount of fishing effort exerted by the surface fleet are predicted to have moderate effects on the average weight of fish caught by fisheries operating in the EPO (Figure 6.2 and Table 6.1). Increasing the surface effort to 125% of its recent average would, after 5 years, decrease the average weight of fish in the combined catch by about 12% compared to predictions using average effort (Table 6.1; compare 50% quantiles for “average surface effort” to those for “125% surface effort”). Decreasing the surface effort to 75% of its recent average would increase the average weight of fish in the catch by about 15% (Table 6.1; compare 50% quantiles for “average surface effort” to those for “75% surface effort”). Under all of the simulated effort scenarios, the average weight of fish in the combined catch taken during 2005 would be substantially less than the critical weight (compare the estimated critical weight of about 36.2 kg to the 80% quantiles in Table 6.1). Thus, it appears that it will not be possible to maximize the yield per recruit without substantially reducing the amount of fishing effort exerted by the surface fleet. This conclusion could change if, in the future, the surface fleet is able to catch larger (older) yellowfin.

If the fisheries that catch yellowfin in association with floating objects continue to exert an average amount of effort, preventing the capture of fish vulnerable to the discard fisheries (or ensuring that discarded fish survive) would moderately increase (24%) the average weight of fish in the combined catch during 2007 (Figure 6.1 and Table 6.1). This result is to be expected because the discard fisheries (Fisheries 13-16) catch large numbers of small fish, and this influences the estimates of the average weight.

### 6.3.3. Predicted catches taken by the primary surface fisheries

Since the simulation study was conducted under the assumptions that the catchability will remain constant for every fishery continuing to operate in the EPO (see Section 6.1.2) and that recruitment will vary randomly around the average, increases in future levels of surface fishing effort would cause short-term increases in the catches taken by these fisheries (Fisheries 1-10). The reverse is also true; decreases in the future level of surface fishing effort would cause short-term decreases in the catch. It is also important to note that if the future level of effort increases (or decreases) by 25%, the catch would not necessarily increase (or decrease) by the same percentage. If the future level of effort increases by 25%, the quarterly catches taken by the surface fleet during 2007 would increase by only 3% (Table 6.1; compare 50% quantiles from “average surface effort” to those from “125% surface effort”). Similarly, if the future level of effort decreases by 25%, the quarterly catches taken by the surface fleet during 2007 would decrease by about 7% (Table 6.1; compare 50% quantiles from “average surface effort” to those from “75% surface effort”). This lack of sensitivity of the future catch by the surface fishery to changes in the effort of the surface fishery is consistent with the fact that the curve relating average sustainable yield to fishing effort is nearly flat at the top and that the current amount of fishing effort being exerted in the EPO produces an average yield that is very close to the AMSY (see Section 5.3 and Figure 5.3).

If the fisheries that catch yellowfin tuna in association with floating objects continue to exert an average amount of effort, preventing the capture of unmarketable fish (or ensuring that the discarded fish survive) would increase the future catches of the surface fleet by 4% (Figure 6.3 and Table 6.1; compare 50% quantiles from “average surface effort” to those from “average, no discards”).

### 6.3.4. Predicted catches taken by the longline fleet

The results from the simulation study suggest that future changes in the amount of effort exerted by the surface fleet would substantially affect the catches by the longline fleet (Figure 6.4 and Table 6.1). The quarterly longline catch during 2007 would increase by about 31% if the surface effort were reduced to 75% of its recent average for the next 5 years compared to predictions using average effort (Table 6.1; compare 50% quantiles from “average surface effort” to those from “75% surface effort”). Similarly, the quarterly longline catch during 2007 would decrease by about 22% if the surface fishing effort were increased to 125% of its recent average (Table 6.1; compare 50% quantiles from “average surface effort” to those from “125% surface effort”).

The future catch taken by longline vessels is predicted to be only slightly sensitive to whether the surface fleet continues to catch unmarketable yellowfin tuna around floating objects (Figure 6.4 and Table 6.1). Preventing catches of unmarketable fish would increase the quarterly longline catch during 2007 by about 5% (Table 6.1; compare 50% quantiles from “average surface effort” to those from “average, no discards”). This result is consistent with prediction that the SBR would increase only slightly if the catches of unmarketable fish are prevented.

### 6.3.5. Results using the normal approximation to the likelihood profile

In general, the estimates from the normal approximation to the likelihood profile are the same as the estimates using the previous method (Figures 6.1b and 6.3b). The difference occurs in the confidence intervals, which are much wider for the likelihood profile method, particularly for the first year of the projection. These estimates of the confidence intervals are more realistic because they include parameter uncertainty.

## 6.4. Summary of the simulation results

It is predicted that the SBR will increase in the next few years to a level above  $S_{AMSY}$ .

It is predicted that future changes in the level of surface fishing effort would substantially affect the SBR, moderately affect the average weight of fish in the catch of all fisheries combined, and substantially affect the total catch of the longline fleet (Fisheries 11 and 12) (Table 6.1). Increasing the level of surface fish-

ing effort to 125% of its recent average would decrease the SBR compared to average effort (Figure 6.1), decrease the average weight of fish in the combined catch (Figure 6.2), and decrease the total catch taken by the longline fleet (Figure 6.4). Reducing the level of surface fishing effort to 75% of its recent average would have the opposite effects. The catch from surface fisheries would increase only slightly with a 25% increase in the level of surface fishing effort, and would decrease slightly with a 25% decrease in the level of surface fishing effort.

It is predicted that preventing the catches of unmarketable yellowfin tuna occurring around floating objects (or ensuring that the discarded fish survive), would have insignificant effects on the SBRs and catches, but increase the average weight moderately.

The results from these simulations have been calculated, using the average recruitment for the 1975-2002 period. As mentioned in Section 4, it appears that yellowfin have been in a higher productivity regime for the last 15 years. If the simulations were repeated, using an average recruitment based on the 1985-2001 period, it is likely that the estimates would be different.

New simulations using the normal approximation to the likelihood profile method show that there is considerable uncertainty in the predictions of future levels of SBR and catch that is attributed to parameter uncertainty.

## **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 yellowfin tuna in the EPO. New data collected during 2003 and updated data for 2002 will be incorporated into the next stock assessment.

### **7.2. Refinements to the assessment model and methods**

The IATTC staff intends to continue to develop the A-SCALA method and further refine the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. In particular, the staff plans to extend the model so that information obtained from the tagging studies can be incorporated into the A-SCALA analyses. The staff also intends to reinvestigate indices of yellowfin abundance from the CPUEs of purse seiners fishing in the EPO. If this work is successful, the results will, as far as possible, be integrated into future stock assessments.

Development of reference points that are consistent with the precautionary approach to fisheries management will continue.

A likelihood function that conditions otolith data on the population length-frequency to give unbiased estimates of variation in length-at-age will be developed.

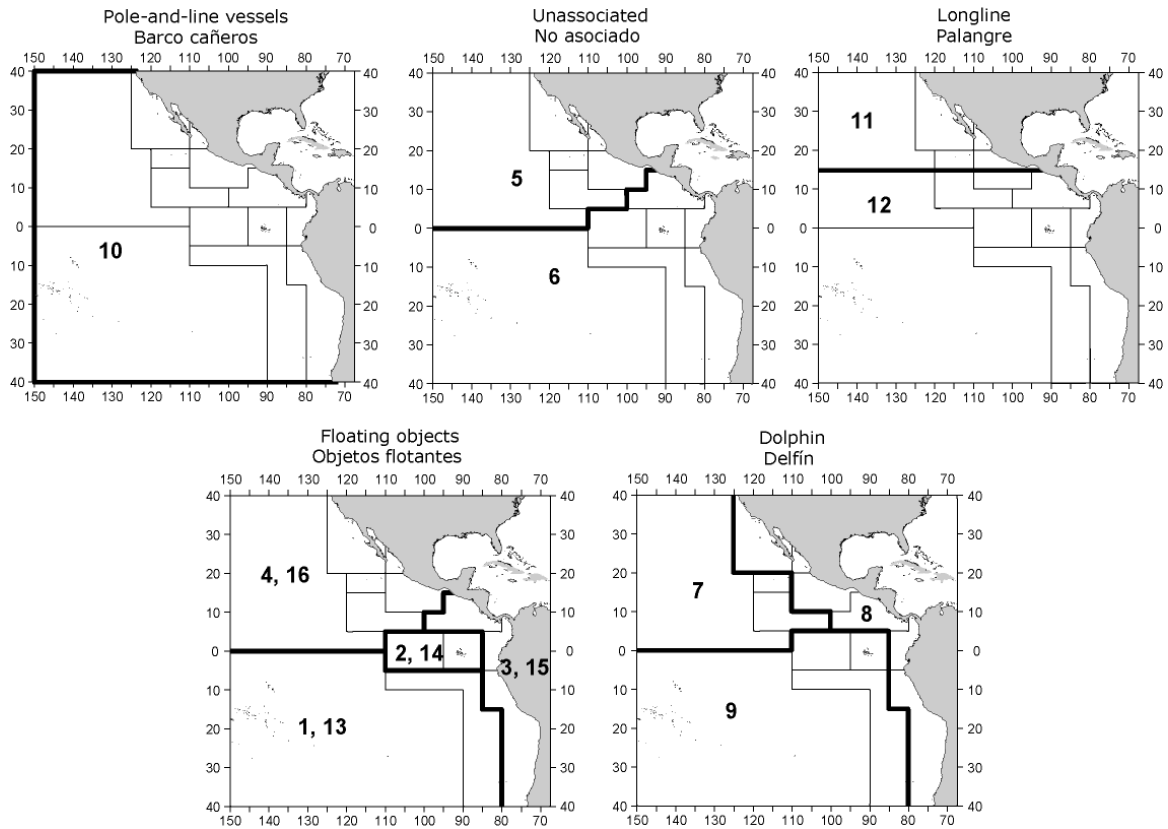
The likelihood profile method for performing projections will be further developed in an effort to replace the method used in previous assessments.

## **REFERENCES**

- Anonymous. 1999. Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1997: 310 pp.
- Anonymous. 2000a. Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1998: 357 pp.
- Bayliff, W.H. 1979. Migrations of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean as determined from tagging experiments initiated during 1968-1974. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 17: 445-506.
- Bayliff, W.H. 1988. Growth of skipjack, *Katsuwonus pelamis*, and yellowfin, *Thunnus albacares*, tunas in the eastern Pacific Ocean as estimated from tagging data. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 19: 307-385.

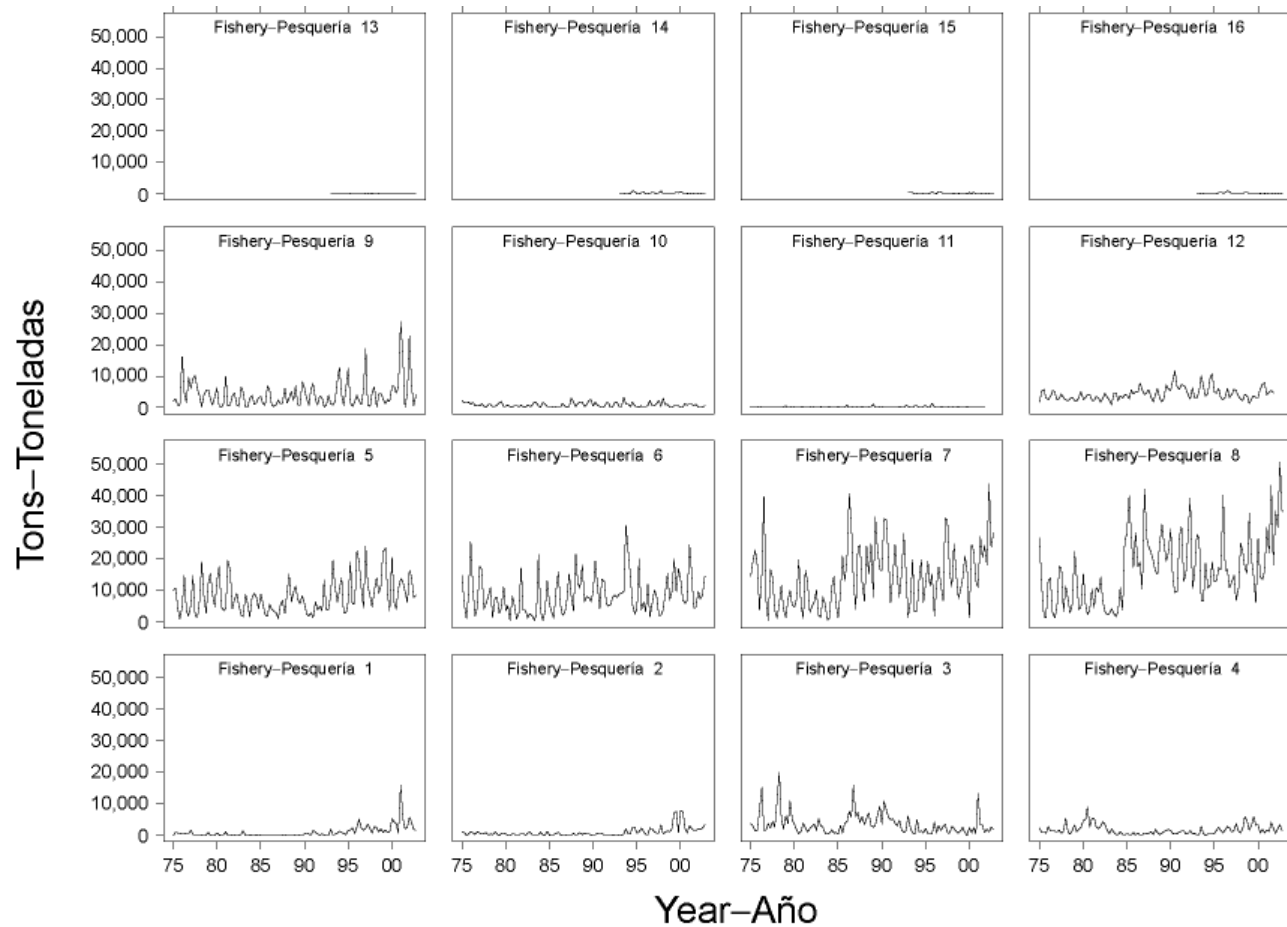
- Bayliff, W.H., and B.J. Rothschild. 1974. Migrations of yellowfin tuna tagged off the southern coast of Mexico in 1960 and 1969. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 16: 1-64.
- Beddington, J.R. and D.B. Taylor. 1973. Optimum age specific harvesting of a population. *Biometrics* 29: 801-809.
- Beverton, R.J.H., and S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Minis. Agri. Fish. Invest. Ser.* 2, 19: 533 pp.
- Bigelow, K.A., J. Hampton, and N. Miyabe. 2002. Application of a habitat-based model to estimate effective longline fishing effort and relative abundance of Pacific bigeye tuna (*Thunnus obesus*). *Fish. Ocean.* 11: 143-155.
- Blunt, C.E., Jr., and J.D. Messersmith. 1960. Tuna tagging in the eastern tropical Pacific, 1952-1959. *Calif. Fish Game* 46: 301-369.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 734-750.
- Deriso, R.B., R.G. Punsly, and W.H. Bayliff. 1994. A Markov movement model of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean and some analyses for international management. *Fish. Res.* 11: 375-395.
- Fink, B.D., and W.H. Bayliff. 1970. Migrations of yellowfin and skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean as determined by tagging experiments, 1952-1964. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 15: 1-227.
- Fournier, D.A., J. Hampton, and J.R. Sibert. 1998. MULTIFAN-CL: A length-based, age-structured model for fisheries stock assessment, with application to South Pacific albacore, *Thunnus alalunga*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 2105-2116.
- Francis, R.I.C.C. 1993. Monte Carlo evaluation of risks for biological reference points used in New Zealand fishery assessments. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: 221-230.
- Getz, W.M.. 1980. The ultimate sustainable yield problem in nonlinear age structured populations. *Mathematical Bioscience.* 48: 279-292.
- Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1002-1010.
- Hampton, J., and D.A. Fournier. 2001. A spatially-disaggregated, length-based, age-structured population model of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean. *Mar. Fresh. Res.* 52: 937-963.
- Hunter, J.R., A.W. Argue, W.H. Bayliff, A.E. Dizon, A. Fonteneau, D. Goodman, and G.R. Seckel. 1986. The dynamics of tuna movements: an evaluation of past and future research. *FAO Fish. Tech. Pap.* 277: 1-78.
- Ishii, T. 1979. Attempt to estimate migration of fish population with survival parameters from tagging experiment data by the simulation method. *Inves. Pesq.* 43: 301-317.
- Kalnay, E. *et al.* 1996. The NCEP/NCAR reanalysis 40-year project. *Bull. Amer. Meteor. Soc.* 77: 437-471.
- Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 110-122.
- Maunder, M.N. 2002a. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report*, 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. and S.J. Harley. 2002. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report*, 3: 201-311.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report 1*: 5-86.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2002. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report 2*: 5-90.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2003a. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. *IATTC Bull.*, 22: 433-582 .
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2003b. A general framework for integrating environmental time series into stock assessment models: model description, simulation testing, and example. *Fishery Bulletin*, 101: 89-99.
- McAllister, M. K., and J.N. Ianelli. 1997. Bayesian stock assessment using catch-age data and the sampling - importance resampling algorithm. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 284-300.
- Mizuno K., M. Okazaki, H. Nakano, and H. Okamura. 1997. Estimation of underwater shape of tuna longline by using micro-BTs. *Bull. Nat. Res. Inst. Far Seas Fish.* 34: 1-24.
- Reed, W.J. 1980. Optimum age-specific harvesting in a nonlinear population model. *Biometrics* 36: 579-593.
- Schaefer, K.M. 1998. Reproductive biology of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 21: 205-272.
- Schaefer, M.B., B.M. Chatwin, and G.C. Broadhead. 1961. Tagging and recovery of tropical tunas, 1955-1959. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 5: 341-455.
- Suzuki, Z., P.K. Tomlinson, and M. Horma. 1978. Population studies of Pacific yellowfin tuna. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull.*, 17: 293-441.
- Thompson, G.G. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: 303-320.
- Tomlinson, P.K. 2001. Production model analysis of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report 1*: 320-340.
- Wild, A. 1986. Growth of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean based on otolith increments. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 18: 421-482.



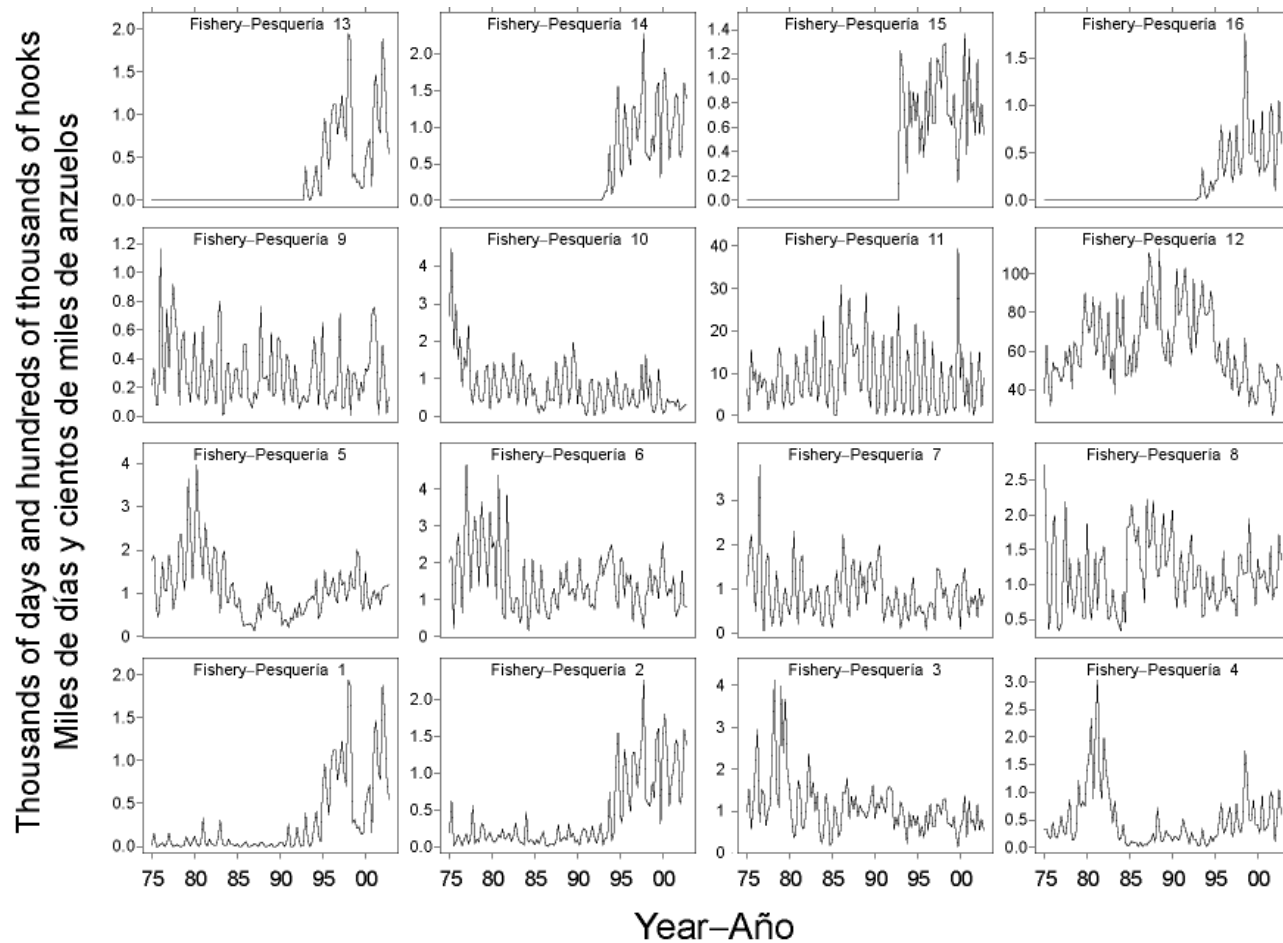
**FIGURE 2.1.** Spatial extents of the fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the heavy lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold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

**FIGURA 2.1.** Extensión espacial de las pesquerías definidas por el personal de la CIAT para la evaluación del atún aleta amarilla en el OPO. Las líneas delgadas indican los límites de 13 zonas de muestreo de frecuencia de tallas, las líneas gruesas los límites de cada pesquería definida para la evaluación del stock, y los números en negritas las pesquerías correspondientes a estos últimos límites. En la Tabla 2.1 se describen las pesquerías.



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

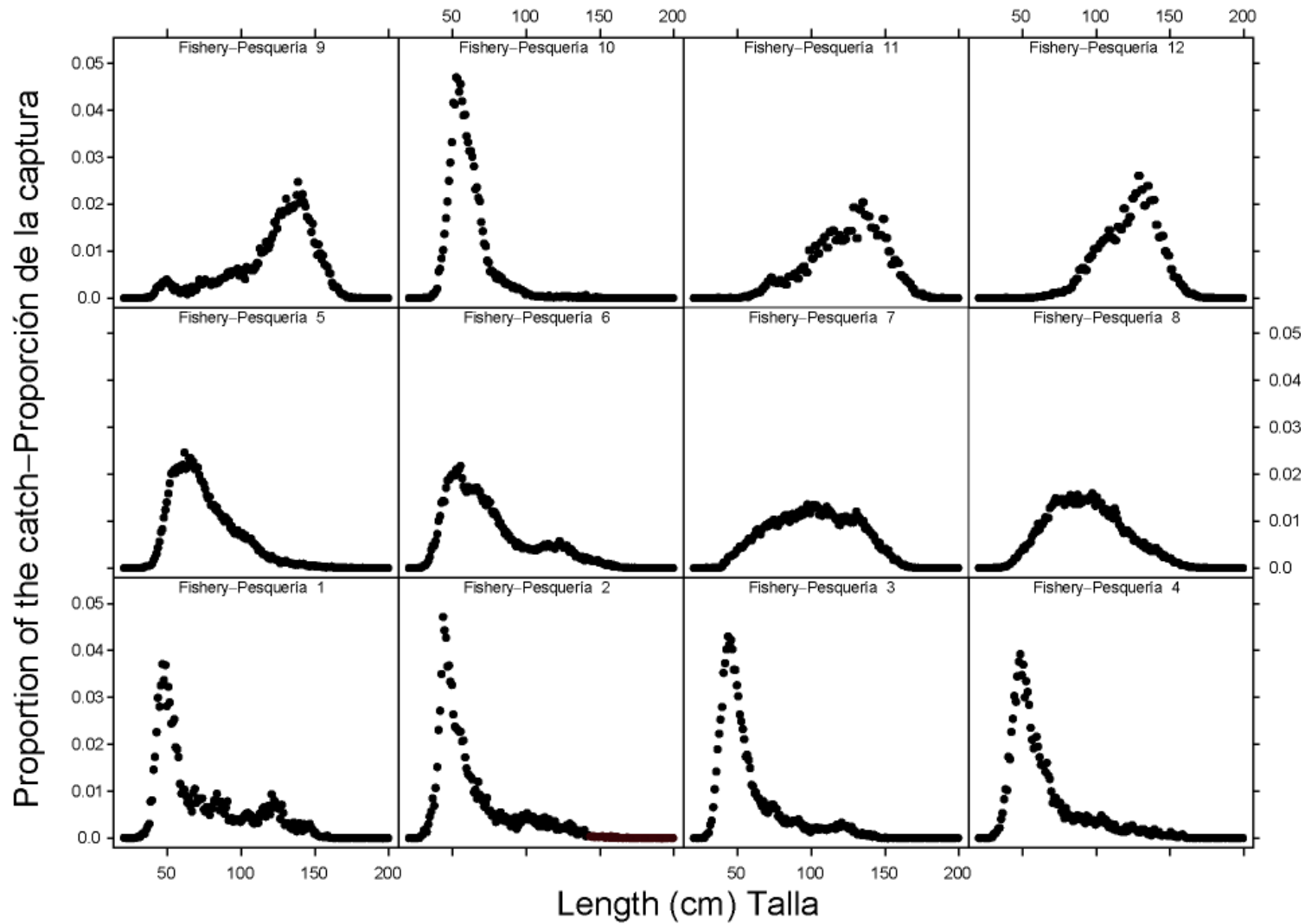
**FIGURA 2.2.** Capturas de las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se analizaron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de captura para cada año. Se expresan todas las capturas en peso, pero el modelo de evaluación del stock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



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

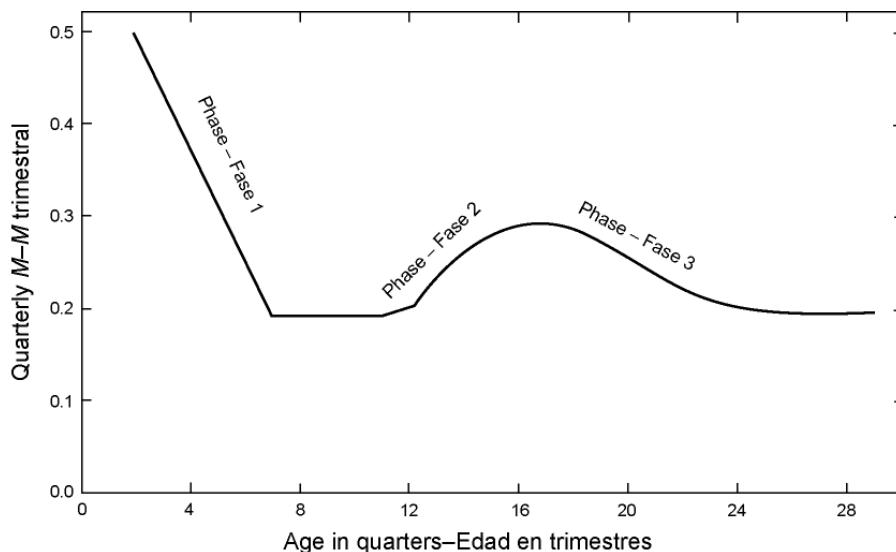
**FIGURA 2.3.** Esfuerzo de pesca ejercido por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se analizaron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de esfuerzo para cada año. Se expresa el esfuerzo de las Pesquerías 1-10 y 13-16 en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



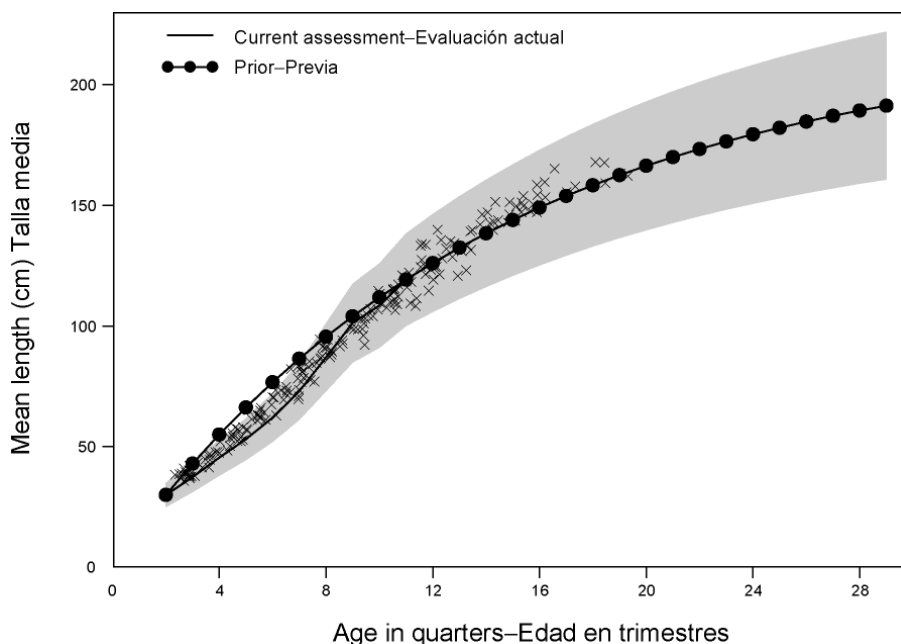


**FIGURE 2.4.** Average size compositions of the catches made by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). The data cover the period of January 1975 through December 2002.

**FIGURA 2.4.** Composición media por tamaño de las capturas realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún aleta amarilla en el OPO (Tabla 2.1). Los datos abarcan el período de enero de 1975 a diciembre de 2002.



**FIGURE 3.1.** Natural mortality ( $M$ ) rates, at quarterly intervals, used for the assessment of yellowfin tuna in the EPO. Descriptions of the three phases of the mortality curve are provided in Section 3.1.4.  
**FIGURA 3.1.** Tasas de mortalidad natural ( $M$ ), a intervalos trimestrales, usadas para la evaluación del atún aleta amarilla en el OPO. En la Sección 3.1.4 se describen las tres fases de la curva de mortalidad.

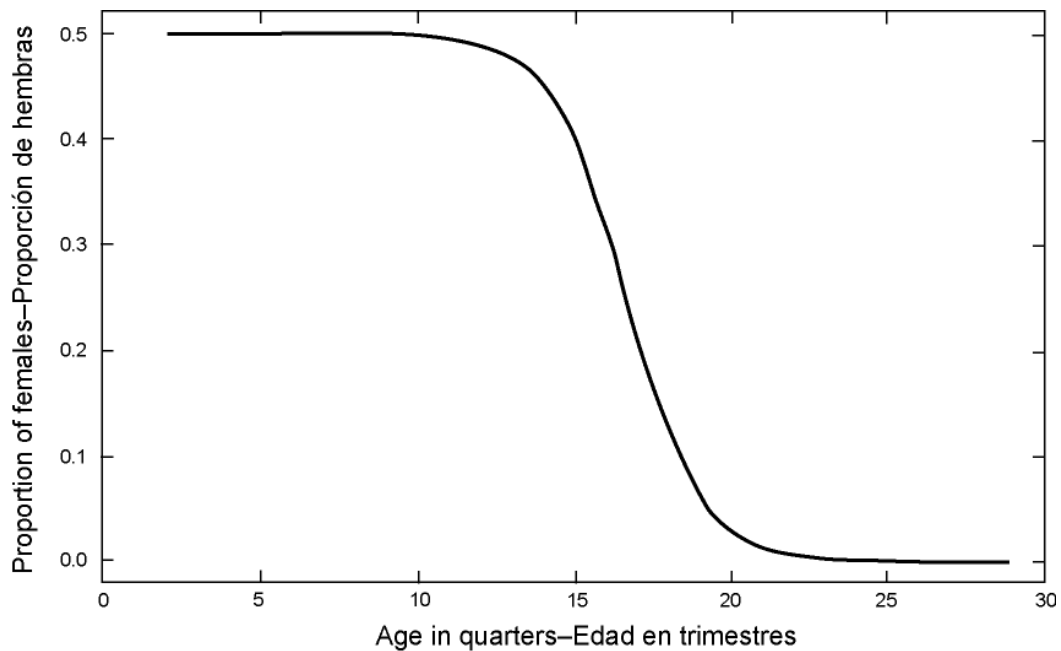


**FIGURE 3.2.** Growth curve estimated for the assessment of yellowfin tuna in the EPO (solid line). The connected points represent the mean length-at-age prior used in the assessment. The crosses represent length-at-age data from otoliths (Wild 1986). The shaded region represents the variation in length at age ( $\pm 2$  sd)  
**FIGURA 3.2.** Curva de crecimiento usada para la evaluación del atún aleta amarilla en el OPO (línea sólida). Los puntos conectados representan la distribución previa (*prior*) de la talla a edad usada en la evaluación. Las cruces representan datos de otolitos de talla a edad (Wild 1986). La región sombreada representa la variación de la talla a edad ( $\pm 2$  de).



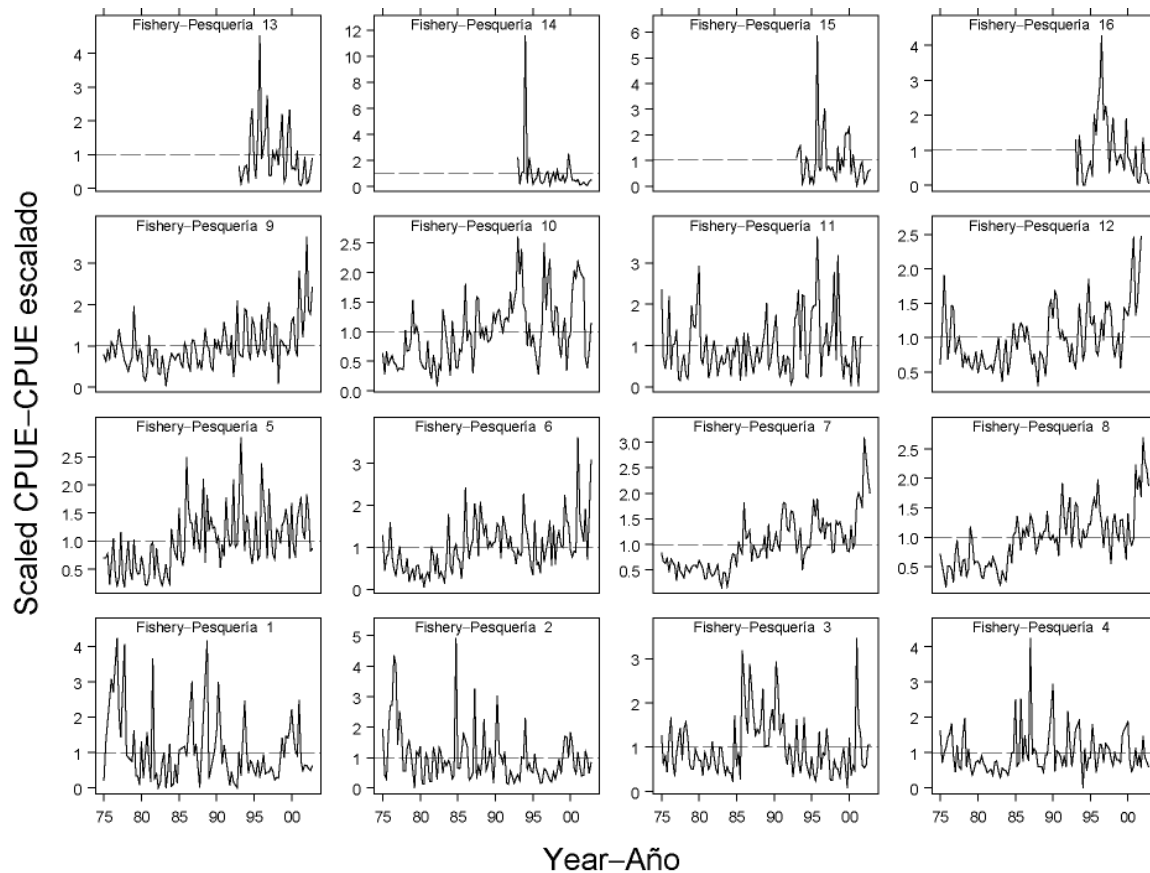
**FIGURE 3.3.** Relative fecundity-at-age curve (from Schaefer 1998) used to estimate the spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO.

**FIGURA 3.3.** Curva de madurez relativa a edad (de Schaefer 1998) usada para estimar la biomasa reproductora de atún aleta amarilla en el OPO.



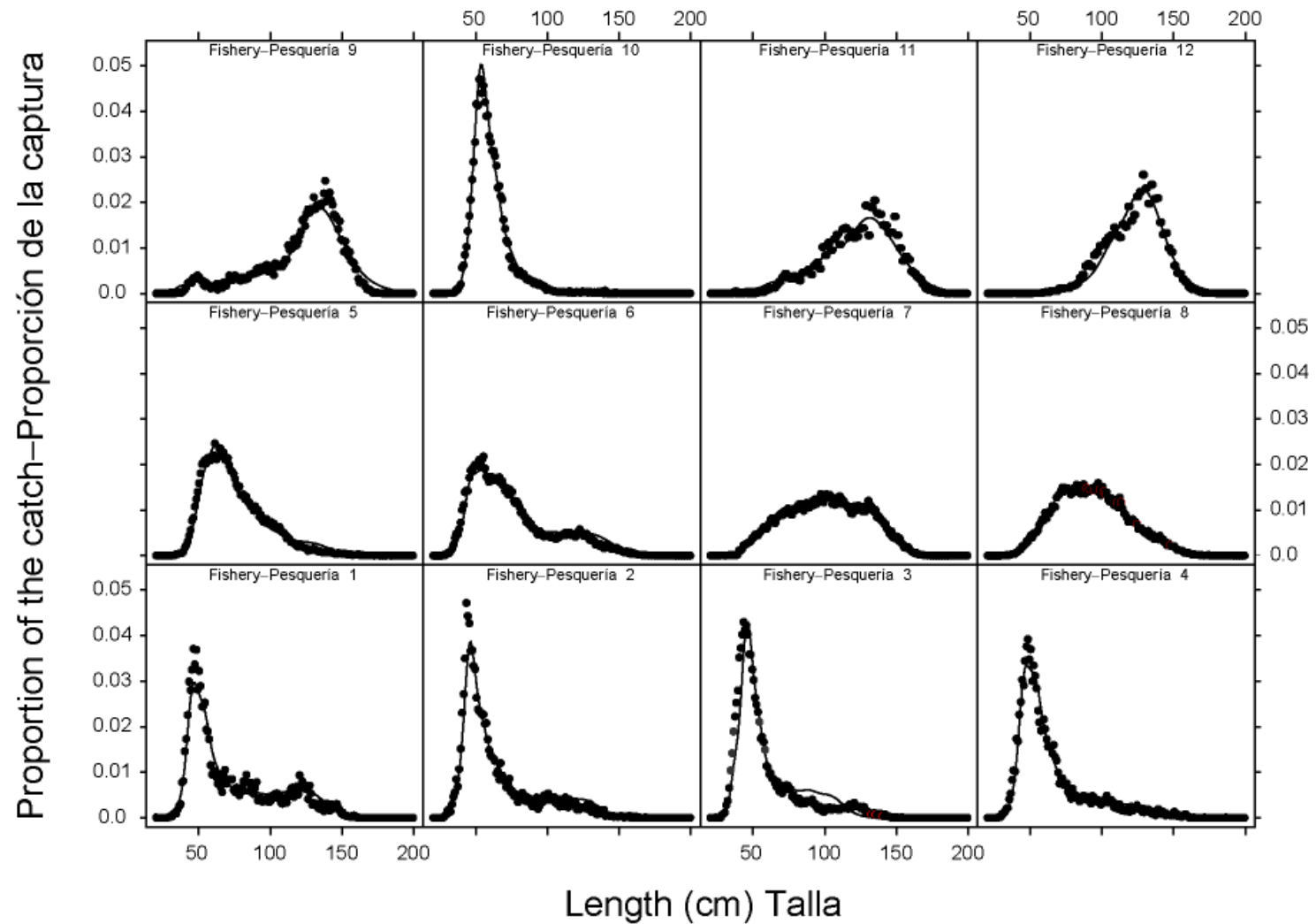
**FIGURE 3.4.** Sex ratio curve (from Schaefer 1998) used to estimate the spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO.

**FIGURA 3.4.** Curva de proporciones de sexos (de Schaefer 1998) usada para estimar la biomasa reproductora de atún aleta amarilla en el OPO.



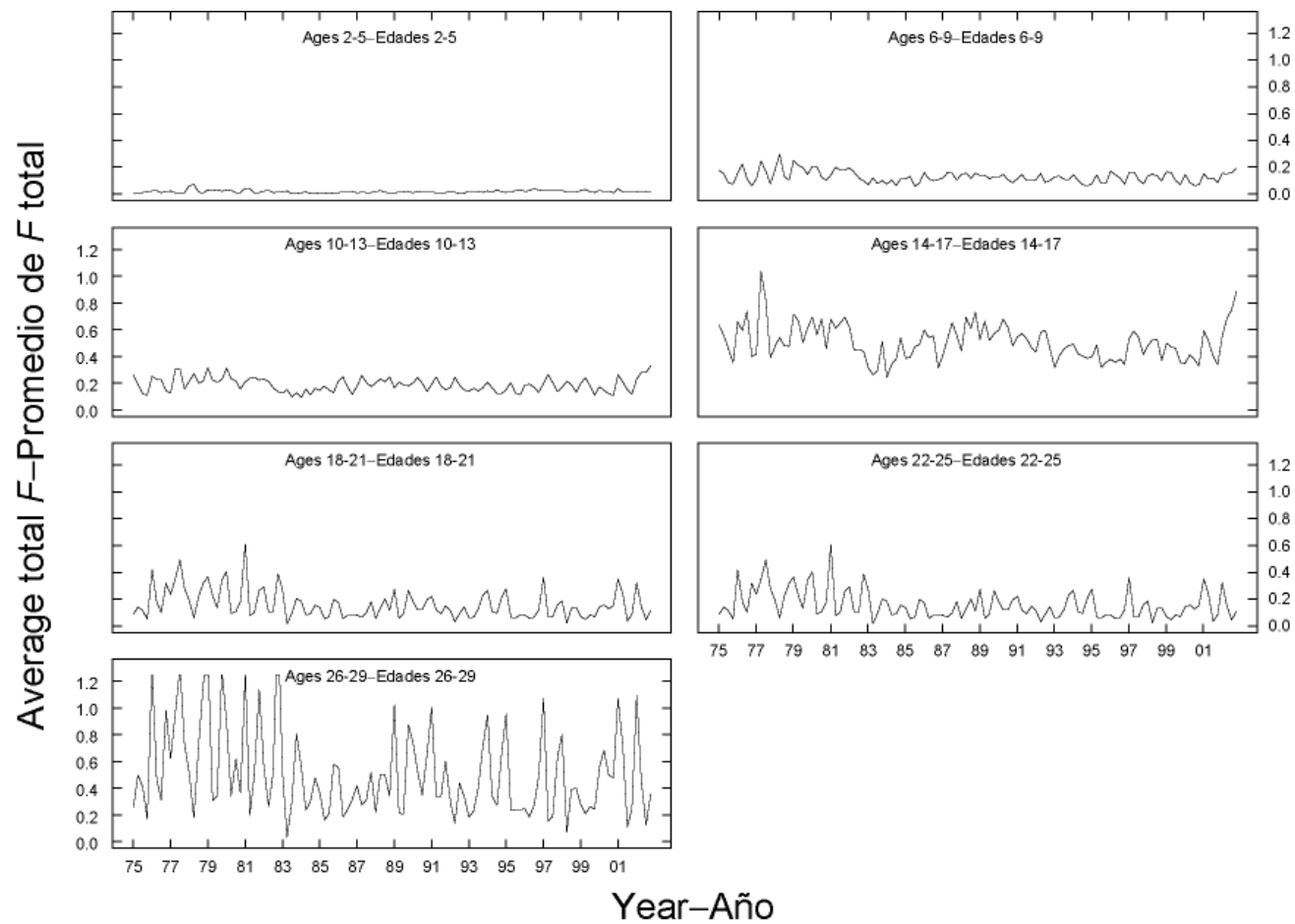
**FIGURE 4.1.** CPUEs for the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of CPUE for each year. The CPUEs for Fisheries 1-10 and 13-16 are in kilograms per day fished, and those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

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



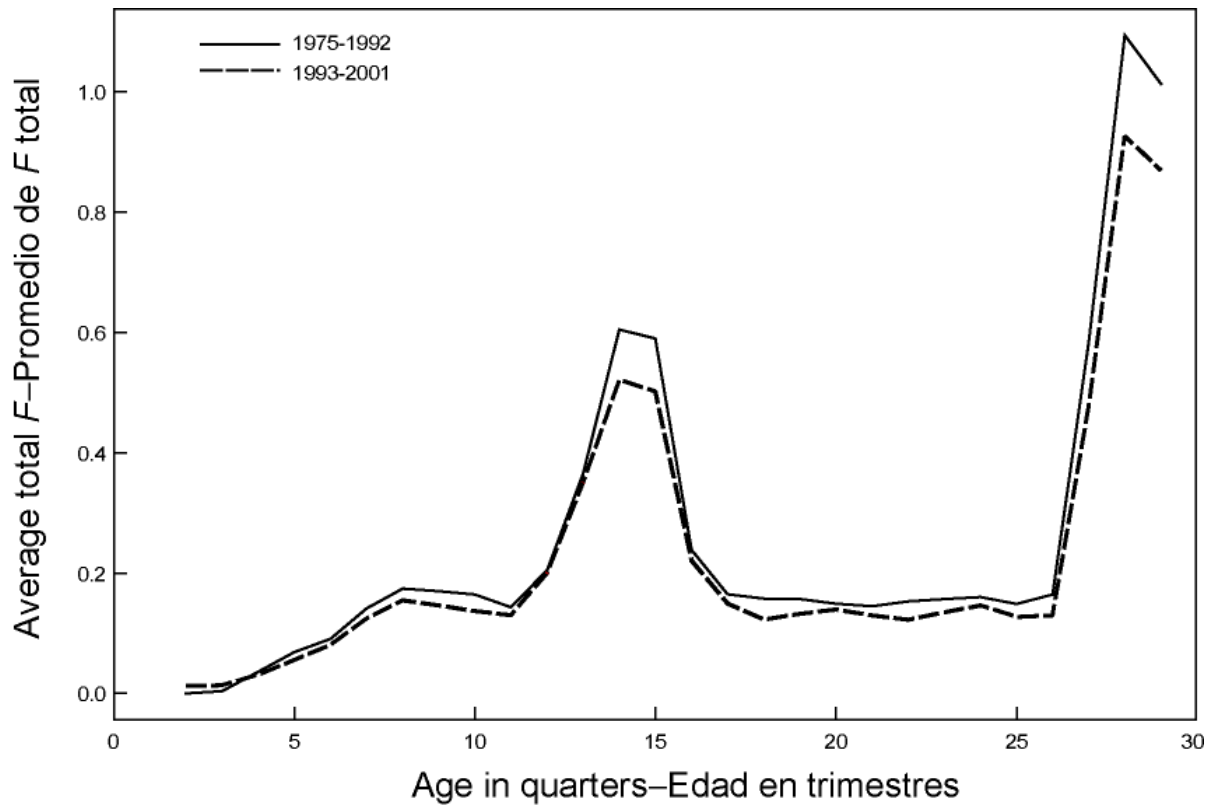
**FIGURE 4.2.** Average observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO.

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



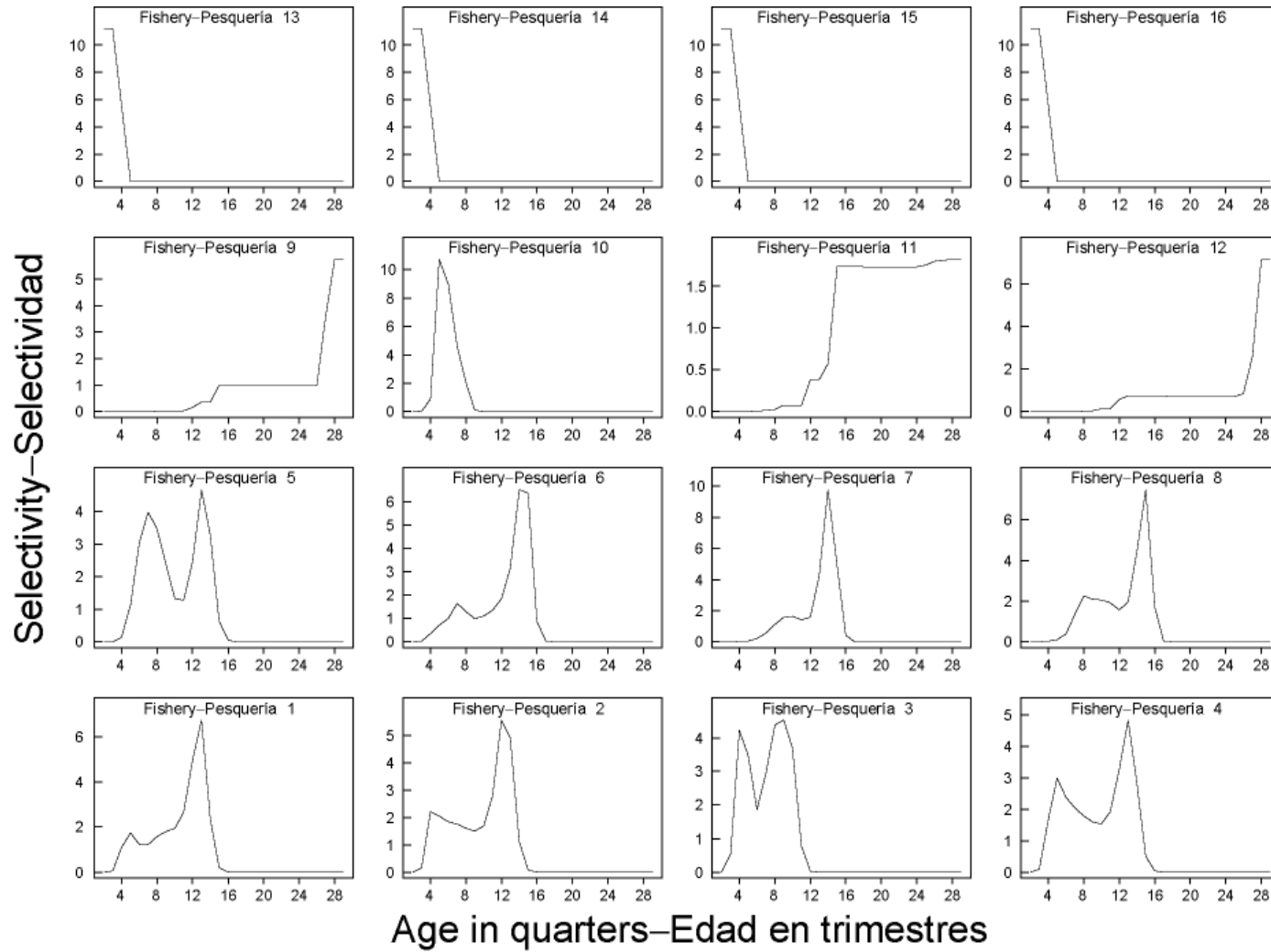
**FIGURE 4.3a.** Time series of average total quarterly fishing mortality of yellowfin tuna that have been recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates an average of four quarterly fishing mortality vectors that affected the fish within the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the upper-left panel is an average of the fishing mortalities that affected fish that were 2-5 quarters old.

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



**FIGURE 4.3b.** Average total quarterly fishing mortality by age of yellowfin tuna that have been recruited to the fisheries of the EPO. The estimates are presented for two periods, the latter period relating to the increase in effort associated with floating objects.

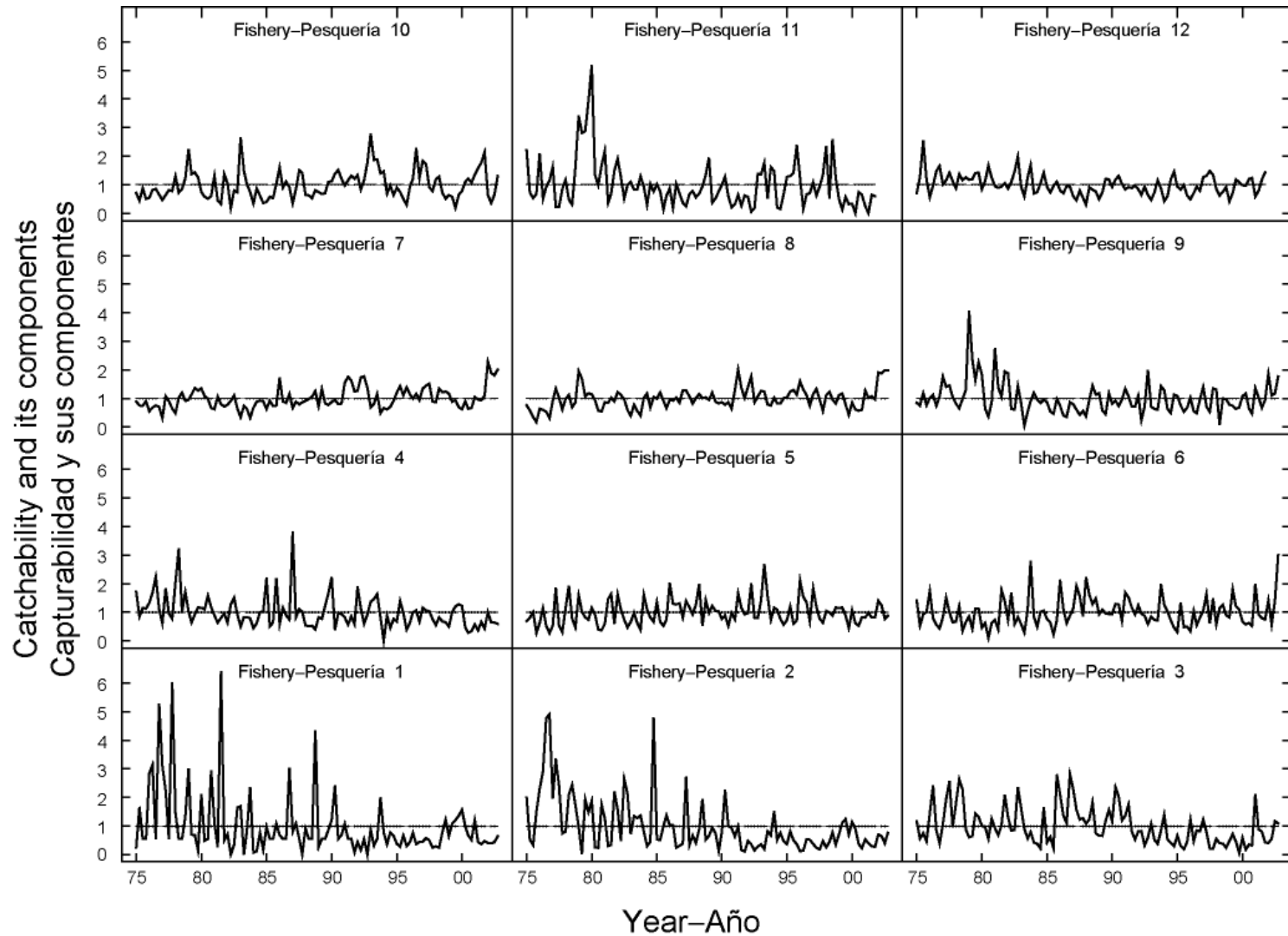
**FIGURA 4.3b.** Mortalidad por pesca total trimestral por edad de atún aleta amarilla reclutado a las pesquerías del OPO. Se presentan estimaciones para dos períodos, el segundo relacionado con aumento en el esfuerzo asociado con objetos flotantes.



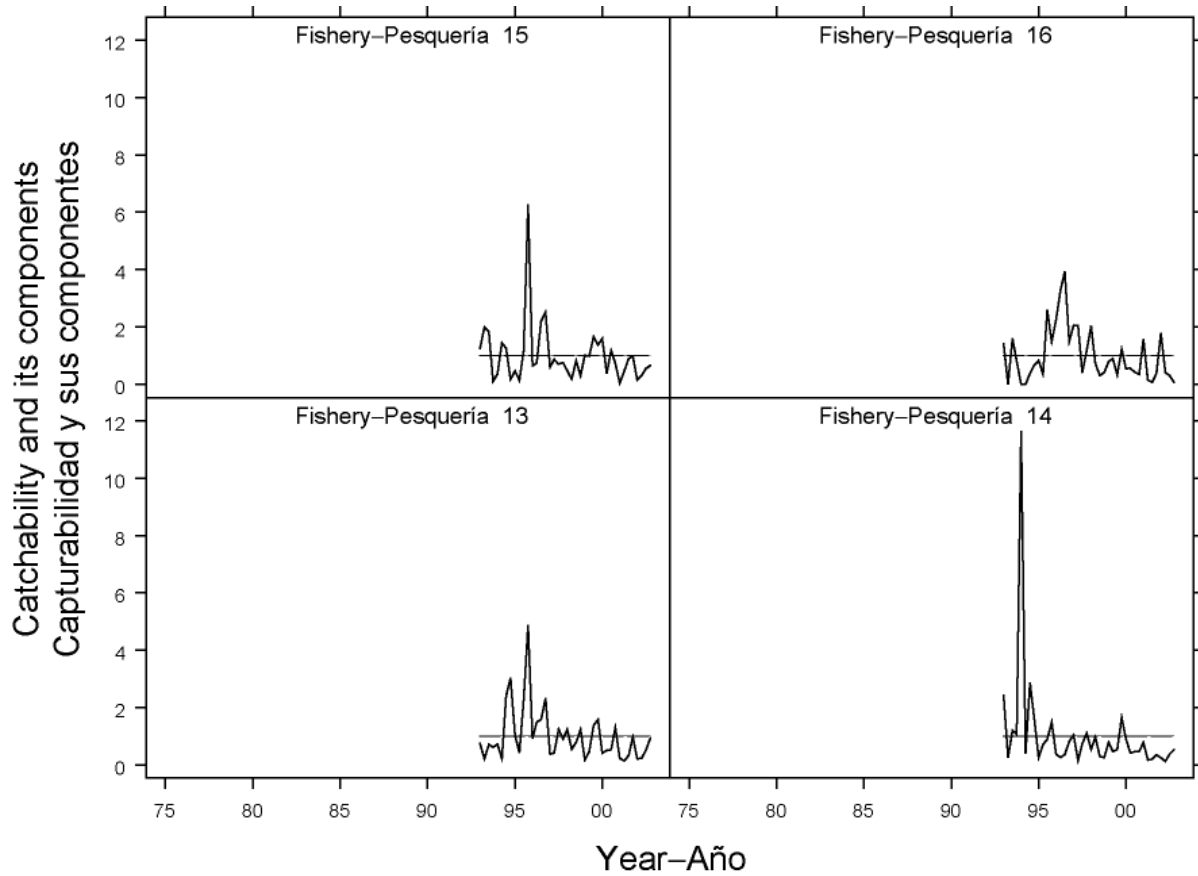
**FIGURE 4.4.** Selectivity curves for the 16 fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The curves for Fisheries 1-12 were estimated with the A-SCALA method, and those for Fisheries 13-16 are based on assumptions. Note that the vertical scales of the panels are different.

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



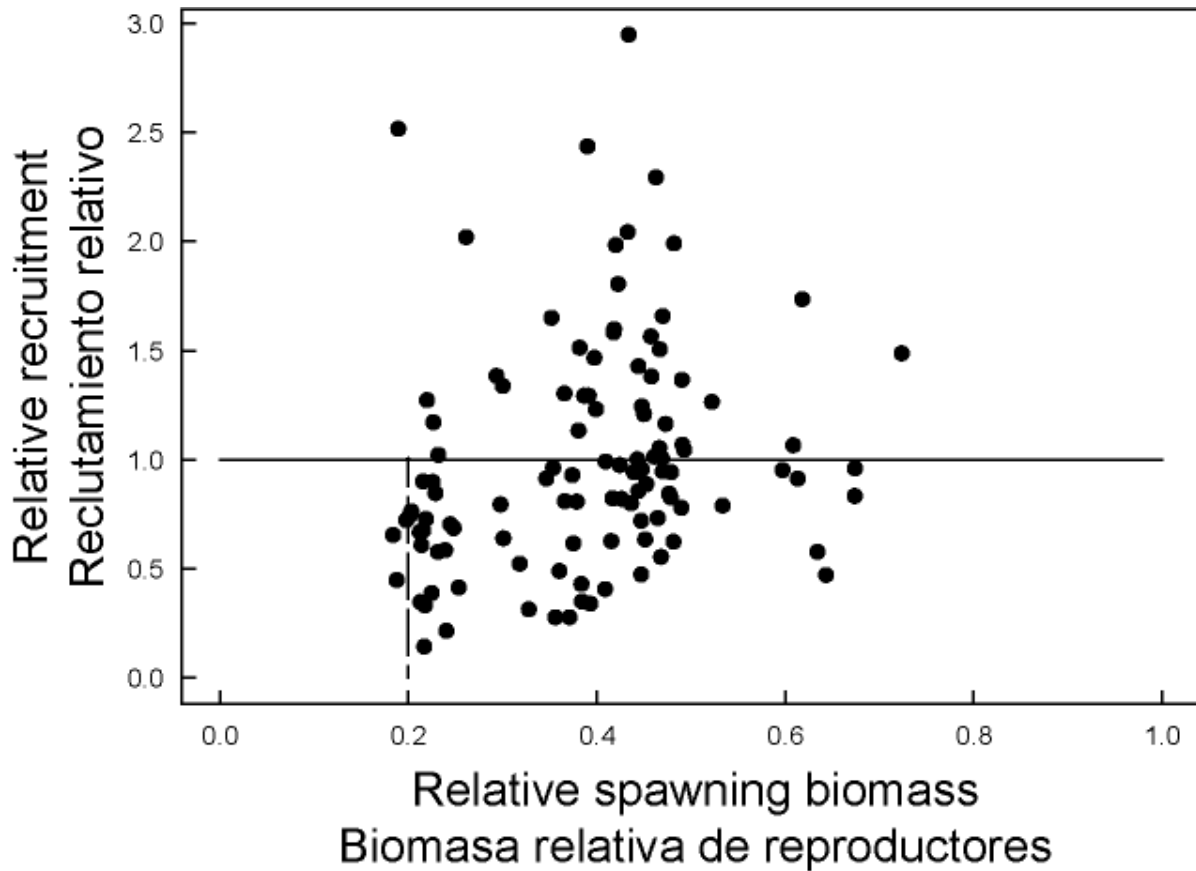


**FIGURE 4.5a.** Trends in catchability ( $q$ ) for the 12 retention fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The estimates are scaled to average 1.  
**FIGURA 4.5a.** Tendencias en capturabilidad ( $q$ ) para las 12 pesquerías de retención que capturan atún aleta amarilla en el OPO. Se escalan las estimaciones a un promedio de 1.



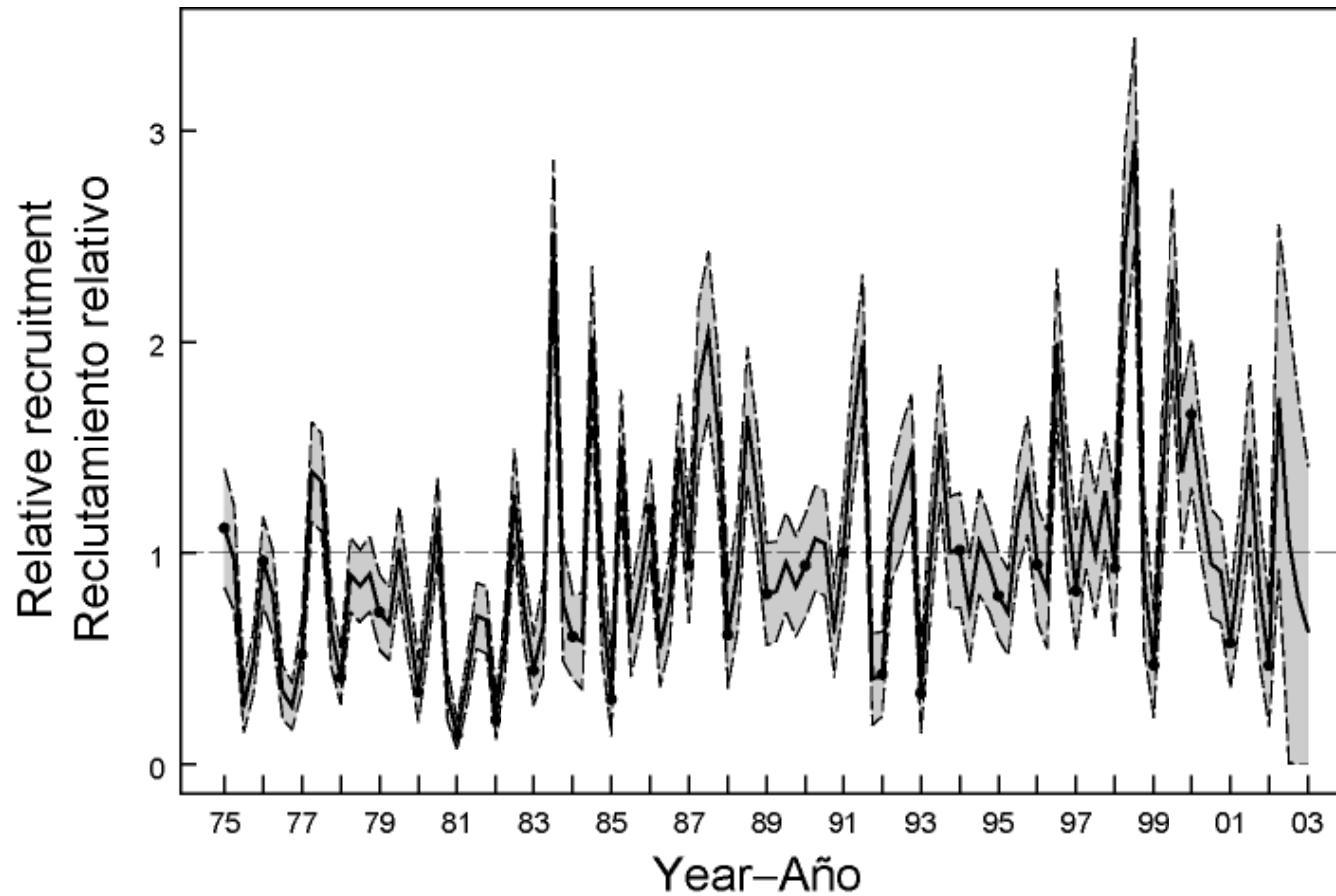
**FIGURE 4.5b.** Trends in catchability ( $q$ ) for the four discard fisheries that take yellowfin tuna in the EPO. The estimates are scaled to average 1.

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



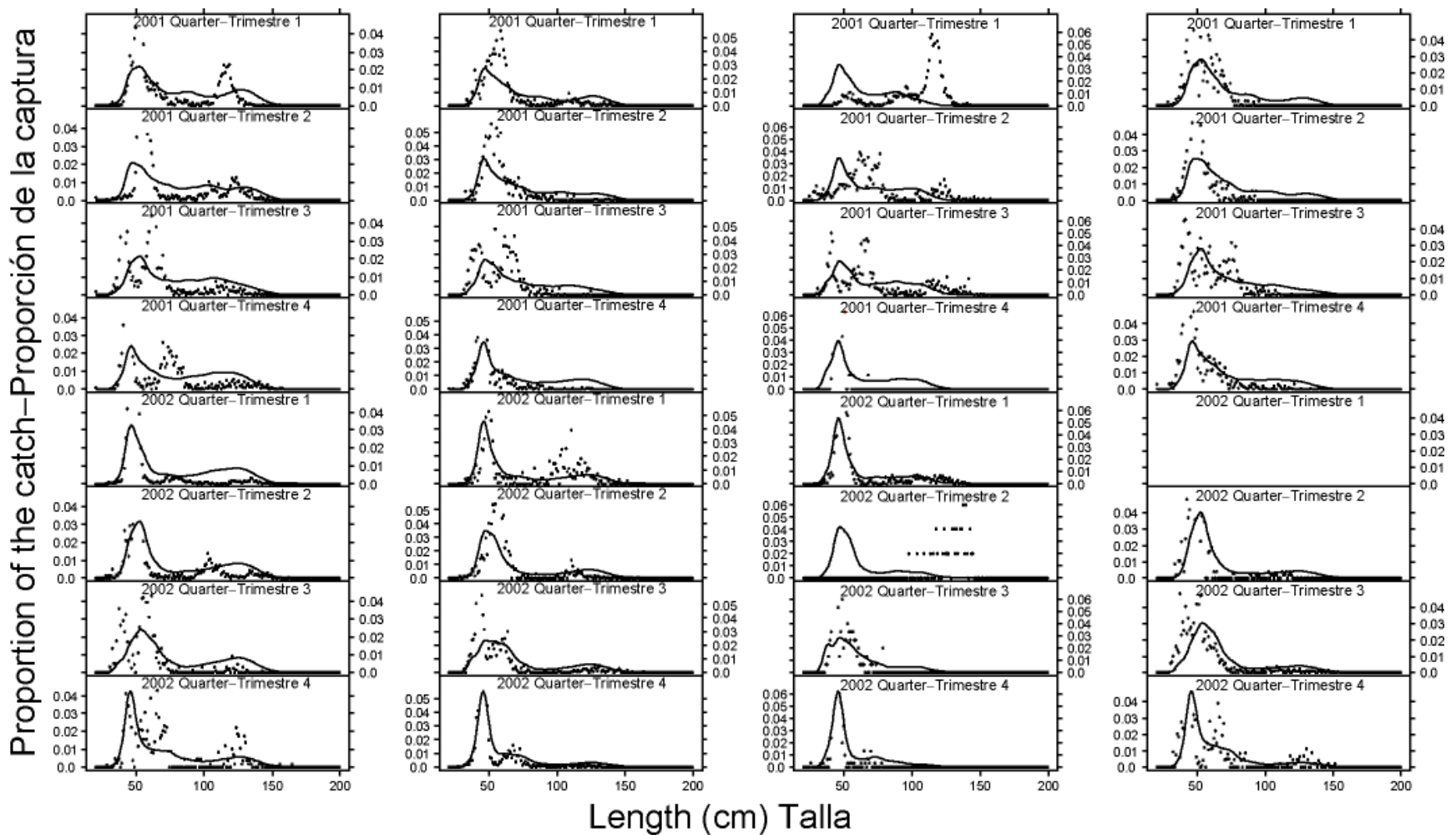
**FIGURE 4.6.** Estimated relationship between recruitment of yellowfin tuna and spawning biomass. The recruitment is scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The spawning biomass is scaled so that the average unexploited spawning biomass is equal to 1.0.

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



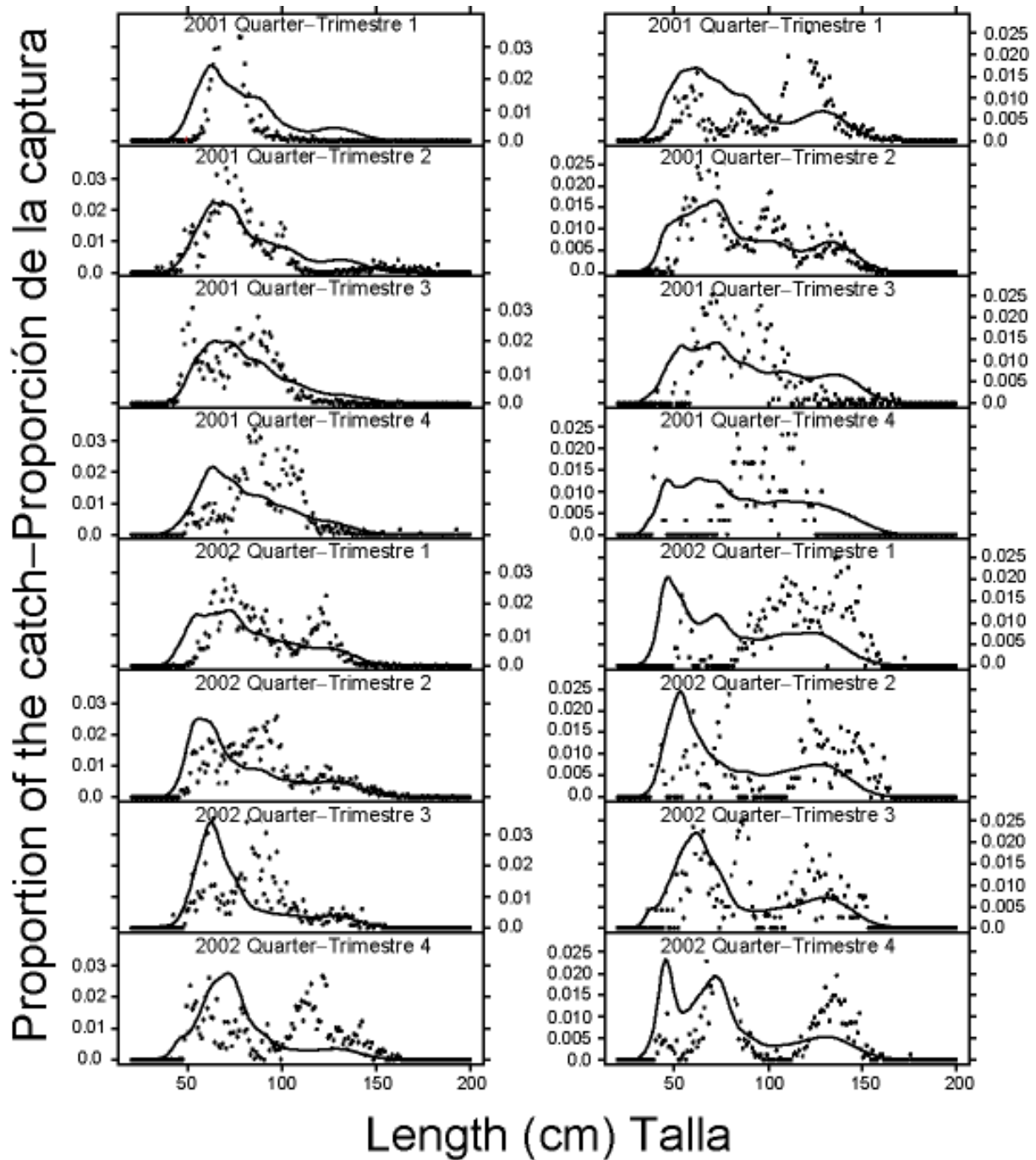
**FIGURE 4.7.** Estimated recruitment of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The heavy line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the shaded area indicates the approximate 95% confidence intervals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

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



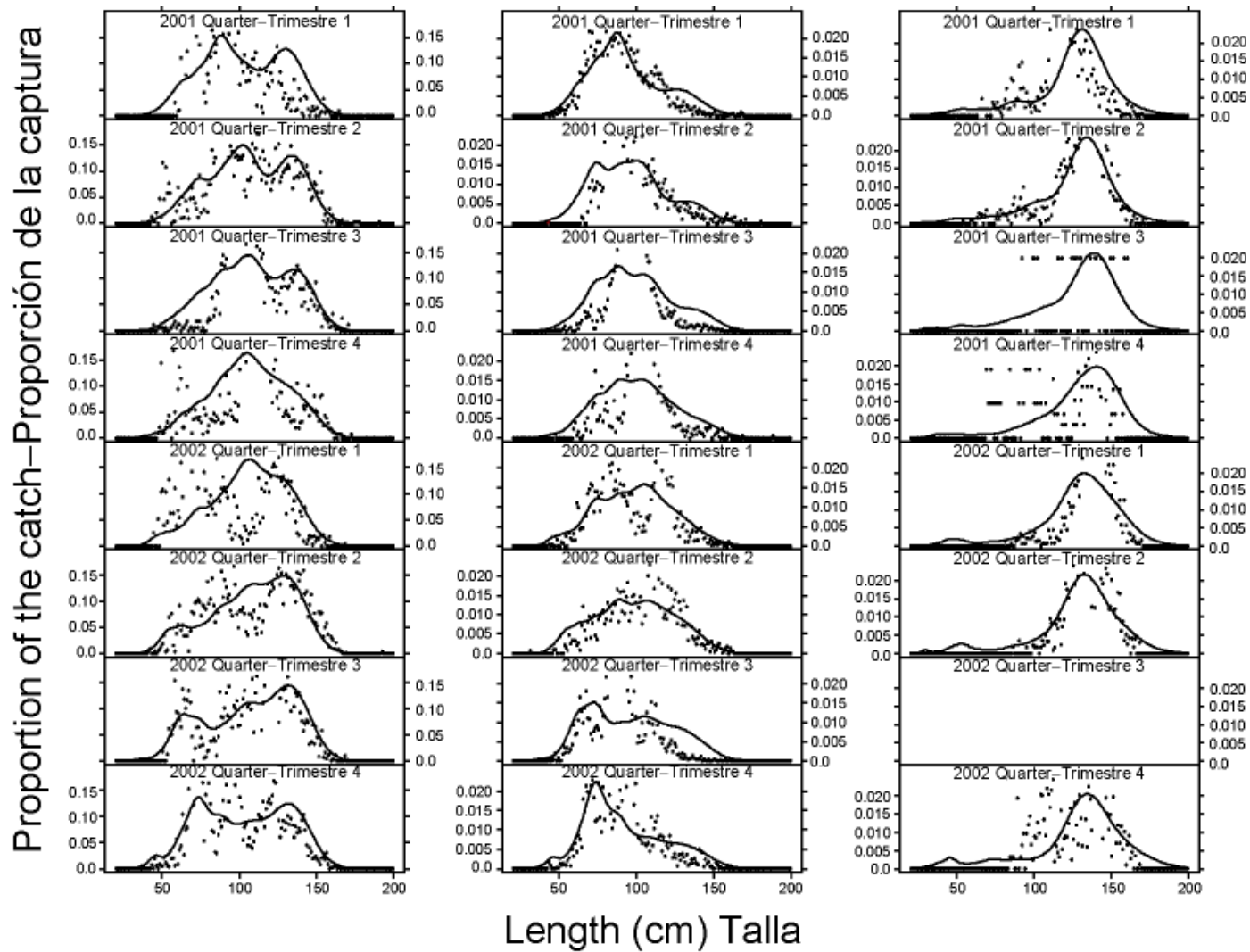
**FIGURE 4.8a.** Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin by the fisheries that take tunas in association with floating objects (Fisheries 1-4).

**FIGURA 4.8a.** Composiciones por tamaño observadas (puntos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de aleta amarilla por las pesquerías que capturan atún en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 1-4).



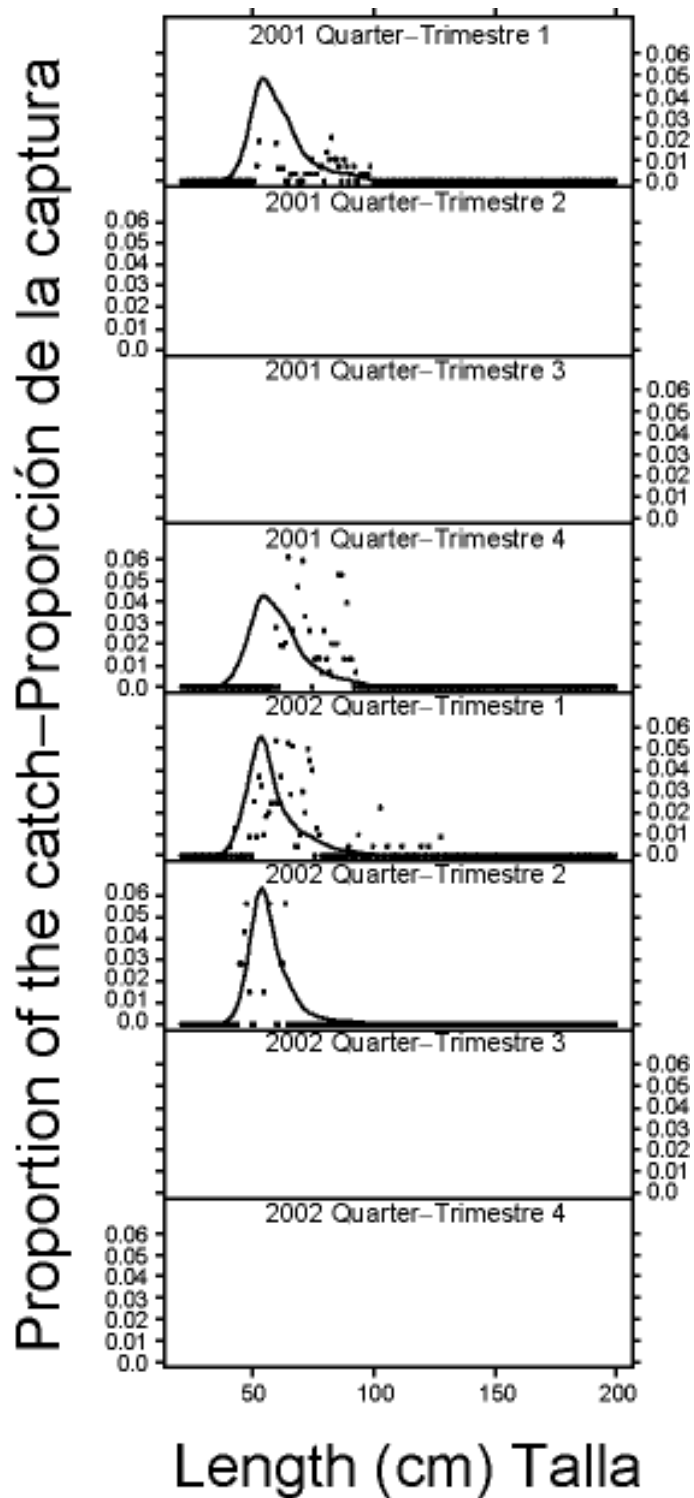
**FIGURE 4.8b.** Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the fisheries that take tunas in unassociated schools (Fisheries 5 and 6).

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



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

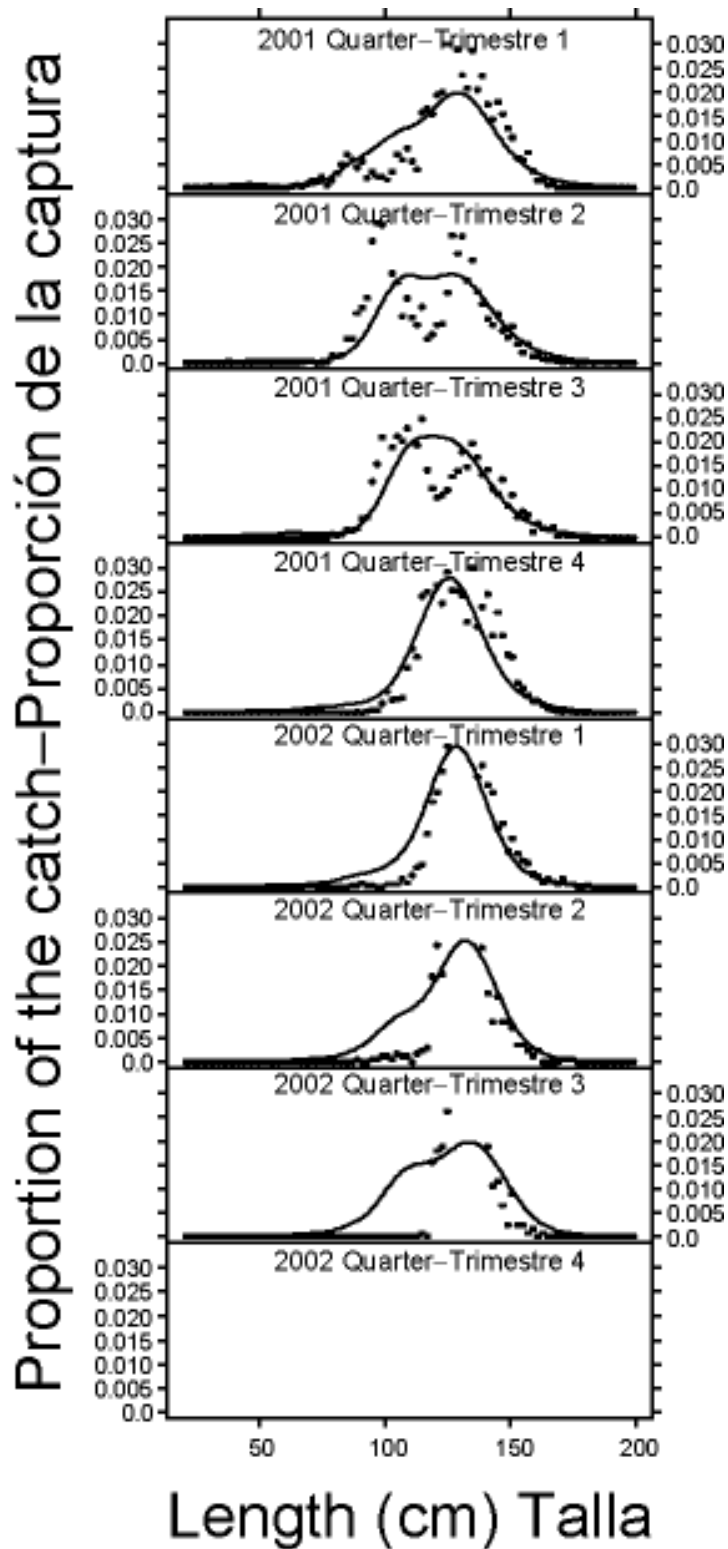
**FIGURA 4.8c.** Composiciones por tamaño observadas (puntos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de atún aleta amarilla por las pesquerías que capturan atún en asociación con delfines (Pesquerías 7-9).



**FIGURE 4.8d.** Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the pole-and-line fishery (Fishery 10).

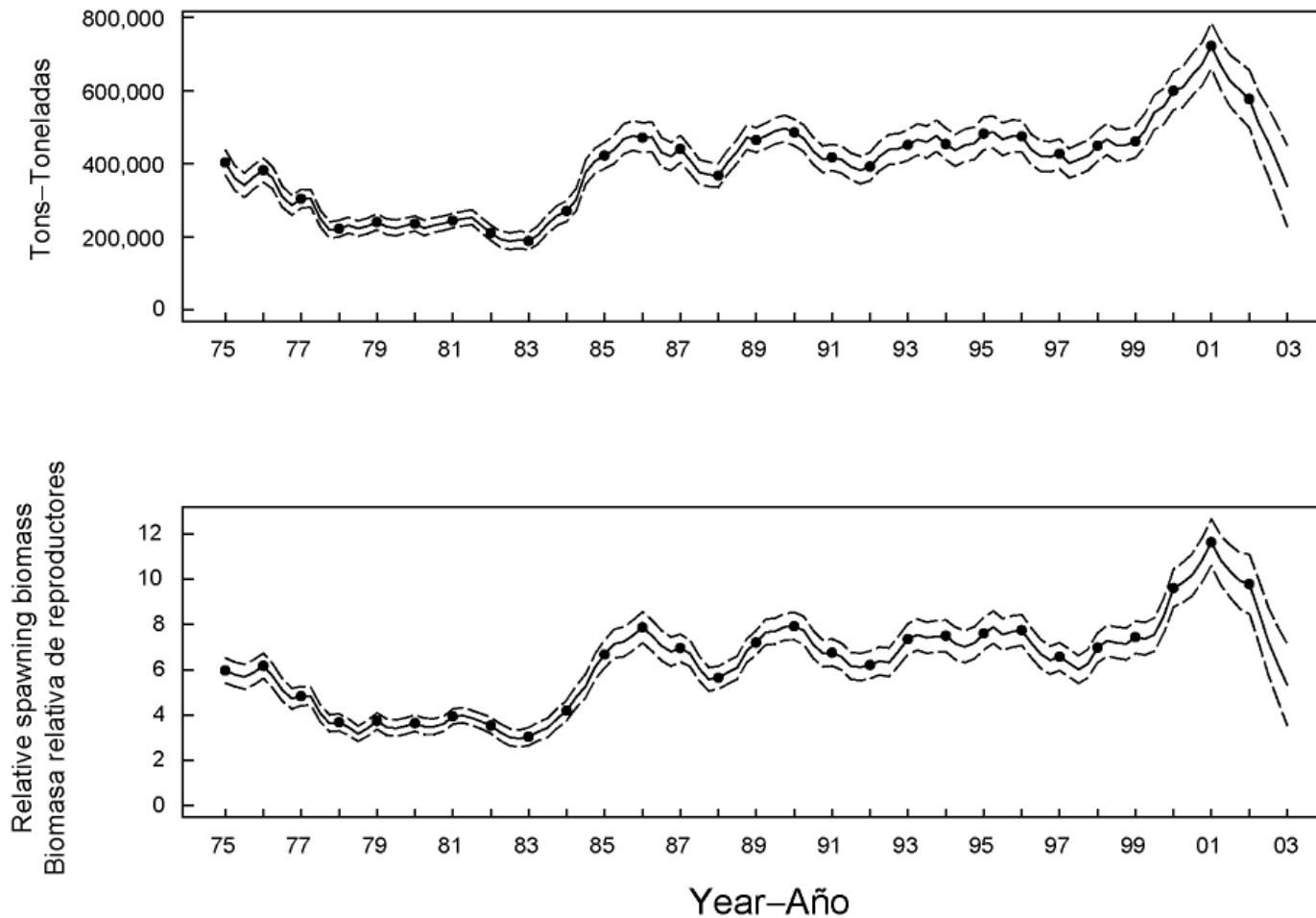
**FIGURA 4.8d.** Composiciones por tamaño observadas (puntos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de atún aleta amarilla por la pesquería cañera (Pesquería 10).





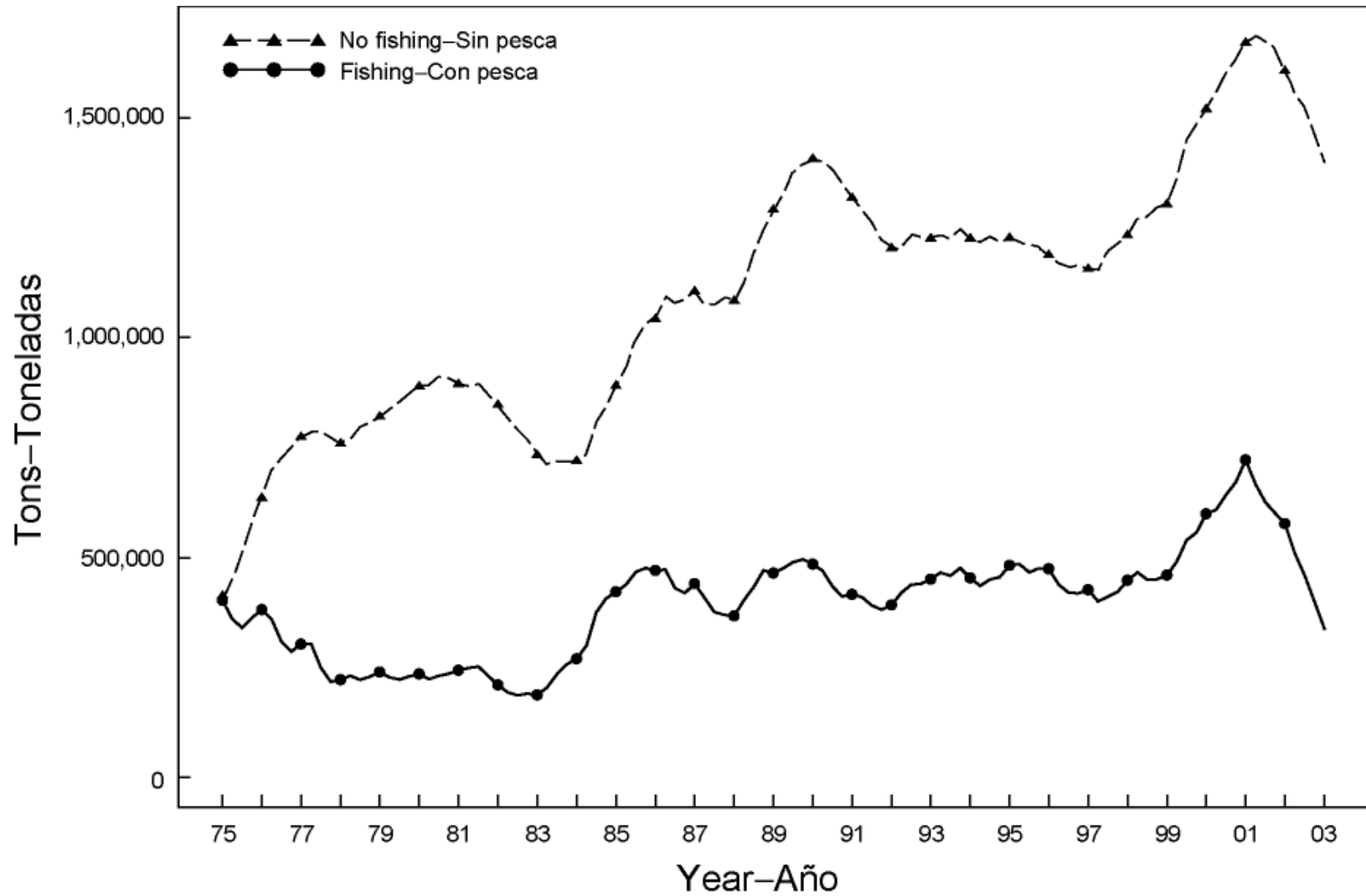
**FIGURE 4.8e.** Observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the recent catches of yellowfin tuna by the longline fisheries (Fisheries 11 y 12).

**FIGURA 4.8e.** Composiciones por tamaño observadas (puntos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de atún aleta amarilla por las pesquerías palangreras (Pesquerías 11 y 12).



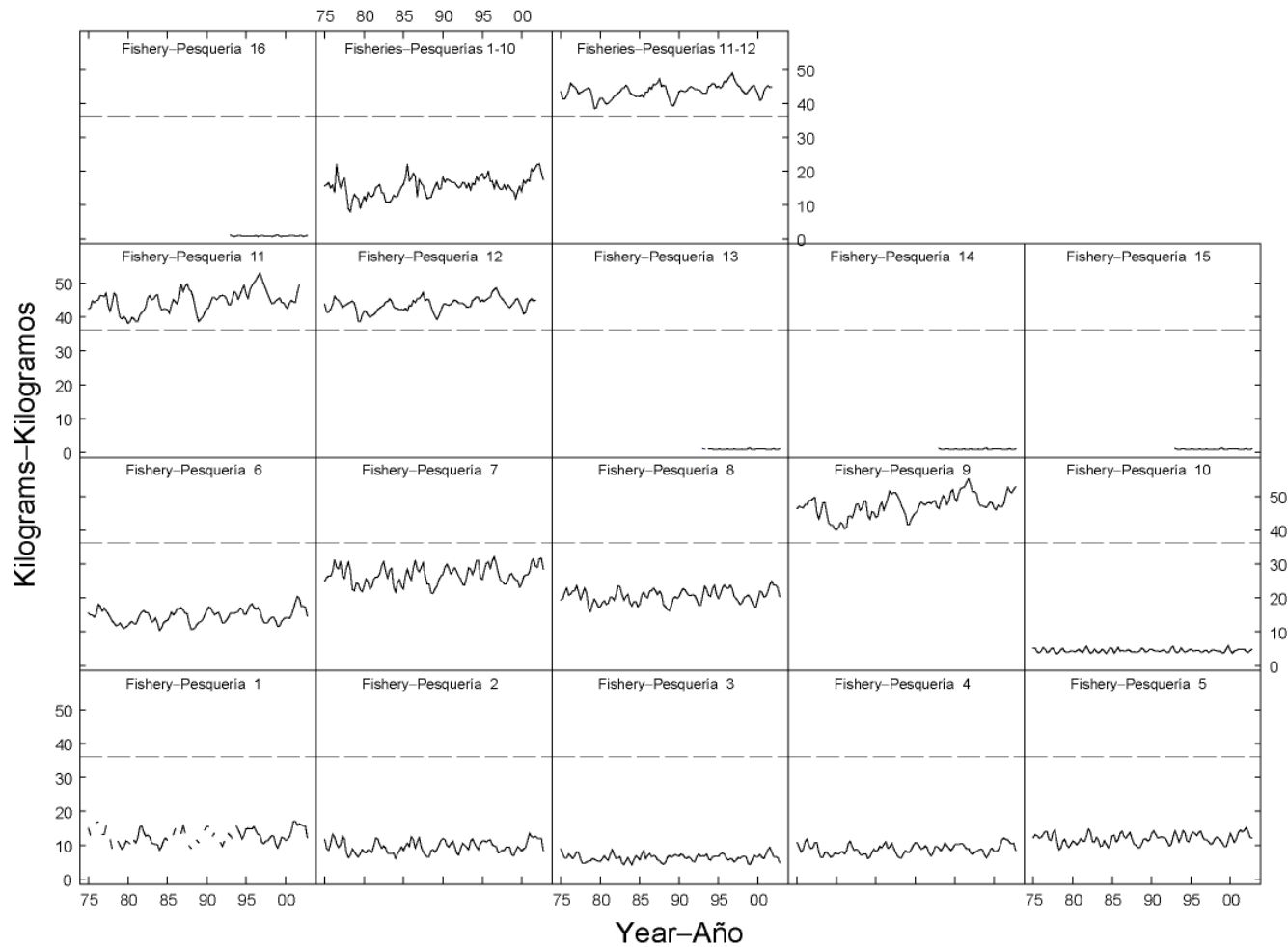
**FIGURE 4.9.** Estimated biomass (upper panel) and relative spawning biomass (lower panel) of yellowfin tuna in the EPO. The heavy lines illustrate the maximum likelihood estimates of the biomass, and the thin dashed lines the approximate 95% confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year.

**FIGURA 4.9.** Biomasa estimada (recuadro superior) y biomasa relativa de reproductores (recuadro inferior) de atún aleta amarilla en el OPO. Las líneas gruesas ilustran las estimaciones de probabilidad máxima de la biomasa, y las líneas delgadas de trazos los límites de confianza de 95% aproximados de las estimaciones. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestres, hay cuatro estimaciones de biomasa para cada año.



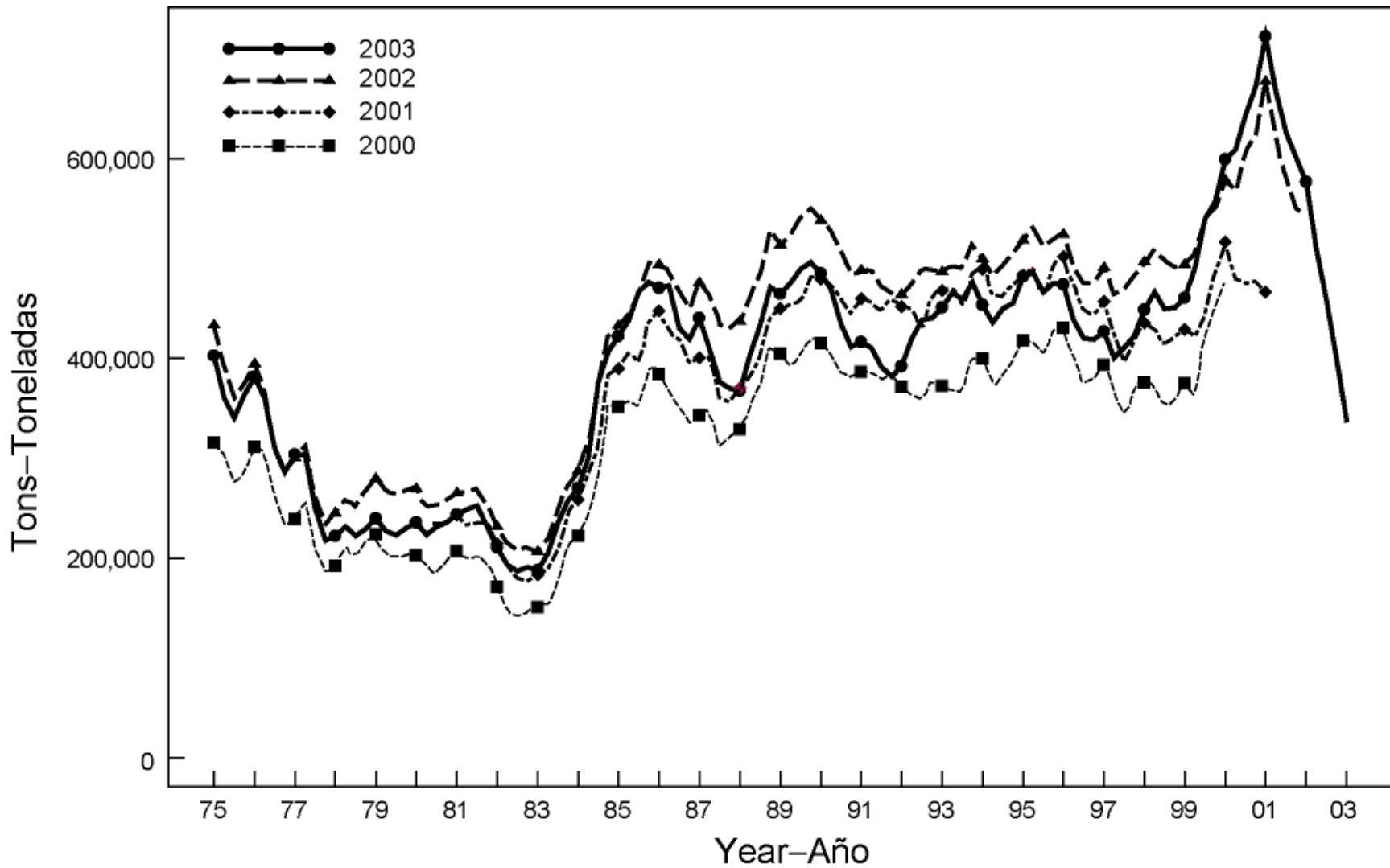
**FIGURE 4.10.** Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was not exploited during 1975-2002 (“no fishing”) and that predicted by the stock assessment model (“fishing”).

**FIGURA 4.10.** Trayectoria de biomasa de una población simulada de atún aleta amarilla no explotada durante 1975-2002 (“sin pesca”) y la predicha por el modelo de evaluación de la población (“con pesca”).

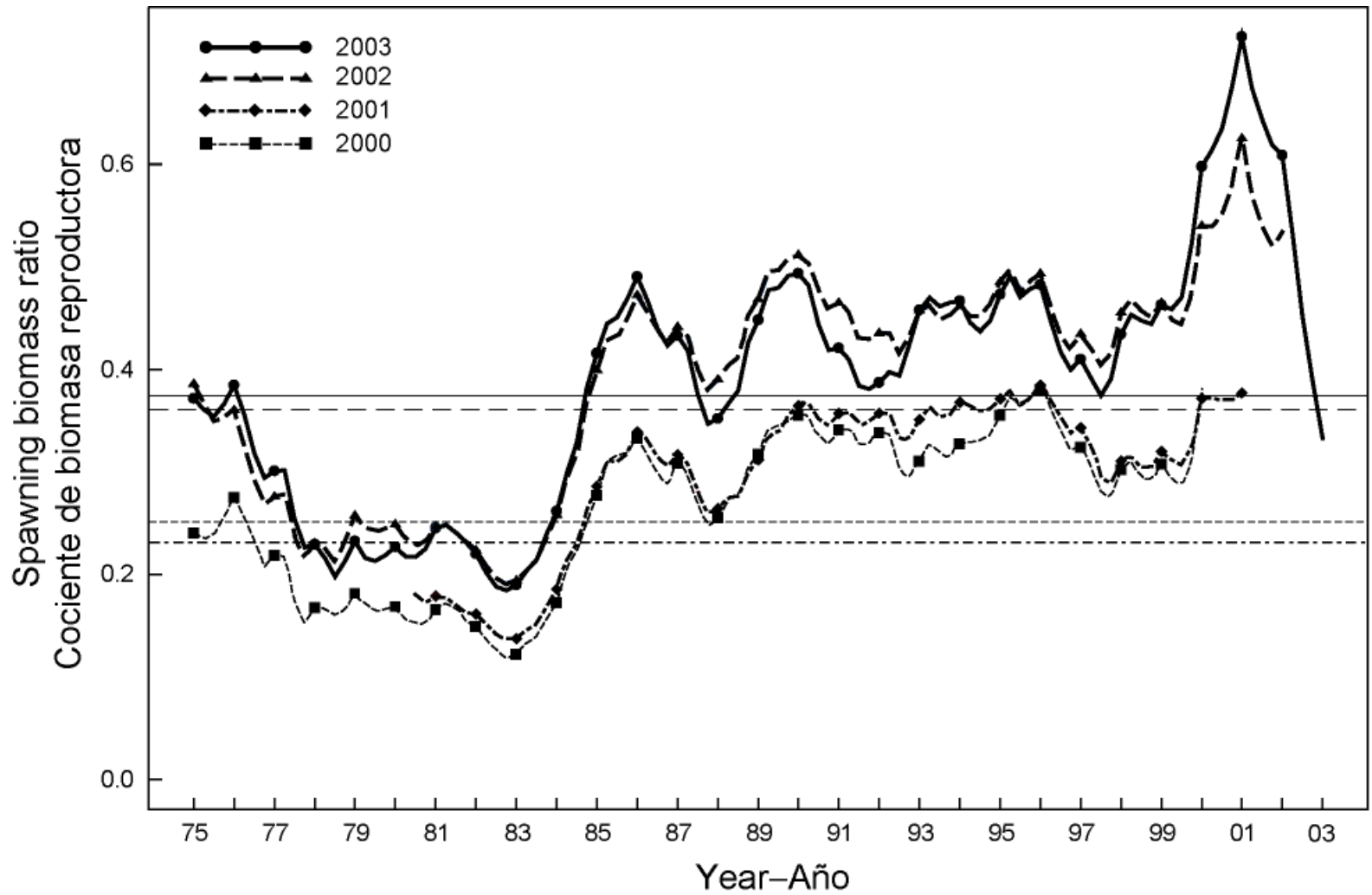


**FIGURE 4.11.** Estimated average weights of yellowfin tuna caught by the fisheries of the EPO. The time series for “Fisheries 1-10” is an average of Fisheries 1 through 10, and the time series for “Fisheries 11-12” is an average of Fisheries 11 and 12. The dashed line identifies the critical weight (36.2 kg).

**FIGURA 4.11.** Peso medio estimado de atún aleta amarilla capturado en las pesquerías del OPO. La serie de tiempo de “Pesquerías 1-10” es un promedio de las Pesquerías 1 a 10, y la de “Pesquerías 11-12” un promedio de las Pesquerías 11 y 12. La línea de trazos identifica el peso crítico (36,2 kg).

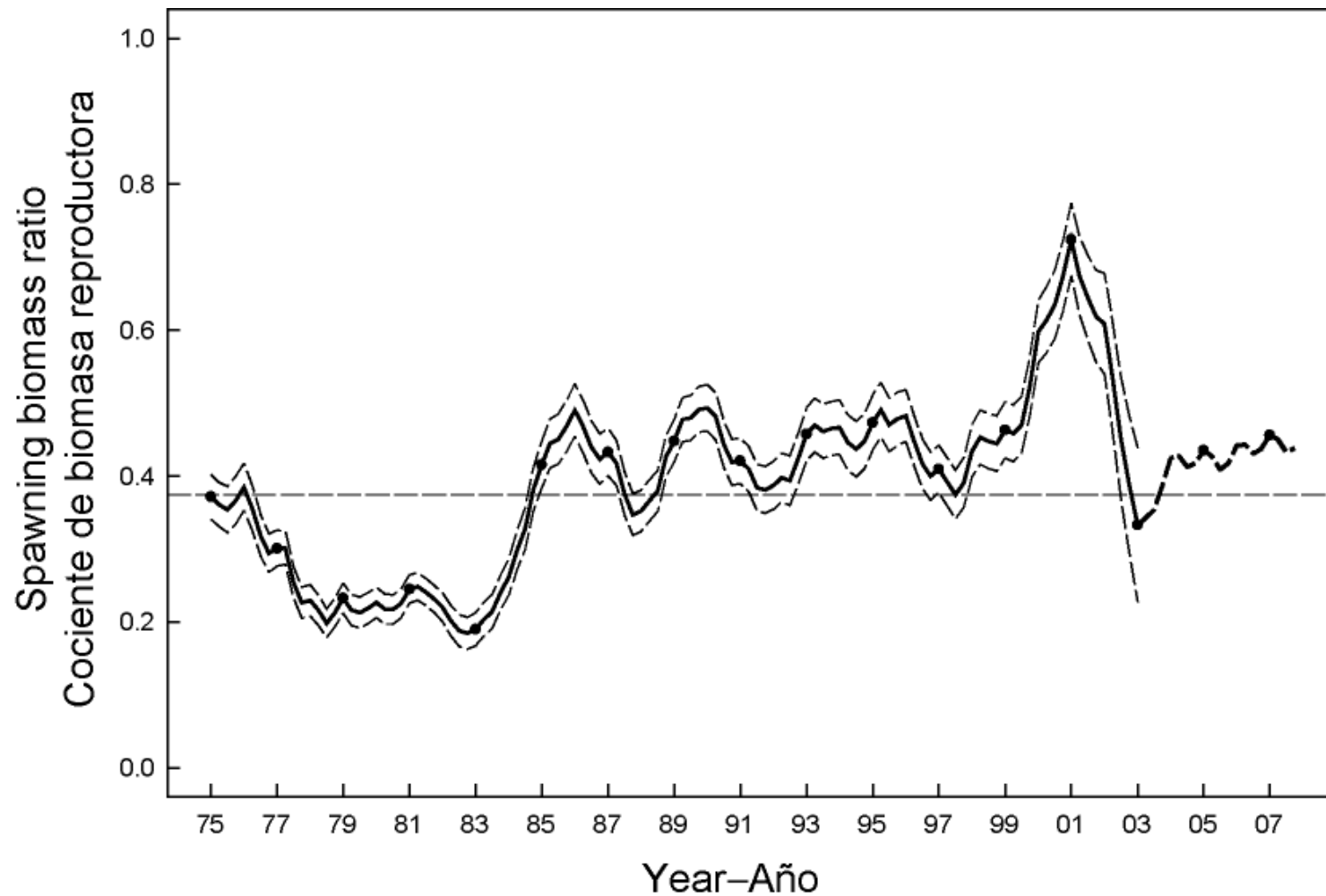


**FIGURE 4.12a.** Comparison of estimated biomasses of yellowfin tuna in the EPO from previous assessments and the current assessment.  
**FIGURA 4.12a.** Comparación de la biomasa estimada de atún aleta amarilla en el OPO de evaluaciones previas y de la evaluación actual.



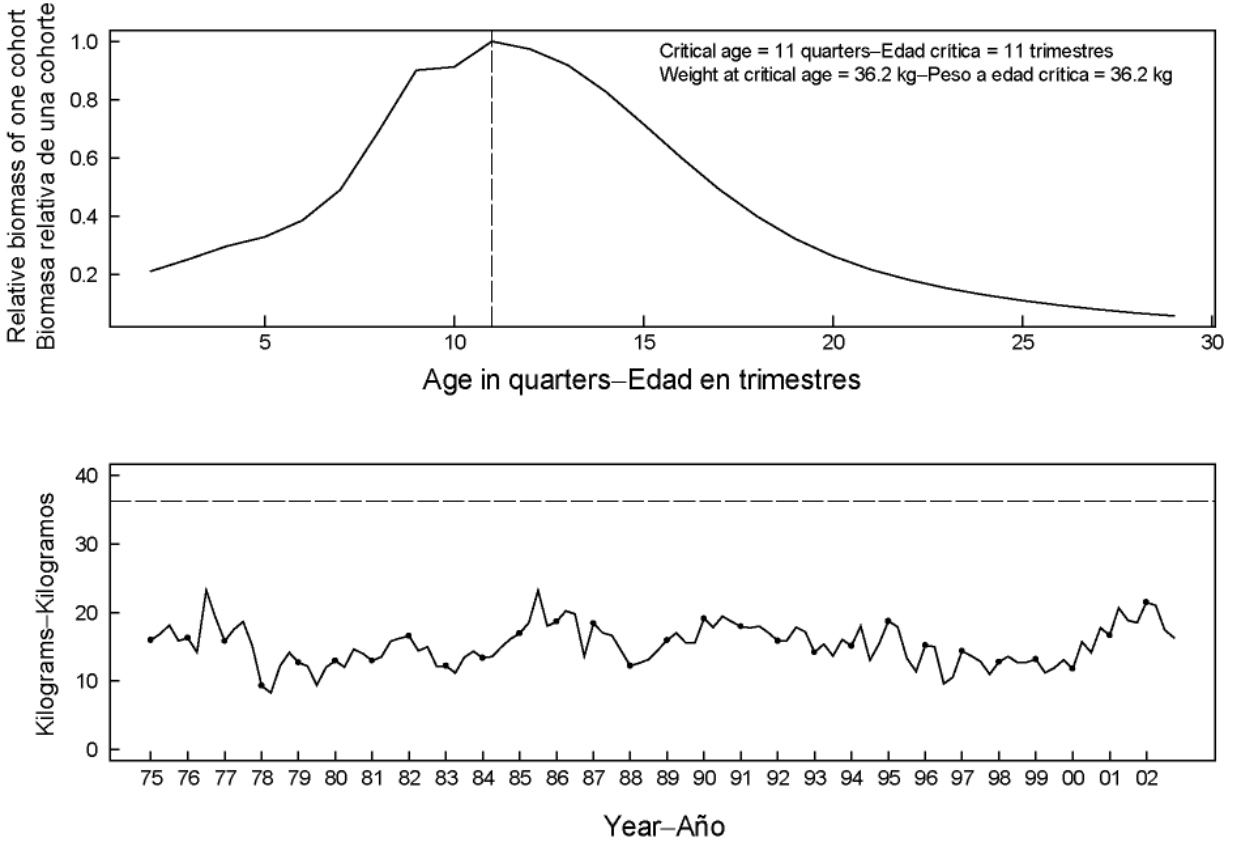
**FIGURE 4.12b.** Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) of yellowfin tuna from previous assessments and the current assessment. The horizontal lines identify the SBRs at AMSY.

**FIGURA 4.12b.** Comparación de cociente estimado de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla de evaluaciones previas y de la evaluación actual. La línea horizontal identifica el SBR en RMSP.



**FIGURE 5.1.** Estimated time series of spawning biomass ratios (SBRs) for yellowfin tuna in the EPO. The dashed extension to the solid line represents the projected SBR under current effort and average recruitment. The thin dashed lines represent approximate 95% confidence intervals. The dashed horizontal line (at about 0.37) identifies the SBR at AMSY.

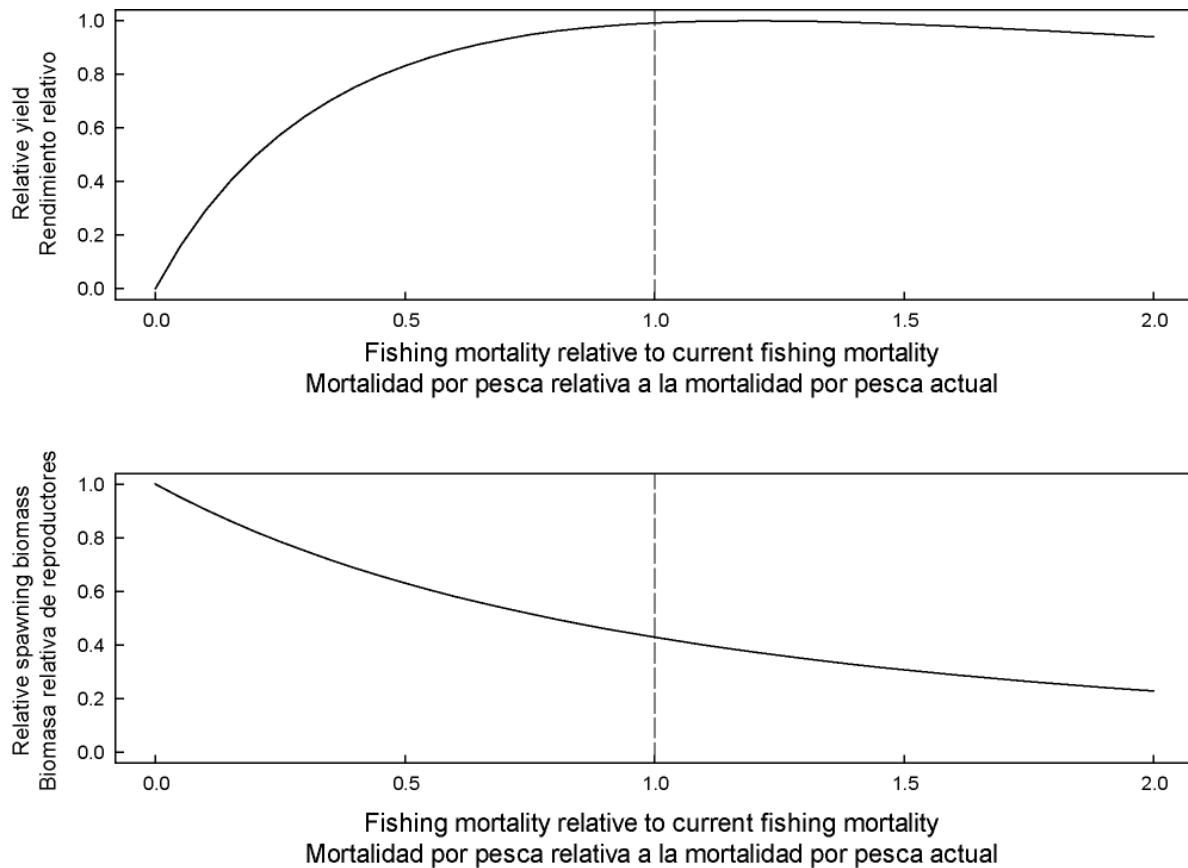
**FIGURA 5.1.** Series de tiempo estimadas de los cocientes de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla en el OPO. La extensión de trazos de la línea sólida representa el SBR proyectado con el esfuerzo y el reclutamiento medio actuales. Las líneas delgadas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% aproximados. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0,37) identifican el SBR en RMSP.



**FIGURE 5.2.** Combined performance of all fisheries that take yellowfin tuna in the EPO at achieving the maximum yield per recruit. The upper panel illustrates the growth (in weight) of a single cohort of yellowfin, and identifies the “critical age” and “critical weight” (Section 5). The lower panel illustrates the estimated average weight of yellowfin tuna caught in all fisheries combined. The critical weight is drawn as the dashed horizontal line in the lower panel, and is a possible reference point for determining whether the fleet has been close to maximizing the yield per recruit.

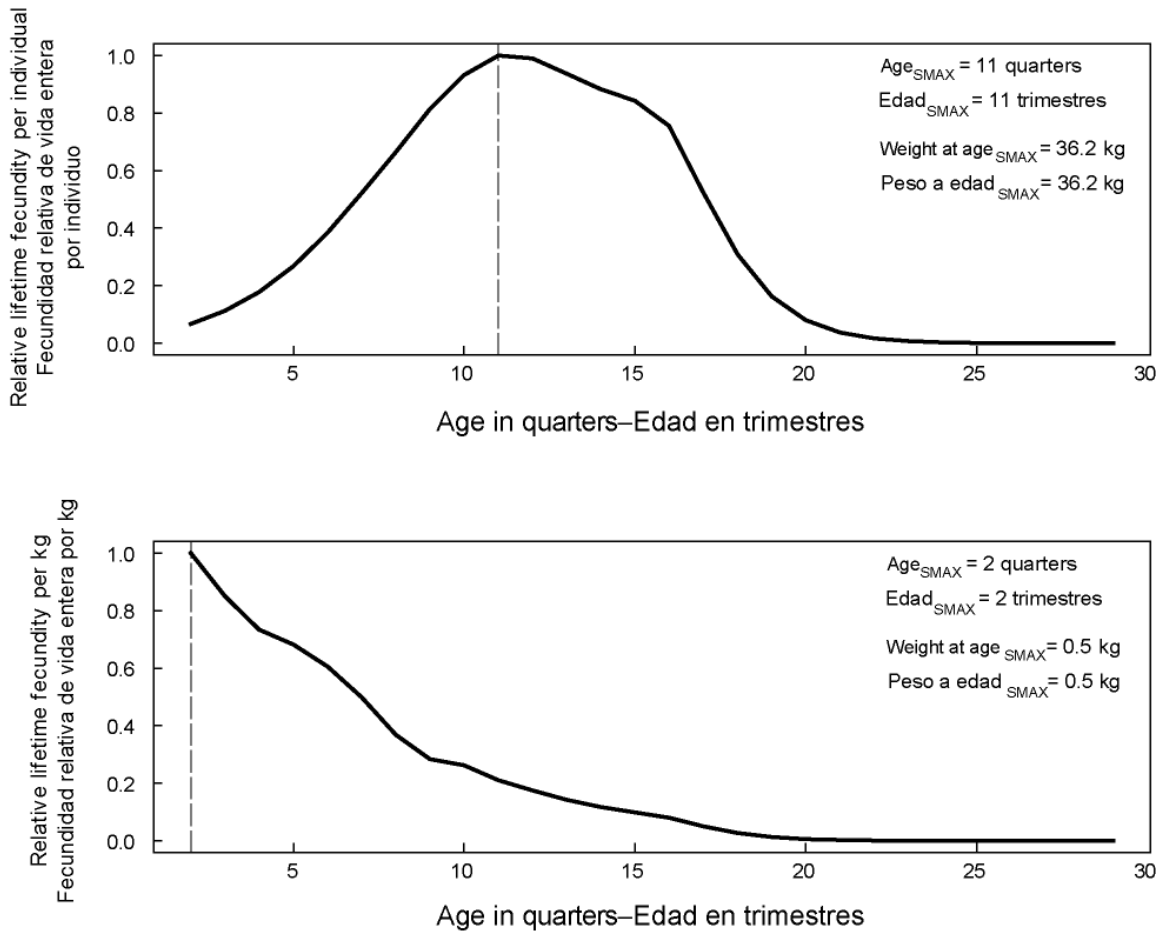
**FIGURA 5.2.** Desempeño combinado de todas las pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO con respecto al rendimiento por recluta máximo. El recuadro superior ilustra el crecimiento (en peso) de una sola cohorte de aleta amarilla, e identifica la “edad crítica” y el “peso crítico” (Sección 5). El recuadro inferior ilustra el peso medio estimado del atún aleta amarilla capturado en todas las pesquerías combinadas. El peso crítico es representado por la línea de trazos horizontal en el recuadro inferior, y constituye un posible punto de referencia para determinar si la flota estuvo cerca de maximizar el rendimiento por recluta.





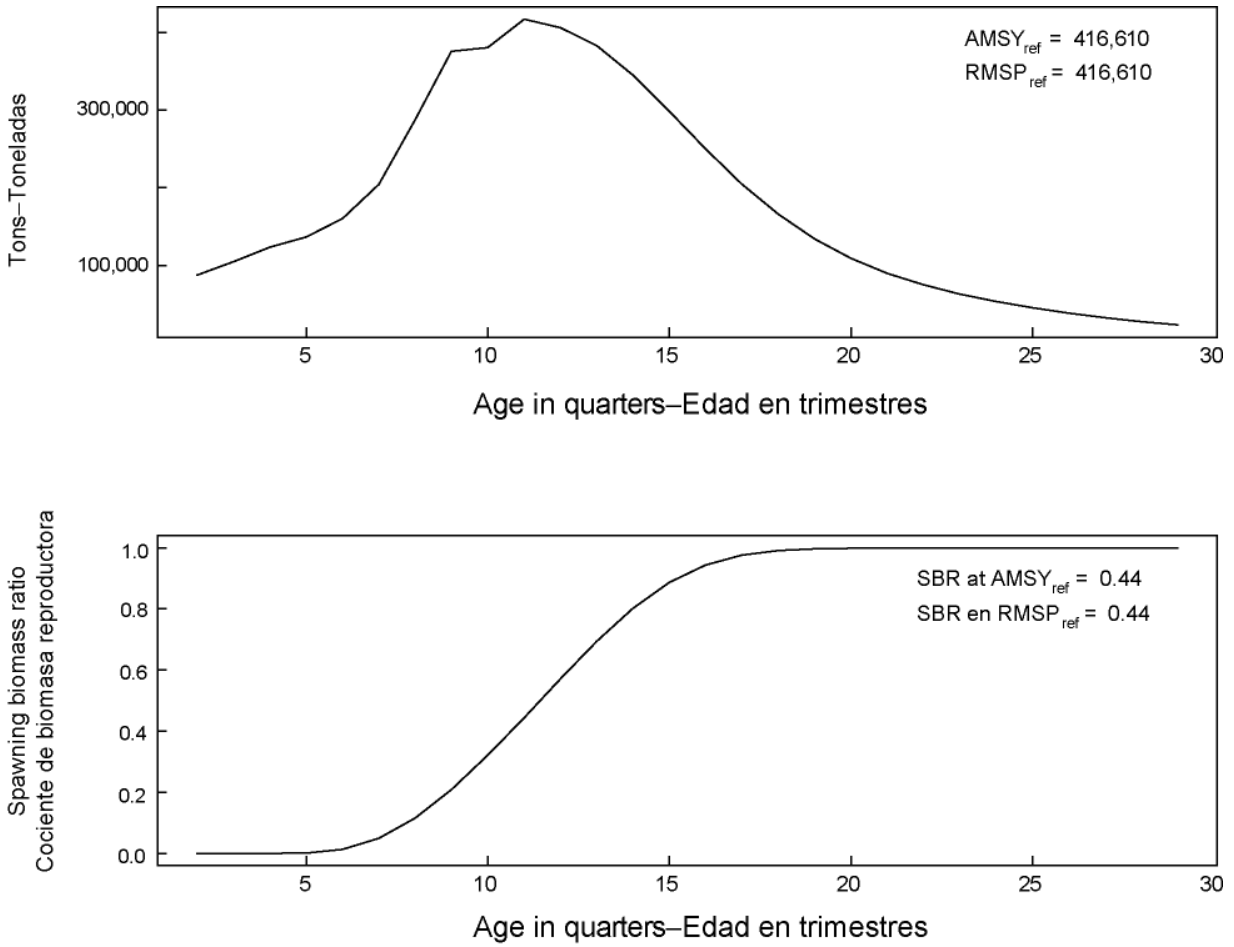
**FIGURE 5.3.** Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of yellowfin tuna under average environmental conditions, constant recruitment, and the current age-specific selectivity pattern of all fisheries combined. The yield estimates are scaled so that the AMSY is at 1.0, and the spawning biomass estimates so that the spawning biomass is equal to 1.0 in the absence of exploitation.

**FIGURA 5.3.** Efectos predichos de cambios a largo plazo en el esfuerzo de pesca sobre el rendimiento (recuadro superior) y la biomasa reproductora (recuadro inferior) de atún aleta amarilla bajo condiciones ambientales medias, reclutamiento constante, y el patrón actual de selectividad por edad de todas las pesquerías combinadas. Se escalan las estimaciones de rendimiento para que el RMSY esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que ésta equivalga a 1,0 en ausencia de explotación.



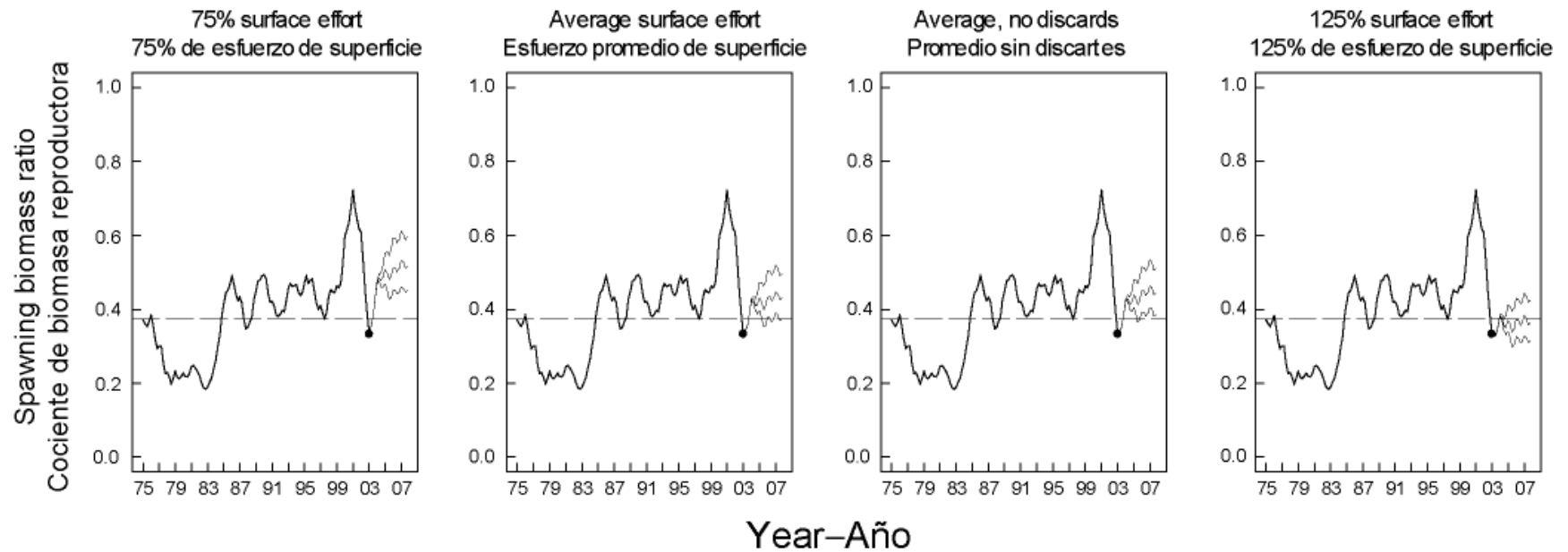
**FIGURE 5.4.** Marginal relative lifetime reproductive potential of yellowfin tuna at age based on individuals (upper panel) and weight (lower panel). Age<sub>S<sub>MAX</sub></sub> is the age at which the maximum marginal relative lifetime reproductive potential is realized. The vertical lines indicate the locations of Age<sub>S<sub>MAX</sub></sub>.

**FIGURA 5.4.** Potencial de reproducción relativo marginal de atún aleta amarilla a edad basado en individuos (recuadro superior) y peso (recuadro inferior). Edad<sub>S<sub>MAX</sub></sub> es la edad a la cual se logra el potencial de reproducción relativo marginal máximo. Las líneas verticales señalan la posición de Edad<sub>S<sub>MAX</sub></sub>.



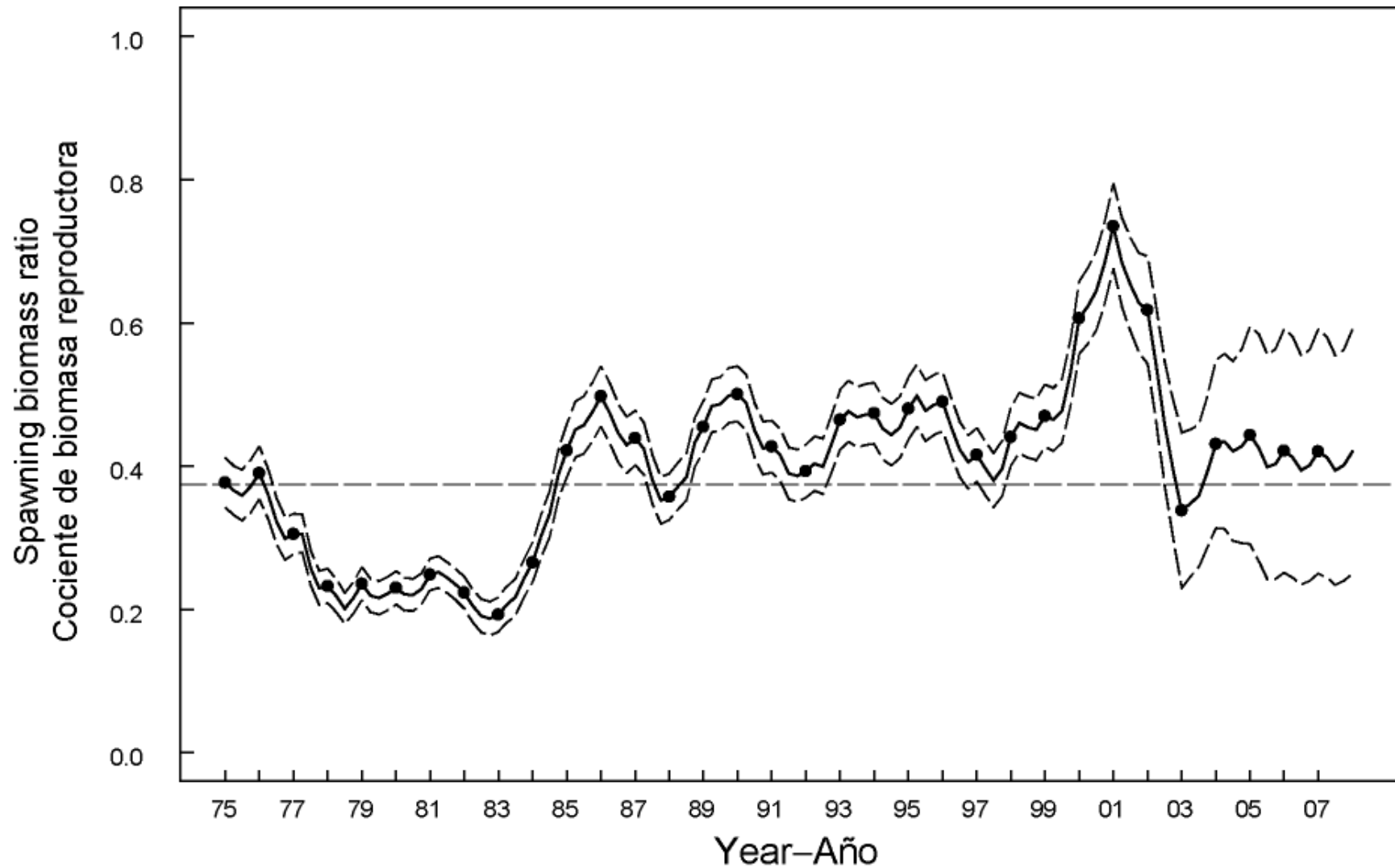
**FIGURE 5.5.** Yield calculated when catching only individual yellowfin tuna at a single age (upper panel) and the associated spawning biomass ratio (lower panel).

**FIGURA 5.5.** Rendimiento calculado si se capturaran atunes aleta amarilla individuales de una edad solamente (recuadro superior) y el cociente de biomasa reproductora asociado (recuadro inferior).



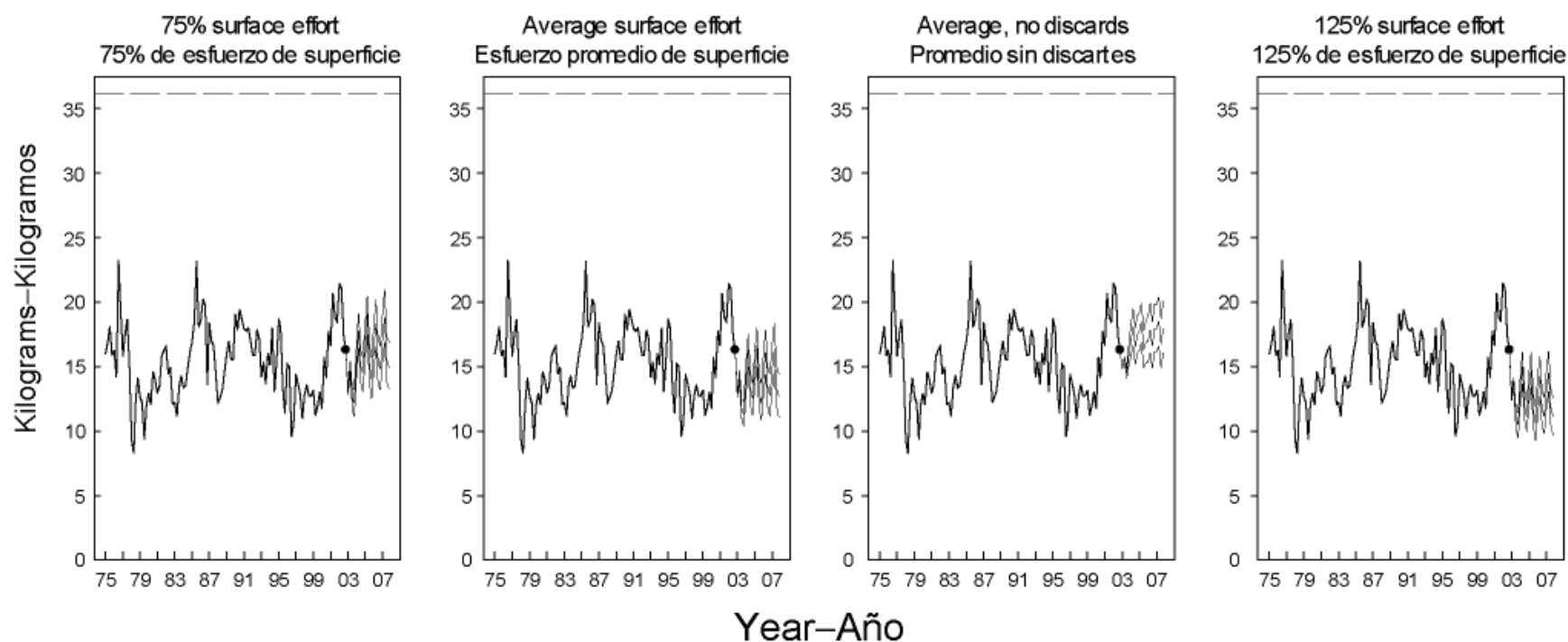
**FIGURE 6.1a.** Simulated spawning biomass ratios (SBRs) during 2003-2007 for yellowfin tuna in the EPO. Each panel illustrates the results of 1001 simulations using different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The thin lines to the right of the each dot represent the median and 20% and 80% quantiles of the simulated SBRs. The dashed horizontal lines (at 0.37) identify  $SBR_{AMSY}$  (Section 5.3).

**FIGURA 6.1a.** Cocientes de biomasa reproductora (SBR) simulados durante 2003-2007 para el atún aleta amarilla en el OPO. Cada recuadro ilustra los resultados de 1001 simulaciones usando distintos escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las líneas delgadas a la derecha de cada punto representan la mediana y los cuantiles de 20% y 80% de los SBR simulados. Las líneas de trazos horizontal (en 0.37) identifican  $SBR_{RMSP}$  (Sección 5.3).



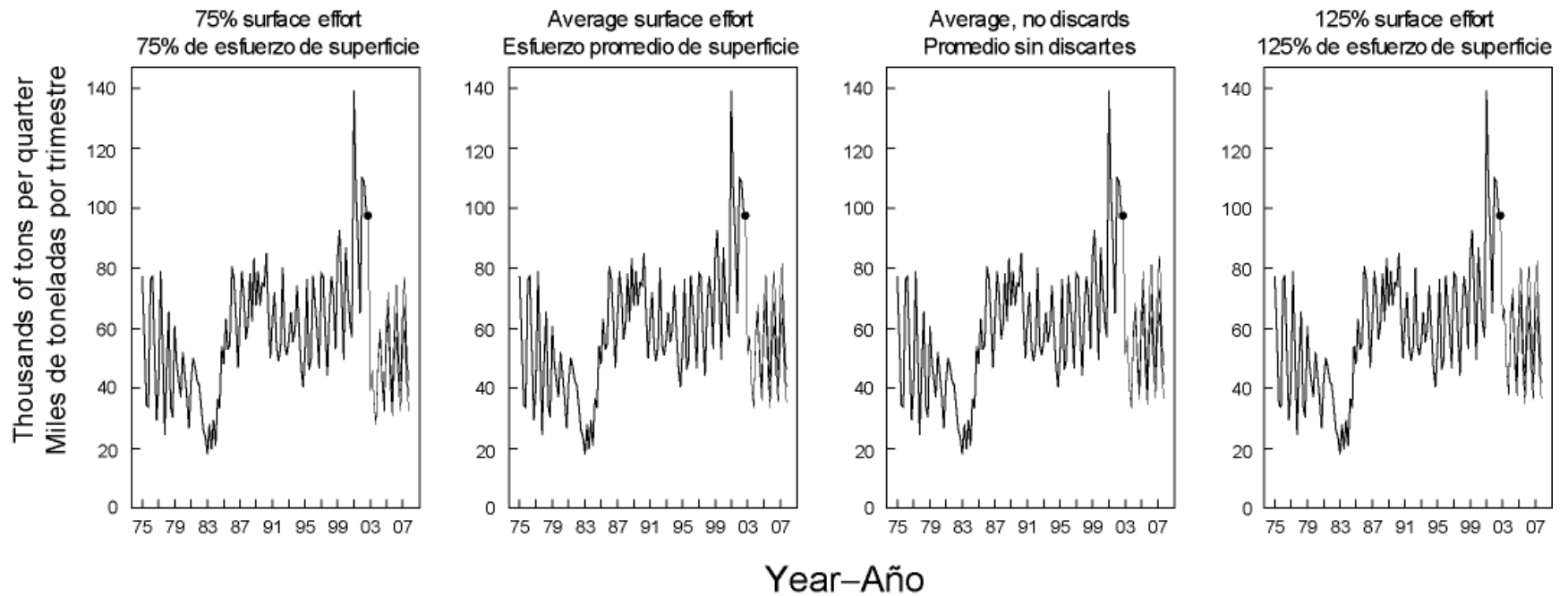
**FIGURE 6.1b.** Spawning biomass ratios (SBRs) projected during 2003-2007 for yellowfin tuna in the EPO using the likelihood profile approximation method. The dashed horizontal line (at 0.37) identifies  $SBR_{AMS\bar{Y}}$  (Section 5.3).

**FIGURA 6.1b.** Cocientes de biomasa reproductora (SBR) proyectados durante 2003-2007 para el atún aleta amarilla en el OPO, usando el método de aproximación de perfil de verosimilitud. La línea de trazos horizontal (en 0.37) identifica  $SBR_{RMSP}$  (Sección 5.3).



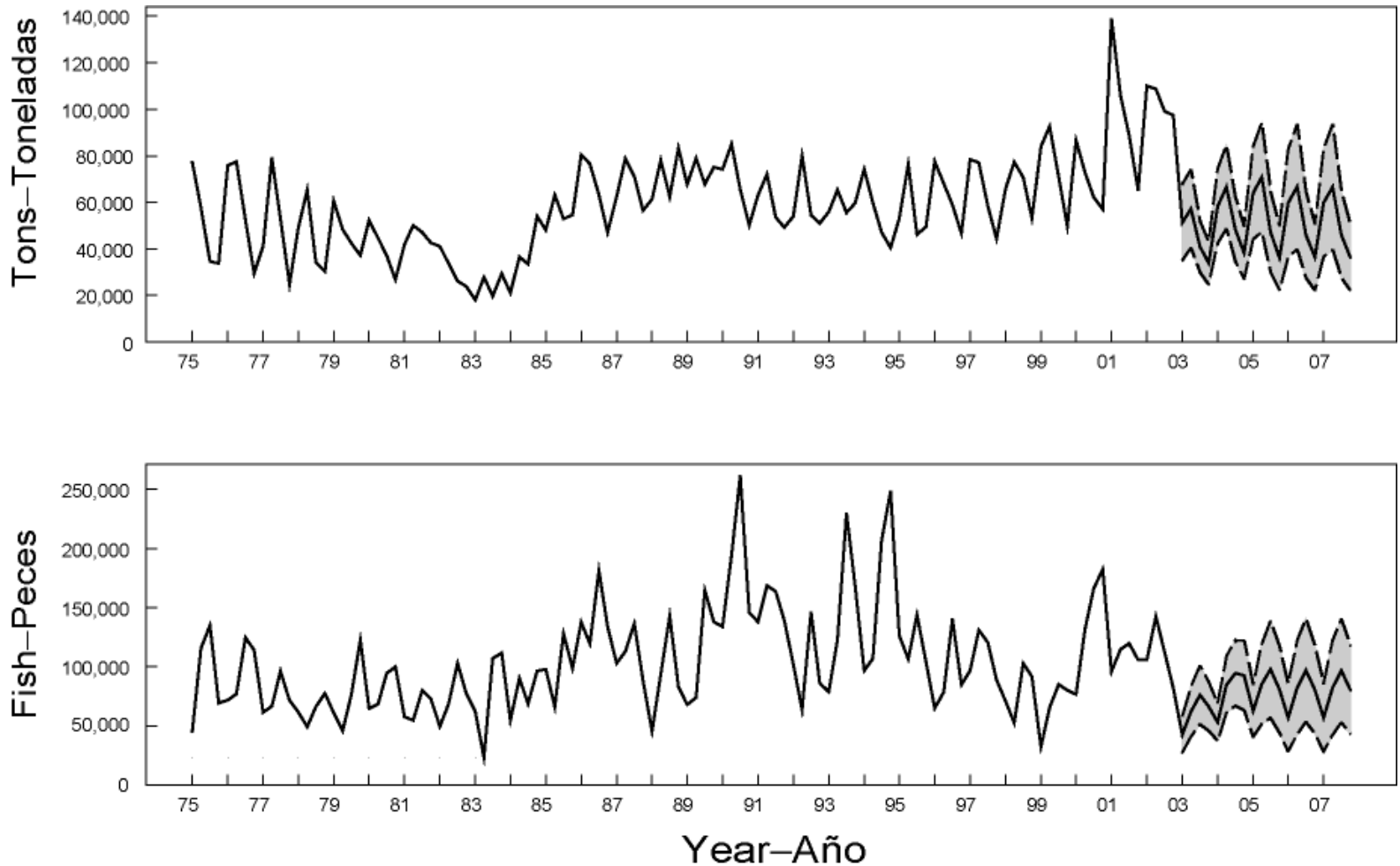
**FIGURE 6.2.** Simulated estimates of the average weights of yellowfin tuna in the combined catch during 2003-2007. Each panel illustrates the results of 1001 simulations using different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The thin lines to the right of the each dot represent the median and 20% and 80% quantiles of the simulated average weights. The estimated critical weight (36.2 kg) is drawn as a dashed horizontal line in each panel.

**FIGURA 6.2.** Estimaciones simuladas del peso medio del atún aleta amarilla en la captura combinada durante 2003-2007. Cada recuadro ilustra los resultados de 1001 simulaciones usando distintos escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las líneas delgadas a la derecha de cada punto representan la mediana y los cuantiles de 20% y 80% de los pesos medios simulados. La línea de trazos horizontal en cada recuadro representa el peso crítico estimado (36,2 kg).



**FIGURE 6.3a.** Simulated catches of yellowfin tuna taken by the primary surface fleet (Fisheries 1-10) during 2003-2007. Each panel illustrates the results of 1001 simulations using different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The thin lines to the right of the each dot represent the median and 20% and 80% quantiles of the simulated catches taken by these fisheries.

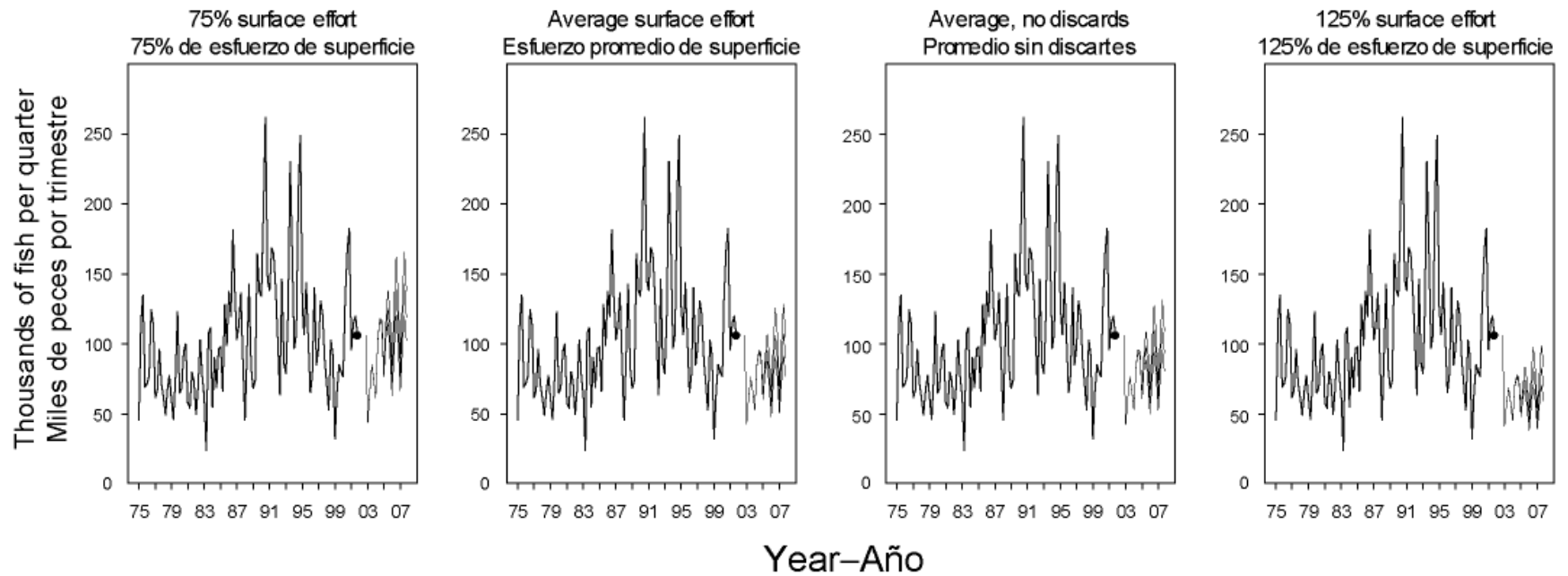
**FIGURA 6.3a.** Capturas simuladas de atún aleta amarilla por la flota primaria de superficie (Pesquerías 1-10) durante 2003-2007. Cada recuadro ilustra los resultados de 1001 simulaciones usando distintos escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las líneas delgadas a la derecha de cada punto representan la mediana y los cuantiles de 20% y 80% de las capturas simuladas de estas pesquerías.



**FIGURE 6.3b.** Simulated catches of yellowfin tuna taken by the primary surface fleet (Fisheries 1-10; upper panel) and the the longline fleet (Fisheries 11 and 12, lower panel) during 2003-2007, using the likelihood profile method. The shaded area represents the estimated 95% confidence limits of the estimates.

**FIGURA 6.3b.** Capturas simuladas de atún aleta amarilla por la flota primaria de superficie (Pesquerías 1-10, recuadro superior) y la flota palanquera (Pesquerías 11 y 12, recuadro inferior) durante 2003-2007, usando el método de perfil de verosimilitud. El área sombrada representa los intervalos de confianza de 95% estimados de las estimaciones.





**FIGURE 6.4.** Simulated catches of yellowfin tuna taken by the longline fleet (Fisheries 11 and 12) during 2003-2007. Each panel illustrates the results of 1001 simulations using different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The thin lines to the right of the each dot represent the median and 20% and 80% quantiles of the simulated catches of the fish taken by these fisheries.

**FIGURA 6.4.** Capturas simuladas de atún aleta amarilla por la flota palangrera (Pesquerías 11 y 12) durante 2003-2007. Cada recuadro ilustra los resultados de 1001 simulaciones usando distintos escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las líneas delgadas a la derecha de cada punto representan la mediana y los cuantiles de 20% y 80% de las capturas simuladas de estas pesquerías.

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

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

Fishery	Gear type	Set type	Years	Sampling areas	Catch data
Pesquería	Tipo de arte	Tipo de lance	Año	Zonas de muestreo	Datos de captura
1	PS	FLT	1975-2002	11-12	retained catch + discards from inefficiencies in fishing process—captura retenida + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
2	PS	FLT	1975-2002	7, 9	
3	PS	FLT	1975-2002	5-6, 13	
4	PS	FLT	1975-2002	1-4, 8, 10	
5	PS	UNA	1975-2002	1-4, 8, 10	retained catch + discards—captura retenida + descartes
6	PS	UNA	1975-2002	5-7, 9, 11-13	
7	PS	DOL	1975-2002	2-3, 10	
8	PS	DOL	1975-2002	1, 4-6, 8, 13	
9	PS	DOL	1975-2002	7, 9, 11-12	retained catch only—captura retenida solamente
10	LP		1975-2002	1-13	
11	LL		1975-2002	N of-de 15°N	
12	LL		1975-2002	S of-de 15°N	
13	PS	FLT	1993-2002	11-12	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 1—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 1
14	PS	FLT	1993-2002	7, 9	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 2—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 2
15	PS	FLT	1993-2002	5-6, 13	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 3—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 3
16	PS	FLT	1993-2002	1-4, 8, 10	discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 4—descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 4

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

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

<b>Year</b>	<b>Total recruitment</b>	<b>Biomass of age-1.5+ fish</b>	<b>Relative spawning biomass</b>
<b>Año</b>	<b>Reclutamiento total</b>	<b>Biomasa de peces de edad 1.5+</b>	<b>Biomasa reproductora relativa</b>
1975	122,312	402,624	0.51
1976	102,680	381,436	0.53
1977	166,286	303,368	0.42
1978	130,918	221,845	0.32
1979	132,116	239,940	0.32
1980	110,434	235,426	0.31
1981	82,343	243,575	0.34
1982	120,188	210,271	0.30
1983	187,574	187,664	0.26
1984	171,567	269,685	0.36
1985	141,582	421,919	0.57
1986	173,086	470,320	0.68
1987	272,812	439,986	0.60
1988	191,943	367,218	0.49
1989	146,722	464,163	0.62
1990	157,495	484,837	0.68
1991	213,576	416,176	0.58
1992	185,088	391,873	0.53
1993	166,163	450,754	0.63
1994	160,269	453,348	0.64
1995	173,290	481,806	0.65
1996	214,440	473,953	0.67
1997	185,649	426,647	0.57
1998	308,268	448,313	0.60
1999	238,744	460,176	0.64
2000	205,006	598,986	0.83
2001	164,961	722,049	1.00
2002	173,927	576,558	0.84
2003		338,109	0.46

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

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

Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)	Age (quarters)	Average length (cm)	Average weight (kg)
Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)	Edad (trimestres)	Talla media (cm)	Peso medio (kg)
2	30.00	0.51	16	149.06	72.10
3	37.38	1.01	17	153.86	79.51
4	45.47	1.85	18	158.34	86.87
5	53.15	2.99	19	162.50	94.12
6	62.09	4.83	20	166.39	101.23
7	73.03	7.98	21	170.00	108.18
8	87.03	13.70	22	173.37	114.93
9	101.26	21.86	23	176.51	121.47
10	108.48	27.05	24	179.43	127.79
11	119.22	36.19	25	182.16	133.87
12	126.11	43.04	26	184.69	139.70
13	132.50	50.13	27	187.06	145.30
14	138.39	57.34	28	189.26	150.64
15	143.91	64.69	29	191.31	155.74

**TABLE 5.1.** AMSY and related quantities for the base case and the stock-recruitment relationship sensitivity analysis.

**TABLA 5.1.** RMSP y cantidades relacionadas para el caso base y los análisis de sensibilidad a la relación población-reclutamiento.

	<b>Base case</b>	<b>h = 0.75</b>	<b>Iterative reweighting</b>
	<b>Caso base</b>	<b>h = 0.75</b>	<b>Reponderación iterativa</b>
AMSY–RMSP	254,723	266,371	250,750
$B_{ms2} - B_{rm2}$	381,775	502,129	377,686
$S_{ms2} - S_{rm2}$	6,010	7,946	5,990
$C_{2002}/AMSY - C_{2002}/RMSP$	1.72	1.64	1.76
$B_{2003}/B_{AMSY} - B_{2003}/B_{RMSP}$	0.89	0.70	0.74
$S_{2003}/S_{AMSY} - S_{2003}/S_{RMSP}$	0.89	0.70	0.74
$S_{AMSY}/S_{F=0} - S_{RMSP}/S_{F=0}$	0.37	0.41	0.38
<i>F</i> multiplier—Multiplicador de <i>F</i>	1.20	0.89	1.36

	<b>Last year's selectivity smoothness weighting factors</b>	<b>Species composition-based catches</b>
	<b>Factores de ponderación por suavidad de selectividad del año pasado</b>	<b>Capturas basadas en composición por especie</b>
AMSY–RMSP	254,334	253,594
$B_{ms2} - B_{rm2}$	379,826	379,913
$S_{ms2} - S_{rm2}$	5,965	5,983
$C_{2002}/AMSY - C_{2002}/RMSP$	1.72	1.63
$B_{2003}/B_{AMSY} - B_{2003}/B_{RMSP}$	0.86	0.87
$S_{2003}/S_{AMSY} - S_{2003}/S_{RMSP}$	0.87	0.87
$S_{AMSY}/S_{F=0} - S_{RMSP}/S_{F=0}$	0.37	0.38
<i>F</i> multiplier—Multiplicador de <i>F</i>	1.18	1.20

**TABLE 5.2.** Estimates of the AMSY and its associated quantities, obtained by assuming that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity (Figure 4.4) and that each fishery is the only fishery operating in the EPO. The estimates of the AMSY and  $B_{\text{AMSY}}$  are expressed in metric tons.

**TABLA 5.2.** Estimaciones del RMSP y sus cantidades asociadas, obtenidas suponiendo que cada pesquería mantiene su patrón actual de selectividad por edad (Figure 4.4) y que cada pesquería es la única operando en el OPO. Se expresan las estimaciones de RMSP y  $B_{\text{RMSP}}$  en toneladas métricas.

<b>Fishery</b>	<b>AMSY</b>	<b><math>B_{\text{AMSY}}</math></b>	<b><math>S_{\text{AMSY}}</math></b>	<b><math>B_{\text{AMSY}}/B_{F=0}</math></b>	<b><math>S_{\text{AMSY}}/S_{F=0}</math></b>	<b><math>F</math> multiplier</b>
<b>Pesquería</b>	<b>RMSP</b>	<b><math>B_{\text{RMSP}}</math></b>	<b><math>S_{\text{RMSP}}</math></b>	<b><math>B_{\text{RMSP}}/B_{F=0}</math></b>	<b><math>S_{\text{RMSP}}/S_{F=0}</math></b>	<b>Multiplicador de <math>F</math></b>
1	231,864	327,754	4,892	0.28	0.30	49.6
2	202,527	302,584	4,435	0.26	0.28	22.6
3	150,827	195,442	2,585	0.17	0.16	86.5
4	191,022	289,545	4,246	0.25	0.26	37.4
5	205,394	270,933	3,820	0.23	0.24	9.1
6	248,065	376,316	5,890	0.32	0.37	8.3
7	304,863	399,641	6,235	0.34	0.39	8.3
8	275,641	344,750	5,193	0.29	0.32	6.4
9	340,926	492,157	8,011	0.42	0.50	61.0
10	123,065	28,889	352	0.02	0.02	397.9
11	338,930	456,281	7,293	0.39	0.45	2106.2
12	354,743	456,265	7,234	0.39	0.45	56.4

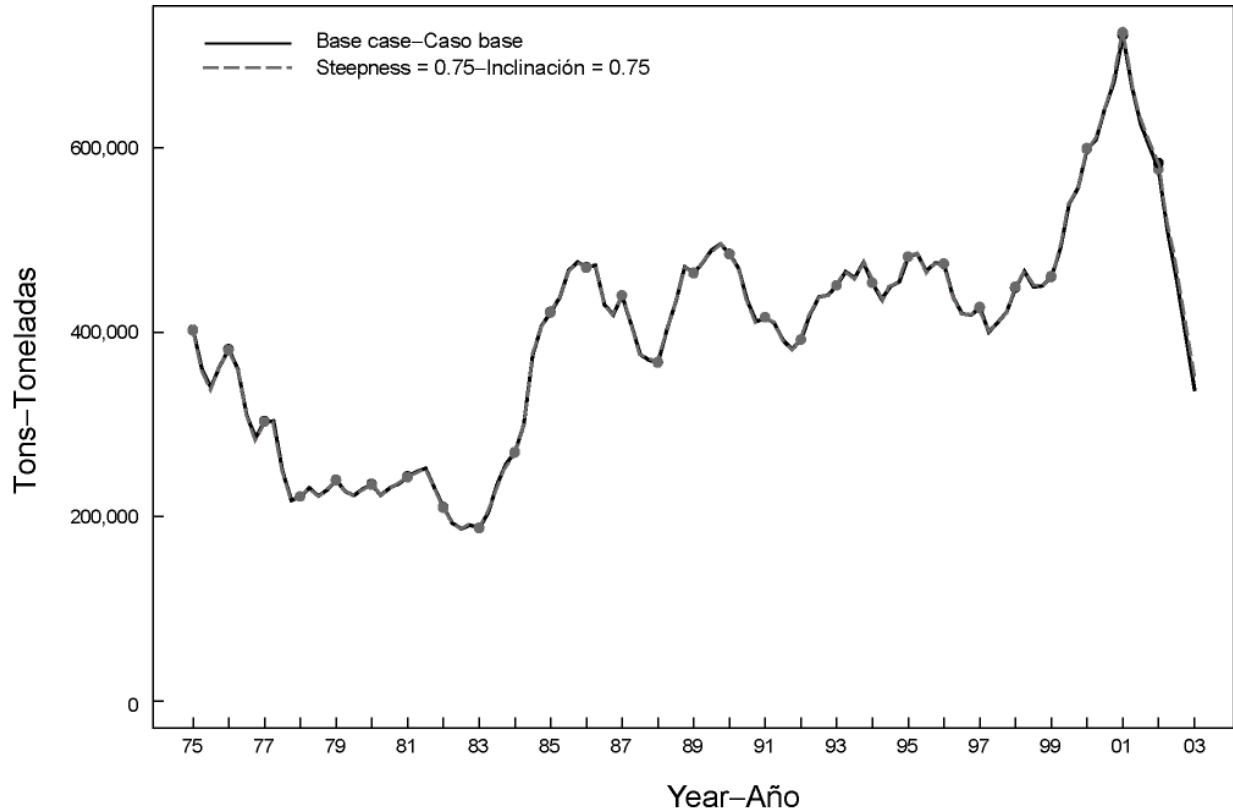
**TABLE 6.1.** Summary of the outcomes from 1001 simulations using the scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. “Quantiles” identify the levels at which 20%, 50%, and 80% of the predicted outcomes are less than or equal to the value provided in the table. The 50% quantile is equal to the median.

**TABLA 6.1.** Resumen de los resultados de 1001 simulaciones usando los escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Los “cuantiles” identifican los niveles a los cuales el 20%, 50%, y 80% de los resultados predichos son menores o iguales al valor en la tabla. El cuantil de 50% equivale a la mediana.

	<b>75% surface effort</b>	<b>Average surface effort</b>	<b>Average surface effort, no discards</b>	<b>125% surface effort</b>
<b>Cuantil</b>	<b>75% del esfuerzo de superficie</b>	<b>Esfuerzo de superficie medio</b>	<b>Esfuerzo de superficie medio, sin descartes</b>	<b>125% del esfuerzo de superficie</b>
<b>SBR for fourth quarter of 2007–SBR para el cuarto trimestre de 2007</b>				
20%	0.45	0.37	0.38	0.31
50%	0.52	0.43	0.44	0.36
80%	0.59	0.50	0.51	0.42
<b>Average weight (kg) of fish in the combined catch during 2007– Peso medio (kg) de los peces en la captura combinada durante el cuarto trimestre de 2007</b>				
20%	14.4	12.4	15.9	10.8
50%	16.5	14.3	17.8	12.6
80%	19.0	16.5	19.8	14.5
<b>Median of quarterly catches (mt) by the primary surface fleet (Fisheries 1-10) during 2007– Mediana de las capturas trimestrales (tm) por la flota primaria de superficie (Pesquerías 1-10) durante 2007</b>				
20%	39,559	42,596	44,199	44,403
50%	52,651	56,507	58,513	58,252
80%	66,571	71,173	72,932	72,334
<b>Median of quarterly catches, in thousands of fish, by the longline fleet (Fisheries 11 and 12) during 2007– Mediana de las capturas trimestrales, en miles de peces, por la flota palangrera (Pesquerías 11 y 12) durante 2007</b>				
20%	86	65	68	51
50%	113	86	90	67
80%	142	108	112	84

**APPENDIX A: SENSITIVITY ANALYSIS FOR THE STOCK-RECRUITMENT  
RELATIONSHIP**

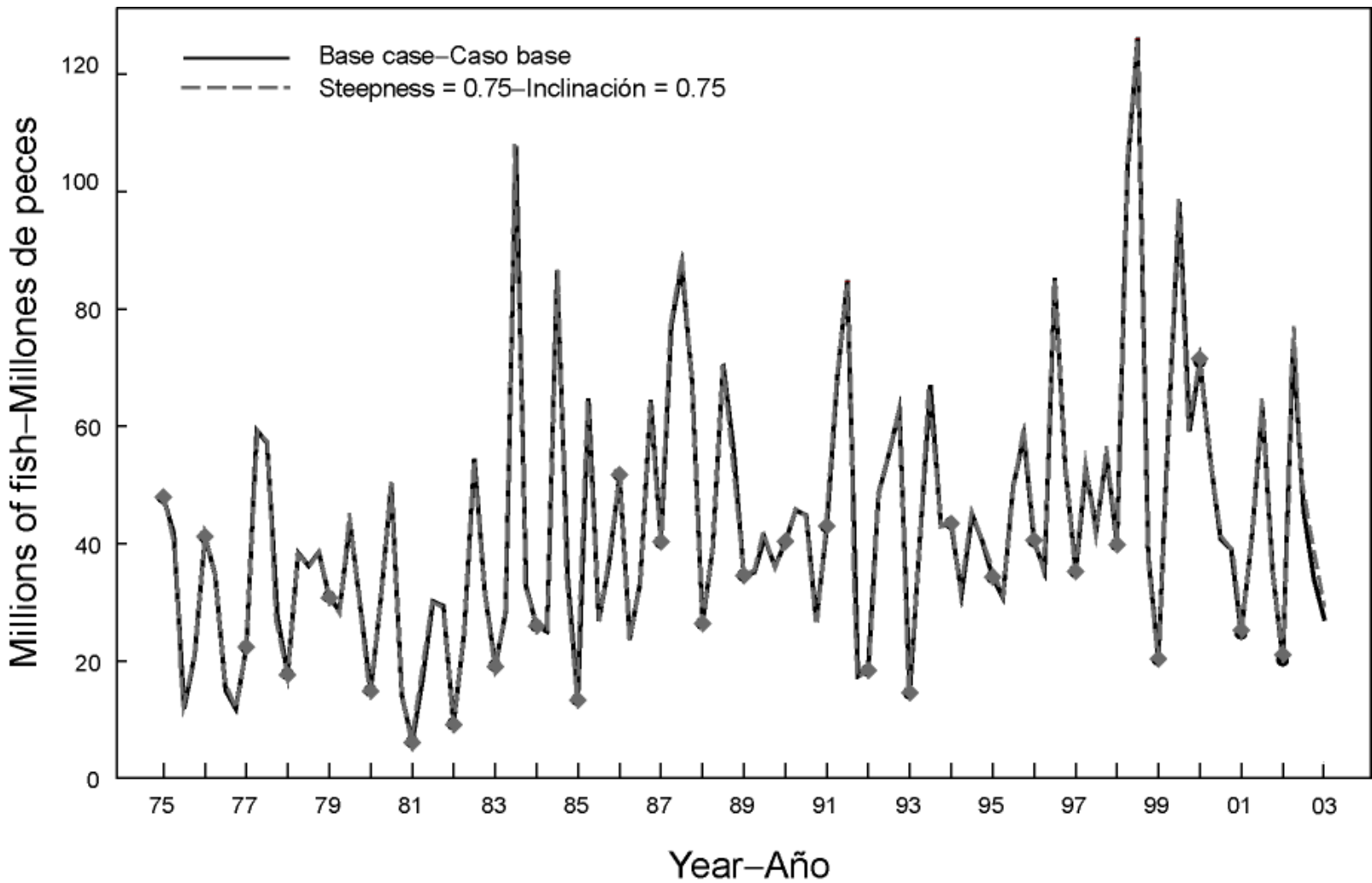
**ANEXO A: ANALISIS DE SENSIBILIDAD A LA RELACIÓN POBLACIÓN-  
RECLUTAMIENTO**



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

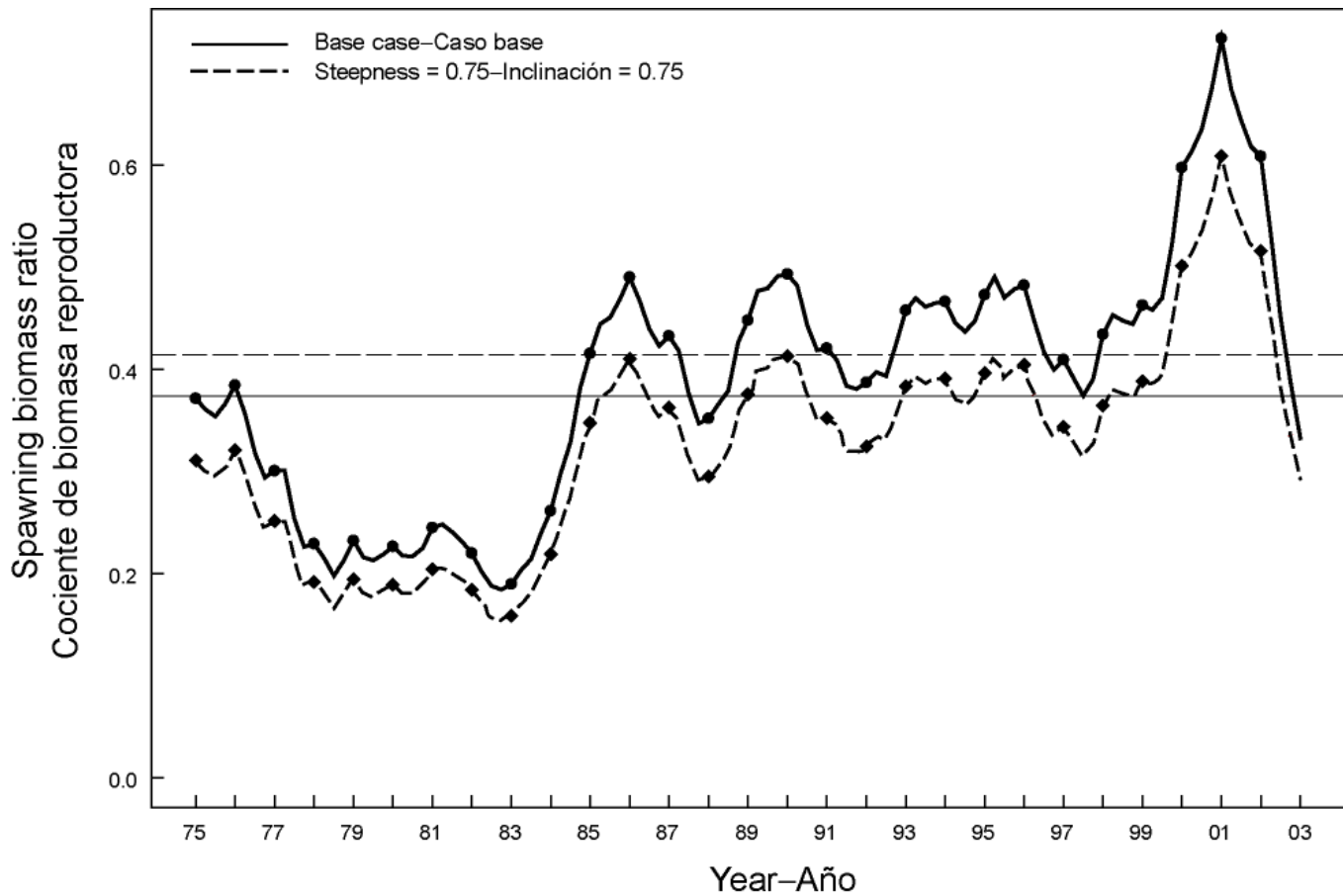
**FIGURA A.1.** Comparación de las estimaciones de biomasa de atún aleta amarilla del análisis sin relación población-reclutamiento (caso base) y con relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75).





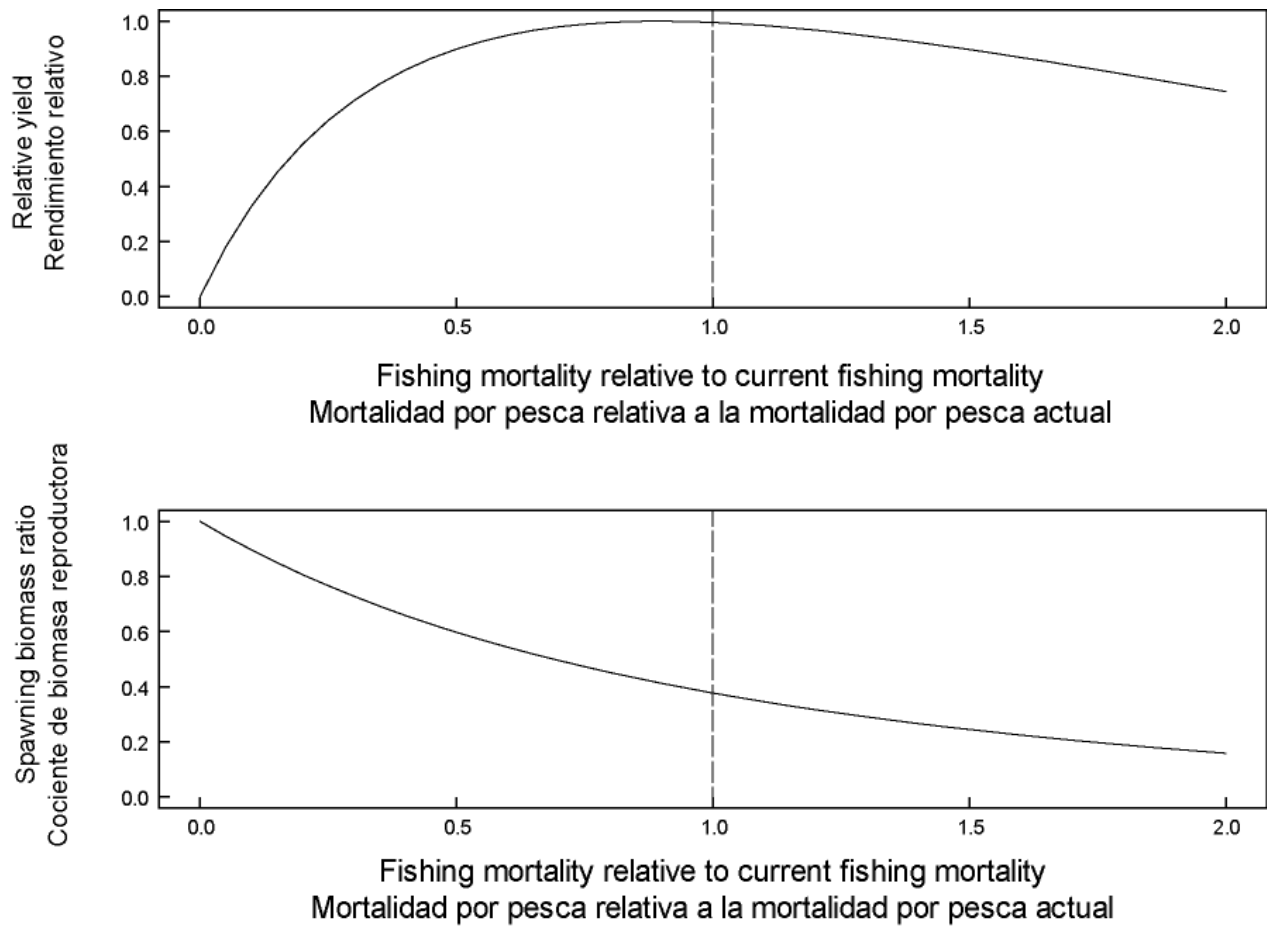
**FIGURE A.2.** Comparison of estimates of recruitment of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

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



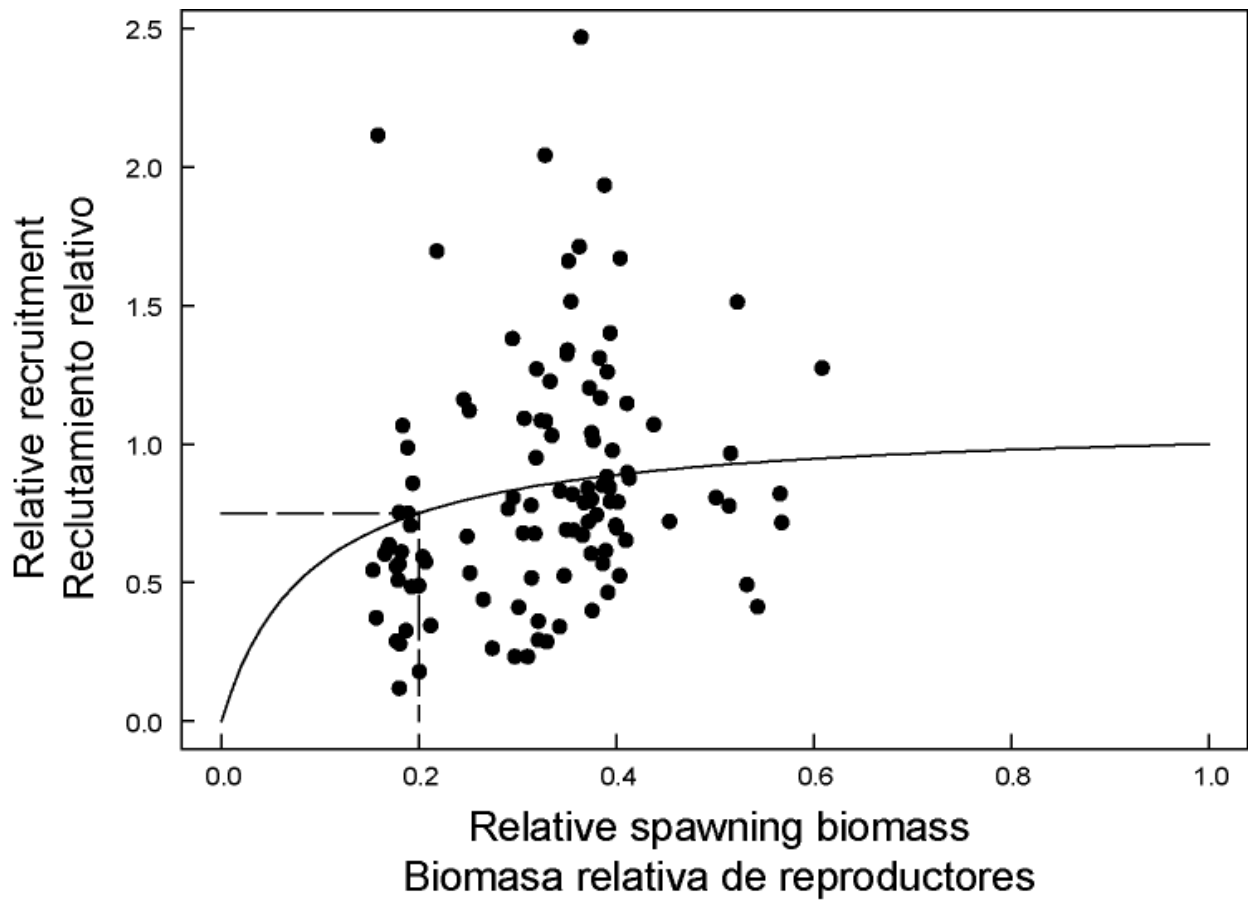
**FIGURE A.3.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY for the two scenarios.

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



**FIGURE A.4.** Relative yield (upper panel) and the associated spawning biomass ratio (lower panel) of yellowfin tuna when the stock assessment model has a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

**FIGURA A4.** Rendimiento relativo (recuadro superior) y el cociente de biomasa reproductora asociado (recuadro inferior) de atún aleta amarilla cuando el modelo de evaluación de la población incluye una relación población-reclutamiento (inclinación = 0.75).

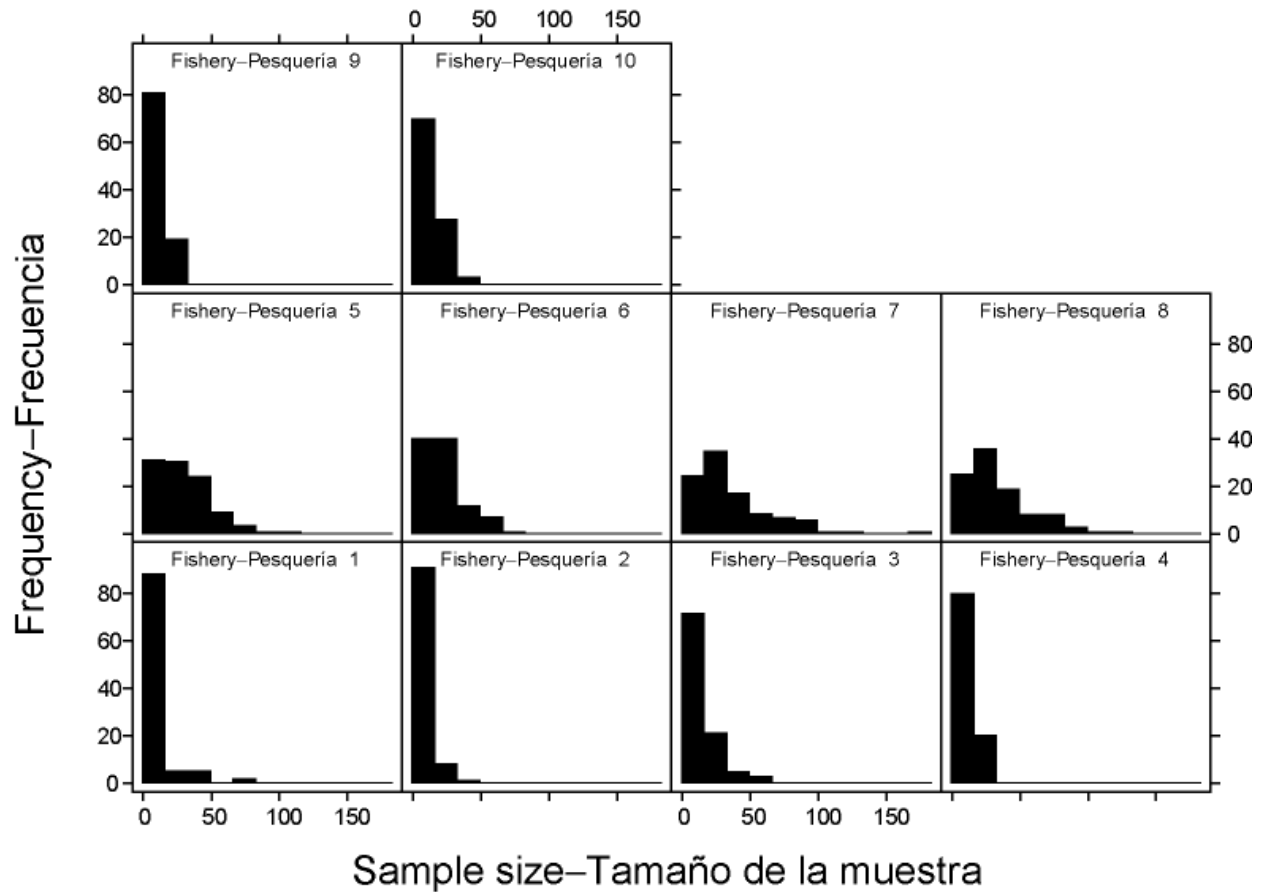


**FIGURE A.5.** Recruitment plotted against spawning biomass of yellowfin tuna when the analysis has a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

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

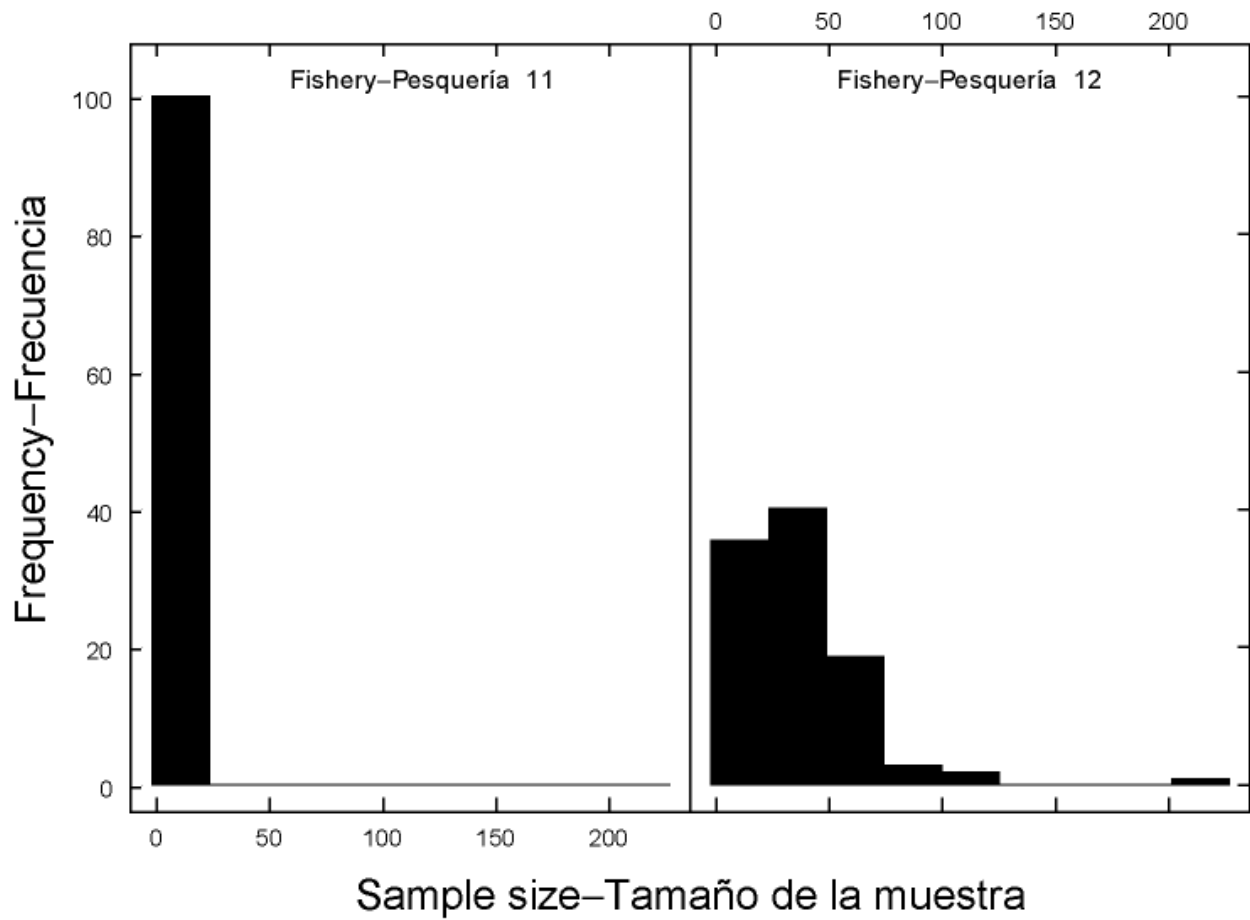
**APPENDIX B: SENSITIVITY ANALYSIS FOR THE SIZE OF LENGTH-FREQUENCY SAMPLES**

**ANEXO B: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD AL TAMAÑO DE MUESTRA DE FRECUENCIA DE TALLA**



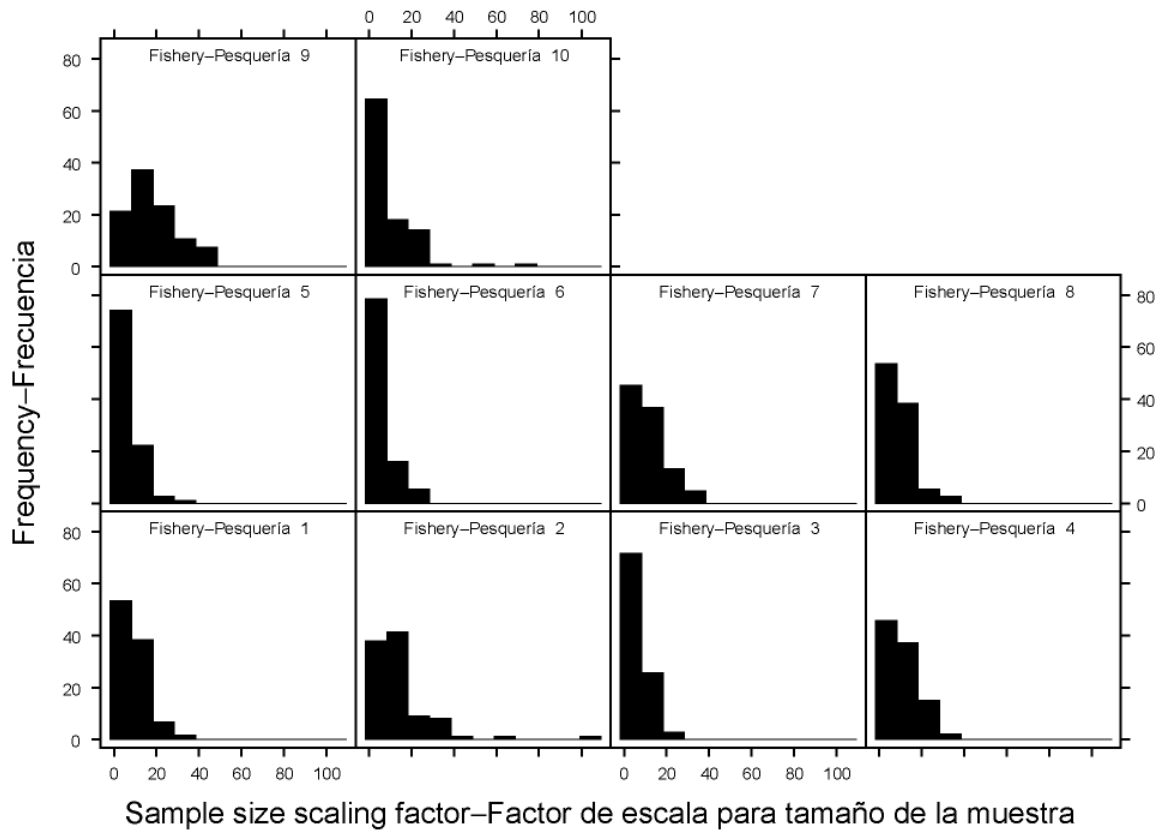
**FIGURE B.1.** Length-frequency sample size of yellowfin tuna for the surface fisheries used in the base case analysis.

**FIGURA B.1.** Tamaño de la muestra de frecuencia de talla de atún aleta amarilla de las pesquerías de superficie usado en el análisis del caso base.



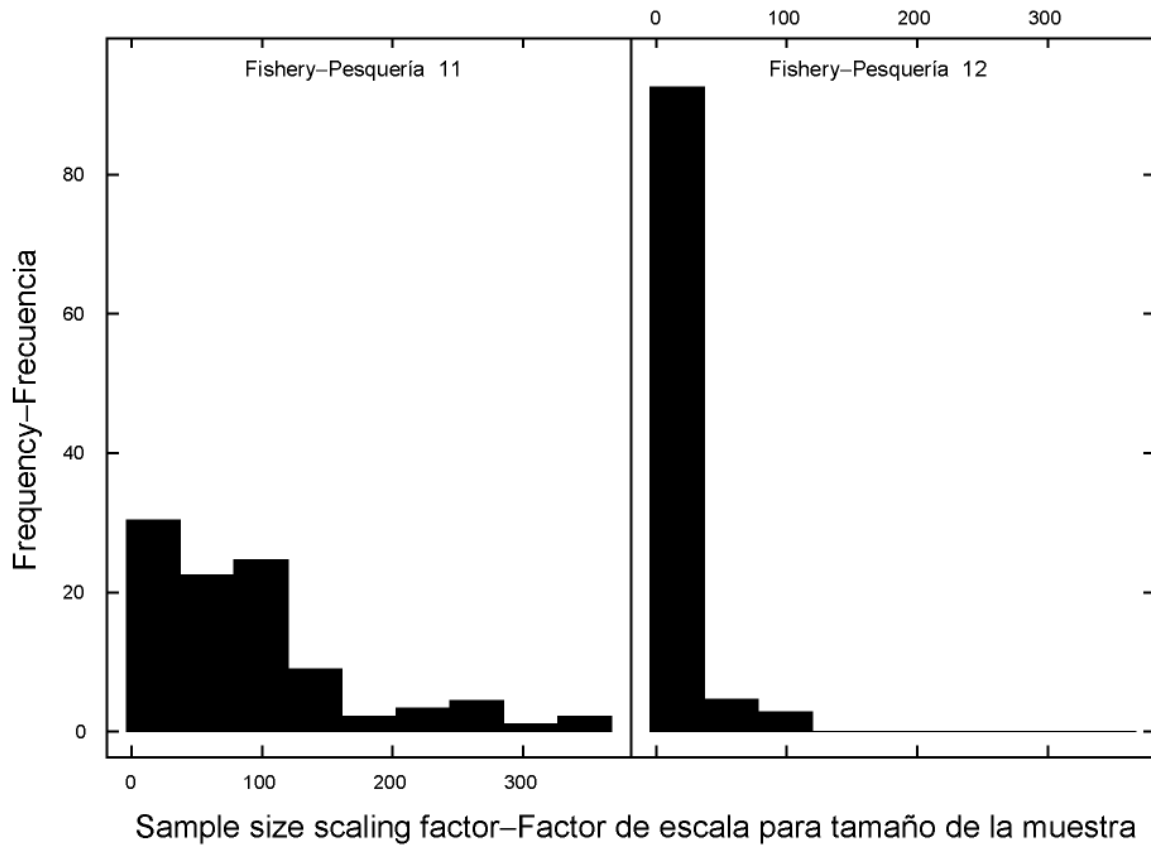
**FIGURE B.2.** Length-frequency sample size of yellowfin tuna for the longline fisheries used in the base case analysis.

**FIGURA B.2.** Tamaño de la muestra de frecuencia de talla de atún aleta amarilla de las pesquerías palangreras usado en el análisis del caso base.



**FIGURE B.3.** Amount that the length-frequency sample size of yellowfin tuna is scaled in the iterative reweighting sensitivity analysis for the surface fisheries.

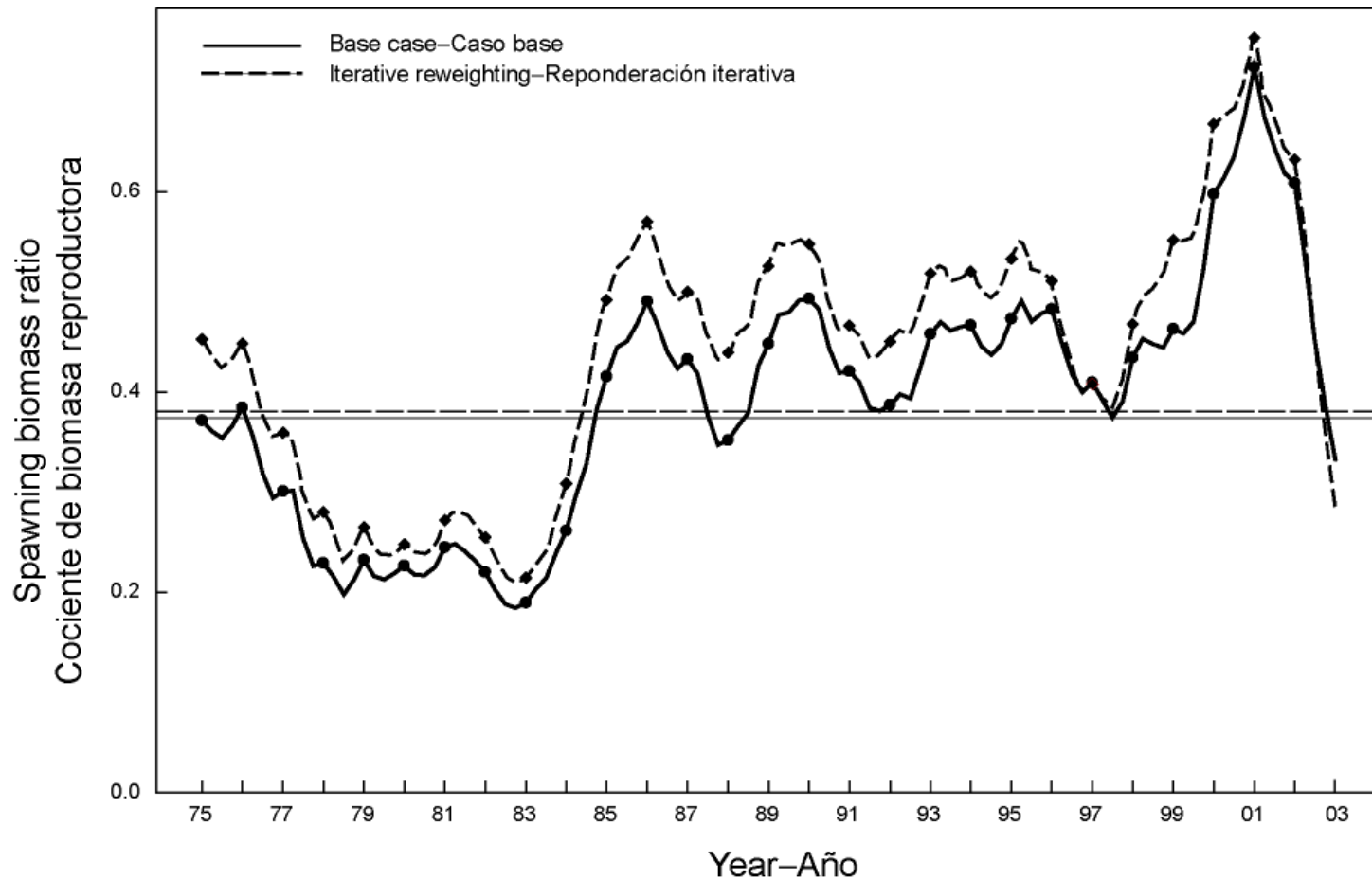
**FIGURA B.3.** Cantidad que se escala el tamaño de la muestra de frecuencia de talla de atún ale-ta amarilla en el análisis de la sensibilidad de reponderación iterativa para las pesquerías de su-perficie.



**FIGURE B.4.** Amount that the length-frequency sample size of yellowfin tuna is scaled in the iterative reweighting sensitivity analysis for the longline fisheries.

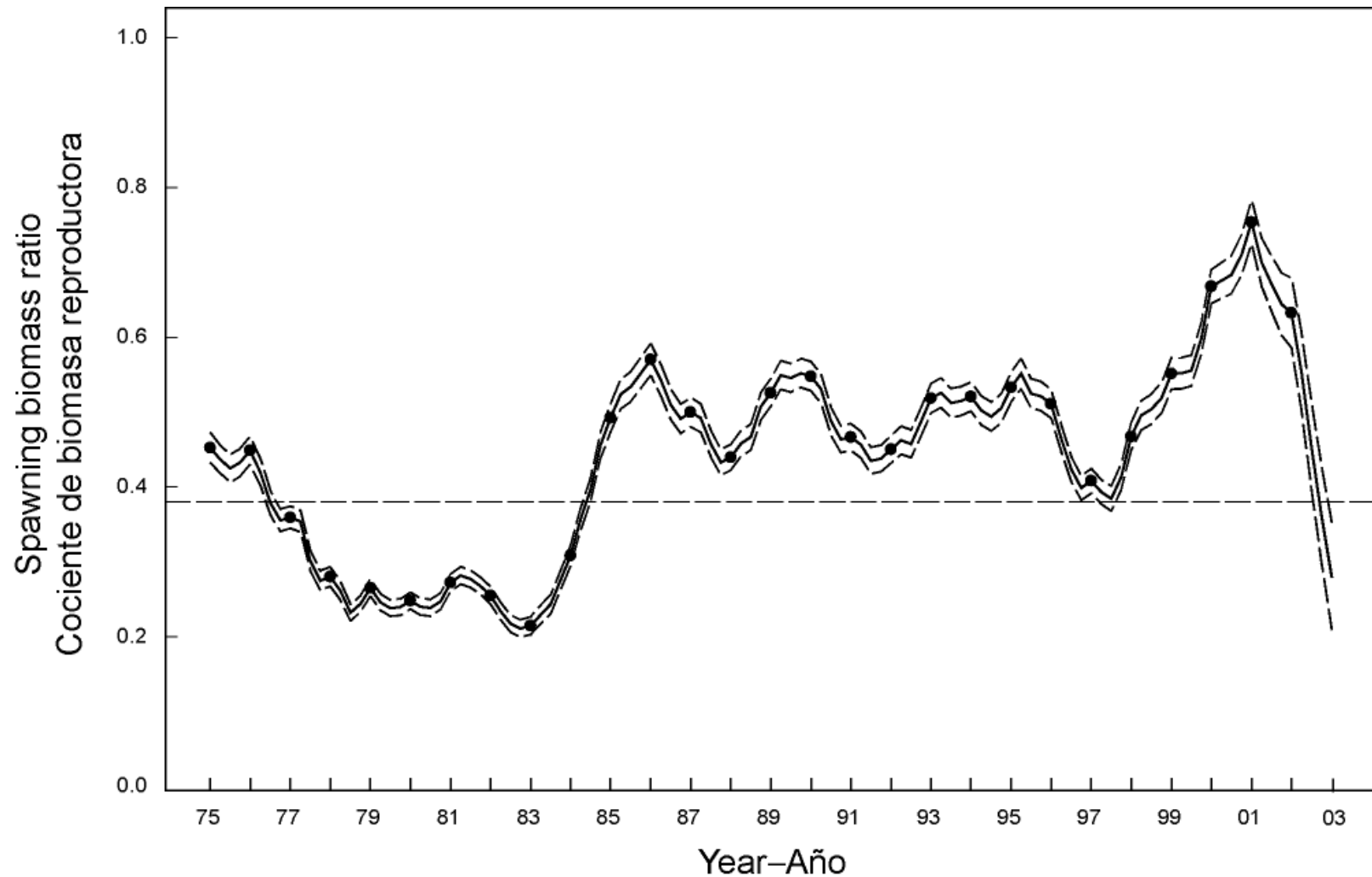
**FIGURA B.4.** Cantidad que se escala el tamaño de la muestra de frecuencia de talla de atún ale-ta amarilla en el análisis de la sensibilidad de reponderación iterativa para las pesquerías palan-greras.





**FIGURE B.5.** Comparison of spawning biomass ratio (SBR) of yellowfin tuna from the base case with SBR from the the iterative reweighting sensitivity analysis. The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY for the two scenarios. The dashed horizontal line (at about 0.37) identifies the SBR at AMSY.

**FIGURA B.5.** Comparación del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla del caso base con el SBR en el análisis de la sensibilidad de reponderación iterativa. Las líneas horizontales representan el SBR asociado con el RMSP para los dos escenarios. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0.37) identifican del SBR en RMSP.



**FIGURE B.6.** Spawning biomass ratio (SBR) for yellowfin tuna and the associated confidence intervals for the iterative reweighting sensitivity analysis. The horizontal line (at about 0.37) identifies the SBR at AMSY.

**FIGURA B.6.** Cociente de biomasa reproductora (SBR) para atún aleta amarilla y los intervalos de confianza asociados de la análisis de sensibilidad de reponderación iterativa. La línea horizontal (en aproximadamente 0.37) identifican del SBR en RMSP.

**TABLE B.1.** The average length-frequency sample size for yellowfin tuna for each fishery for the base case assessment and the sensitivity analysis using the iterative reweighting. The average scaling factor for the iterative reweighting is also given.

**TABLA B.1.** El tamaño de muestra de frecuencia de talla medio para atún aleta amarilla para cada pesquería en la evaluación de caso base y la análisis de sensibilidad usando reponderación iterativa. Se presenta también el factor de escala medio para la reponderación iterativa.

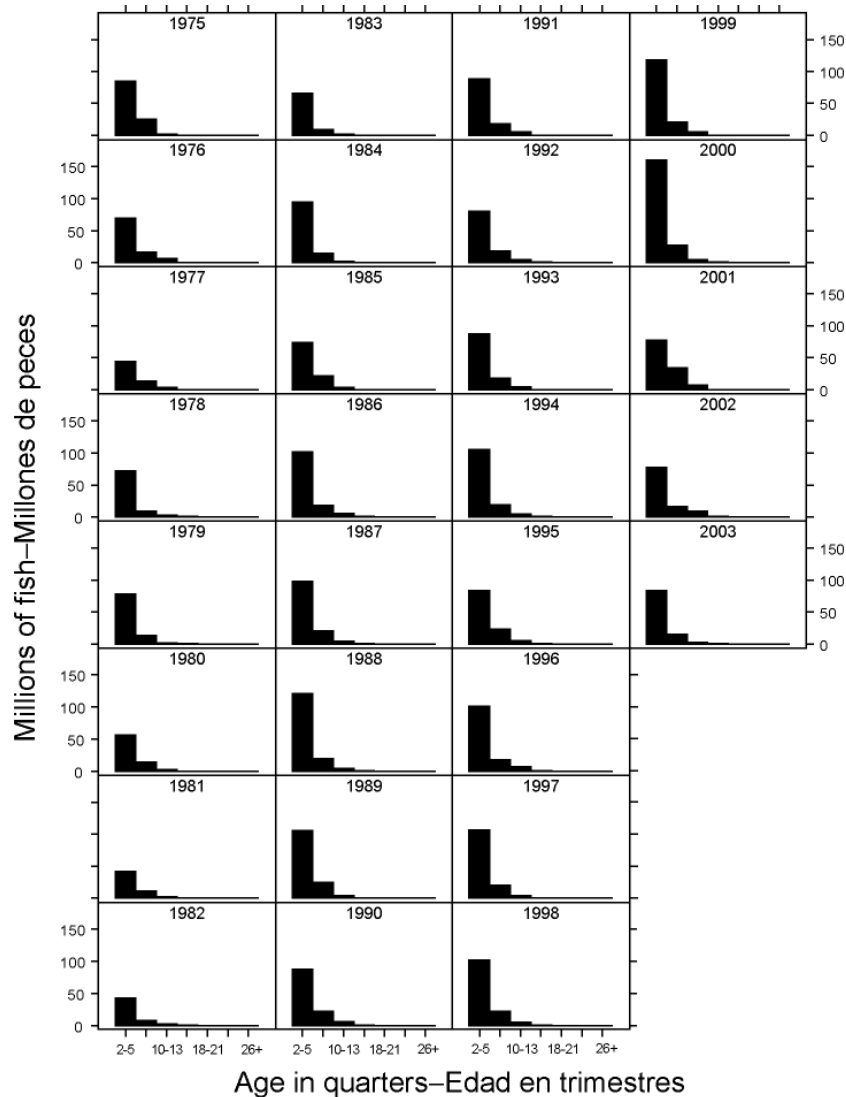
<b>Fishery</b>	<b>Base case</b>	<b>Rewighted</b>	<b>Scaling factor</b>
<b>Pesquería</b>	<b>Caso base</b>	<b>Reponderado</b>	<b>Factor de escala</b>
1	8.38	41.39	8.72
2	5.54	39.28	14.11
3	12.95	51.77	5.53
4	8.56	63.04	10.64
5	28.68	147.61	6.13
6	21.84	85.80	5.57
7	35.31	287.96	11.08
8	32.59	247.72	9.23
9	8.45	115.36	17.55
10	11.98	76.99	9.24
11	4.06	150.10	88.10
12	35.31	314.03	15.48

## APPENDIX C: ADDITIONAL RESULTS FROM THE BASE CASE ASSESSMENT

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

## ANEXO C: RESULTADOS ADICIONALES DE LA EVALUACION DEL CASO BASE

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

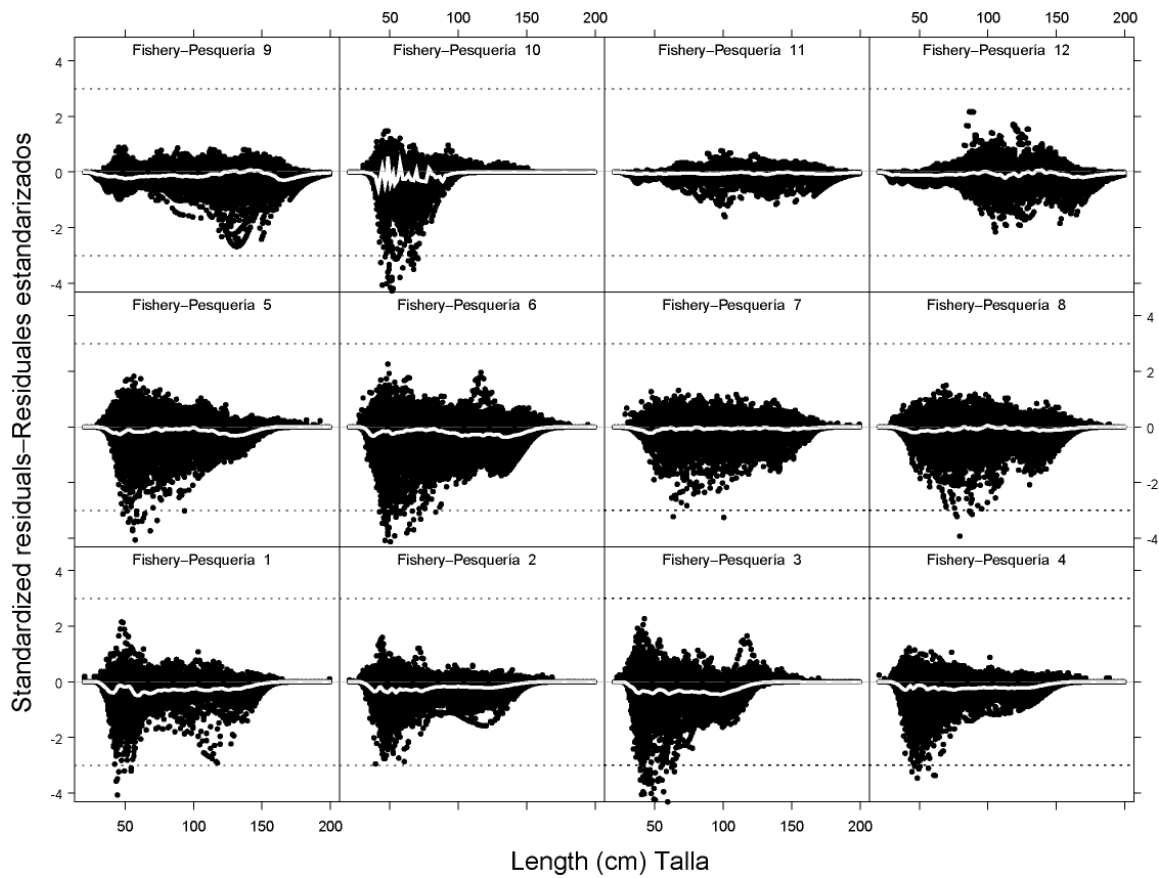


**FIGURE C.1.** Estimated numbers of yellowfin tuna present in the EPO on 1 January of each year.  
**FIGURA C.1.** Número estimado de atunes aleta amarilla presentes en el OPO el 1 de enero de cada año.

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

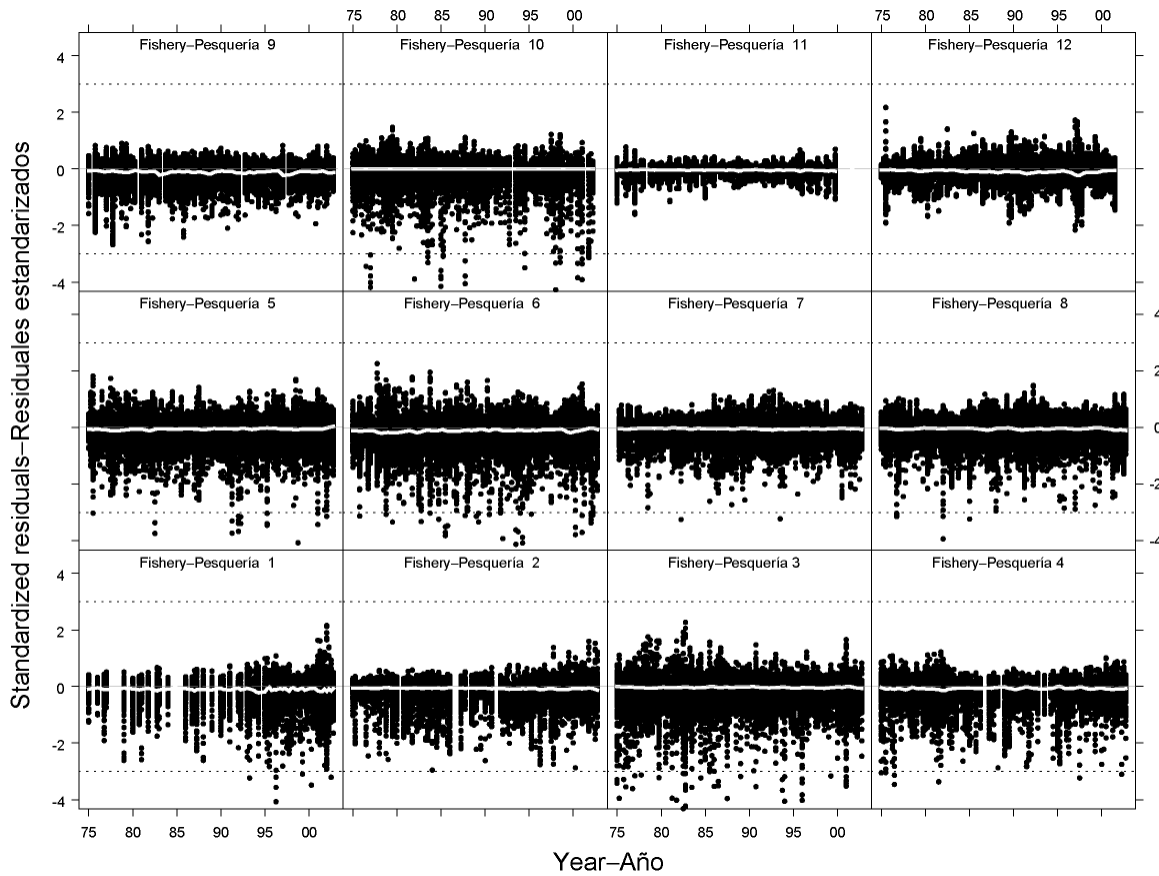
Year Año	Age in quarters—Edad en trimestres						
	2-5	6-9	10-13	14-17	18-21	22-25	26+
1975	0.0887	0.5936	1.3171	1.8580	0.4096	0.4770	2.0940
1976	0.1674	0.6962	1.1788	1.9107	1.1956	1.3659	4.7456
1977	0.1980	0.7390	1.0906	2.3144	1.2546	1.4735	4.2234
1978	0.4086	0.9280	1.1169	1.6718	0.7069	1.1702	2.6819
1979	0.2679	0.9526	1.4095	2.4441	1.1714	1.4085	5.4895
1980	0.2280	0.7735	1.4690	2.0323	1.0147	1.0122	3.2385
1981	0.3441	0.7406	1.2467	1.9315	1.5208	1.6427	4.1391
1982	0.2156	0.6865	1.1474	1.8641	0.8923	1.1853	2.7294
1983	0.1640	0.3835	0.8715	0.8588	0.6556	0.8874	2.1597
1984	0.1253	0.4114	0.8357	0.7501	0.5494	0.6437	2.3101
1985	0.0971	0.5246	0.9227	1.1538	0.4471	0.6005	1.8314
1986	0.1304	0.6276	1.1230	1.6039	0.4463	0.5845	2.1359
1987	0.1415	0.6410	1.2591	1.3038	0.3759	0.5536	2.1095
1988	0.2158	0.7024	1.2126	1.3693	0.4539	0.6125	2.3749
1989	0.1517	0.6378	1.0271	1.7894	0.7354	1.0010	3.5380
1990	0.1359	0.5826	1.2193	1.8950	0.6282	0.8544	3.1982
1991	0.1372	0.5744	1.0919	1.6515	0.6450	0.7837	3.7596
1992	0.1729	0.5918	1.0645	1.4152	0.3679	0.4312	1.6232
1993	0.1905	0.5477	0.9169	1.1418	0.3930	0.6506	1.9045
1994	0.1242	0.4990	1.0542	1.4821	0.7493	0.9231	3.5300
1995	0.1133	0.4386	0.9283	1.0670	0.6339	0.6657	2.9768
1996	0.1573	0.6167	0.9391	0.9901	0.3056	0.4288	1.4600
1997	0.1645	0.6548	1.1692	1.5991	0.8519	1.0564	3.3853
1998	0.1759	0.6002	0.9959	1.4826	0.5061	0.6659	2.7262
1999	0.2164	0.6484	1.0805	1.4400	0.2653	0.3547	1.4712
2000	0.1309	0.4850	0.8810	1.1467	0.5785	0.6855	2.7858
2001	0.1835	0.5542	1.1974	1.8164	0.9758	1.0051	4.0035
2002	0.0887	0.5936	1.3171	1.8580	0.4096	0.4770	2.0940

APPENDIX D: DIAGNOSTICS  
ANEXO D: DIAGNÓSTICOS



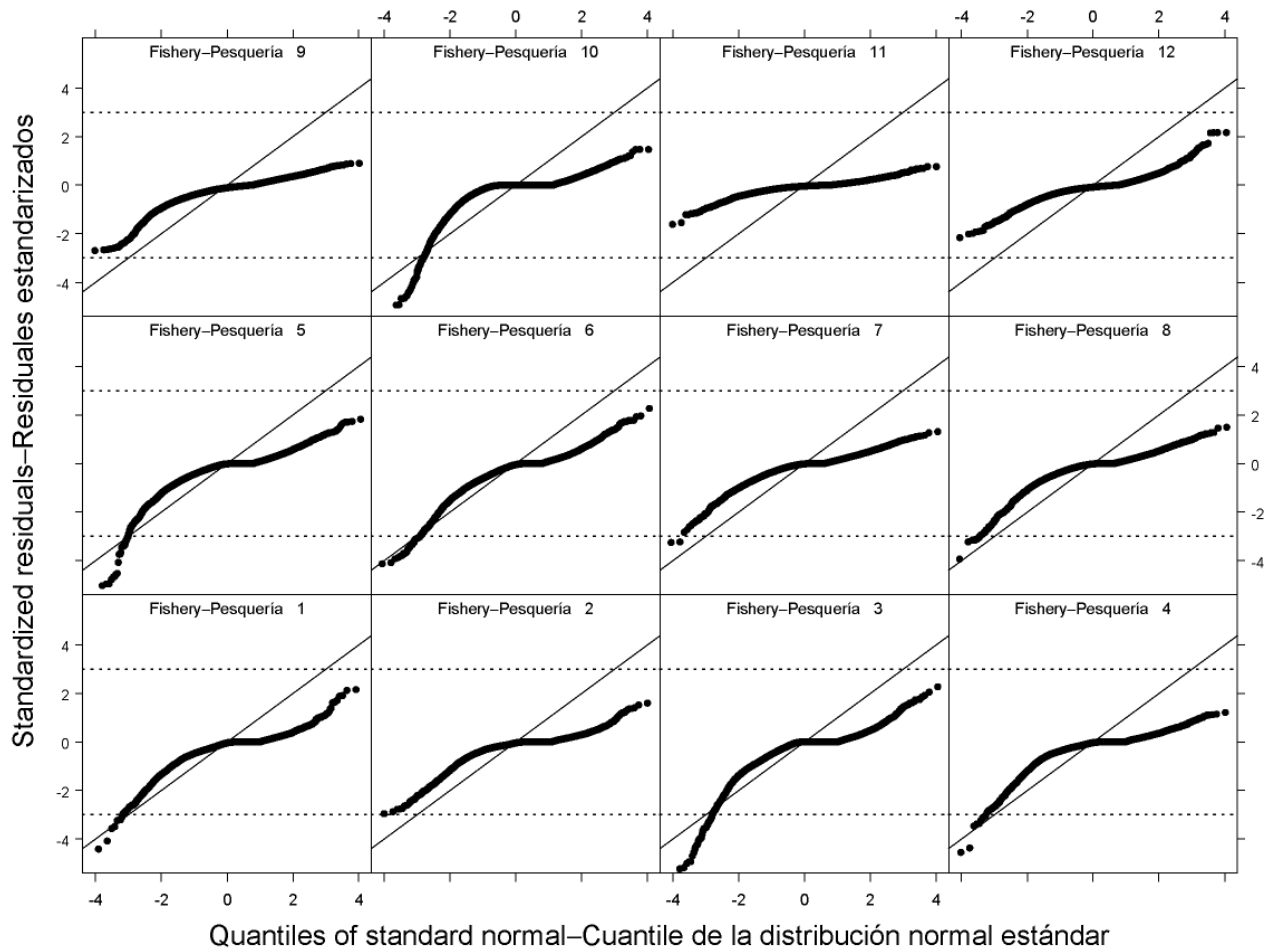
**FIGURE D.1.** Standardized residuals for the length-frequency data of yellowfin tuna by length. The dotted horizontal lines represent plus and minus 3 standard deviations.

**FIGURA D.1.** Residuales estandarizados para los datos de frecuencia de talla de atún aleta amarilla, por talla. Las líneas horizontales de trazos representan 3 desviaciones estándar positivas y negativas.



**FIGURE D.2.** Standardized residuals for the length-frequency data of yellowfin tuna by time. The dotted horizontal lines represent plus and minus 3 standard deviations.

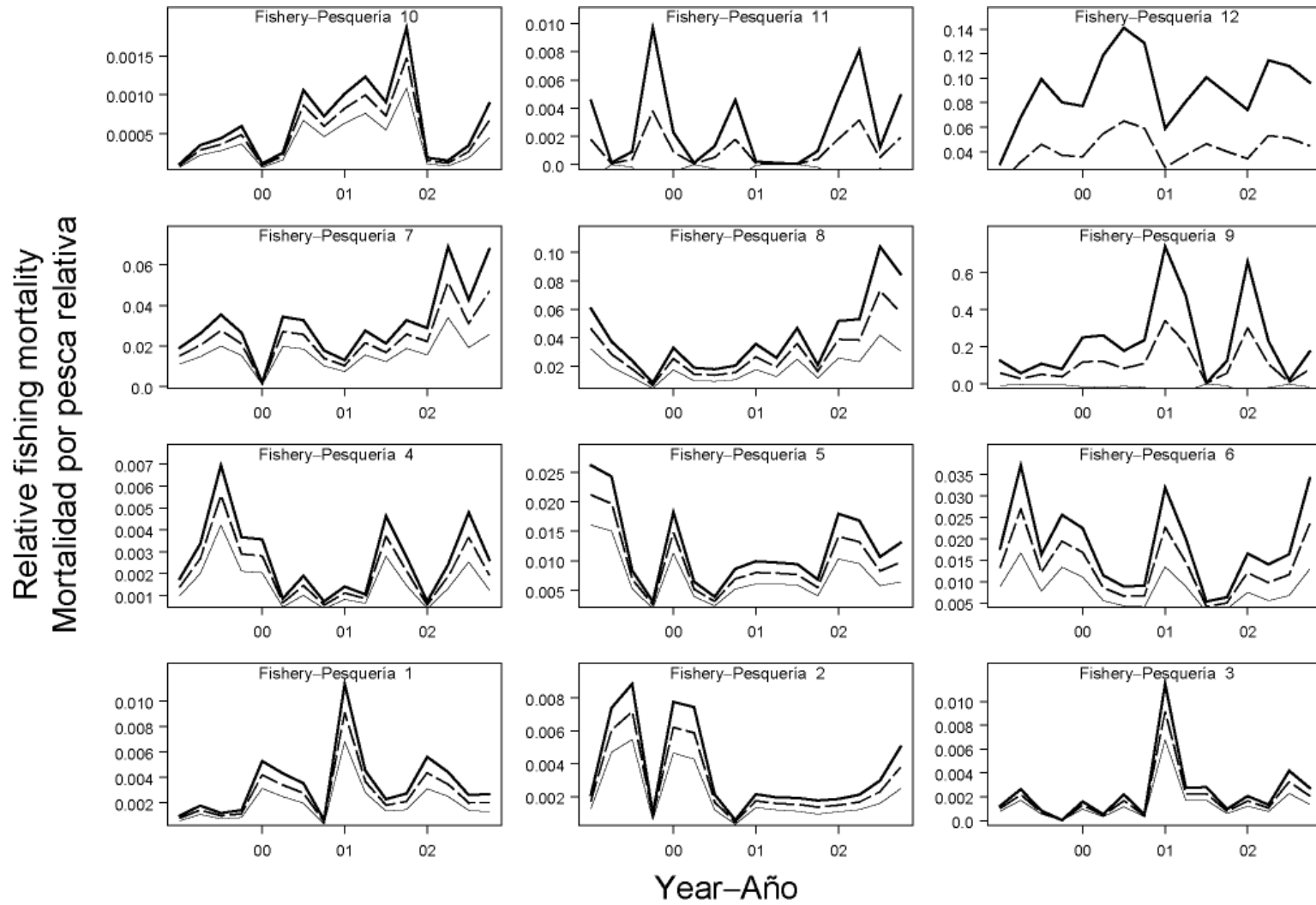
**FIGURA D.2.** Residuales estandarizados para los datos de frecuencia de talla de atún aleta amarilla, por año. Las líneas horizontales de trazos representan 3 desviaciones estándar positivas y negativas.



**FIGURE D.3.** Q-Qnorm plots for the length-frequency data for yellowfin tuna. The diagonal lines indicate the expectations for the residuals following normal distributions. The dotted horizontal lines represent three standard deviations on either side of the mean.

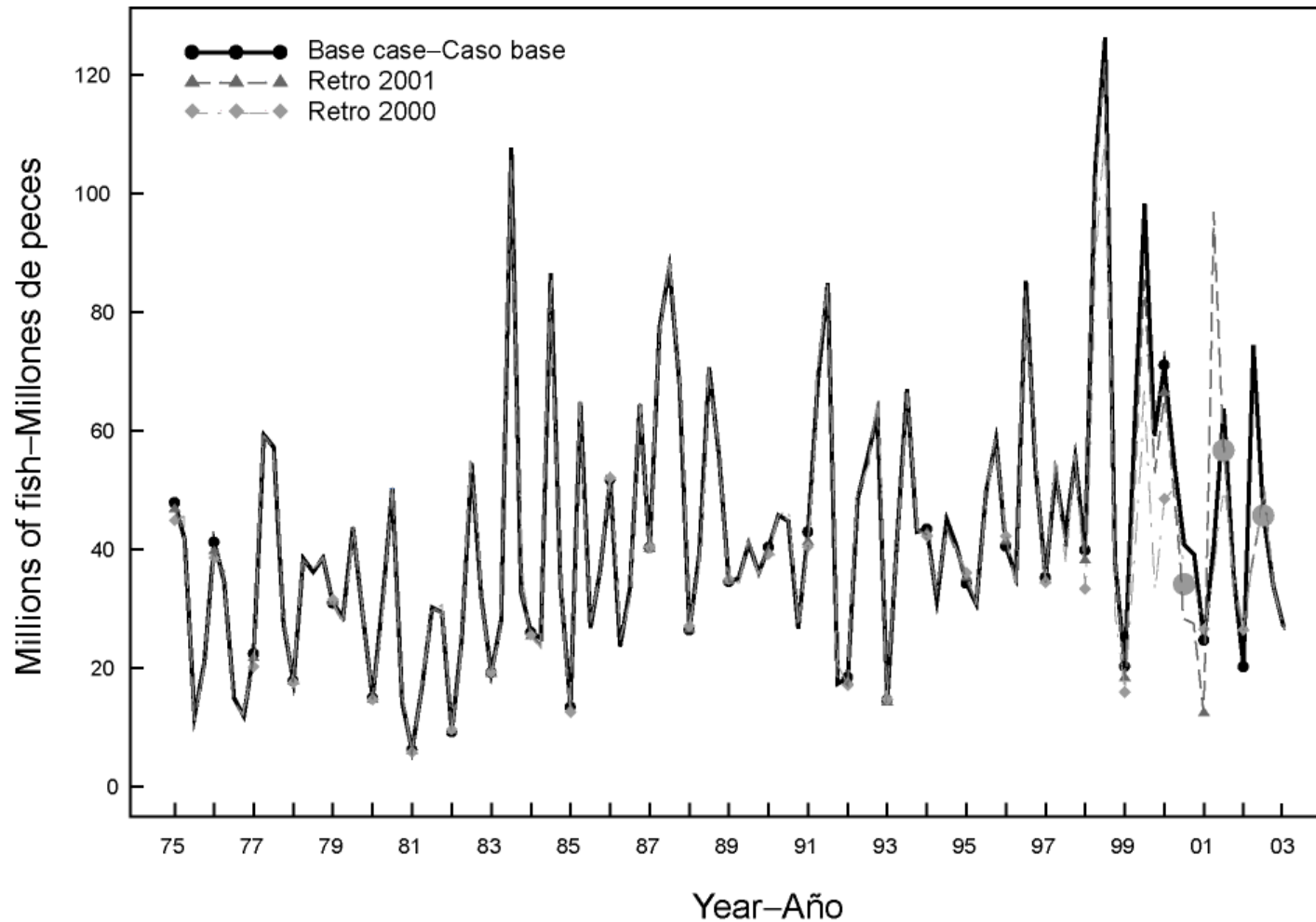
**FIGURA D.3.** Gráficas de Q-Qnorm para los datos de frecuencia de talla para atún aleta amarilla. Las líneas diagonales indican las expectativas de los residuales siguiendo distribuciones normales. Las líneas con puntos representan tres desviaciones estándar en cualquier lado del medio.





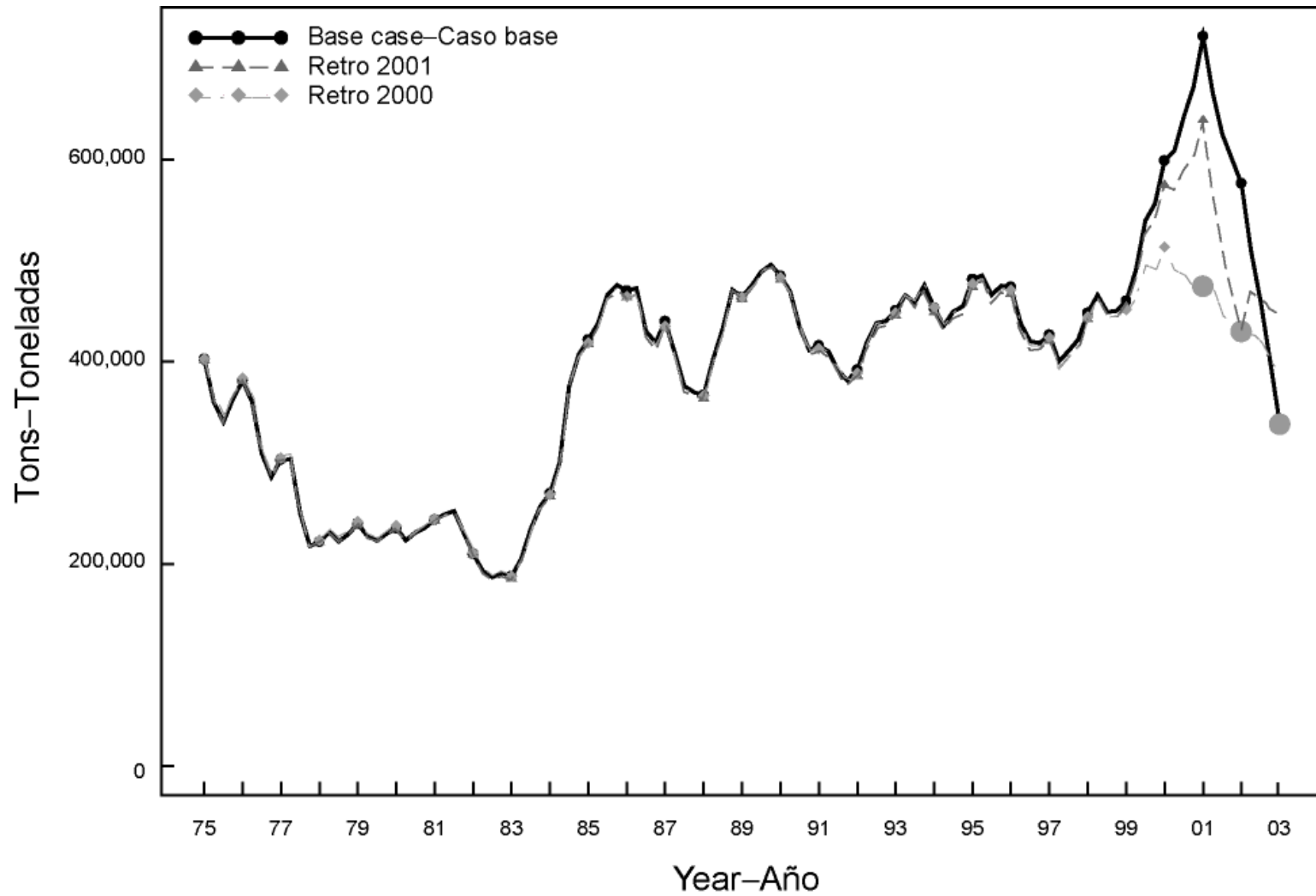
**FIGURE D.4.** Relative fishing mortality (catchability multiplied by the effort deviate) for yellowfin tuna and 95% confidence intervals for the last four years.

**FIGURA D.4.** Mortalidad por pesca relativa (capturabilidad multiplicada por el desvío del esfuerzo) para atún aleta amarilla e intervalos de confianza de 95% de los cuatro años más recientes.

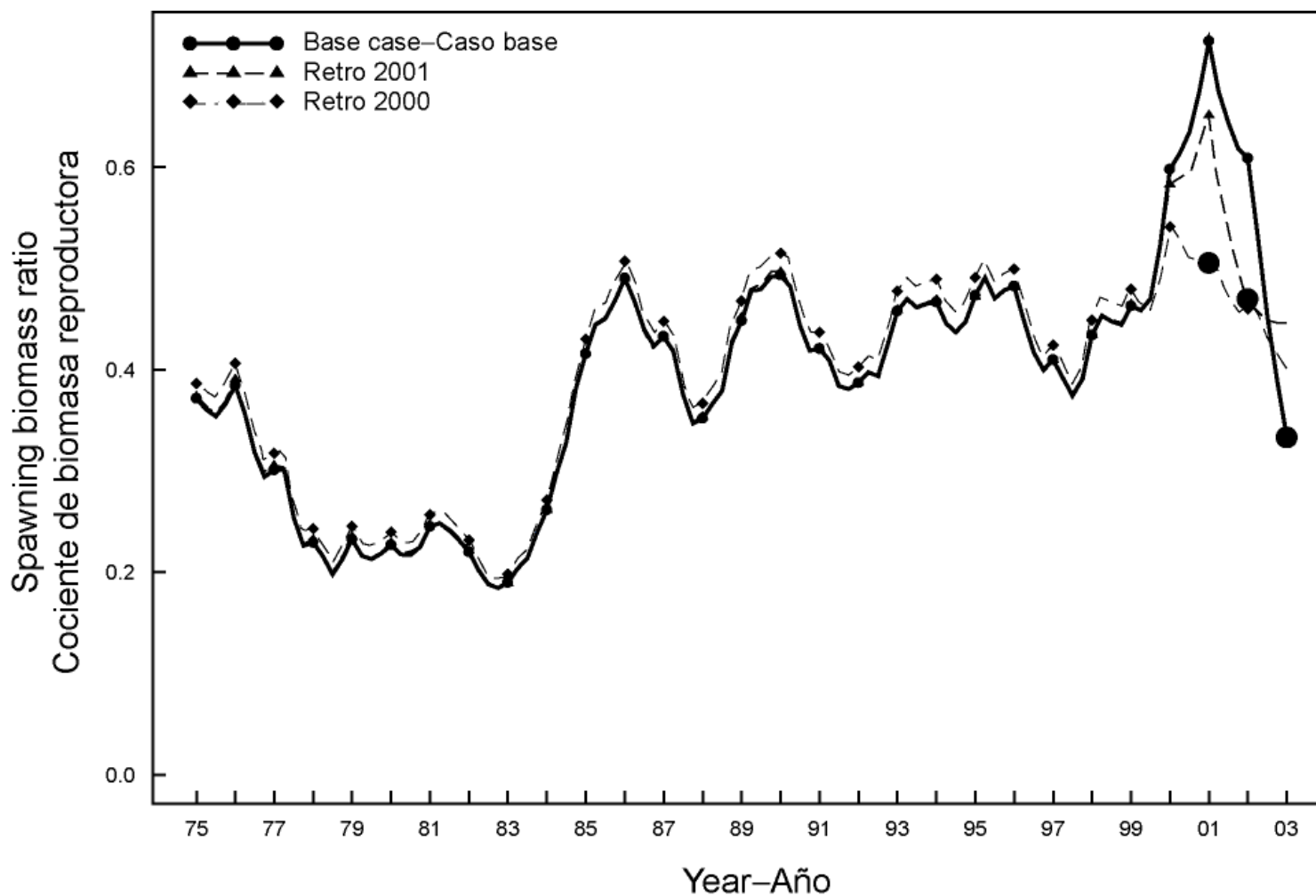


**FIGURE D.5.** Recruitment for yellowfin tuna estimated by the retrospective analyses compared to the base case. Retro 2001 uses data only up to 2001 and retro 2000 uses data only up to 2000. The large dots indicate the first recruitment estimated by the model with information from the length-frequency data.

**FIGURA D.5.** Reclutamiento para atún aleta amarilla estimado por los análisis retrospectivos comparado con el caso base. Retro 2001 usa datos hasta 2001, y retro 2000 datos hasta 2000. Los puntos grandes indican el primer reclutamiento estimado por el modelo con información de los datos de frecuencia de talla.



**FIGURE D.6.** Biomass of yellowfin tuna estimated by the retrospective analyses compared to the base case. Retro 2001 uses data only up to 2001 and retro 2000 uses data only up to 2000. The large dots indicate the last time period estimated by the model without projecting the biomass.  
**FIGURA D.6.** Biomasa de atún aleta amarilla estimada por los análisis retrospectivos comparada con el caso base. Retro 2001 usa datos hasta 2001, y retro 2000 datos hasta 2000. Los puntos grandes indican el último período estimado por el modelo sin proyectar la biomasa.



**FIGURE D.7.** Spawning biomass ratio of yellowfin tuna estimated by the retrospective analyses compared to the base case analysis. Retro 2001 uses data only up to 2001 and retro 2000 uses data only up to 2000. The large dots indicate the last time period estimated by the model without projecting the biomass.

**FIGURA D.7.** Cociente de biomasa reproductora de atún aleta amarilla estimado por los análisis retrospectivos comparado con el análisis del caso base. Retro 2001 usa datos hasta 2001, y retro 2000 datos hasta 2000. Los puntos grandes indican el último período estimado por el modelo sin proyectar la biomasa.

# CONDICIÓN DEL ATÚN ALETA AMARILLA EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2002 Y PERSPECTIVAS PARA 2003

por

Mark N. Maunder y Shelton J. Harley

## ÍNDICE

1. Resumen ejecutivo .....	92
2. Datos .....	94
3. Supuestos y parámetros.....	97
4. Evaluación de la población .....	100
5. Condición de la población.....	108
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras .....	113
7. Direcciones futuras.....	117
Referencias.....	117
Figuras.....	31
Tablas .....	67
Anexos .....	73

### 1. RESUMEN EJECUTIVO

Este informe presenta la evaluación más actual de la población de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el Océano Pacífico oriental. Se usa un análisis con estructura de edades y captura a talla, A-SCALA (del inglés *age-structured, catch-at-length analysis*) para realizar esta evaluación. Se describe el método analítico en Maunder y Watters (2003a), y se refiere a los lectores a los detalles técnicos en dicho informe. Se usó el método A-SCALA para tres evaluaciones previas del aleta amarilla en el OPO.

En octubre de 2002 se celebró en La Jolla, California (EE.UU.) una reunión técnica sobre diagnósticos. El resultado de la misma fue (1) un conjunto de diagnósticos que deberían ser evaluados regularmente, (2) un conjunto de diagnósticos que deberían ser evaluados periódicamente, y (3) una lista de temas de investigación específicos. Se han incluido varias de estas recomendaciones en la presente evaluación.

La evaluación de poblaciones requiere una cantidad sustancial de información. Se analizaron datos de capturas retenidas, descartes, esfuerzo de pesca, 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.

La evaluación para 2002 es diferente en varias maneras de la evaluación previa realizada para 2001:

1. Se actualizaron los datos de captura, esfuerzo, y frecuencia de talla para las pesquerías de superficie para incluir datos nuevos de 2002 y datos revisados de 2000 y 2001.
2. Se actualizaron los datos de captura para las pesquerías palangreras japonesas para incluir datos nuevos de 2001 y datos actualizados de 1998-2000.
3. Se actualizaron los datos de captura de 1998 para las pesquerías palangreras de Taipei Chino y se añadieron datos nuevos de 1999.
4. Los datos de esfuerzo palangrero se basan en estandarización por redes neuronales de captura por unidad de esfuerzo.
5. Se incluyeron datos de captura palangrera a talla para 1975-1980.
6. Se limita el crecimiento para equivaler a la distribución previa para más edades que en la evaluación previa.
7. Se seleccionaron las penas por suavidad de selectividad usando validación cruzada.
8. Se calcularon los años usados para promediar la capturabilidad para las proyecciones y

cantidades de ordenación usando análisis retrospectivo.

9. Se usó reponderación iterativa para determinar el tamaño de muestra para datos de captura a talla en un análisis de sensibilidad.
10. Se efectuaron diagnósticos, incluyendo gráficos de residuales, gráficos de correlación, y análisis retrospectivo.

Han sido observados niveles significativos de mortalidad por pesca en la pesquería de atún aleta amarilla en el OPO. Estos niveles son máximos para peces de edad media (excepto las estimaciones de los peces de mayor edad, que es un artefacto del modelo). Tanto el reclutamiento como la explotación han tenido impactos sustanciales sobre la trayectoria de la biomasa. Parece que la población de aleta amarilla ha experimentado dos regímenes de productividad distintos (1975-1983 y 1984-2001; el reclutamiento en el segundo fue mayor que en el primero. Estos dos regímenes corresponden a dos regímenes en biomasa; el régimen con reclutamiento mayor produjo biomasa mayores. El cociente de biomasa reproductora (el cociente de la biomasa reproductora a la biomasa reproductora de la población no explotada, denominado SBR (*spawning biomass ratio*)) de aleta amarilla en el OPO estuvo por debajo del nivel que soportaría los rendimientos máximos sostenibles promedio (RMSP) durante el régimen de reclutamiento bajo, pero por encima de dicho nivel durante el régimen de reclutamiento alto. Es posible que los dos regímenes de productividad soporten dos niveles distintos de RMSP y de SBR asociados. El SBR actual está ligeramente por debajo del nivel de SBR en RMSP. Se estima que los niveles de esfuerzo están por debajo de los niveles que soportarán el RMSP (con base en la distribución actual de esfuerzo entre las varias pesquerías). Sin embargo, debido al reclutamiento grande que ingresó a la pesquería en 1998, los niveles de captura son mayores que los valores correspondientes en RMSP. A raíz de la curva plana de rendimiento, se estima que los niveles actuales de esfuerzo producirán, bajo condiciones medias, una captura tan sólo ligeramente inferior al RMSP. Proyecciones a futuro con los niveles actuales de esfuerzo y reclutamiento medio indican que la población aumentará a un nivel de SBR superior al actual, y superior a aquél que soportaría el RMSP. Se realizaron estas simulaciones usando el reclutamiento medio del período de 1975-2002. De haberse usado el reclutamiento medio de 1984-2002, es probable que las estimaciones de SBR y capturas serían mayores.

El análisis indica que cohortes muy fuertes ingresaron a la pesquería durante 1998-2000 y que estas cohortes incrementaron la biomasa de la población durante 1999 y 2000, pero ya pasaron por la población y la biomasa disminuyó en 2001 y 2002.

El peso medio de los aletas amarillas en la captura ha sido siempre inferior al peso crítico, indicando que, del punto de vista de rendimiento por recluta, el aleta amarilla en el OPO no es pescado al tamaño óptimo. La variabilidad en el peso promedio del aleta amarilla capturado por distintas pesquerías es sustancial. En general, las pesquerías sobre objetos flotantes (Pesquerías 1-4), no asociadas (Pesquerías 5 y 6), y cañera (Pesquería 10) capturan peces más jóvenes y pequeños que las pesquerías asociadas con delfines (Pesquerías 7-9) y palangreras (Pesquerías 11 y 12). En las pesquerías palangreras y en los lances sobre aleta amarilla asociado con delfines en la zona sur (Pesquería 9) se capturan aletas amarillas de mayor edad y tamaño que en las pesquerías asociadas con delfines costera (Pesquería 8) y del norte (Pesquería 7). Los cálculos de RMSP indican que se podrían incrementar mucho los niveles de rendimiento si se dirigiera el esfuerzo de pesca hacia las pesquerías que capturan aleta amarilla más cercano al peso crítico (la palangrera y la cerquera sobre aleta amarilla asociado con delfines, particularmente en la zona sur). Esto aumentaría también los niveles de SBR.

Se predice que cambios moderados en el nivel de esfuerzo de pesca de superficie afectarían sustancialmente el SBR, la captura total de la flota palangrera, y el peso medio del pescado en la captura de todas las pesquerías combinadas. Se predice que aumentar el nivel de esfuerzo de pesca al 125% de su promedio reciente reduciría el SBR, el peso medio del pescado en la captura combinada, y la captura total de la flota palangrera con respecto a predicciones basadas en esfuerzo medio. Reducir el nivel de esfuerzo de pesca de superficie al 75% de su promedio reciente ejercería los efectos contrarios. La captura de las pesquerías de superficie aumentaría sólo ligeramente con un aumento de 25% en el nivel del esfuerzo de

pesca de superficie, y disminuiría moderadamente con una disminución de 25% en dicho nivel. Evitar la captura de atún aleta amarilla sin valor comercial sobre objetos flotantes, particularmente plantados, no afectaría de forma significativa los SBR y las capturas, pero incrementaría moderadamente el peso medio del pescado capturado. Hay mucha incertidumbre en las predicciones a futura de captura y SBR.

Se realizó un análisis de sensibilidad para determinar el efecto de una relación población-reclutamiento. Los resultados sugieren que el modelo con una relación población-reclutamiento se ajusta a los datos ligeramente mejor que el modelo de caso base. Los resultados del análisis con una relación población-reclutamiento son más pesimistas, lo cual sugiere que el nivel de esfuerzo está por encima del nivel que produciría el RMSP; sin embargo, el rendimiento en este nivel de esfuerzo es sólo ligeramente inferior al RMSP. Se estima que la biomasa fue inferior a la biomasa que daría lugar al RMSP durante la mayor parte del período del modelo, excepto la mayor parte del período de 1999-2002.

Los resultados de la evaluación son muy similares a los resultados de las evaluaciones previas. Las diferencias más grandes ocurren, tal como se esperaría, en los años más recientes. Las evaluaciones actual y de 2002 indican que la biomasa aumentó en 2000, mientras que las previas estimaron una disminución. Además, el SBR y el SBR necesario para producir el RMSP han aumentado con respecto a las evaluaciones anteriores porque se calculó el reclutamiento medio para un período más largo que incluye más años del régimen de reclutamiento bajo, y cambios en crecimiento, fecundidad, y la actual mortalidad por pesca por edad.

## **2. DATOS**

Se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de enero de 1975 a diciembre de 2002 para llevar a cabo la evaluación de la población de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el OPO. Los datos de 2002, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT al fin de marzo de 2002. Se resumen y analizan los datos por trimestre.

### **2.1. Definiciones de las pesquerías**

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

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

### **2.2. Datos de captura y esfuerzo**

Para realizar la evaluación de la población de atún aleta amarilla, se estratifican los datos de captura y esfuerzo en la base de datos de la CIAT conforme a las definiciones de pesquerías 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). Se ha cambiado la terminología del presente informe para que sea consistente con la terminología usada en otros informes de la CIAT. El sentido correcto de descargas es captura descargada en un año dado, aun si no fue capturada en ese año. Antes, descargas se refería a captura retenida capturada en un año dado; esta captura es ahora denominada captura retenida. En este documento, se usa el término “captura” para reflejar tanto captura total (descartes más captura retenida) como captura retenida; el contexto determina la definición

apropiada.

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

Se incorporaron en la evaluación actual datos de captura y esfuerzo nuevos y actualizados para las pesquerías de superficie (Pesquerías 1-10 y 13-16). Se actualizaron los datos de 2000 y 2001, y los de 2002 son nuevos (en comparación con los que presentaron Maunder y Watters (2002) en la evaluación anterior del aleta amarilla del OPO). Se incorporaron en la evaluación actual datos de captura nuevos para las pesquerías palangreras (Pesquerías 11 y 12) durante 2001 en el caso de Japón y 1999 en el caso de Taipei Chino. Se actualizaron los datos de Japón de 1998-2000 y los de Taipei Chino de 1998.

### **2.2.1. Captura**

Para esta evaluación se dispone de datos de palangreros japoneses para un año adicional, 2001, pero se cuenta con los datos de esfuerzo detallados necesarios para estandarizar la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) hasta 2000 solamente. Se supone que el esfuerzo palangrero total (escalado para incluir países además de Japón) en 2002 es igual al esfuerzo palangrero estandarizado en 2000. La captura palangrera total en 2002 es por lo tanto una función del esfuerzo de 2000, los números estimados en 2002, y la selectividad y capturabilidad estimadas para las pesquerías palangreras.

En la Figura 2.2 se ilustran las tendencias en la captura de atún aleta amarilla en el OPO durante cada trimestre entre enero de 1975 y diciembre de 2002. La mayoría de la captura proviene de lances cerqueros sobre aletas amarillas asociados con delfines o en cardúmenes no asociados. Cabe destacar que existía una pesquería sustancial de aleta amarilla antes de 1975. Maunder y Watters (2001, 2002) y Maunder (2002) describieron la captura de aleta amarilla en el OPO entre 1975 y 2001. Una característica principal de la captura durante ese período es el aumento en la captura desde aproximadamente 1993 en lances cerqueros asociados con objetos flotantes.

Aunque los datos de captura en la Figura 2.2 están expresados en pesos, se usan capturas en número de peces para tomar en cuenta las extracciones palangreras de atún aleta amarilla en la evaluación de las poblaciones.

### **2.2.2. Esfuerzo**

Para las pesquerías de superficie, esta evaluación incluye datos de esfuerzo actualizados de 2000 y 2001 y nuevos de 2002.

Se usó un algoritmo complejo, descrito por Maunder y Watters (2001), para estimar la cantidad de esfuerzo de pesca, en días de pesca, ejercido por buques cerqueros. Los datos de esfuerzo palangrero de aleta amarilla fueron calculados a partir de CPUE estandarizada usando redes neuronales. Los datos de esfuerzo usados en la evaluación previa (Maunder 2002) fueron proporcionados por la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC) (Bigelow *et al.* 2002) y basados en estandarización que usa el método basado en hábitat (Hinton y Nakano 1996). Los datos de esfuerzo más fiables, consistentes, y completos disponibles son los de la flota japonesa, y se usan éstos en la estandarización. Para permitir la inclusión de datos de captura de las otras naciones en la evaluación, se escalan los datos de esfuerzo japonés por el cociente de la captura japonesa a la captura total. Esto permite incluir todos los datos de captura palangrera en la evaluación, pero usar solamente los datos de esfuerzo japonés como base para la información sobre abundancia relativa.

Se presenta una breve descripción del método de redes neuronales de estandarización de esfuerzo (ver



Maunder y Hinton, presentado). La eficacia del esfuerzo palangrero con respecto al aleta amarilla es afectada por la profundidad a la que pesca el arte, debido a las preferencias de la especie en cuanto a las características de su hábitat (temperatura y nivel de oxígeno, por ejemplo). Desde mediados de la década de los 1970, los palangres pescan a mayor profundidad, apuntando a incrementar las capturas de patudo. Es por lo tanto importante que el esfuerzo de pesca palangrero estandarizado tome en consideración la profundidad del palangre y la relación entre esta profundidad y las preferencias del aleta amarilla con respecto al hábitat. Análisis de varios métodos distintos para estandarizar la CPUE (métodos basados en hábitat, métodos estadísticos basados en hábitat, modelos lineales generalizados (MLG), y redes neuronales) indicaron que las redes neuronales funcionan mejor, con base en validación cruzada. La red neuronal toma múltiples variables explicatorias y desarrolla una relación no lineal entre estas variables y la captura. Se integra el tiempo, en trimestres, con la red neuronal como variable categórica, y se usa esto para representar la CPUE estandarizada. Las variables incluidas en la red neuronal fueron anzuelos por canasta (una medida de profundidad), latitud, longitud, y la temperatura del agua y nivel de oxígeno en una serie de profundidades. Se usan solamente datos de captura y esfuerzo de la flota japonesa en el análisis de CPUE, porque incluyen información sobre el número de anzuelos por canasta, brinda la única cobertura consistente de una zona grande de la distribución del aleta amarilla, y representa la mayoría del esfuerzo. Se calculan los datos de esfuerzo dividiendo la captura total de una pesquería y período de tiempo por la CPUE correspondiente.

Las bases de datos de la CIAT no contienen información de captura y esfuerzo de la pesca palangrera realizada en el OPO en 2002, y no se dispuso de los datos detallados para 2001 necesarios para aplicar la estandarización de CPUE. Para la evaluación del aleta amarilla, la cantidad de esfuerzo palangrero ejercido en cada trimestre de 2001 fue calculado usando la CPUE del trimestre correspondiente de 2000 y el esfuerzo de 2001. La cantidad de esfuerzo ejercido durante cada trimestre de 2002 fue igual al esfuerzo ejercido en el trimestre correspondiente en 2000.

En la Figura 2.3 se ilustran las tendencias en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las 16 pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún aleta amarilla en el OPO. Se expresa el esfuerzo de pesca de artes de superficie (Pesquerías 1-10 y 13-16) en días de pesca. Se supone que el esfuerzo de pesca en las Pesquerías 13-16 es igual a aquél en las Pesquerías 1-4 (Figura 2.3) porque las capturas de las Pesquerías 13-16 se derivan de las de las Pesquerías 1-4 (ver Sección 2.2.3). Se expresa el esfuerzo palangrero (Pesquerías 11 y 12) en unidades estandarizadas. En Maunder y Watters (2001, 2002) y Maunder (2002) se comenta el esfuerzo de pesca histórico.

### **2.2.3. Descartes**

Para los propósitos de la evaluación de la población, se supone que los buques cerqueros descartan aleta amarilla de sus capturas debido a ineficacias en el proceso de pesca (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 ambos casos se estima la cantidad de aleta amarilla descartado con información reunida por observadores de la CIAT, aplicando métodos descritos por Maunder y Watters (2003a). Sin considerar el motivo por el descarte, se supone que muere todo el pescado descartado. Maunder y Watters (2001) describen cómo se incorporan los descartes en la evaluación del aleta amarilla. Una diferencia del método descrito por Maunder y Watters (2001) es que no se suavizan las tasas de descarte con el tiempo. No incluir una suavización temporal debería permitir una mejor representación del reclutamiento en el modelo.

### **2.3. Datos de composición por tamaño**

Las pesquerías del OPO capturan atún aleta amarilla de varios tamaños. En la Figura 2.4 se ilustra la composición por tamaño media de la captura de cada pesquería definida en la Tabla 2.1. Maunder y Watters (2001) describen el tamaño de los aletas amarillos capturados por cada pesquería. En general, las pesquerías sobre objetos flotantes, atunes no asociados, y cañeras capturan aleta amarilla pequeño, mientras que las pesquerías asociadas con delfines y palangreras capturan aleta amarilla grande. Se

actualizaron los datos de frecuencia de talla de la captura cerquera de 2000 y 2001 y se añadieron nuevos datos de 2002. Se actualizaron los datos de frecuencia de talla de la captura palangrera de 1998-2000, se añadieron nuevos datos de 2002, y se incluyeron datos de 1975-1980.

Las frecuencias de talla de la captura durante 2002 de las cuatro pesquerías sobre objetos flotantes fueron similares a las observadas durante el período entero del modelo (compárense las Figuras 4.2 y 4.8a). Sin embargo, las pesquerías no asociadas y las pesquerías sobre delfines (Figuras 4.8b y 4.8c) muestran una moda grande adicional en aproximadamente 120-130 cm. Es posible que esto esté relacionado con la cohorte fuerte observada en las pesquerías sobre objetos flotantes durante 1998 y 1999 (Maunder y Watters 2001), que pasó por las pesquerías no asociadas durante 1999 y 2000 (Maunder y Watters 2002) e ingresó a las pesquerías asociadas con delfines en 2000. Se puede observar a esta cohorte pasar por los datos de frecuencia de talla de las pesquerías asociadas con delfines durante 2001. Fue evidente en estos datos una cohorte grande de aleta amarilla de unos 125 cm de talla en el primer trimestre de 2001 en las pesquerías de superficie del sur (Pesquerías 1, 3, 6, y 9), pero no fue observada en ningún otro trimestre hasta 2002. Sin embargo, una moda en la pesquería palangrera del sur observada durante 2000 podría ser la misma cohorte (Figura 4.8e). La aparición, desaparición, y reaparición subsiguiente de cohortes fuertes en los datos de frecuencia de talla es un fenómeno común para el aleta amarilla en el OPO. Esto podría indicar desplazamientos espaciales de las cohortes o del esfuerzo de pesca, o ineficacias en el muestreo de frecuencias de talla. Grupos de peces marcados también han desaparecido y luego vuelto a aparecer, lo cual sugiere que fluctúa la vulnerabilidad a la captura.

Se dispuso de las frecuencias de talla de la captura de las pesquerías palangreras durante 2000 y 2001 para la pesquería del sur solamente. Estos datos señalaron una moda que pasó por la pesquería palangrera, comenzando alrededor de los 90 cm, en el primer trimestre de 2000. Esta cohorte no fue predicha por el modelo, pero es posible que sea consistente con la cohorte fuerte observada en los datos de frecuencia de talla de las pesquerías de superficie del sur durante el primer trimestre de 2001.

## **2.4. Datos auxiliares**

Se integran en el modelo de evaluación datos de otolitos descritos por Wild (1986) para proveer información sobre la talla media a edad y la variación en la talla a edad. Los datos consisten de 196 peces capturados entre 1977 y 1979. Se usó el número de incrementos en los otolitos para estimar la edad en días. Se registró también la talla de cada pez. El diseño de muestreo contempló la colección de 15 aletas amarillas en cada intervalo de 10 cm entre 30 y 170 cm. Esto podría causar cierto sesgo en las estimaciones de variación en la talla a edad.

## **3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS**

### **3.1. Información biológica y demográfica**

#### **3.1.1. Crecimiento**

Se estructura el modelo de crecimiento para permitir estimar los incrementos individuales de crecimiento (entre edades sucesivas) como parámetros libres. Se pueden constreñir estos incrementos para que sean similares a una curva de crecimiento específica (tomada quizá de la literatura) o fijados para permitir tratar la curva de crecimiento como algo que se sabe con certeza. Si se estiman los incrementos de crecimiento como parámetros libres son constreñidos para que la talla media sea una función de la edad que aumenta monótonicamente. El modelo de crecimiento está también diseñado para que se tenga que especificar el tamaño y la edad a las cuales los peces son reclutados a la pesquería por primera vez. Para la evaluación actual se supone que el aleta amarilla es reclutado a las pesquerías de descarte (Pesquerías 13-16) cuando mide 30 cm y es de dos trimestres de edad.

El crecimiento del atún aleta amarilla fue estimado por Wild (1986), usando la ecuación de crecimiento de Richards y conteos de los incrementos diarios en los otolitos de la especie ( $L_{\infty} = 188,2$ ,  $k$  anual =  $0,724$ ,  $t_0 = 1,825$  años,  $m = 1,434$ ). En la evaluación del aleta amarilla, se ajusta el modelo de crecimiento

a los datos de otolitos de Wild (1986), suponiendo que la variación de la talla a edad en los datos de otolitos representa variación en la talla a edad en la población. Se supuso que la talla media de aletas amarillas de mayor edad era cercana a la curva de crecimiento de Wild (1986).

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

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

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

### 3.1.2. Reclutamiento y reproducción

El método A-SCALA permite especificar una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957). Se parametriza la curva de Beverton-Holt para que la relación entre la biomasa reproductora y el reclutamiento sea determinada mediante la estimación del reclutamiento medio producido por una población no explotada (reclutamiento virgen) y un parámetro denominado inclinación. Se define la inclinación como la fracción del reclutamiento virgen que se produce si se reduce el tamaño de la población reproductora al 20% de su nivel no explotado, y controla la rapidez con la que disminuye el reclutamiento cuando se reduce el tamaño de la población reproductora. La inclinación puede variar entre 0,2 (en cual caso el reclutamiento es una función lineal del tamaño de la población reproductora) y 1,0 (en cual caso el reclutamiento es independiente del tamaño de la población reproductora). En la práctica es a menudo difícil estimar la inclinación porque la población reproductora podría no estar reducida a menos del 20% de su nivel no explotado y porque hay otros factores (por ejemplo, influencias ambientales) que causan que el reclutamiento sea extremadamente variable. La evaluación del caso base supone que no hay ninguna relación entre el tamaño de la población y el reclutamiento. Este supuesto es el mismo que se usó en las evaluaciones de 2000, 2001 y 2002 (Maunder y Watters 2001, 2002, Maunder 2002). Se investiga la influencia de una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt en un análisis de sensibilidad.

Se supone que el atún aleta amarilla puede ser reclutado a la población pescable durante cada trimestre del año. Es posible que el reclutamiento ocurra más de dos veces al año porque peces individuales pueden desovar casi cada día si la temperatura del agua es adecuada (Schaefer 1998). Se supone también que el reclutamiento podría tener un patrón estacional.

Se hace un supuesto acerca de cómo el reclutamiento puede variar alrededor de su nivel esperado, determinado a partir de la relación población-reclutamiento. Se supone que el reclutamiento no debería ser más de un 25% inferior a, ni más de cuatro veces mayor que, su nivel esperado más de aproximadamente el 1% del tiempo. Estas limitaciones implican que, con pasos trimestrales, reclutamientos extremadamente grandes o pequeños no deberían ocurrir más de una vez cada 25 años, aproximadamente.

Se supone que el aleta amarilla es reclutado a las pesquerías de descarte en el OPO a los 30 cm (aproximadamente 2 trimestres de edad) (Sección 2.3). A este tamaño (edad), los peces son vulnerables a ser descartados de pesquerías que capturan peces en asociación con objetos flotantes (es decir, son reclutados a las Pesquerías 13-16).

Se calcula el potencial de desove de la población a partir del número de peces, la proporción de hembras, el porcentaje maduro, la fecundidad por camada, y la frecuencia de desove (Schaefer 1998). Se calculan estas cantidades (excepto el número de peces) para cada clase de edad con base en la talla media a edad arrojada por la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy ajustada a los datos de otolitos de Wild (1986); ver Maunder y Watters (2002). Se usa el potencial de desove de la población en la relación población-reclutamiento y para determinar los cocientes de la biomasa reproductora a la biomasa reproductora de la población no explotada (SBR, de *spawning biomass ratio*). En las Figuras 3.3 y 3.4 se ilustran la fecundidad relativa por edad y la proporción de sexos por edad, respectivamente.

### 3.1.3. Desplazamientos

La evidencia acerca de los desplazamientos del atún aleta amarilla en el OPO es resumida por Maunder y Watters (2001). Para los propósitos de la presente evaluación, se supone que los desplazamientos de la especie no sesgan los resultados de la evaluación.

### 3.1.4. Mortalidad natural

Para la presente evaluación de la población, se supone que, a medida que envejece el aleta amarilla, la tasa de mortalidad natural ( $M$ ) cambia. Este supuesto es similar al que hizo el personal de la CIAT en evaluaciones previas, para las cuales se supuso que la tasa de mortalidad natural de las hembras aumenta después de que alcanzan la edad de 30 meses (por ejemplo, Anónimo 1999: 233). No se tratan por separado los machos y las hembras en la presente evaluación, y se considera  $M$  como una sola tasa para ambos sexos combinados.

En la Figura 3.1 se grafican los valores de  $M$  trimestral usados en la presente evaluación de la población. Se obtuvieron estos valores aplicando los supuestos arriba descritos, ajustando los datos de proporción de sexos (Schaefer 1998), y comparando los valores con aquéllos estimados para el aleta amarilla en el Pacífico occidental y central (Hampton 2000; Hampton y Fournier 2001). Maunder y Watters (2001) describen en detalle el cálculo de la tabla de mortalidad natural por edad para el aleta amarilla en el OPO.

### 3.1.5. Estructura de la población

Se ha estudiado el intercambio de aleta amarilla entre el OPO y el Pacífico central y occidental mediante el análisis de datos sobre marcado, características morfométricas, capturas por unidad de esfuerzo, tamaño del pescado capturado, etc. (Suzuki *et al.* 1998), y parece que la mezcla de peces entre el OPO y las zonas más al oeste no es extensa. Por lo tanto, para los propósitos de la presente evaluación, se supone que existe una sola población, con poca o ninguna mezcla con las poblaciones en el Pacífico central y occidental.

## 3.2. Influencias ambientales

Evaluaciones previas de la población incluyeron el supuesto que las condiciones oceanográficas pudieran afectar el reclutamiento de atún aleta amarilla en el OPO (Maunder 2001, 2002; ver descripción de la metodología en Maunder y Watters 2003b). Este supuesto es apoyado por observaciones de que el desove del aleta amarilla depende de la temperatura (Schaefer 1998). A fin de incorporar la posibilidad de un efecto ambiental sobre el reclutamiento de aleta amarilla en el OPO, se incorporó una variable de temperatura en modelos de evaluación previos, para determinar si existe una relación estadísticamente significativa entre dicha variable y las estimaciones de reclutamiento. Sin embargo, se extendió el modelo hasta 1975, y la serie de tiempo ambiental no incluye datos de años anteriores a 1980. Las evaluaciones previas (Maunder y Watters 2001, 2002) demostraron que las estimaciones de reclutamiento son esencialmente idénticas con y sin la inclusión de los datos ambientales. Maunder (2002) correlacionó el reclutamiento con la serie de tiempo ambiental fuera del modelo de evaluación; como candidatos de variable, usó la temperatura superficial del mar en una zona compuesta de dos cuadrángulos, uno delineado por 20°N-10°S y 100°O-150°O y el otro por 10°N-10°S y 85°O-100°O, el número total de zonas de 1°x1° con TSM media  $\geq 24^{\circ}\text{C}$ , y el Índice de Oscilación del Sur. Se relacionaron estos datos al reclutamiento, ajustado al período de cría. Sin embargo, no se descubrió ninguna relación con estas variables. No se efectuó una investigación usando variables ambientales en esta evaluación.

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

evaluación.

#### 4. EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN

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

Se usó el método A-SCALA por primera vez para evaluar el atún aleta amarilla en el OPO en 2000 (Maunder y Watters, 2001), y se modificó y usó para la evaluación de 2001 (Maunder y Watters 2002). Los cambios principales en el método entre 2000 y 2001 son la inclusión de una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (como análisis de sensibilidad), la omisión de un componente de trayectoria aleatoria de capturabilidad, la estimación de talla media a edad y la desviación estándar de talla a edad, y la reducción del período del modelo (julio de 1980 a enero de 2001). En la evaluación de 2002 (Maunder 2002), los cambios principales fueron el aumento del período (enero de 1975 a enero de 2002), la inclusión de los datos de otolitos, y la eliminación de índices ambientales de reclutamiento y capturabilidad. Los cambios principales en la presente evaluación son la selección de factores de ponderación para las penas de suavidad de selectividad basada en validación cruzada y la reponderación iterativa del tamaño de la muestra de frecuencia de talla en un análisis de sensibilidad.

Se estimaron los parámetros siguientes para la evaluación actual de la población de atún aleta amarilla del OPO:

1. reclutamiento a la pesquería en cada trimestre desde el primer trimestre de 1975 hasta el último trimestre de 2002 (incluye estimación de anomalías del reclutamiento y un efecto estacional);
2. coeficientes trimestrales de capturabilidad para las 16 pesquerías que capturan aleta amarilla del OPO (incluye estimación de efectos aleatorios);
3. curvas de selectividad para 12 de las 16 pesquerías (las Pesquerías 13-16 tienen curvas de selectividad supuestas);
4. tamaño y estructura por edad iniciales de la población;
5. talla media a edad (Figura 3.2);
6. grado de variación en la talla a edad.

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

1. mortalidad natural a edad (Figura 3.1);
2. fecundidad de hembras a edad (Figura 3.3);
3. proporción de sexos a edad (Figura 3.4);
4. curvas de selectividad para las pesquerías de descarte (Pesquerías 13-16);
5. inclinación de la relación población-reclutamiento (inclinación = 1 para la evaluación del caso base).

Los factores de ponderación para las penas por suavidad de selectividad (ver Maunder y Watters 2003a) en la evaluación previa fueron 1, 0, 1, y -1, para las diferencias primera, segunda, y tercera, y la pena basada en talla, respectivamente. Un factor de ponderación de 1000 fue también aplicado a una pena

monotónica sobre la selectividad de la pesquería palangrera del sur. Una validación cruzada (apartando 20% de los datos de frecuencia de talla como conjunto de datos de prueba) usando la evaluación del año pasado de atún patudo (Maunder y Harley 2002) indicó que factores de ponderación de 1 en la tercera diferencia eran apropiados para selectividades de forma de domo (Pesquerías 1-8 y 10) y que un factor de ponderación de 0.1 en la primera diferencia con una pena por talla de -1 y una pena monotónica de 1000 son apropiados para curvas de selectividad asintóticas (Pesquerías 9, 11, y 12).

En evaluaciones previas se usaron dos métodos para determinar cuál mortalidad por pesca o esfuerzo se usaría en los cálculos de rendimiento y proyecciones a futuro: (1) mortalidad por pesca promediada sobre los dos años más recientes para los cálculos de rendimiento y esfuerzo promediado sobre los dos años más recientes multiplicado por la capturabilidad promediada sobre los dos años más recientes para las proyecciones a futuro, y (2) esfuerzo promediado sobre los dos años más recientes multiplicado por la capturabilidad media durante el período entero. Estos dos métodos producen resultados sustancialmente diferentes para la evaluación del patudo (Maunder y Harley 2002). La razón por la diferencia es que se estima que la capturabilidad del patudo ha aumentado para las pesquerías sobre objetos flotantes en los últimos años. Sin embargo, usar la capturabilidad más reciente podría no ser la mejor opción, porque las estimaciones de capturabilidad reciente son las más inciertas. Usamos un análisis retrospectivo para la evaluación de patudo de 2002 (Maunder y Harley 2002) para determinar los años más apropiados para promediar la capturabilidad y el esfuerzo. Se realizó el análisis retrospectivo, en el que se elimina un año de datos de captura y de frecuencia de talla en análisis consecutivos, pero incluyendo todavía los datos de esfuerzo del período entero de la evaluación de la población. El esfuerzo usado para los períodos en los que los datos fueron eliminados fue generado usando varios años diferentes para promediar la capturabilidad y esfuerzo. Las capturas estimadas para estos períodos fueron entonces comparadas con las capturas reales. A partir de este análisis decidimos que el mejor método para el atún aleta amarilla, que no presenta tendencias sustanciales en la capturabilidad, es que las proyecciones usen esfuerzo promediado sobre los dos últimos años (2001 y 2002) y capturabilidad promediada, no de los dos últimos años, sino de los dos años anteriores (1999 y 2000). Similarmente, para los cálculos de rendimiento usamos la mortalidad por pesca media de 1999 y 2000.

#### **4.1. Índices de abundancia**

Se han usado las CPUE como índices de abundancia en evaluaciones anteriores del atún aleta amarilla del OPO (por ejemplo, Anónimo 1999). Sin embargo, es importante notar que las tendencias en la CPUE no siempre siguen las tendencias en biomasa o abundancia. Hay muchas razones por esto; por ejemplo, si la eficacia de captura de pescado de los pescadores aumenta o disminuye mientras que la biomasa no cambia, las CPUE se incrementarían o disminuirían a pesar de la falta de tendencia en la biomasa. En la Figura 4.1 se ilustran las CPUE de las 16 pesquerías definidas en esta evaluación del aleta amarilla en el OPO. Las tendencias en la CPUE palangrera se basan en los datos japoneses únicamente. Tal como se mencionó en la sección 2.2.2, se estandarizó la CPUE de las pesquerías palangreras usando redes neuronales. En Maunder y Watters (2001, 2002) y Maunder (2002) se comentan las tasas históricas de captura, pero se deben interpretar las tendencias en la CPUE con cautela. En la Sección 4.2.3 se comentan las tendencias en la biomasa estimada.

#### **4.2. Resultados de la evaluación**

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

Es asimismo importante predecir los datos de composición por tamaño con la mayor precisión posible, pero en la práctica es más difícil predecir la composición por tamaño que la captura total. Es importante

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

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

#### **4.2.1. Mortalidad por pesca**

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

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

En la Figura 4.4 se ilustran las curvas de selectividad estimadas para las 16 pesquerías definidas en la evaluación de la población de aleta amarilla. Los lances cerqueros sobre objetos flotantes seleccionan principalmente aleta amarilla de unos 3 a 8 trimestres de edad (Figura 4.4, Pesquerías 1-4), con peces ligeramente mayores seleccionados en la región de altura del sur (Pesquería 1). Los lances cerqueros sobre aletas amarillas en cardúmenes no asociados seleccionan peces de tamaño similar a los que se capturan en lances sobre objetos flotantes (5-15 trimestres, Figura 4.4, Pesquerías 5 y 6), pero estas capturas contienen una mayor proporción de peces de la porción superior de este rango. Lances cerqueros sobre aletas amarillas asociados con delfines en las regiones norte y costera seleccionan principalmente peces de edad mediana (7-15 trimestres, Pesquerías 7 y 8). La pesquería asociada con delfines en el sur (Pesquería 9) selecciona principalmente aleta amarilla mayor (12 trimestres o más). Las pesquerías palangreras de aleta amarilla también seleccionan principalmente ejemplares mayores (unos 12 trimestres o más, Figura 4.4, Pesquerías 11 y 12). La pesquería cañera (Pesquería 10) selecciona aletas amarillas pequeños (unos 4-7 trimestres). Las pesquerías asociadas con delfines y palangreras del sur son altamente selectivas para los individuos de mayor edad. Ya que pocos peces sobreviven hasta esa edad, lo más probable es que estas grandes selectividades sean un artefacto del modelo, y no afectan los resultados.

Se supone que los descartes que resultan de la clasificación de capturas cerqueras de aleta amarilla capturado en asociación con objetos flotantes están compuestos únicamente de aletas amarillas reclutados

a la pesquería 3 trimestres o menos (de 2-4 trimestres de edad, Figura 4.4, Pesquerías 13-16). (En la Sección 2.2.2 se presenta información adicional sobre cómo se tratan los descartes.)

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

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

La capacidad de los buques cerqueros de capturar atún aleta amarilla en lances sobre delfines fue menos variable en las zonas norte y costera que en las otras pesquerías (Figura 4.5a, Pesquerías 7 y 8). Estas pesquerías presentan una ligera tendencia ascendente con el tiempo. La capturabilidad en la pesquería del sur (Pesquería 9) es más variable. La capturabilidad de las tres pesquerías asociadas con delfines aumentó en 2001 y 2002.

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

La capacidad de barcos palangreros de capturar atún aleta amarilla ha sido más variable en la pesquería del norte (Pesquería 11), que captura menos aleta amarilla, que en la del sur (Pesquería 12).

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

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

#### **4.2.2. Reclutamiento**

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

Dentro del rango de biomasa predichas ilustradas en la Figura 4.8, la abundancia de reclutas de aleta amarilla parece estar relacionada con la biomasa de producción de huevos potencial relativa en el momento de desove (Figura 4.6). La relación aparente entre biomasa y reclutamiento se debe a lo que se cree ser un cambio de régimen en la productividad (Tomlinson 2001). El aumento en la productividad causó un aumento en el reclutamiento, que a su vez aumentó la biomasa. Por tanto, a largo plazo, reclutamiento alto está relacionado con biomasa alta y reclutamiento bajo con biomasa baja. Se pueden observar los dos regímenes de reclutamiento como dos nubes de puntos en la Figura 4.6a.

Se realizó un análisis de sensibilidad, fijando el parámetro de inclinación de Beverton-Holt en 0,75 (Anexo A). Esto significa que el reclutamiento es el 75% del reclutamiento de una población no explotada cuando la población está reducida al 20% de su nivel no explotado. (La mejor estimación de la inclinación en una evaluación previa fue 0,66 (Maunder y Watters 2002).) Dada la información actual y la falta de contraste en la biomasa desde 1985, la hipótesis de dos regímenes en el reclutamiento es al menos igual de verosímil que una relación entre tamaño de población y reclutamiento. En la Sección 4.5 se describen los resultados cuando se usa una relación población-reclutamiento.

En la Figura 4.7 se ilustra la serie de tiempo estimada del reclutamiento de aleta amarilla, y en la Tabla



4.1 el reclutamiento total que se estima ocurre durante cada año. Se estima todavía que el reclutamiento grande que ingresó a las pesquerías de descarte en el tercer trimestre de 1998 (a la edad de 6 meses) es la cohorte más fuerte observada desde 1975. Se estimó un período sostenido de reclutamiento alto para 1999-2000. Otra característica del reclutamiento también aparente en evaluaciones previas es el cambio de régimen en los niveles de reclutamiento, a partir del último trimestre de 1983. El reclutamiento fue, en promedio, consistentemente mayor después de 1983 que antes. Este cambio en el nivel de reclutamiento produce un cambio similar en biomasa (Figura 4.9). Los intervalos de confianza para el reclutamiento son relativamente estrechos, indicando que las estimaciones son bastante precisas, excepto la del año más reciente (Figura 4.7). La desviación estándar de las desviaciones estimadas del reclutamiento (en la escala logarítmica) es 0,54, cerca del 0,6 supuesto en la pena aplicada a los desvíos de reclutamiento. El coeficiente de variación (CV) medio de las estimaciones es 0,15. Las estimaciones de incertidumbre son sorprendentemente pequeñas, considerando que el modelo es incapaz de ajustar modas en los datos de frecuencia de talla (Figura 4.8). Estas modas a menudo aparecen, desaparecen, y luego vuelven a aparecer.

Las estimaciones de los reclutamientos más recientes son altamente inciertas, tal como señalan los grandes intervalos de confianza (Figura 4.7), debido al período limitado abarcado por los datos disponibles para estas cohortes. Además, las pesquerías sobre objetos flotantes responden de solamente una pequeña porción de la captura total de aleta amarilla.

#### **4.2.3. Biomasa**

Se define la biomasa como el peso total de atún aleta amarilla de 1,5 años o más de edad. En la Figura 4.9 se ilustran las tendencias en la biomasa de aleta amarilla en el OPO, y en la Tabla 4.1 estimaciones de la biomasa al principio de cada año. Entre 1975 y 1983 la biomasa disminuyó a unas 190.000 toneladas. Luego aumentó rápidamente durante 1983-1986, alcanzando unas 470.000 toneladas en 1986, desde cuando ha permanecido relativamente constante en unas 400.000 a 500.000 toneladas, con la excepción de un pico en 2001. Los intervalos de confianza de las estimaciones de biomasa son relativamente estrechos, indicando que las estimaciones son bastante precisas. El CV medio de las estimaciones de biomasa es 0,05.

Se define la biomasa reproductora como la producción total relativa de huevos (de todos los peces en la población). En la Figura 4.9 se ilustra también la tendencia estimada en biomasa reproductora, y en la Tabla 4.1 estimaciones de la biomasa reproductora al principio de cada año. Generalmente, la biomasa reproductora ha seguido tendencias similares a las de la biomasa, descritas en el párrafo anterior. Los intervalos de confianza de las estimaciones de biomasa reproductora indican asimismo que las estimaciones son bastante precisas. El CV medio de las estimaciones de biomasa reproductora es 0,05.

Parece que las tendencias en la biomasa de atún aleta amarilla pueden ser explicadas por las tendencias en mortalidad por pesca y reclutamiento. Los resultados de simulaciones (ver descripción en Maunder y Watters (2001)) sugieren que la mortalidad por pesca afecta la biomasa total. En la Figura 4.10 se sobreponen las trayectorias de biomasa simulada sin pesca y de biomasa estimada con el modelo de evaluación de la población. La gran diferencia en biomasa indica que la pesca ejerce un efecto importante sobre la biomasa de aleta amarilla en el OPO. El gran aumento en biomasa durante 1984-1985 fue causado por un aumento en el reclutamiento medio (Figura 4.7) y un aumento en el tamaño medio de los peces capturados (Anónimo 1999), pero una presión de pesca incrementada impidió a la biomasa aumentar más durante 1986-1990.

#### **4.2.4. Peso promedio de peces en la captura**

El peso medio general del atún aleta amarilla capturado en el OPO predicho por el análisis ha permanecido consistente alrededor de los 10 a 20 kg durante la mayor parte del período de 1975-2001, pero ha variado considerablemente entre pesquerías (Figuras 4.10 y 5.2). El peso medio fue máximo durante 1985-1992, cuando el esfuerzo en las pesquerías sobre objetos flotantes y cardúmenes no

asociadas fue menor (Figura 2.3). El peso medio fue asimismo mayor en 1975-1977 y en los dos años más recientes. El peso medio de los aletas amarillos capturados por las distintas artes varía mucho, pero permanece bastante consistente dentro de cada pesquería (Figura 4.10). El peso medio más bajo (alrededor de 1 kg) es producido por las pesquerías de descarte, seguidas por la pesquería cañera (unos 4-5 kg), las pesquerías sobre objetos flotantes (unos 5-10 kg para la Pesquería 3, 10-15 kg para las Pesquerías 2 y 4, y 10-15 kg para la Pesquería 1), las pesquerías no asociadas (unos 15 kg), las pesquerías sobre delfines del norte y costera (unos 20-30 kg), y la pesquería sobre delfines del sur y las pesquerías palangreras (unos 40-50 kg en cada caso).

#### **4.3. Comparaciones con fuentes externas de datos**

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

#### **4.4. Diagnósticos**

En octubre de 2002 se celebró en La Jolla, California (EE.UU.) una reunión técnica sobre diagnósticos. El resultado de la misma fue (1) un conjunto de diagnósticos que deberían ser evaluados regularmente, (2) un conjunto de diagnósticos que deberían ser evaluados periódicamente, y (3) una lista de temas de investigación específicos. Se han incluido varias de estas recomendaciones en la presente evaluación. Las presentamos en tres secciones; (a) gráficos de residuales, (b) correlaciones de parámetros, y (c) análisis retrospectivo.

##### **4.4.1. Gráficos de residuales**

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

En la Figura 4.5 se grafican las desviaciones anuales estimadas del esfuerzo, un tipo de residual en la evaluación, como función de tiempo. Se supone que estos residuales están distribuidos normalmente (el residual es exponenciado antes de multiplicar por el esfuerzo, por lo que la distribución es en realidad logarítmicamente normal) con un promedio de cero y una desviación estándar dada. Una tendencia en los residuales indica que el supuesto que la CPUE es proporcional a la abundancia es violado. La evaluación supone que la pesquería palangrera del sur (Pesquería 12) provee la información más razonable sobre abundancia (desviación estándar  $(de) = 0,2$ ) mientras que las pesquerías asociadas con delfines y no asociadas tienen menos información ( $de = 0,3$ ), las pesquerías sobre objetos flotantes y palangrera del norte tienen información mínima ( $de = 0,4$ ), y las pesquerías de descarte carecen de información ( $de = 2$ ). Por lo tanto, es menos probable una tendencia en la pesquería palangrera del sur (Pesquería 12) que en las otras pesquerías. Las tendencias en las desviaciones del esfuerzo son estimaciones de las tendencias en la capturabilidad (ver Sección 4.2.1). La Figura 4.5 no señala ninguna tendencia general en las desviaciones del esfuerzo en la pesquería palangrera del sur, pero hay algunos residuales consecutivos que son todos mayores o todos menores que el promedio. La desviación estándar de los residuales es 0,88, mucho más que el 0,2 supuesto para esta pesquería. Para las demás pesquerías, excepto las de descarte, las desviaciones estándar de los residuales son mayores que las supuestas. Estos resultados indican que la evaluación asigna más peso a la información de CPUE de lo que debería (ver más adelante y en la Sección 4.5 para indicaciones adicionales que se debería asignar menos peso a la información de CPUE y más a los datos de frecuencia de talla). Los residuales de esfuerzo para las pesquerías sobre objetos flotantes muestran una tendencia descendente con el tiempo, mientras que los de las pesquerías asociadas con delfines y no asociadas muestran tendencias ligeramente ascendentes con el tiempo. Estas tendencias podrían estar relacionadas con tendencias verdaderas en la capturabilidad.

Se supone que la proporción observada de peces capturados en una clase de talla está distribuida normalmente alrededor de la proporción predicha con la desviación estándar igual a la varianza binomial,

basada en las proporciones observadas, dividida por el cuadrado del tamaño de la muestra (Maunder y Watters 2003a). Los residuales de frecuencia de talla parecen ser menores que la desviación estándar supuesta (Figura D.1-D.3) – es decir, el tamaño de muestra supuesto es demasiado pequeño; ver sección 4.5 para un análisis de sensibilidad al tamaño de muestra de frecuencia de talla – tienen un sesgo negativo (Figura D.1), y son más variables para algunas tallas que para otras (Figura D.1), pero suelen ser consistentes a la larga (Figura D.2). El sesgo negativo se debe al gran número de observaciones cero. La observación cero causa un residual negativo, y causa también una pequeña desviación estándar que infla el residual normalizado.

#### **4.4.2. Correlaciones de parámetros**

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

Existe una correlación negativa entre los desvíos del esfuerzo actuales estimados para cada pesquería y los desvíos del reclutamiento estimados demorados para representar cohortes que entran a cada pesquería. La correlación negativa es más obvia para las pesquerías de descarte (alrededor de -0.6). Los desvíos de esfuerzo anteriores están positivamente correlacionados con estos desvíos del reclutamiento.

La biomasa reproductora actual está positivamente correlacionada (alrededor de 0.4) con los desvíos del reclutamiento demorados para representar cohortes que entran a la población de biomasa reproductora. Esta correlación es mayor que en estimaciones anteriores de la biomasa reproductora. Se observan correlaciones similares para el reclutamiento y la biomasa reproductora.

#### **4.4.3. Análisis retrospectivo**

El análisis retrospectivo es un método útil para determinar la consistencia de un método de evaluación de poblaciones de un año al siguiente. Inconsistencias pueden a menudo señalar insuficiencias en el método de evaluación de poblaciones. La Figura 4.12 ilustra la biomasa estimada de las tres evaluaciones previas y la evaluación actual. Sin embargo, los supuestos del modelo de las distintas evaluaciones son diferentes, y diferencias serían de esperar (ver Sección 4.6). Normalmente se realizan los análisis retrospectivos mediante la eliminación repetida de un año de datos del análisis pero sin cambiar el método de evaluación de población ni los supuestos. Esto permite determinar el cambio en las cantidades estimadas a medida que se incluyen más datos en el modelo. Las estimaciones de los años más recientes son a menudo inciertas y sesgadas. El análisis retrospectivo y el supuesto que más datos mejoran las estimaciones pueden ser usados para determinar si hay sesgos consistentes en las estimaciones.

Presentamos dos análisis retrospectivos, (1) eliminando los datos de captura y de frecuencia de talla de 2002, y (2) eliminando los datos de captura y de frecuencia de talla de 2002 y 2001. Para ambos análisis seguimos modelando la población hasta el principio de 2003 usando los mismos datos de esfuerzo, pero sin estimar las desviaciones de reclutamiento ni esfuerzo. Esto permite predecir la abundancia condicionada sobre el esfuerzo conocido. Los resultados señalan que la biomasa “convergió” en el antepenúltimo año de datos (Figura D.6). El pico en la biomasa en 2001 ha sido consistentemente subestimado (Figura D.6). Los resultados demuestran que el reclutamiento tarda un año adicional en “convergir” (Figura D.5).

#### **4.5. Sensibilidad a supuestos**

Se realizaron varios análisis de sensibilidad, incluyendo: (1) incorporación de una relación población-reclutamiento Beverton-Holt con una inclinación de 0.75, (2) reponderación iterativa del tamaño de la muestra de frecuencia de talla, (3) estimaciones de la composición por especies de la captura, y (4) ponderaciones de pena por suavidad de selectividad usadas en evaluaciones previas. En la Tabla 5.1 se presentan las estimaciones de las cantidades de ordenación para estas sensibilidades. Las sensibilidades no son muy diferentes de las del caso base excepto en el caso de la sensibilidad a la relación población-

reclutamiento. Más adelante se discuten esta sensibilidad y la reponderación iterativa de la sensibilidad al tamaño de la muestra de frecuencia de talla en mayor detalle.

Se realizó un análisis de sensibilidad para determinar el efecto de la relación población-reclutamiento. Se realizó el análisis del caso base con el supuesto de ninguna relación población-reclutamiento. Se realizó un análisis alternativo con la inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt fijada en 0,75. Esto implica que cuando la población está reducida al 20% de su nivel no explotado, el reclutamiento esperado es el 75% del reclutamiento de una población no explotada. Resultados previos (Maunder y Watters 2002) sugieren que el análisis con una relación población-reclutamiento se ajusta a los datos mejor que el análisis sin la relación, pero, dada la cantidad de datos usados en el análisis, la diferencia probablemente no es estadísticamente significativa (ver Maunder y Watters 2002: Tabla 4.3). Cuando se incluye una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (inclinación = 0,75), la biomasa estimada (Figura A.1) y el reclutamiento (Figura A.2) son casi idénticos a los del caso base.

Se realizó un análisis de sensibilidad para determinar la influencia del tamaño de la muestra de frecuencia de talla. McAllister y Ianelli (1997) usaron un método analítico para determinar el tamaño de muestra efectivo para datos de captura por edad con base en la captura por edad proporcional observada y predicha. Usaron un método que modifica iterativamente el tamaño de muestra basado en este cálculo hasta que el cambio en el tamaño de muestra sea pequeño. Usamos este método para determinar un nuevo tamaño de muestra para cada conjunto (pesquería y período de tiempo) de los datos de frecuencia de talla. El tamaño de muestra original de las artes de superficie usado en el caso base se basó en el número de bodegas muestreado. Para las artes palangreras, modificamos el tamaño de muestra para que el tamaño de muestra medio de la pesquería palangrera del sur fuese igual al tamaño de muestra medio de la pesquería de superficie con el tamaño de muestra medio máximo (Pesquería 7). Esto implicó dividir el tamaño de la muestra palangrera por 25,143 para cada conjunto de datos de frecuencia de talla período-pesquería. En la Tabla B.1 se presenta el tamaño de muestra medio por pesquería para el caso base y para la sensibilidad de reponderación iterativa, y las Figuras B.1 y B.2 ilustran las distribuciones de frecuencia del tamaño de muestra del caso base para cada pesquería. La sensibilidad de reponderación tiene, en promedio, un tamaño de muestra mayor que el caso base para todas las pesquerías (Figuras B.3 y B.4). El tamaño de muestra aumenta, en promedio, entre unas 5 y 15 veces para todas las pesquerías excepto la pesquería palangrera del norte, que aumentó 88 veces. Esto indica que el tamaño de muestra efectivo cerquero es todavía menor que el número de peces medido (unos 50 por bodega) y que el tamaño de muestra efectivo palangrero es todavía sustancialmente menor que el número de peces medido. Los resultados de la sensibilidad de reponderación son similares a los del caso base (Tabla 5.1, Figura B.5), pero los intervalos de confianza son mucho más estrechos (Figura B.6). El CV medio del reclutamiento, la biomasa, y la biomasa reproductora es 0.08, 0.02, y 0.02, respectivamente.

#### **4.6. Comparación con evaluaciones previas**

Los trayectoria de la biomasa estimada es muy similar a los resultados de las evaluaciones previas presentadas por Maunder y Watters (2001, 2002) y Maunder (2002) (Figura 4.12). Estos resultados son asimismo similares a los resultados obtenidos con análisis de cohortes (Maunder 2002). Este resultado indica que las estimaciones de biomasa absoluta son robustas a los supuestos que fueron cambiados a medida que se actualizó el procedimiento de evaluación. El incremento y reducción recientes en la biomasa es igual a las que indica la evaluación previa.

#### **4.7. Resumen de los resultados del modelo de evaluación**

Las tasas de captura de aleta amarilla disminuyeron para las pesquerías de superficie que capturan aleta amarilla de menor tamaño (pesquerías sobre objetos flotantes y no asociadas) en 2002 con respecto a 2001.

En general, el reclutamiento de atún aleta amarilla a las pesquerías en el OPO es variable, con un componente estacional. El presente análisis y los anteriores indican que la población de aleta amarilla ha

vivido dos regímenes distintos de reclutamiento (1975-1983 y 1984-2001), y que la población lleva actualmente unos 18 años en un régimen de reclutamiento alto. Los dos regímenes de reclutamiento corresponden a dos regímenes en biomasa: el régimen de reclutamiento alto produce niveles de biomasa mayores. Una relación población-reclutamiento es también apoyada por los datos de estos dos regímenes, pero la evidencia es tenue y es probablemente un artefacto, debido al cambio de régimen aparente. La biomasa aumentó durante 1999 y 2000, pero se estima que disminuyó durante 2001 y 2002.

El peso medio del atún aleta amarilla capturado en la pesquería ha sido bastante consistente, pero varía sustancialmente entre las distintas pesquerías. En general, las pesquerías sobre objetos flotantes (Pesquerías 1-4), no asociadas (Pesquerías 5 y 6), y cañera (Pesquería 10) capturan aletas amarillas de menor edad y tamaño que las pesquerías asociadas con delfines (Pesquerías 7-9) y palangreras (Pesquerías 11 y 12). Las pesquerías palangreras y asociada con delfines en la región del sur (Pesquería 9) capturan aletas amarillas de mayor edad y tamaño que las pesquerías asociadas con delfines costera (Pesquería 8) y del norte (Pesquería 7).

## 5. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

Se evalúa la condición de la población de atún aleta amarilla en el OPO considerando cálculos basados en la biomasa reproductora, rendimiento por recluta, y 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. La CIAT no ha adoptado puntos de referencia objetivo ni límite para las poblaciones de las que responde, pero en las cinco subsecciones siguientes se describen unos puntos de referencia posibles. Posibles candidatos de puntos de referencia son:

1.  $S_{RMSP}$ , la biomasa reproductora cuando la población está en el nivel de RMSP, como punto de referencia objetivo;
2.  $F_{RMS}$  como punto de referencia límite;
3.  $S_{min}$ , la biomasa reproductora mínima observada en el período del modelo, como punto de referencia límite.

Mantener las poblaciones de atunes en niveles capaces de producir el RMSP es objetivo especificado por la Convención de la CIAT. El punto de referencia  $S_{min}$  se basa en la observación que la población se ha recuperado de este tamaño en el pasado (por ejemplo, los niveles estimados en 1983). Se proseguirá el desarrollo de puntos de referencia consistentes con el enfoque precautorio en la ordenación de la pesca.

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

El cociente de la biomasa reproductora durante un período con pesca a la biomasa reproductora que se podría acumular en ausencia de pesca es útil para evaluar la condición de una población. Se denomina este cociente, descrito por Maunder y Watters (2001), el cociente de biomasa reproductora, o SBR (*spawning biomass ratio*). La ecuación que define el SBR es

$$SBR_t = \frac{S_t}{S_{F=0}}$$

donde  $S_t$  es la biomasa reproductora en cualquier momento ( $t$ ) durante un período de explotación, y  $S_{F=0}$  es la biomasa reproductora que estaría presente si no hubiese pesca durante un período extendido (es decir, la biomasa reproductora de equilibrio si  $F = 0$ ). El límite inferior del SBR es cero. Si el SBR es cero, o un poco más que cero, la población está severamente reducida y está probablemente sobreexplotada. Si el SBR es 1, o un poco menos que 1, es probable que la pesca no ha reducido la población reproductora. Si el SBR es más que 1, es posible que la población haya iniciado un régimen de producción incrementada.

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

Se computaron estimaciones de  $SBR_t$  trimestral para el aleta amarilla en el OPO para cada trimestre representado en el modelo de evaluación de la población (del primer trimestre de 1975 al primer trimestre de 2003). En la Sección 4.2.2 se presentan estimaciones de la biomasa reproductora durante el período de pesca ( $S_t$ ). Se estimó la biomasa reproductora de equilibrio al cabo de un largo período sin pesca ( $S_{F=0}$ ) suponiendo que el reclutamiento ocurre al nivel promedio esperado de una población no explotada. Se estima el  $SBR_{RMSP}$  en aproximadamente 0,37.

Al principio de 2002, la población reproductora de atún aleta amarilla en el OPO estaba considerablemente reducida. El SBR estimado en ese momento fue aproximadamente 0,33, con límites de confianza de 95% inferior y superior de 0,23 y 0,44, respectivamente. Es importante notar que la estimación del límite de confianza superior es mayor que la estimación de  $SBR_{RMSP}$  (0,37), señalando que se estima que, al principio de 2002, la población reproductora de aleta amarilla en el OPO estaba por debajo del nivel que se esperaría si la población estuviese al nivel de RMSP, pero hay una alta posibilidad de que podría también estar por encima de este nivel.

En la Figura 5.1 se presenta una serie de tiempo de estimaciones del SBR para atún aleta amarilla en el OPO. Las tendencias históricas en el SBR son similares a aquéllas descritas por Maunder y Watters (2001) y Maunder (2002) (Figura 4.12b), pero el SBR y el SBR necesario para producir el RMSP han aumentado con respecto a Maunder y Watters (2001 y 2002). Las estimaciones de SBR han aumentado con respecto a Maunder y Watters (2002) porque se calculó el reclutamiento medio para un período más largo que incluye más años del régimen de reclutamiento bajo. La estimación de  $SBR_{RMSP}$  ha aumentado con respecto a Maunder y Watters (2002) debido a diferencias en las estimaciones de crecimiento. Las estimaciones de SBR y  $SBR_{RMSP}$  han aumentado con respecto a las estimaciones de Maunder y Watters (2001) debido a diferencias en fecundidad, crecimiento, y mortalidad por pesca reciente.

El análisis retrospectivo demuestra que el SBR converge rápidamente, y solamente las estimaciones de los dos años más recientes cambian si se añaden datos nuevos (Figura D.7). El análisis sugiere que el pico en el SBR en 2001 fue subestimado por evaluaciones anteriores, lo que es indicado también por una comparación de las estimaciones de las evaluaciones previas (Figura 4.12b).

En general, las estimaciones del SBR para el aleta amarilla en el OPO son bastante precisas; su CV medio es aproximadamente 0,05. Los intervalos de confianza relativamente estrechos de las estimaciones del SBR sugieren que en la mayoría de los trimestres durante 1985-2001 la biomasa reproductora de aleta amarilla en el OPO fue probablemente superior al nivel que se esperaría si la población estuviese al nivel de RMSP (Sección 5.3), representado por la línea de trazos en 0,37 en la Figura 5.1. Sin embargo, se estima que durante la mayor parte del período temprano (1975-1984), la biomasa reproductora estuvo por debajo del nivel de RMSP.

## **5.2. Evaluación de la condición de la población basada en el rendimiento por recluta**

Los cálculos del rendimiento por recluta, útiles para evaluar la condición de una población, son descritos por Maunder y Watters (2001).

Se estimó el peso crítico para atún aleta amarilla en el OPO en unos 36,2 kg (Figura 5.2). Este valor es

mayor que los 32 kg reportados por Anónimo (2000a). La diferencia se debe al intervalo del cálculo (trimestral en lugar de mensual) y diferencias en el peso a edad. Este valor es inferior a la estimación previa de 49 kg (Maunder 2002) debido a diferencias en el peso a edad.

El peso medio del atún aleta amarilla en las capturas combinadas de las pesquerías operando en el OPO fue solamente unos 16 kg al fin de 2002 (Figura 5.2), considerablemente menos que el peso crítico, y de hecho ha sido sustancialmente inferior al peso crítico desde 1975 (Figura 5.2).

Las varias pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO capturan peces de distintos pesos medios (Sección 4.2.4). El peso promedio de los aletas amarillos capturados por las pesquerías palangreras (Pesquerías 11 y 12) y la pesquería asociada con delfines en la región sur (Pesquería 9) es mayor que el peso crítico (Figura 4.11). Todas las demás pesquerías capturan aleta amarilla de tamaño medio inferior al peso crítico. De las pesquerías que capturan la mayoría del aleta amarilla (pesquerías no asociadas y asociadas con delfines, Pesquerías 5-8), las pesquerías asociadas con delfines son mejores con respecto al criterio de peso crítico.

### **5.3. Evaluación de la condición de la población con base en RMSP**

Mantener las poblaciones de atunes a niveles capaces de producir 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. Los cálculos del RMSP son descritos por Maunder y Watters (2001). Se cambiaron los cálculos de Maunder y Watters (2001) para incluir la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt en casos aplicables.

Al principio de 2003, la biomasa de atún aleta amarilla en el OPO parece haber sido ligeramente mayor que el nivel que se espera produciría el RMSP, y las capturas recientes han estado por encima 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 (Figura 4.4), el nivel de esfuerzo de pesca actual es menor que el que se estima produciría el RMSP. El esfuerzo en RMSP es 120% del nivel de esfuerzo actual. Es importante notar, sin embargo, que la curva que relaciona el rendimiento promedio sostenible con la mortalidad por pesca es muy plana alrededor del nivel de RMSP. Por consiguiente, cambios a los niveles de esfuerzo a largo plazo cambiarán las capturas tan sólo marginalmente, pero la biomasa considerablemente. La biomasa de la población reproductor cambia sustancialmente con cambios en la mortalidad por pesca a largo plazo (Figura 5.3). Reducir el esfuerzo, que incrementaría la CPUE y por lo tanto posiblemente reduciría también el costo de la pesca, causaría una reducción marginal en el rendimiento medio a largo plazo, con el beneficio de un aumento relativamente grande en la biomasa reproductora.

El cambio aparente en el régimen de productividad que comenzó en 1984 podría requerir un enfoque diferente a la estimación del RMSP. Regímenes distintos darán lugar a valores distintos del RMSP (Maunder y Watters 2001). Si se usa el reclutamiento medio del período de 1975-1983, el RMSP es un 23% menor que cuando se usa el período entero. Si se usa el período de 1984-2002, el RMSP es un 13% mayor.

La estimación del RMSP, y sus cantidades asociadas, es sensible al patrón de selectividad por edad que se usa en los cálculos. A fin de ilustrar cómo cambiaría el RMSP si se distribuyera el esfuerzo de otra forma entre las distintas pesquerías (aparte de las pesquerías de descarte) que capturan aleta amarilla en el OPO, se repitieron los mismos cálculos usando el patrón de selectividad por edad estimado para cada pesquería. Si el objetivo de la ordenación es maximizar el RMSP, las pesquerías palangreras (Pesquerías 11 y 12) y la pesquería asociada con delfines del sur (Pesquería 9) tendrán el mejor desempeño, seguidas por las pesquerías asociadas con delfines costera y del norte (Pesquerías 7 y 8), y luego la pesquería no asociada del sur (Pesquería 6) y la pesquería sobre objetos flotantes del sur (Pesquería 1) (Tabla 5.2). Las pesquerías que capturan aleta amarilla en lances cerqueros sobre objetos flotantes (excepto en la región

del sur, Pesquerías 2-4), la pesquería no asociada del norte (Pesquería 5), y la pesquería cañera (Pesquería 10) tendrán el peor desempeño (Tabla 5.2). Si un objetivo adicional de la ordenación es incrementar el  $S_{RMSP}$  al máximo, la pesquería asociada con delfines del sur (Pesquería 9) será la mejor, seguida por las pesquerías palangreras del norte y del sur (Pesquerías 11 y 12).

De las pesquerías que capturan la mayoría del aleta amarilla (pesquerías no asociadas y asociadas con delfines, Pesquerías 5-8), las pesquerías asociadas con delfines son las mejores para los dos objetivos de RMSP y  $S_{RMSP}$ . Maunder y Watters (2002) presentan resultados limitados a cada tipo de pesquería. Sin embargo, no se sabe si las pesquerías que producirían los RMSP mayores serían lo suficientemente eficaces como para capturar la totalidad de los RMSP predichos.

#### **5.4 Potencial de reproducción de vida entera**

Una meta común de la ordenación es la conservación de la biomasa reproductora. Conservar la biomasa reproductora permite un suministro adecuado de huevos, evitando efectos adversos para el reclutamiento futuro. Si es necesario reducir la captura para proteger la biomasa reproductora, es conveniente saber la edad de los peces que no se debe pescar para lograr el beneficio máximo para la biomasa reproductora. Esto es posible mediante el cálculo del potencial de reproducción total (de vida entera) de cada clase de edad. Si no es capturado, un pez de una edad dada tiene un cierto potencial total de reproducción esperado (el promedio de muchos peces de la misma edad); es decir, el número esperado de huevos que ese pez producirá durante el resto de su vida. Este valor es una función de la fecundidad del pez en las distintas etapas del resto de su vida y de la mortalidad natural y por pesca. Como mayor la mortalidad, menos probabilidad tiene el pez de sobrevivir y seguir reproduciendo.

Pareciera que los peces más jóvenes tienen un período más largo en el cual reproducir, y por la tanto un mayor potencial de reproducción total, pero, ya que la tasa de mortalidad natural de peces jóvenes es mayor, su vida esperada es más corta. Un pez de mayor edad, que ya sobrevivió las etapas de alta mortalidad natural, tiene una duración de vida esperada mayor, y su potencial total de reproducción podría ser asimismo mayor. Es posible que las tasas de mortalidad sean mayores a edades máximas y que reduzcan la vida esperada de peces de esas edades, reduciendo el potencial total de reproducción. Es por la tanto posible que el potencial total de reproducción sea máximo a una edad intermedia.

Se estimó el potencial total de reproducción para cada clase trimestral de edad, usando la mortalidad por pesca media a edad de 1999 y 2000. Ya que se incluye la mortalidad por pesca actual, los cálculos se basan en cambios marginales (el cambio marginal en la producción de huevos si se elimina un individuo o una unidad de peso de la población) y cambios grandes en la captura provocarían resultados algo diferentes debido a cambios en las tasas futuras de mortalidad por pesca.

Los cálculos basados en evitar la captura de un solo individuo señalaron que se lograría el beneficio máximo para la biomasa reproductora si se evitara un individuo a la edad de 11 trimestres (Figura 5.4, recuadro superior). Esto sugiere que restringir la captura de las pesquerías que capturan aleta amarilla de edad intermedia (10-15 trimestres) resultaría en el mayor beneficio para la biomasa reproductora. Sin embargo, esta comparación no es justa porque un individuo de 11 trimestres de edad pesa mucho más que un individuo reclutado a la pesquería a la edad de 2 trimestres. Los cálculos basados en evitar la captura de una sola unidad de peso señalaron que se lograría el beneficio máximo para la biomasa reproductora si se evitara un pez reclutado a la pesquería a la edad de 2 trimestres (Figura 5.4, recuadro inferior). Esto sugiere que restringir la captura de las pesquerías que capturan aleta amarilla joven resultaría en el mayor beneficio para la biomasa reproductora. Los resultados sugieren también que reducir la captura por una tonelada de aleta amarilla joven protegería aproximadamente la misma cantidad de biomasa reproductora que una reducción de unas tres toneladas en la captura de aleta amarilla de edad mediana.

#### **5.5. $RMS_{ref}$ y $SBR_{ref}$**

En la Sección 5.3 se discute cómo el RMSP y el SBR en RMSP dependen de la selectividad de las distintas pesquerías y la distribución del esfuerzo entre estas pesquerías. El RMSP puede ser



incrementado o reducido si se aplica más o menos esfuerzo a las distintas pesquerías. Si fuese posible modificar la selectividad de las pesquerías a voluntad, hay un rendimiento óptimo que se puede obtener (RMS Global, Beddington y Taylor 1973; Getz 1980; Reed 1980). Maunder (2002b) demostró que el rendimiento óptimo puede ser aproximado (normalmente exactamente) aplicando un aprovechamiento pleno o parcial en una sola edad. Denominó este aprovechamiento  $RMS_{ref}$ , y sugirió que dos tercios de  $RMS_{ref}$  podría ser un punto de referencia límite apropiado (o sea, un reparto del esfuerzo y patrones de selectividad debería producir un RMS igual a o mayor que  $2/3 RMS_{ref}$ ). La sugerencia de dos tercios se basó en análisis en la literatura que indicaban que los mejores patrones de selectividad prácticos producirían el 70-80% de  $RMS_{ref}$ , que la evaluación del aleta amarilla en ese momento (Maunder y Watters 2002a) estimó que las pesquerías sobre delfines producen aproximadamente este RMS, y que dos tercios es una fracción conveniente.

$RMS_{ref}$  está asociado con un SBR ( $SBR_{ref}$ ) que podría también ser un punto de referencia apropiado.  $SBR_{ref}$  no depende de la selectividad del arte de pesca ni del reparto del esfuerzo entre artes. Por lo tanto,  $SBR_{ref}$  podría ser más apropiado que  $SBR_{RMS}$  para poblaciones con múltiples pesquerías y debería ser más precautorio porque  $SBR_{ref}$  es normalmente mayor que  $SBR_{RMS}$ . Sin embargo, cuando el reclutamiento es supuesto ser constante (o sea, no hay una relación población-reclutamiento),  $SBR_{ref}$  podría ser todavía peligroso para la población reproductora porque es posible que  $RMS_{ref}$  ocurra antes de que los individuos sean completamente maduros.  $SBR_{ref}$  podría ser un punto de referencia más apropiado que el  $SBR_{x\%}$  generalmente propuesto (por ejemplo,  $SBR_{30\%}$  a  $SBR_{50\%}$ , ver sección 5.1) porque se calcula  $SBR_{ref}$  usando la biología de la población. Sin embargo,  $SBR_{ref}$  podría ser sensible a la incertidumbre en parámetros biológicos tales como la inclinación de la relación población-reclutamiento, mortalidad natural, madurez, fecundidad, y crecimiento.

Se estima  $RMS_{ref}$  en 416,610 toneladas, y  $SBR_{ref}$  en 0.44 (Figura 5.5). Si se escala el esfuerzo total en la pesquería, sin cambiar su distribución entre artes, para que el SBR en equilibrio sea igual a  $SBR_{ref}$ , se estima que el rendimiento de equilibrio es solamente 1% menos que el RMS basado en el reparto actual del esfuerzo (Figura 5.3). Esto indica que el punto de referencia  $SBR_{ref}$  puede ser mantenido sin pérdida sustancial para la. Sin embargo, el RMS con el reparto actual del esfuerzo es solamente el 61% de  $RMS_{ref}$ . Hace falta una mayor investigación para poder determinar si puntos de referencia basados en  $RMS_{ref}$  y  $SBR_{ref}$  son útiles.

## 5.6. Análisis de sensibilidad

Al incluir la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt en el análisis con una inclinación de 0,75, se reduce el SBR y aumenta el nivel de SBR que produce el RMSP (Figura A.3). Se estima que el SBR es inferior al nivel de RMSP durante la mayor parte del período del modelo, con la excepción de la mayor parte de 1999-2002. Se estima que el nivel actual de esfuerzo está por encima del nivel necesario para producir el RMSP (Figura A.4, Tabla 5.1), pero, debido al reclutamiento grande reciente, la captura actual es superior al RMSP (Tabla 5.1). Por contraste con el análisis sin una relación población-reclutamiento, añadir esta relación podría resultar en una reducción moderada de la captura si el esfuerzo es incrementado por encima del nivel necesario para el RMSP. El análisis sin una relación población-reclutamiento muestra una curva de rendimiento relativa igual a la curva de rendimiento per recluta relativa porque el reclutamiento es constante. La curva de rendimiento cambia de dirección un poco más rápidamente si se incluye la relación población-reclutamiento (Figura A.4). Se estima que la captura de equilibrio con los niveles actuales de esfuerzo es tan sólo ligeramente inferior al RMSP, señalando que reducir el esfuerzo no aumentaría mucho la captura.

## 5.7. Resumen de la condición de la población

Históricamente el SBR de atún aleta amarilla en el OPO estuvo por debajo del nivel que soportaría el RMSP, pero durante la mayor parte de los 18 últimos años ha estado por encima de dicho nivel. Se atribuye el aumento en el SBR a un cambio de régimen en la productividad de la población. Los dos regímenes de productividad podrían soportar dos niveles distintos de RMSP y de SBR asociados. Se

estima que los niveles de esfuerzo son inferiores a los que soportarían el RMSP (con base en la distribución actual de esfuerzo entre las varias pesquerías). No obstante, debido al gran número de reclutas que ingresó a la pesquería en 1998-2000, los niveles de captura son mayores que los valores correspondientes en RMSP. Debido a la curva plana de rendimiento, el rendimiento de equilibrio medio con los niveles actuales de esfuerzo es tan sólo ligeramente inferior al RMSP.

Si se supone una relación población-reclutamiento, los resultados son más pesimistas, y se estima que la biomasa actual está por debajo del nivel que soportaría el RMSP durante la mayor parte del período del modelo, con la excepción de los últimos pocos años (excluyendo el fin de 2002).

El peso medio actual del aleta amarilla en la captura es muy inferior al peso crítico, y por lo tanto, de un punto de vista de rendimiento por recluta, el aleta amarilla en el OPO está probablemente padeciendo una sobrepesca de crecimiento. Los cálculos de RMSP indican que las capturas podrían ser incrementadas mucho si se dirigiera el esfuerzo de pesca hacia la pesca con palangre y lances cerqueros sobre aletas amarillas asociados con delfines. Esto aumentaría también los niveles de SBR.

## **6. EFECTOS SIMULADOS DE OPERACIONES DE PESCA FUTURAS**

Se realizó un estudio de simulación, usando el método descrito por Maunder y Watters (2001), para lograr una mejor comprensión de cómo, en el futuro, cambios hipotéticos en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie podrían simultáneamente afectar la población de atún aleta amarilla en el OPO y las capturas de aleta amarilla por las distintas pesquerías. Se construyeron varios escenarios hipotéticos para definir cómo las distintas pesquerías que capturan aleta amarilla en el OPO operarían en el futuro, y también para definir la dinámica futura de la población de aleta amarilla. En las Secciones 6.1 y 6.2 se describen los supuestos en los que se basan estos escenarios.

Además del método usado en evaluaciones previas, se aplicó un nuevo método basado en la aproximación normal al perfil de verosimilitud. El método usado previamente no toman en consideración la incertidumbre en los parámetros; considera solamente la incertidumbre acerca del reclutamiento futuro. Una parte sustancial de la incertidumbre total en la predicción de eventos futuros es causada por incertidumbre en las estimaciones de los parámetros del modelo y la condición actual. Esta incertidumbre debería ser considerada en cualquier proyección a futuro. Desgraciadamente, los métodos apropiados son a menudo no aplicables a modelos tan grandes e intensos en computación como el modelo de evaluación de la población de aleta amarilla. Por lo tanto, usamos un aproximación normal al perfil de verosimilitud que permite la inclusión de incertidumbre tanto en los parámetros como acerca del reclutamiento futuro. Este método es aplicado mediante la extensión del modelo de evaluación cinco años adicionales con datos de esfuerzo basados en el promedio de 2001 y 2002, por trimestre. No se incluyen datos de captura ni de frecuencia de talla para estos años, y las proyecciones se basan en la capturabilidad media estimada (dentro del modelo de proyección) durante el período de 1975-2002. Se estiman los reclutamientos para los cinco años igual que en el modelo de evaluación con una pena logarítmica normal con una desviación estándar de 0.6. Se generan aproximaciones normales al perfil de verosimilitud para SBR, captura de superficie, y captura palangrera. Las descripciones siguientes se refieren al método usado en evaluaciones previas solamente.

### **6.1. Supuestos sobre las operaciones de pesca**

#### **6.1.1. Esfuerzo de pesca**

Se especificaron los escenarios siguientes para describir la cantidad hipotética de esfuerzo de pesca que podría ejercer la flota de superficie durante 2003-2007.

1. La flota de superficie ejercería una cantidad de esfuerzo equivalente al 75% de la cantidad media de esfuerzo que ejerció durante 2001-2002.
2. La flota de superficie ejercería una cantidad de esfuerzo equivalente a la cantidad media de esfuerzo que ejerció durante 2001-2002.

3. La flota de superficie ejercería una cantidad de esfuerzo equivalente al 125% de la cantidad media de esfuerzo que ejerció durante 2001-2002.

Estos escenarios se basan en niveles trimestrales de esfuerzo de pesca. Por ejemplo, en el primer escenario, el esfuerzo durante el cuarto trimestre de 2003, 2004, 2005, 2006 y 2007 equivaldría al 75% del esfuerzo medio ejercido durante el cuarto trimestre de 2001 y 2002.

Se realizaron todas las simulaciones bajo el supuesto que, de 2003 a 2007, la flota palangrera ejercería una cantidad de esfuerzo igual a la que ejerció durante 2000 (también por trimestre). Los supuestos sobre la selectividad, capturabilidad, descartes, y dinámica de poblaciones son los mismos que en el modelo de evaluación (Maunder y Watters 2001).

Se supuso que la capturabilidad de atún aleta amarilla para cada pesquería incluida en la simulación no cambia durante el curso de la misma. Se supuso que los niveles futuros de capturabilidad para cada pesquería eran iguales a la capturabilidad media para esa pesquería durante 1999 y 2000. (Se computan los promedios por trimestre.)

Se especificaron dos escenarios para describir la situación futura de los descartes de atún aleta amarilla. En el primero se supone que todo el pescado descartado muere; en el segundo, que no hubo descartes porque los peces que normalmente se descartan no son capturados o, al mismo efecto, que todos los peces descartados sobreviven.

Se supuso que el reclutamiento durante 2003 a 2007 varía al azar alrededor del mismo nivel esperado de la relación población-reclutamiento (es decir, el reclutamiento medio en el caso base porque no supone una relación población-reclutamiento) y es igual de variable que el reclutamiento durante 1975-2002. Nótese que las estimaciones de reclutamiento del modelo de evaluación de la población parecen estar autocorrelacionadas (Figura 4.7) pero, en el estudio de simulación, el rendimiento no estuvo autocorrelacionado. Añadir autocorrelación a las series de tiempo de reclutamiento simuladas causaría que los resultados de la simulación fuesen más variables.

## **6.2. Supuestos acerca de la dinámica de la población**

Se realizó el estudio de simulación usando los mismos supuestos acerca de la dinámica de la población usados durante 1975-2002 (ver Maunder y Watters, 2001). Se añade estocasticidad a cada simulación mediante un muestreo aleatorio de una distribución de anomalías del reclutamiento. Se supone que estas anomalías resultan de la misma distribución que aquéllas estimadas para 1975-2002.

## **6.3. Resultados de la simulación**

Se usaron las simulaciones para pronosticar los niveles futuros del SBR, el peso medio de atún aleta amarilla en la captura de todas las pesquerías combinadas, la captura total de las pesquerías de superficie primarias que presuntamente seguirían operando en el OPO (Pesquerías 1-10), y la captura total de la flota palangrera (Pesquerías 11 y 12). Es importante notar que 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 y la Tabla 6.1. La cantidad de incertidumbre es probablemente subestimada porque las simulaciones fueron realizadas bajo el supuesto que los parámetros estimados por el modelo de evaluación de la población describen correctamente la dinámica del sistema. Tal como se comenta en la Sección 4, no es probable que se cumpla este supuesto. Hay también incertidumbre en la estructura del modelo de dinámica de población que no fue incluida en el análisis.

### **6.3.1. SBR predichos**

Dentro del rango de escenarios especificados para el estudio de simulación, se predice que cambios futuros en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie tendrán efectos sustanciales sobre el SBR (Figura 6.1 y Tabla 6.1). Se predice que incrementar el esfuerzo de superficie al 125% de su nivel medio reciente causará que la estimación mediana del SBR disminuya en un 16% para el fin de 2007 comparado con predicciones basadas en esfuerzo medio (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de

50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “125% del esfuerzo de superficie”). Se predice que reducir el esfuerzo de superficie al 75% de su promedio reciente incrementará la estimación mediana del SBR en un 24% (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “75% del esfuerzo de superficie”). Con los niveles actuales de esfuerzo, se predice que al fin de 2007 el SBR seguiría, en promedio, superior al  $SBR_{RMSP}$  (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 20% del SBR el  $SBR_{RMSP}$  estimado de 0,37). Este resultado es consistente con la estimación previa que, bajo condiciones promedio, los niveles actuales de esfuerzo de pesca deberían ser incrementados para lograr el RMSP (Sección 5.3).

Si la flota de superficie continúa ejerciendo una cantidad media de esfuerzo de pesca, se predice que el SBR no será sensible a supuestos sobre la situación del atún aleta amarilla descartado (Figura 6.1 y Tabla 6.1). Si no se captura el aleta amarilla pequeño que normalmente se descarta, o si los peces descartados sobreviven, se predice que el SBR será un 2% mayor a que lo que se predice si se supone que el aleta amarilla descartado muere (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “Esfuerzo de superficie medio, sin descartes”). Este resultado es importante porque sugiere que evitar la captura de aleta amarilla sin valor comercial sobre objetos flotantes (o asegurar que los peces descartados sobrevivan) no incrementaría la población reproductora de forma significativa.

### **6.3.2. Peso promedio predicho de atún aleta amarilla en la captura combinada**

Se espera que el peso medio de los peces en la captura aumente en los próximos años a medida que los peces de los reclutamientos grandes ocurridos durante 1998-2000 aumenten en tamaño. Dentro del rango de escenarios especificados para el estudio de simulación, se predice que cambios futuros en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie tendrá efectos moderados sobre el peso promedio del atún capturado por pesquerías operando en el OPO (Figura 6.2 y Tabla 6.1). Se predice que, al cabo de 5 años, incrementar el esfuerzo de superficie al 125% de su nivel medio reciente causaría que el peso promedio del aleta amarilla en la captura combinada disminuyera en un 12% comparado con predicciones basadas en esfuerzo promedio (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “125% del esfuerzo de superficie”). Se predice que reducir el esfuerzo de superficie al 75% de su promedio reciente incrementaría el peso promedio del aleta amarilla en la captura en un 15% (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “75% del esfuerzo de superficie”). Bajo todos los escenarios del esfuerzo simulado, se predice que el peso promedio de peces en la captura durante 2005 sería sustancialmente inferior al peso crítico (compárense el peso crítico estimado de unos 36.2 kg con los cuantiles de 80% en la Tabla 6.1). Parece por tanto que no será posible maximizar el rendimiento por recluta sin reducir sustancialmente la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie. Esta conclusión podría cambiar si, en el futuro, la flota de superficie captura aletas amarillas más grandes (de mayor edad).

Si las pesquerías que capturan aleta amarilla en asociación con objetos flotantes continúan ejerciendo una cantidad media de esfuerzo, evitar la captura de peces vulnerables a las pesquerías de descarte (o asegurar que los peces descartados sobrevivan) incrementaría moderadamente (24%) el peso promedio de peces en la captura combinada durante 2007 (Figura 6.1 y Tabla 6.1). Este resultado es de esperar porque las pesquerías de descarte (Pesquerías 13-16) capturan grandes cantidades de peces pequeños, y esto influye sobre la estimación del peso promedio.

### **6.3.3. Capturas predichas de las pesquerías de superficie primarias**

Ya que se realizó el estudio de simulación bajo los supuestos que la capturabilidad permanecerá constante para cada pesquería que siga operando en el OPO (Sección 6.1.2) y que el reclutamiento variará al azar alrededor del promedio, aumentos en niveles futuros de esfuerzo de pesca de superficie causarían aumentos a corto plazo en las capturas de esas pesquerías (Pesquerías 1-10). También vale lo contrario: reducciones en el nivel futuro de esfuerzo de pesca de superficie causarían una reducción a corto plazo en la captura. Es también importante notar que si el nivel futuro de esfuerzo aumenta (o disminuye) por 25%,

la captura no aumentaría (o disminuiría) necesariamente por el mismo porcentaje. Si el nivel futuro de esfuerzo aumenta en un 25%, se predice que las capturas trimestrales de la flota de superficie durante 2007 aumentarían solamente un 3% (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “125% del esfuerzo de superficie”). Similarmente, si el nivel futuro de esfuerzo disminuye por 25%, las capturas trimestrales de la flota de superficie durante 2007 disminuirían un 7% (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “75% del esfuerzo de superficie”). Esta falta de sensibilidad de la captura futura por la pesquería de superficie a cambios en el esfuerzo de dicha pesquería es consistente con que la curva que relaciona el rendimiento promedio sostenible con el esfuerzo de pesca es casi plana en su cima y que la cantidad actual de esfuerzo de pesca ejercida en el OPO produce un rendimiento promedio muy cercano al RMSP (Sección 5.3 y Figura 5.3).

Si las pesquerías que capturan atún aleta amarilla en asociación con objetos flotantes continúan ejerciendo una cantidad media de esfuerzo, evitar la captura de peces sin valor comercial (o asegurar que los peces descartados sobrevivan) incrementaría las capturas futuras de la flota de superficie un 4% (Figura 6.3 y Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “Esfuerzo de superficie medio, sin descartes”).

#### **6.3.4. Capturas predichas de la flota palangrera**

Los resultados del estudio de simulación sugieren que cambios futuros en la cantidad de esfuerzo ejercido por la flota de superficie afectarían sustancialmente las capturas de la flota palangrera (Figura 6.4 y Tabla 6.1). La captura palangrera trimestral durante 2007 aumentaría en un 31% si se redujera el esfuerzo de pesca de superficie al 75% de su promedio reciente para los 5 años próximos comparado con predicciones basadas en esfuerzo promedio (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “75% del esfuerzo de superficie”). Similarmente, la captura palangrera trimestral durante 2007 disminuiría en un 22% si se aumentara el esfuerzo de pesca de superficie al 125% de su promedio reciente (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “125% del esfuerzo de superficie”).

Se predice que la captura futura palangrera es tan sólo ligeramente sensible a que la flota de superficie continúe capturando aleta amarilla sin valor comercial sobre objetos flotantes (Figura 6.4 y Tabla 6.1). Evitar la captura de peces sin valor comercial aumentaría la captura palangrera trimestral durante 2007 en un 5% (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “Esfuerzo de superficie medio, sin descartes”). Este resultado es consistente con la predicción que el SBR aumentaría tan sólo ligeramente si se evitaran las capturas de peces sin valor comercial.

#### **6.3.5. Resultados usando la aproximación normal al perfil de verosimilitud**

En general, las estimaciones de la aproximación normal al perfil de verosimilitud son iguales que las que usan el método previo (Figuras 6.1b y 6.3b). La diferencia ocurre en los intervalos de confianza, que son mucho más anchos para el método de perfil de verosimilitud, particularmente para el primer año de la proyección. Estas estimaciones de los intervalos de confianza son más realistas porque incluyen la incertidumbre en los parámetros.

### **6.4. Resumen de resultados de la simulación**

Se predice que el SBR aumentará en los próximos años a un nivel superior a  $S_{RMSP}$ .

Se predice que cambios futuros en el nivel de esfuerzo de pesca de superficie afectarían el SBR sustancialmente, el peso promedio de peces en la captura de todas las pesquerías combinadas moderadamente, y la captura total de la flota palangrera (Pesquerías 11 y 12), sustancialmente (Tabla 6.1). Incrementar el nivel de esfuerzo de pesca de superficie al 125% de su promedio reciente reduciría el SBR comparado con el esfuerzo promedio (Figura 6.1), el peso promedio de peces en la captura combinada (Figura 6.2), y la captura total de la flota palangrera (Figura 6.4). Reducir el nivel de esfuerzo

de pesca de superficie al 75% de su promedio reciente tendría los efectos contrarios. La captura de las pesquerías de superficie aumentaría tan sólo ligeramente con un aumento de 25% en el nivel del esfuerzo de pesca de superficie, y ligeramente con una reducción de 25% en dicho nivel.

Se predice que evitar las capturas de atún aleta amarilla sin valor comercial sobre objetos flotantes (o asegurar que los peces descartados sobrevivan) tendría efectos insignificantes sobre los SBR y las capturas, pero incrementaría el peso medio moderadamente.

Se calcularon los resultados de estas simulaciones usando el reclutamiento medio del período de 1975-2002. Tal como se comenta en la Sección 4, parece en los últimos 15 años el aleta amarilla ha estado en un régimen de mayor productividad. Es probable que, si se repitieran las simulaciones usando un reclutamiento medio basado en el período de 1985-2001, las estimaciones serían diferentes.

Nuevas simulaciones que usan el método de aproximación normal al perfil de verosimilitud señalan que hay una incertidumbre considerable en las predicciones de niveles futuros de SBR y captura que se atribuye a la incertidumbre en los parámetros.

## **7. DIRECCIONES FUTURAS**

### **7.1. Colección de información nueva y/o actualizada**

El personal de la CIAT piensa continuar su recolección de datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de las pesquerías que capturan atún aleta amarilla en el OPO. En la próxima evaluación de la población se incorporarán datos nuevos obtenidos durante 2003 y datos actualizados de 2002.

### **7.2. Refinamientos de modelos y/o métodos de evaluación**

El personal de la CIAT piensa continuar desarrollando el método A-SCALA y refinar la evaluación de la población de atún aleta amarilla en el OPO. En particular, se piensa extender el modelo para que se pueda incorporar en los análisis información obtenida de los estudios de marcado. El personal piensa también elaborar índices de abundancia de aleta amarilla a partir de las CPUE de buques cerqueros pescando en el OPO. Si este proyecto tiene éxito, se incorporarán los resultados, al grado posible, en evaluaciones futuras de la población.

Se proseguirá el desarrollo de puntos de referencia consistentes con el enfoque precautorio en la ordenación de la pesca.

Se elaborará una función de verosimilitud que condiciona los datos de otolitos en la frecuencia de talla de la población para producir estimaciones insesgadas de la variación en la talla a edad.

Se continuará el desarrollo del método de perfil de verosimilitud para realizar proyecciones con miras a reemplazar el método usado en evaluaciones previas.

## **REFERENCIAS**

- Anonymous. 1999. Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1997: 310 pp.
- Anonymous. 2000a. Annual report of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1998: 357 pp.
- Bayliff, W.H. 1979. Migrations of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean as determined from tagging experiments initiated during 1968-1974. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 17: 445-506.
- Bayliff, W.H. 1988. Growth of skipjack, *Katsuwonus pelamis*, and yellowfin, *Thunnus albacares*, tunas in the eastern Pacific Ocean as estimated from tagging data. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 19: 307-385.
- Bayliff, W.H., and B.J. Rothschild. 1974. Migrations of yellowfin tuna tagged off the southern coast of Mexico in 1960 and 1969. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 16: 1-64.

- Beddington, J.R. and D.B. Taylor. 1973. Optimum age specific harvesting of a population. *Biometrics* 29: 801-809.
- Beverton, R.J.H., and S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Minis. Agri. Fish. Invest. Ser. 2*, 19: 533 pp.
- Bigelow, K.A., J. Hampton, and N. Miyabe. 2002. Application of a habitat-based model to estimate effective longline fishing effort and relative abundance of Pacific bigeye tuna (*Thunnus obesus*). *Fish. Ocean.* 11: 143-155.
- Blunt, C.E., Jr., and J.D. Messersmith. 1960. Tuna tagging in the eastern tropical Pacific, 1952-1959. *Calif. Fish Game* 46: 301-369.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 734-750.
- Deriso, R.B., R.G. Punsly, and W.H. Bayliff. 1994. A Markov movement model of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean and some analyses for international management. *Fish. Res.* 11: 375-395.
- Fink, B.D., and W.H. Bayliff. 1970. Migrations of yellowfin and skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean as determined by tagging experiments, 1952-1964. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 15: 1-227.
- Fournier, D.A., J. Hampton, and J.R. Sibert. 1998. MULTIFAN-CL: A length-based, age-structured model for fisheries stock assessment, with application to South Pacific albacore, *Thunnus alalunga*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 2105-2116.
- Francis, R.I.C.C. 1993. Monte Carlo evaluation of risks for biological reference points used in New Zealand fishery assessments. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: 221-230.
- Getz, W.M.. 1980. The ultimate sustainable yield problem in nonlinear age structured populations. *Mathematical Bioscience.* 48: 279-292.
- Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1002-1010.
- Hampton, J., and D.A. Fournier. 2001. A spatially-disaggregated, length-based, age-structured population model of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean. *Mar. Fresh. Res.* 52: 937-963.
- Hunter, J.R., A.W. Argue, W.H. Bayliff, A.E. Dizon, A. Fonteneau, D. Goodman, and G.R. Seckel. 1986. The dynamics of tuna movements: an evaluation of past and future research. *FAO Fish. Tech. Pap.* 277: 1-78.
- Ishii, T. 1979. Attempt to estimate migration of fish population with survival parameters from tagging experiment data by the simulation method. *Inves. Pesq.* 43: 301-317.
- Kalnay, E. *et al.* 1996. The NCEP/NCAR reanalysis 40-year project. *Bull. Amer. Meteor. Soc.* 77: 437-471.
- Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 110-122.
- Maunder, M.N. 2002a. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report*, 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. and S.J. Harley. 2002. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer.*

- Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 3: 201-311.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report 1: 5-86.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2002. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report 2: 5-90.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2003a. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. IATTC Bull., 22: 433-582 .
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2003b. A general framework for integrating environmental time series into stock assessment models: model description, simulation testing, and example. Fishery Bulletin, 101: 89-99.
- McAllister, M. K., and J.N. Ianelli. 1997. Bayesian stock assessment using catch-age data and the sampling - importance resampling algorithm. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 284-300.
- Mizuno K., M. Okazaki, H. Nakano, and H. Okamura. 1997. Estimation of underwater shape of tuna longline by using micro-BTs. Bull. Nat. Res. Inst. Far Seas Fish. 34: 1-24.
- Reed, W.J. 1980. Optimum age-specific harvesting in a nonlinear population model. Biometrics 36: 579-593.
- Schaefer, K.M. 1998. Reproductive biology of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 21: 205-272.
- Schaefer, M.B., B.M. Chatwin, and G.C. Broadhead. 1961. Tagging and recovery of tropical tunas, 1955-1959. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 5: 341-455.
- Suzuki, Z., P.K. Tomlinson, and M. Horma. 1978. Population studies of Pacific yellowfin tuna. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull., 17: 293-441.
- Thompson, G.G. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 120: 303-320.
- Tomlinson, P.K. 2001. Production model analysis of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report 1: 320-340.
- Wild, A. 1986. Growth of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean based on otolith increments. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 18: 421-482.



# STATUS OF BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2002 AND OUTLOOK FOR 2003

by

Shelton J. Harley and Mark N. Maunder

## SPECIAL NOTICE

Both this report and IATTC Fishery Status Report 1 include assessments of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean at the end of 2002. The Stock Assessment Reports present detailed information on each species of fish, whereas the Fishery Status Reports present only summaries of the information. Some additional data on bigeye were acquired in 2003, and these data were incorporated into the assessments that were presented in Fishery Status Report 1, but it was not feasible to incorporate the data into the bigeye section of Stock Assessment Report 4. In cases in which the conclusions in the two reports differ, those in Fishery Status Report 1 should be considered to be more authoritative.

## CONTENTS

1. Executive summary.....	120
2. Data .....	123
3. Assumptions and parameters .....	128
4. Stock assessment.....	131
5. Stock status .....	141
6. Simulated effects of future fishing operations .....	147
7. Future directions .....	152
References.....	285
Figures .....	153
Tables.....	189
Appendices.....	197

### 1. EXECUTIVE SUMMARY

This report presents the most current stock assessment of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). A-SCALA, an age-structured, catch-at-length analysis, was used to conduct this assessment. Previous assessments of bigeye in the EPO were also conducted using the A-SCALA method. The current version of A-SCALA is similar to that used for the most recent assessment, the principal differences being modifications to one of the assumptions. A-SCALA now allows missing values in environmental indices thought to be related to recruitment. Other changes between this assessment and the previous one, carried out for 2001 are as follows:

1. The model is extended back to 1975, as was done by Watters and Maunder (2001). Catch, effort, and length-frequency data for 1975–1980 are now included.
2. Revised inputs for maturity, fecundity, age-specific proportions of females in the population, and age-specific natural mortality vectors, based on recent biological studies and re-analysis of earlier data are included.
3. Catch, effort, and length-frequency data for the surface fisheries have been updated to include revised data for 2000 and 2001 and new data for 2002.
4. Catch and length-frequency data for the Japanese longline fisheries have been updated to include updated data for 1998 and 2000 and new data for 2001.
5. Catch data for the Taiwan longline fisheries have been updated for 1998 and new data added for 1999.
6. Previous discard data for 2000 and 2001 have been updated and discard data for 2002 are included.

7. Longline effort data are based on neural network-standardization of catch per unit of effort.
8. The smoothness penalties for selectivity were chosen using cross validation.
9. Iterative re-weighting was used to determine the sample size for catch-at-length data in a sensitivity analysis.
10. The years used to average catchability for the projections and management quantities were calculated using retrospective analysis.
11. Diagnostics, including residual plots, correlation plots, and retrospective analysis, were carried out.

A mid-year technical meeting on diagnostics was held in La Jolla, California, USA, on October 2-4, 2002. The outcome from this meeting was 1) a set of diagnostics that should be evaluated regularly, 2) a set of diagnostics that should be evaluated periodically, and 3) a list of specific research questions. Several of the recommendations have been included in this assessment.

The following sensitivity analyses were carried out to assess sensitivity to model assumptions and data:

1. Sensitivity to the steepness of the stock-recruitment relationship. The base case 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.
2. Sensitivity to estimates of purse-seine catches. In the base case, estimates of purse-seine catches were based on species composition estimates for 2000–2002 and scaled estimates back to 1993. For sensitivity we compared this to cannery and unloading estimates of bigeye catches in the purse-seine fisheries, as used by Maunder and Harley (2002).
3. Sensitivity to estimates of Korean longline catch. In addition to the data held by the IATTC, which are used in the base case analysis, a sensitivity analysis was conducted with the greater estimates of Korean longline catch estimated by the Secretariat for the Pacific Community (SPC).
4. Sensitivity to assumed CPUE for the longline fisheries. In the base case longline catch per unit of effort (CPUE) was standardized, using a neural network chosen for its improved performance in cross-validation trials. For sensitivity we used the habitat-standardized longline CPUE used by Maunder and Harley (2002).
5. Sensitivity to the sample sizes assumed for the length-frequency samples. An iterative re-weighting procedure was used to determine the effective sample size in the sensitivity analysis.

Two alternative scenarios were considered to assess the sensitivity of yield estimates and reference points to the period assumed to represent current (and future) fishing mortality and catchability. In the base case, we used estimates of fishing mortality and catchability (plus effort deviates) for 2000 and 2001 in projections and yield calculations. For sensitivity we compared:

1. Using estimates of fishing mortality and catchability for 1999 and 2000. These estimates are more certain than recent estimates, but may be biased if there have been trends in fishing mortality and catchability in recent years.
2. Using estimates of fishing mortality and catchability for 2001 and 2002. These estimates less certain, and correlated with recent estimates of recruitment. This assumption is similar to that of the sensitivity analysis of Maunder and Harley (2002).

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 for bigeye less than about 20 quarters old has increased substantially since 1993, and that on fish more than about 24 quarters old has decreased slightly since then. The increase in average fishing mortality on the younger fish was caused by the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects. The base case assessment suggests that 1) the use of FADs has substantially increased the catchability of bigeye by fisheries that catch tunas associated with floating objects, and 2) that bigeye are substantially more catchable when they are

associated with floating objects in offshore areas.

Recruitment of bigeye tuna to the fisheries in the EPO is variable, and the causes of this have not been identified. Nevertheless, the abundance of recruits to the fisheries in the EPO appears to be related to zonal-velocity anomalies at 240 m during the time that these fish were assumed to have been hatched. 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 two important features in the estimated time series of bigeye. First, greater-than-average recruitments occurred in 1977, 1979, 1982-1983, 1992, 1994, and 1995-1997. However, the lower confidence bounds of these estimates were greater than the estimate of virgin recruitment for only two years, 1994 and 1997, so it is uncertain whether these recruitments were, in fact, greater than the virgin recruitment. An above-average cohort is estimated for the first quarter of 2001, but this estimate is uncertain. Second, recruitment has been much less than average for most of the recent period from the second quarter of 1998 to the end of 2000, and the upper confidence bounds of many of these recruitment estimates are less than the virgin recruitment. Evidence for these low recruitments comes from the decreased CPUEs for some of the floating-object and discard fisheries, the length-frequency data, and poor environmental conditions for recruitment. The extended series of low recruitments is important because it is likely to produce a sequence of years in which the spawning biomass ratio (ratio of the current spawning biomass to that that would provide the  $AMS_Y$ ,  $SBR$ ) will be below the level that would support the average maximum sustainable yield ( $AMS_Y$ ).

The biomass of 1+-year-old bigeye increased during 1980-1984, and reached its peak level of about 530,000 t in 1986. After reaching this peak, the biomass of 1+-year-olds decreased to an historic low of about 185,000 t at the start of 2003. Spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 1+-year-olds, but lagged by 1-2 years. There is uncertainty in the estimated biomasses of both 1+-year-old bigeye and spawners. Nevertheless, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye present in the EPO. Both are predicted to be at their lowest levels by the end of 2003. There has been an accelerated decline in biomass since the small peak in 2000.

The estimates of recruitment and biomass are sensitive both to the way in which the assessment model is parameterized and to the data that are included in the assessment. Including the SPC-estimated Korean longline catch increased estimates of biomass and recruitment. However, including a stock-recruitment relationship did not change the estimates of biomass or recruitment. The re-weighting of the length-frequency sample sizes produced the greatest differences in biomass trajectories. However, trends in effort deviates for the longline fisheries were inconsistent with standardized CPUE data. In general, the results of the sensitivity analysis and those presented by Watters and Maunder (2002) support the view that the base case estimates of biomass are uncertain.

At the beginning of January 2003, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was beginning to decline from a recent high level. At that time the  $SBR$  was about 0.27, about 50% greater than the level that would be expected to produce the  $AMS_Y$  ( $SBR_{AMS_Y}$ ), with lower and upper confidence limits ( $\pm 2$  standard deviations) of about 0.15 and 0.39. The estimate of the lower confidence bound is only slightly less than the estimate of  $SBR_{AMS_Y}$  (0.18), suggesting that, at the start of January 2003, the spawning biomass of bigeye in the EPO was greater than the level that is required to produce the  $AMS_Y$ .

Estimates of the average  $SBR$  projected to occur during 2003-2007 indicate that the  $SBR$  is likely to reach an historic low level in 2006 and remain below  $SBR_{AMS_Y}$  until 2007, and probably after that. This decline is likely to occur regardless of environmental conditions and the amounts of fishing that occur in the near future because the estimates of future  $SBR$ s are driven by the small cohorts that were produced during 1998 to 2000.

The average weight of fish in the catch of all fisheries combined has been below the critical weight (the average weight of the individuals in a cohort when the biomass of that cohort is maximized; about 55 kg)

since 1993, suggesting that the recent age-specific pattern of fishing mortality is not satisfactory from a yield-per-recruit perspective.

The distribution of effort among fishing methods affects both the equilibrium yield per recruit and the equilibrium yield. When floating-object fisheries take a large proportion of the total catch, the maximum possible yield per recruit is less than that when longline catches are dominant. Also, if longline catches are dominant, the maximum yield per recruit (or a value close to it) can be obtained over a wide range of  $F$ -multipliers. When floating-object fisheries take a large proportion of the total catch, a more narrow range of  $F$ -multipliers provides a yield per recruit that is close to the maximum. When floating-object fisheries take a large proportion of the total catch and a stock-recruitment relationship exists, extremely large amounts of fishing effort would cause the population to crash. When longline catches are dominant, the population can sustain substantially greater fishing mortality rates. These conclusions are valid only if the age-specific selectivity pattern of each fishery is maintained.

Recent catches are estimated to have been about 40% above the AMSY level. If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity are maintained, the level of fishing effort that is estimated to produce AMSY is about 79% of the current level of effort. Decreasing the effort to 79% of its present level would increase the long-term average yield by only 2%, but would increase the spawning potential of the stock by about 50%. The catch of bigeye by the surface fleet may be determined largely by the strength of recruiting cohorts. Thus, the catches of bigeye taken by the surface fleet will probably decline when the large cohorts recruited during 1995-1998 are no longer vulnerable to the surface fisheries. 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.

With the exception of the steepness sensitivity, analyses suggest that at the start of 2003 the spawning biomass was above the level that would be present if the stock were producing the AMSY. 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.

The small cohorts of bigeye tuna that were apparently recruited to the fisheries in the EPO during 1998-2000 should cause the SBR to decrease throughout 2003 and to be substantially less than  $SBR_{AMSY}$ . During 2003, the spawning biomass of bigeye in the EPO should decline to historically low levels and continue to decline further. During 2004-2006 this decline is predicted to occur regardless of the amount of fishing effort and environmental conditions that occur in the near future..

Preventing the discards of small bigeye tuna from catches taken around floating objects (or ensuring that discarded fish survive) would increase the SBR, the yield per recruit, the catch taken by the surface fleet, and the catch taken by the longline fleet. Thus, any measure that effectively reduces the kill of bigeye that are about 2-5 quarters old may help to achieve a variety of management objectives.

The sensitivity analysis indicates that if fishing mortality rates continue at their recent (2001 and 2002) levels, longline catches and SBR will decrease dramatically to extremely low levels. As the base case does not include a stock-recruitment model, recruitment will not decline, so purse-seine catches are predicted to remain at moderate levels.

## **2. DATA**

Catch, effort, and size-composition data for January 1975 through December 2002 were used to conduct the stock assessment of bigeye tuna, *Thunnus obesus*, in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data for 2002, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases as of April 11, 2002. 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; these definitions were used in previous assessments of bigeye in the EPO (Watters and Maunder 2001, 2002; Maunder and Harley 2002). 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 mix 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 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 and effort data**

The catch and effort data in the IATTC databases are stratified according to the fishery definitions presented in Table 2.1.

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 for this report has been changed to be consistent with the standard terminology used in other IATTC reports. The standard usage of landings is catch landed in a given year, even if it was not caught in that year. Previously, landings referred to retained catch taken in a given year. This catch will now be termed retained catch. Throughout the document the term “catch” will be used to reflect both total catch (discards plus retained catch) and retained catch, and the reader is referred to the context to determine the appropriate definition.

All 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 2.2.2). Removals by Fisheries 10-13 are discards resulting only from sorting the catch taken by Fisheries 2-5 (see Section 2.2.2).

Updated and new catch and effort data for the surface fisheries (Fisheries 1-7 and 10-13) have been incorporated into the current assessment, and a new method has been used to estimate landings from the surface fisheries that catch bigeye. In previous assessments, purse-seine landings were based on unloading estimates obtained from the canneries. Since 2000, the IATTC has also been sampling landings directly to obtain estimates of the species composition of the retained catches to help overcome some of the problems encountered distinguishing small yellowfin and bigeye tuna (Tomlinson, 2002). These new estimates are referred to as species-composition estimates (SC). Watters and Maunder (2001) presented a sensitivity analysis using the SC estimates of purse-seine landings for 2000. For this assessment, three years of SC estimates are available, and the proportions of bigeye in the catches are much greater (average 38%) than previously estimated. As we believe that the SC estimates are more reliable, they are now included in the base case model. It is not appropriate to include only the SC estimates for the last three years, but analyses to determine appropriate scaling factors for historical estimates were not completed in time for consideration for this assessment. For the three main surface fisheries (Fisheries 2, 3, and 5), the proportional increase in landings estimated by the SC method was relatively constant by quarter, and did not vary greatly. We used the average quarterly proportional scalar (38%) to scale surface fishery landings estimates for Fisheries 2, 3, 4, 5, and 7 back to 1993, the beginning of the FAD fishery in the EPO. We present a sensitivity analysis in which we use the cannery unloading estimates of surface fishery landings in Appendix C. It is important to note that the assumed effort does not change. Watters

and Maunder (2001) provide a brief description of the method that is used to estimate surface fishing effort.

Updates and new catch and effort data for the longline fisheries (Fisheries 8 and 9) have also been incorporated into the current assessment. Catch data for Japan were updated for 1999 and 2000, and new catch and effort data have been obtained from Japan (2001) and Chinese Taipei (1999).. As in the previous assessment for bigeye (Maunder and Harley 2002), two sets of Korean longline catch data were investigated. The first set was based on data in the IATTC database. The second set was data supplied by the Secretariat for the Pacific Community (SPC), which is raised to represent the total catch estimated by the Korean National Fisheries Research and Development Institute (NFRDI). (Aggregated logsheet data, stratified by month and 5° areas were provided to SPC by NFRDI, but these data do not represent full coverage of the activities of the Korean long-range longline fleet; hence the need for raising these data). The catch and effort have been raised for each year by the ratio of combined albacore, bigeye, and yellowfin catch estimates for the western and central Pacific Ocean, to the combined albacore, bigeye, and yellowfin catch from the aggregated logsheet data for the western and central Pacific Ocean. Revised Korean longline catch and effort data for 1987 to 2001 and Chinese longline catch and effort data for 2001 were received too late to be included in this assessment. Preliminary investigations indicate that these revised Korean landings are more similar to the SPC-raised estimates in most years. The IATTC staff is working to include landings for several smaller and new longline fleets into the database for inclusion in future assessments.

As in the previous assessments of bigeye of the EPO (Watters and Maunder 2001, 2002), the amount of longlining effort was estimated by dividing standardized estimates of the catch per unit of effort (CPUE) from the Japanese longline fleet into the total longline landings. In previous assessments (Watters and Maunder 2001, 2002, Maunder and Harley 2002), estimates of standardized CPUE were obtained with regression trees (Watters and Deriso 2000) or by the habitat-based method (Hinton and Nakano 1996, Bigelow *et al.* (2003)). In this assessment standardized CPUEs were estimated for 1975–2000 using a neural network described by Maunder and Hinton (submitted). For sensitivity, we compare the results from the base case to those based on the habitat-based method used in the previous assessment (Maunder and Harley 2002) (Appendix E).

The following is a brief description of the neural network effort standardization method of Maunder and Hinton (submitted). The effectiveness of longline effort with respect to bigeye tuna is strongly affected by the fishing depth of the gear, due to the preferences of the species with regard to habitat characteristics (*e.g.* temperature and oxygen levels). Since the mid-1970s, longlines have fished at greater depths in attempts to increase catches of bigeye. Therefore, it is important that standardized longline effort, which is used with catch to provide information on abundance, take into consideration the depth of the longline and the relationship between this depth and the habitat preference of bigeye. Analyses using several different methods to standardize CPUE (habitat-based methods, statistical habitat-based methods, general linear models, and neural networks) indicated that neural networks performed best based on cross validation. The neural network takes multiple explanatory variables and develops a nonlinear relationship between these variables and the catch. Time in quarters is integrated with the neural network as a categorical variable, and this is used to represent the standardized CPUE. The variables included in the neural network were hooks per basket (a measure of depth), latitude, longitude, and water temperatures and oxygen levels at a series of depths. Only Japanese catch and effort data is used in the CPUE analysis, because they include information on the number of hooks per basket, provide the only consistent large area coverage of the distribution of bigeye, and represent the majority of the effort. The effort data are calculated by dividing the total catch for a fishery and time period by the CPUE.

### **2.2.1. Catch**

Trends in the catches of bigeye tuna taken from the EPO during each quarter from January 1975 through December 2002 are illustrated 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.

For this assessment, the longline landings data are available through 2001. In the assessment, the estimated longline landings in 2002 are a function of the longline effort in 2000, the estimated abundance in 2002, and the estimated selectivities and catchabilities for the longline fisheries (Fisheries 8 and 9).

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.

### **2.2.2. Effort**

Trends in the amount of fishing effort exerted by the 13 fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO are illustrated in Figure 2.3. Fishing effort for surface gears (Fisheries 1-7 and 10-13) is in days fishing, and that for longliners (Fisheries 8 and 9) is in standardized hooks. There has been substantial variation in the amount of fishing effort exerted by all of the fisheries that catch bigeye from the EPO. Nevertheless, there have been two important trends in fishing effort. First, since about 1993, there has been a substantial increase in the effort directed at tunas associated with floating objects. Second, the amount of longlining effort expended in the EPO, which is directed primarily at bigeye, has declined substantially since about 1991.

Compared to 2001, the total amount of fishing effort expended by Fisheries 2 and 7 increased during 2002. As percentages of the effort expended in 2001, these increases were, respectively, about 8%, and 15%. The total amount of fishing effort expended by Fisheries 3 (-11%), 4 (-11%) and 5 (-15%) decreased from 2001 to 2002. These results indicate that the floating-object fishery in the southern offshore area (Fishery 2) continued to expand during 2002, as was also the case in 2001 and 2000. Effort in the floating-object fishery of the Equatorial area (Fishery 3) declined for the second straight year. It should be noted, however, that the spatial expansion and contraction of effort in the fisheries that catch bigeye in association with floating objects vary greatly among years (Watters 1999).

As standardized CPUE indices were not available for the longline fisheries in 2001, we assumed the same quarterly CPUE as estimated for 2000, and calculated effective effort based on the assumed CPUE and reported landings. The assumed effective longline fishing effort further decreased in the Northern area (Fishery 8, -44%) and increased in the Southern area (Fishery 9, 28%) from 2000 to 2001.

It is assumed that the fishing effort in Fisheries 10-13 is equal to that in Fisheries 2-5 (Figure 2.3) because the catches taken by Fisheries 10-13 are derived from those taken by Fisheries 2-5 (Section 2.2.3).

As previously noted (Section 2.2.1), the IATTC databases do not contain catch and effort information from Japanese longlining operations conducted in the EPO during 2002 and standardized CPUE indices were available only to the end of 2000. We assumed that the quarterly CPUE in 2001 was the same as for 2000. Effective effort for 2001 was estimated by dividing the reported landings by the assumed CPUE. Effective quarterly effort in 2002 was assumed to be the same as that exerted during the corresponding quarter of 2000. Examination of nominal effort for 2000 and 2001 suggests that this is a reasonable assumption.

The large quarter-to-quarter variations in fishing effort illustrated in Figure 2.3 are partly a result of how fisheries have been defined for the purposes of stock assessment. Fishing vessels often tend to fish in different locations at different times of year, and, if these locations are widely separated, this behavior can cause fishing effort in any single fishery to be more variable.

### 2.2.3. 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 both cases, 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. New discard data for 2001 and 2002 are included in the analysis.

Estimates of discards resulting from inefficiencies in the fishing process are added to the 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/landings) is equal to the discard rate for the same quarter in the previous year or, if not available, the year before that.

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 (see Figure 4.5). Watters and Maunder (2001) provide a short 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 presented in Figure 2.4. With the exception of one quarter for Fishery 2, the proportion of the catch discarded has been low for the last four years compared to that 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 estimated in recent years. It is also possible that regulations regarding discarding of tuna have also played a role.

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

### 2.3. Size composition data

New length-frequency data are available for the surface fisheries for 2002. Data for 2000 and 2001 have also been updated. New longline length-frequency data from the Japanese fleet are available for 2001 and data for previous years have been updated.

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 two previous assessments (Watters and Maunder 2001, 2002). The fisheries that catch bigeye associated with floating objects typically catch small (<75 cm long) and medium-sized (75 to 125 cm long) bigeye (Figure 4.2, Fisheries 1-5). Prior to 1993, the catch of small bigeye was roughly equal to that of medium bigeye (Figure 4.2, Fishery 1). Since 1993, however, small bigeye have dominated the catches of fisheries that catch bigeye in association with floating objects (Figure 4.2, Fisheries 2-5). Prior to 1990, mostly medium-sized bigeye were captured from unassociated schools (Figure 4.2, Fishery 6). Since 1990, more small- and large-sized (>125 cm long) bigeye have been captured in unassociated schools (Figure 4.2, 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, longliners catch mostly medium-sized bigeye, and the average size composition has two distinct peaks (Figure 4.2, Fishery 8). In the southern area, longliners catch substantial numbers of both medium-sized and large bigeye, and the size composition has a single mode (Figure 4.2, Fishery 9).

During any given quarter, the size-composition data collected from a fishery will not necessarily be



similar to the average conditions illustrated in Figure 4.2. The data presented in Figures 4.3a and 4.3b illustrate this point. The most recent (2002) size compositions for the fisheries that catch bigeye in association with floating objects contain more smaller bigeye than observed in samples from 2001 and a lack of medium-sized and large bigeye. This is due to the strong cohorts passing through the fisheries and the weak recruitments, of 1998 to 2001.

### 3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

#### 3.1. Biological and demographic information

##### 3.1.1. Growth

The growth model is structured so that individual growth increments (between successive ages) can be estimated as free parameters. These growth increments can be constrained to be similar to a specific growth curve (perhaps taken from the literature) or fixed so that the growth curve can be treated as something that is known with certainty. If the growth increments are estimated as free parameters they are constrained so that the mean length is a monotonically increasing function of age. The modified growth model is also designed so that the size and age at which fish are first recruited to the fishery must be specified. For the current assessment, it is assumed that bigeye are recruited to the discard fisheries (Fisheries 10-13) when they are 30 cm long and two quarters old.

In a previous bigeye assessment (Watters and Maunder 2002), the A-SCALA method was used to compare the statistical performance of different assumptions about growth. An assessment in which the growth increments were fixed and set equal to those from the von Bertalanffy curve estimated by Suda and Kume (1967) was compared to an assessment in which the growth increments were estimated as free parameters. In the former assessment, the fixed growth increments were generated from a von Bertalanffy curve with  $L_{\infty} = 214.8$  cm,  $k = 0.2066$ , the length at recruitment to the discard fisheries = 30 cm, and the age at recruitment to the fishery = 2 quarters. The previous analysis showed that fixing growth was statistically preferable to estimating growth. However, in this assessment we have chosen to estimate growth using the von Bertalanffy growth curve of Suda and Kume (1967) as a strong prior only for the older age-classes (12 to 40 quarters old). This is because the EPO yellowfin tuna assessment (Maunder 2002) and tuna assessments in the western and central Pacific Ocean (Hampton and Fournier 2001a, b; Lehodey *et al.* 1999) suggest that tuna growth does not follow a von Bertalanffy growth curve for the younger ages. The prior is used for the older ages because there is usually insufficient information in the length-frequency data to estimate mean lengths for the older ages. Previous assessments of bigeye tuna in the EPO (Watters and Maunder 2001) produced estimates of variation of length at age that were unrealistically high. Therefore, we use the variation at age estimated from the otolith data collected in the western and central Pacific Ocean. Estimates of variation of length at age from the MULTIFAN-CL Pacific-wide bigeye tuna assessment were consistent with otolith data collected in the western and central Pacific Ocean (Hampton and Fournier 2001b). The amount of variation at age is also consistent with estimates from dorsal spine data (Sun *et al.* 2001) and estimates for yellowfin in the EPO (Maunder 2002).

For sensitivity to the base case assessment, we estimated the linear model between mean length at age and variance in length at age. The estimated growth curve and variation were similar to the base case so the results are not presented here.

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. 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).

A-SCALA allows a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship to be specified. The Beverton-Holt curve is parameterized so that the relationship between spawning biomass and recruitment is determined by estimating the average recruitment produced by an unexploited population (virgin recruitment), 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 cause recruitment to be extremely variable. Thus, to estimate steepness it is often necessary to specify how this parameter might be distributed statistically. (This is known as specifying a prior distribution.)

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, steepness 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, it is further assumed that recruitment should not be less than 25% of its average level and not greater than four times its average level more often than about 1% of the time. These constraints imply that, on a quarterly time step, such extremely small or large recruitments should not occur more than about once every 25 years.

Reproductive inputs have been revised for this assessment from those assumed by Maunder and Harley (2002). Recent biological studies undertaken by the IATTC indicate the size at maturity is much greater than previously assumed. Also, we corrected inconsistencies in the way that fecundity at age and age-specific proportions of females were calculated.

Fifty percent of females are assumed to be mature at 5 years of age (20 quarters), compared to knife-edge maturity at 3.5 years assumed by Maunder and Harley (2002) (Figure 3.2). We examined several studies presenting age- or length-specific proportions of females. In this assessment we use estimates based on the analysis of a data set comprising historical estimates from Kume and Joseph (1966) and recent estimates reported in the IATTC Quarterly Report for October-December 2002 (Figure 3.2 and Table 3.1). These estimates are similar to those from samples from the Japanese longline fleet for the EPO (Dr. N. Miyabe, *pers. comm.*) The fecundity index at age is assumed to be equal to the mean weight at age estimated by inserting mean lengths from the growth curve provided by Suda and Kume (1967) into the weight-length relationship provided by Nakamura and Uchiyama (1966) (see Section 3.1.1). The age-specific proportions of female bigeye and fecundity indices used in the current assessment are provided in Table 3.1.

Assumptions regarding biological parameters may change again in the future as research continues.

### 3.1.3. 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 start 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.

### **3.1.4. Natural mortality**

Age-specific vectors of natural mortality ( $M$ ) used in the previous assessment of bigeye tuna (Watters and Maunder 2001, 2002, Maunder and Harley 2002) were based on fitting to age-specific proportions of females, maturity-at-age, and natural mortality estimates of Hampton (2000). As the first two of these quantities have been revised in this assessment, new age-specific vectors of natural mortality were estimated outside of the assessment model (Harley and Maunder, unpublished analysis). These new estimates are slightly lower than previous estimates, and increase at greater ages due to the later maturity assumed. 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 that would produce AMSY (Watters and Maunder 2001) remains. Results are presented only from the base case age-specific vector of natural mortality in this 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 movement between these areas. The IATTC staff is currently collaborating with scientists of the SPC, Oceanic Fisheries Programme, and of the National Research Institute of Far Seas Fisheries of Japan to conduct a Pacific-wide assessment of bigeye. 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.

## **3.2. Environmental influences**

Oceanographic conditions might influence the recruitment of bigeye tuna to fisheries in the EPO. To incorporate such a possibility, an environmental variable is integrated into the stock assessment model, and it is determined whether this variable explains a significant amount of the variation in the estimates of recruitment. For the current assessment, a modification was made to A-SCALA to allow for missing values in the environmental index thought to be related to recruitment. This allows us to start the population model in 1975, five years before the start of the time series for the environmental index. As in previous assessments (Watters and Maunder 2001, 2002, Maunder and Harley 2002), zonal-velocity anomalies (velocity anomalies in the east-west direction) at 240 m depth and in an area from 8°N-15°S and 100°-150°W are used as the candidate environmental variable for affecting recruitment. The zonal-velocity anomalies were calculated as the quarterly averages of anomalies from the long-term (January 1980-December 2002) monthly climatology. These data were included in the stock assessment model after they had been offset by two quarters because it was assumed that recruitment of bigeye in any quarter of the year might be dependent on environmental conditions in the quarter during which the fish were hatched. The zonal-velocity anomalies were estimated from the hind cast results of a general circulation model obtained at <http://ingrid.ldeo.columbia.edu>. Modifications to the assessment model allowed missing data in the environmental covariates thought to be related to recruitment. This allowed the model to be extended back to 1975, while still allowing for the environmental influence on recruitment.

In previous assessments (Watters and Maunder 2001, 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 last assessment an environmental influence on catchability was assumed only for Fishery 3. We found that including this effect did not greatly improve the results, so we have not included environmental effects on purse-seine catchability in this assessment. This also allowed the model to be extended back to 1975, as environmental data assumed to be related to changes in catchability were not available before 1980, and the current model cannot accommodate missing values for environmental indices thought to be related to catchability.

#### 4. STOCK ASSESSMENT

The A-SCALA method (Maunder and Watters 2003) is currently used to assess the status of the bigeye tuna stock in the EPO. This method was also used to conduct the previous three assessments of bigeye (Watters and Maunder 2001, 2002, Maunder and Harley 2002). A general description of the A-SCALA method is included in the previously-cited assessment documents, and technical details are provided by Maunder and Watters (2003). The version of A-SCALA used in this assessment is the same as that described by Watters and Maunder (2002). The assessment model is fitted to the observed data (catches and size compositions) by finding a set of population dynamics and fishing parameters that maximize a constrained likelihood, given the amount of fishing effort expended by each fishery. Many of the constraints imposed on this likelihood are identified as assumptions in Section 3, but the following list identifies other important constraints that are used to fit the assessment model.

1. Bigeye tuna are recruited to the discard fisheries (Fisheries 10-13) two quarters after hatching, and these discard fisheries catch only fish of the first few age classes.
2. Bigeye tuna are recruited to the discard fisheries before they are recruited to the other fisheries of the EPO.
3. If a fishery can catch fish of a particular age, it should be able to catch fish that are somewhat younger and older (*i.e.* selectivity curves should be relatively smooth).
4. As bigeye tuna age, they become more vulnerable to longlining in the area south of 15°N, and the oldest fish are the most vulnerable to this gear (*i.e.* the selectivity curve for Fishery 9 is monotonically increasing).
5. There are random events that can cause the relationship between fishing effort and fishing mortality to change from quarter to quarter.
6. The data for fisheries that catch bigeye tuna from unassociated schools (Fisheries 6 and 7) and fisheries whose catch is composed of the discards from sorting (Fisheries 10-13) provide relatively little information about biomass levels. This constraint is based on the fact that these fisheries do not direct their effort at bigeye.
7. It is extremely difficult for fishermen to catch more than about 60% of the fish from any one cohort during a single quarter of the year.

It is important to note that the assessment model can, in fact, make predictions that do not adhere strictly to Constraints 3-7 nor to those outlined in Section 3. The constraints are designed so that they can be violated if the observed data provide good evidence against them.

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 2003 (This includes estimation of virgin recruitment, recruitment anomalies, and an environmental effect.);
2. catchability coefficients for the 13 fisheries that take bigeye from the EPO (This includes estimation of an average catchability for each fishery and random effects.);
3. selectivity curves for 9 of the 13 fisheries (Fisheries 10-13 have an assumed selectivity curve.);
4. a single, average growth increment between ages 2 and 5 quarters and the average quarterly growth increment of fish older than 5 quarters;
5. 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. age-specific natural mortality rates (Figure 3.1);
2. age-specific sex ratios (Table 3.1 and Figure 3.2);

3. age-specific maturity schedule (Section 3.1.2 and Figure 3.2);
4. age-specific fecundity indices (Table 3.1 and Figure 3.2);
5. selectivity curves for the discard fisheries (Figure 4.5, Fisheries 10-13);
6. the steepness of the stock-recruitment relationship;
7. parameters of a linear model relating the standard deviations in length at age to the mean lengths at age.

The weighting factors for the selectivity smoothness penalties (see Maunder and Watters 2003) in the previous assessment were 1, 0, 1, and -1, for the first, second, and third differences, and the length-based penalty, respectively. A weighting factor of 1000 was also applied to a monotonic penalty on the southern longline fishery selectivity. Cross validation (setting aside 20% of the length-frequency data as a test data set), using the assessment of Maunder and Harley (2002), indicated that weighting factors of 1 on the third difference was appropriate for dome-shaped selectivities (Fisheries 1-8), and a weighting factor of 0.1 on the first difference with a length-based penalty of -1 and a monotonic penalty of 1000 are appropriate for asymptotic selectivity curves (Fishery 9).

In previous assessments two methods were used to determine what fishing mortality or effort was used in yield calculations and forward projections: 1) fishing mortality averaged over the most recent two years for yield calculations, and effort averaged over the most recent two years multiplied by catchability averaged over the most recent two years for forward projections, and 2) effort averaged over the last two years multiplied by average catchability over the whole time frame. These two methods produced substantially different results for the assessment of Maunder and Harley (2002), probably because catchability of bigeye has increased for the floating-object fisheries over the last few years. However, using the most recent estimates of catchability may not be the best choice because they are the most uncertain. We have used retrospective analysis to determine the most appropriate years to average catchability and effort. Retrospective analysis, in which one year of catch and length-frequency data are removed in consecutive analyses, was carried out, while still including effort data for the full period of the stock assessment. The effort used for the periods for which data were removed was generated using data for several different years to average the catchability and effort. The estimated catches for these periods were then compared to the actual catches. For bigeye tuna we estimated temporal trends in fishing mortality and catchability so there is a tradeoff between using older estimates of catchability and fishing mortality that may be better estimated, but irrelevant, and estimates that are more recent, but less certain. To accommodate this problem, for projections we used effort averaged over the last two years (2001 and 2002) and catchability averaged, not over the last year, but the previous two years (2000 and 2001). The equivalent for yield calculations is to average fishing mortality not over the last year, but over the previous two years (2000 and 2001).

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. As in previous assessments (*e.g.* Maunder and Watters 2001, Watters and Maunder 2001), uncertainty is expressed as 1) approximate confidence intervals around estimates of recruitment (Section 4.2.2), biomass (Section 4.2.3), and the spawning biomass ratio (Section 5.1), and 2) coefficients of variation (CVs). The confidence intervals and CVs have been estimated under the assumption that the stock assessment model perfectly represents the dynamics of the system. Since it is unlikely that this assumption is satisfied, these values may underestimate the amount of uncertainty in the results of the current assessment.

#### **4.1. Indices of abundance**

Catches per unit of effort (CPUEs) have been presented in previous assessments of bigeye tuna of the EPO (*e.g.* Watters and Maunder 2001, 2002; Maunder and Harley, 2002). CPUEs are indicators of fishery

performance, but trends in CPUE will not always follow trends in biomass or abundance. The CPUEs of the 13 fisheries defined for the assessment of bigeye are illustrated in Figure 4.1, but the trends in this figure should be interpreted with caution. Trends in estimated biomass are discussed in Section 4.2.3. There has been substantial variation in the CPUEs of bigeye tuna by both the surface fleet (Fisheries 1-7) and the longline fleet (Fisheries 8 and 9) (Figure 4.1). Notable trends in CPUE have occurred in the fisheries that catch bigeye in association with floating objects. On average, the CPUEs of these fisheries increased substantially from 1997 through 2000, but have decreased in 2001 (except for Fishery 4) (Figure 4.1, Fisheries 2-5). Notable trends in CPUE have also occurred for the two longline fisheries. The neural network standardized CPUEs of both longline fisheries decreased markedly between 1985 and 2000 (Figure 4.1, Fisheries 8 and 9). The habitat-based CPUE indices used by Maunder and Harley (2002), and here as a sensitivity analysis, suggest that the CPUE for the Southern longline fishery (Fishery 9) has increased since 1997 (Figure E.5).

Comparing the CPUEs of the surface fisheries of 2002 to those of 2001 indicates that performance of these fisheries is quite variable. The CPUEs from Fisheries 3 and 4 were greater than the very low CPUEs of 2001. CPUEs for Fisheries 2 and 7 were lower in 2002, and those for Fishery 4 are similar for both years (Table 4.1). CPUEs for the discard fisheries (Fisheries 10–13) have generally been low for the last four years, which is consistent with weak recruitment (Section 4.2.2).

#### **4.2. Assessment results**

As there have been several important changes from the assessment of Maunder and Harley (2002), we are presenting results for several versions of the assessment model, in addition to the two sensitivity analyses presented by Maunder and Harley (2002). Below we describe the important aspects of the base case assessment (1 below) and the change for each sensitivity analysis:

1. Base case: steepness of the stock-recruitment relationship equals 1 (no relationship between stock and recruitment), species-composition estimates of surface fishery catches and the Korean longline catch based on data held by the IATTC, neural network-standardized CPUE, and assumed sample sizes for the length-frequency data.
2. Sensitivity to the steepness of the stock-recruitment relationship. The base case 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 estimates of purse-seine catches. In the base case, estimates of purse-seine catches were based on species composition estimates for 2000–2002 and scaled estimates back to 1993. For sensitivity, we compared this to cannery and unloading estimates of bigeye catches in the purse-seine fisheries, as used by Maunder and Harley (2002).
4. Sensitivity to estimates of Korean longline catch. In addition to the data held by the IATTC, which is used in the base case analysis, a sensitivity analysis was conducted with the greater estimates of Korean longline catch estimated by the Secretariat for the Pacific Community (SPC).
5. Sensitivity to assumed CPUE for the longline fisheries. In the base case longline CPUE was standardized, using a neural network chosen for its improved performance in cross-validation trials. For sensitivity, we used the habitat-standardized longline CPUE used by Maunder and Harley (2002).
6. Sensitivity to the sample sizes assumed for the length-frequency samples. An iterative re-weighting procedure was used to determine the effective sample size in the sensitivity analysis.

Base case results are described in the text, and the sensitivity analyses are described in the text with figures and tables presented in Appendices B-F. We also undertook several sensitivity analyses that are not presented here. We examined models for which the variation in length at age was estimated, the selectivity smoothness penalties assumed by Maunder and Harley (2002) were used, no environmental recruitment relationship was included, and the equilibrium levels of fishing mortality prior to 1975 were

estimated. Most of these produced results very similar to those of the base case. We have chosen to restrict our presentation to plausible sensitivity analyses that had an effect on management quantities. A more comprehensive presentation of sensitivity analysis, including investigation of growth estimation, environmental effects on recruitment and catchability, and natural mortality can be found in Watters and Maunder (2002).

The base case assessment is constrained to fit the time series of catches made by each fishery almost perfectly (this is a feature of the A-SCALA method), and the 13 time series of bigeye catches predicted with the base case model are nearly identical to those plotted in Figure 2.2.

In practice, it is more difficult to predict the size composition than to predict the catch. Predictions of the size compositions of bigeye tuna caught by Fisheries 1-9 are summarized in Figure 4.2. This figure simultaneously illustrates the average observed and predicted size compositions of the catches taken by these nine fisheries. The average size compositions for the fisheries that catch most of the bigeye taken from the EPO are reasonably well described by the base case assessment (Figure 4.2, Fisheries 2, 3, 5, 8, and 9).

Although the base case assessment reasonably describes the average size composition of the catches by each fishery, it is less successful at predicting the size composition of each fishery's catch during any given quarter. In many instances this lack of fit may be due to inadequate data or to variation in the processes that describe the dynamics (*e.g.* variation in growth). The most recent size-composition data for Fisheries 4 and 7 are not informative (Figures 4.3a and 4.3b). In other cases, the base case assessment tends to over-smooth, and does not capture modes that move through the size-composition data. Recent length-frequency data for Fisheries 2, 3, and 5 are generally in good agreement in relation to the position and transition modes, and so are well fitted by the model. There is strong agreement in the lack of strong cohorts during 1998 and 2000 and some evidence of moderate-strength cohorts in the first quarter of 2001. The fit to these data is governed by complex tradeoffs between estimates of growth, selectivity, recruitment, and agreement among fisheries in the presence and absence of modes.

Of all the constraints used to fit the assessment model (see Sections 3 and 4), those on growth, catchability, and selectivity had the most influence. The penalties on recruitment are less than those presented by Maunder and Harley (2002), and the selectivity penalties are less due to the change in assumptions regarding which penalties to include. This following list indicates the major penalties (a large value indicates that the constraint was influential):

- Total likelihood = -340428.2
- Likelihood for catch data = 4.4
- Likelihood for size-composition data = -340997.1
- Constraints and priors on recruitment parameters = 5.9
- Constraints and priors on growth parameters = 49.4
- Constraints on fishing mortality rates = 0.0
- Constraints and priors on catchability parameters = 462.5
- Constraints on selectivity parameters = 20.5

The constraints on catchability and selectivity represent the sum of many small constraints on multiple parameters estimated for each fishery.

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.

#### 4.2.1. 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 bigeye less than about 20 quarters old has increased since 1993, and that on fish more than about 24 quarters old has decreased since then (Figure 4.4). 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 less than 20–25 quarters old (Figure 4.5), and have expended a relatively large amount of fishing effort since 1993 (Figure 2.3). The decrease in average fishing mortality on older fish can be attributed to the contraction of the longline fishery that operates south of 15°N (Fishery 9). This fishery selects mostly fish that are more than 12 quarters old (Figure 4.5). (Note that the selectivity curve for this fishery is constrained to be monotonically increasing.) Both the amount of bigeye caught (Figure 2.2) and the amount of effort expended (Figure 2.3) by this fishery have decreased since 1993.

Temporal trends in the age-specific amounts of fishing mortality on bigeye tuna are shown in Figure 4.6a. These trends reflect the distribution of fishing effort among the various fisheries that catch bigeye (see Section 2.2.2 and Figure 2.3) and changes in catchability. Changes in catchability are described in the following paragraphs. The trend in fishing mortality rate by time also shows that fishing mortality has increased for young fish and decreased for older fish since about 1993. Recent estimates indicate a large increase in fishing mortality on young fish, but these estimates should be treated with caution, as they are quite uncertain (Figure 4.6b). An annual summary of the estimates of total fishing mortality is presented in Appendix I (Table I.1).

In the first assessment of bigeye from the EPO using A-SCALA (Watters and Maunder 2001), catchability ( $q$ ) was considered to be composed of three effects: effects of changes in technology and the behavior of fishermen, effects of the environment, and random effects that temporarily change the relationship between fishing effort and fishing mortality. The base case assessment described in this report and that of the two most recent assessments (Watters and Maunder 2002, Maunder and Harley 2002) does not include the first component, and this assessment does not estimate an environmental effect for any of the fisheries. The random effects on  $q$  are retained in the base case assessment, and these effects have dominated the temporal trends in  $q$  for all fisheries (Figures 4.7a, 4.7b, and 4.7c).

For the main surface fisheries (Fisheries 2, 3, and 5) there are strong increasing trends in catchability in recent years indicating that the effective effort (capacity) of the fleet is increasing. There has been almost no change in the catchability of bigeye tuna by the longline fleet (Figure 4.7, Fisheries 8 and 9, bold lines). This result is to be expected, given the effort data for these fisheries were standardized before they were incorporated into the stock assessment model (Section 2.2.2).

#### 4.2.2. Recruitment

The abundance of bigeye tuna being recruited to the fisheries in the EPO appears 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, Figure 4.8, upper panel). The mechanism that is responsible for this relationship has not been identified, and correlations between recruitment and environmental indices are often spurious. Given these latter two caveats, the relationship between zonal-velocity and bigeye recruitment should be viewed with some skepticism. Nevertheless, the relationship tends to indicate that bigeye recruitment is increased by strong El Niño events and decreased by strong La Niña events. A sensitivity analysis in which no environmental indices were included gave estimates of recruitment very similar to those of the base case model. This suggests that there is sufficient information in the length-frequency data to estimate most historical year class strengths.

Over the range of estimated spawning biomasses shown in Figure 4.10, the abundance of bigeye recruits appears to be unrelated to the spawning potential of adult females at the time of hatching (Figure 4.8). 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. As noted in Section 3.1.2, the absence of an emergent relationship between stock and recruitment does not indicate that such a relationship is nonexistent because stock sizes may not have been sufficiently reduced, we may not have a reliable measure of spawning biomass, or environmental variation may mask the relationship. In this assessment, there have been significant changes in assumptions regarding biological parameters and these may change again in the future as research continues. 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. A sensitivity analysis is presented in Appendix B that assumes that recruitment is moderately related to stock size (steepness = 0.75).

The estimated time series of bigeye recruitment is shown in Figure 4.9, and the total recruitment estimated to occur during each year is presented in Table 4.2. Greater-than-average recruitments occurred in 1977, 1979, 1982-1983, 1992, 1994, and 1995-1997. However, that the lower confidence bounds of these estimates were greater than the estimates of virgin recruitment for only two years, 1994 and 1997, so it is uncertain whether these recruitments were, in fact, greater than the virgin recruitment. The extended period of relatively large recruitments in 1995 to 1998 coincided with the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects. An above-average cohort is estimated for the first quarter of 2001, but this estimate is uncertain.

Recruitment has been much less than average from the second quarter of 1998 to the end of 2000, and the upper confidence bounds of many of these recruitment estimates are below the virgin recruitment. Evidence for these low recruitments comes from the decreased CPUEs of some of the floating-object and discard fisheries (Table 4.1 and Figures 2.4 and 4.1), the length-frequency data (Maunder and Harley 2002, Figures 4.3a, 4.3b, and 4.3c), and by poor environmental conditions for recruitment. The extended series of low recruitments is important because it is likely to produce a sequence of years in which the spawning biomass ratio (the ratio of the current spawning biomass to that for the unfished stock) will be below the level that would support the average maximum sustainable yield (AMSY) (see Section 5.1).

There is considerable uncertainty in the estimated levels of recruitment, particularly in the early years before fishing on floating objects expanded. The average CV of the recruitment estimates is about 0.37. Most of the uncertainty in recruitment is a result of the fact that the observed data can be fitted equally well by a model with different estimates of the assessment parameters. Also, pre-1993 estimates are particularly uncertain, as the floating-object fisheries, which catch small bigeye, were not operating. Uncertainty in the most recent estimates of recruitment is, however, also caused by the fact that recently-recruited bigeye are represented in only a few length-frequency data sets.

#### **4.2.3. Biomass**

Trends in the biomass of 1+-year-old bigeye tuna in the EPO are shown in Figure 4.10 (upper panel), and estimates of the biomass at the start of each year are presented in Table 4.2. The biomass of 1+-year-old bigeye increased during 1981-1984, and reached its peak level of about 530,000 metric tons (t) in 1986. After reaching this peak, the biomass of 1+-year-olds decreased to an historic low of about 185,000 t at the start of 2003. There has been an accelerated decline in biomass since the small peak in 2000.

The trend in spawning biomass is also shown in Figure 4.10 (lower panel), and estimates of the spawning biomass at the start of each year are presented in Table 4.2. The spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 1+-year-olds, but is lagged by 2-3 years. A summary of the age-specific estimates of the abundance of bigeye in the EPO at the beginning of each calendar year is presented in Appendix I (Figure I.1).

There is uncertainty in the estimated biomasses of both 1+-year-old bigeye and of spawners. The average CV of the biomass estimates of 1+-year-old bigeye is 0.16. The average CV of the spawning biomass estimates is 0.23.

Given the amount of uncertainty in both the estimates of biomass and the estimates of recruitment

(Section 4.2.2), it is difficult to determine whether trends in the biomass of bigeye have been influenced more by variation in fishing mortality or by variation in 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 at the start of the first quarter of 1975 was allowed to grow (using the time series of estimated recruitment anomalies, the estimated environmental effect, and the stock-recruitment curve illustrated in Figure 4.8) in the absence of fishing. The simulated biomass estimates are always greater than the biomass estimates from the base case assessment (Figure 4.11). Second, the biomass of bigeye can be substantially increased by strong recruitment events. Both peaks in the biomass of 1+-year-old bigeye (1985 and 2000; Figure 4.10) were preceded by peak levels of recruitment (1982-1983 and 1995-1997, respectively; Figure 4.9).

#### **4.2.4. Average weights of fish in the catch**

Trends in the average weights of bigeye captured by the fisheries that operate in the EPO are illustrated in Figure 4.12. The fisheries that catch bigeye in association with floating objects (Fisheries 1-5) have taken mostly fish that, on average, weigh less than the critical weight, which indicates that these fisheries do not maximize the yield per recruit (see Section 5.2). During 1999 the average weights of bigeye taken from associations around floating objects increased substantially (Figure 4.12, Fisheries 2-5). During the latter half of 2000, however, the average weight of the fish taken by Fisheries 2, 3, and 5 decreased (Figure 4.12). Fisheries 7 and 8 have captured bigeye that are, on average, 30% less than the critical weight. The average weights of bigeye taken by Fishery 8 increased since 1999 (Figure 4.12). The average weight of bigeye taken by the longline fishery operating south of 15°N (Fishery 9) has always been around the critical weight, which indicates that this fishery tends to maximize the yield per recruit (see Section 5.2). In general the average weight of bigeye taken by the all of the surface fisheries combined (excluding the discard fisheries) increased during 1998 and early 1999, and then decreased (Figure 4.12). The average weight of bigeye taken by both longline fisheries combined appears to have decreased during early 1997, 1998, and 1999, and then increased (Figure 4.12). These two trends, for the combined surface fisheries and the combined longline fisheries, were probably caused by the strong cohorts of 1995–1997 moving through the surface fisheries and into the longline fisheries and the subsequent weak recruitment from 1998 to 2000 (Figure 4.9).

### **4.3. Comparisons to external data sources**

In the base case assessment, the growth increments are estimated for the younger bigeye. The estimated mean lengths at age are less than those given by Suda and Kume (1967: Table 4.3 and Figure 4.13). The most recent assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean (Hampton 2002) also estimated reduced growth rates for young bigeye, and this is also consistent with reduced growth found in both growth and tagging studies (Lehody *et al.* 1999)

### **4.4. Diagnostics**

A technical meeting on diagnostics was held in October 2002. The outcome from this meeting was 1) a set of diagnostics that should be evaluated regularly, 2) a set of diagnostics that should be evaluated periodically, and 3) a list of specific research questions. Several of the recommendations have been included in this assessment. We present these in three sections; 1) residual plots, 2) parameter correlations, and 3) retrospective analysis.

#### **4.4.1. Residual plots**

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

The observed proportion of fish caught in a length class is assumed to be normally distributed around the predicted proportion, with the standard deviation equal to the binomial variance, based on the observed proportions, divided by the square of the sample size (Maunder and Watters 2003). The length-frequency residuals appear to be less than the assumed standard deviation (Figures A.1 and A.3, *i.e.* the assumed sample size is too small; see Sections 4.5 and 5.6 and Appendix F for a sensitivity analysis to the length-frequency sample size), they have a negative bias (Figure A.1), are more variable for some lengths than others (Figure A.1), but tend to be consistent over time (Figure A.2). The negative bias is due to the large number of zero observations. A zero observation causes a negative residual, and also a small standard deviation, which inflates the normalized residual.

The estimated quarterly effort deviations are shown versus time in Figure A.4. These residuals are assumed to be normally distributed (the residual is exponentiated before multiplying by the effort so the distribution is actually lognormal) with a mean of zero and a given standard deviation. A trend in the residuals indicates that the assumption that CPUE is proportional to abundance is violated. The assessment assumes that the Southern longline fishery (Fishery 9) provides the most reasonable information about abundance (standard deviation = 0.2) the floating-object and the Northern longline fisheries have the least information (standard deviation = 0.4), and the discard fisheries have no information (standard deviation = 2). Therefore, a trend is less likely in the southern longline fishery (Fishery 9) than in the other fisheries. The trends in effort deviations are estimates of the trends in catchability (see Section 4.2.1). Figure A.4 shows no overall trend in the southern longline fishery effort deviations, but there are some consecutive residuals that are all above or all below the average. The standard deviation of the residuals is much greater than the 0.2 assumed for this fishery. For the other fisheries, the standard deviations of the residuals are all greater than those assumed, except for the discard fisheries. These results indicate that the assessment gives more weight to the CPUE information than it should (see below and Section 4.5 for additional indication that less weight should be given to the CPUE information and more to the length-frequency data). The effort residuals for the floating-object fisheries show an increasing trend over time. These trends may be related to true trends in catchability.

#### **4.4.2. Parameter correlations**

Often quantities, such as recent estimates of recruitment deviates and fishing mortality can be highly correlated. This information indicates a flat solution surface, which implies that alternative states of nature have similar likelihoods. Effort deviates and recruitment deviates in recent years are both uncertain and correlated. To account for this, we have excluded recent effort deviates and fishing mortality estimated for 2002 from yield calculations and projections (see Section 4).

There is negative correlation (around 0.4) between the current estimated effort deviates for each fishery and estimated recruitment deviates lagged to represent cohorts entering each fishery, particularly for the discard fisheries. Earlier effort deviates are positively correlated with these recruitment deviates.

Current spawning biomass is positively correlated (around 0.4) with recruitment deviates lagged to represent cohorts entering the spawning biomass population. This correlation is greater than for earlier spawning biomass estimates. Similar correlations are seen for recruitment and spawning biomass.

#### **4.4.3. Retrospective analysis**

Retrospective analysis is 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 to the comparison of recent assessments (Section 4.6) 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.

We present two retrospective analyses, 1) removing the catch and length-frequency data for 2002, and 2) removing the catch and length-frequency data for 2001 and 2002. For both these analyses we continued to model the population to the start of 2003, using the same effort data but scaled by average effort deviates estimated for 2000 and 2001 to account for trends in catchability. We do not estimate recruitment or effort deviations for the years for which the data have been excluded. This allows the prediction of abundance conditioned on “known” effort. Results show that the model is fairly robust, but that there is some evidence that the earlier information on the cohorts from 1999 to 2001 indicated that the cohorts were weaker than they actually were. These cohorts are still below average. Also, the strong cohorts in 1995–1997 were slightly stronger than earlier data suggested (Figures G.1 to G.3). The strength of the strong cohorts in 1995–1997 were slightly stronger than earlier data suggested (Figures G.1 to G.3). The strength of the strong year classes prior to 1999 is shown in the trend in SBR.

#### **4.5. Sensitivity analysis**

Five sensitivity analyses are conducted in the current assessment: sensitivity to the stock–recruitment relationship (Appendix B), sensitivity to the method used to estimate catches in the surface fisheries (Appendix C), sensitivity to the SPC estimates of Korean longline catch data (Appendix D), sensitivity to the longline CPUE indices used in the previous assessment of Maunder and Harley (2002) (Appendix E), and sensitivity to the assumed sample sizes for the length-frequency data (Appendix F). Additional sensitivity analyses were conducted, but are not presented and Watters and Maunder (2002) presented several sensitivity analyses. Here we describe differences in model fit and model prediction, and delay our discussion of differences in yields and stock status to Section 5.6.

For the analysis with steepness of the Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship equal to 0.75, the estimates of biomass (Figure A.1) and recruitment (Figure A.2) are essentially the same as for the base case. This probably occurs for two reasons: 1) there is sufficient information in the catch-at-length data for all years, and 2) there is little contrast in spawning biomass, so the stock-recruitment model has little effect. Therefore, the stock-recruitment relationship does not provide additional information to the stock assessment in terms of biomass or recruitment.

When the cannery and unloading estimates of purse-seine catches are used (as by Maunder and Harley, 2002), both biomass (Figure C.1) and recruitment (Figure C.2) are lower. The cannery and unloading estimates of catch are much lower, especially in 2001 and 2002 (Figure C.5).

The effect of changes in the longline catches is greater than that of changes in purse-seine catches. When the larger SPC-estimated Korean longline catch is used, both the biomass (Figure D.1) and recruitment (Figure D.2) are increased. Biomass is 50% greater in 1975 and doubled in 2003. This is expected, since additional biomass is required to compensate for the increased removals if the same trend (as represented by the CPUE) is to be achieved, but the differences are greater than those found by Maunder and Harley (2002). The SPC-estimated Korean longline catches are generally greater throughout the period but especially for 1985–1987 and 1990–1992 (Figure D.5).

The model is sensitive to longline CPUE, as this is assumed to be proportional to abundance. When compared to the base case, habitat-standardized CPUE has a greater decline for Fishery 8, but a greater increase in recent years for Fishery 9 (Figure E.5). Biomass trends are similar in the middle of the time series, but greater at the start and end for the sensitivity analysis (Figure E.1). Recruitment patterns are generally similar (Figure E.2).

A sensitivity analysis was carried out to determine the influence of the length-frequency sample size. McAllister and Ianelli (1997) used an analytical method to determine the effective sample size for catch-at-age data, based on the observed and predicted proportional catch at age. They used a method of iteratively modifying the sample size based on this calculation until the change in sample size was only small. Usually this took only three or four iterations. We use this method to determine new sample sizes

for each set (fishery and time period) of length-frequency data. The original sample size used in the base case was based on number of wells sampled for the surface gears. For the longline gears we modified the sample size so that the average sample size for the Southern longline fishery was equal to the average sample size for the surface fishery that had the maximum average sample size (Fishery 2). Table F.1 gives the average sample size by fishery for the base case and for the iterative re-weighting sensitivity. Figures F.7a and F.7a show the frequency distributions for the scalar used to increase the sample sizes in the sensitivity analysis. The re-weighted sample sizes are much greater than the base case for all fisheries (Table F.1 and Figures F.7a and F.7b). The sample size is increased on average between about 15 times for all surface fisheries and 229 and 107 times for the Northern and Southern longline fisheries respectively. This indicates that the purse-seine effective sample size is still less than the number of fish measured (about 50 per well) and that the longline effective sample size is still substantially less than the number of fish measured, but the longline data sets have much greater effective sample sizes than the length-frequency samples from the surface fisheries.

The results from the re-weighting sensitivity are quite different to the base case in many aspects. The biomass trajectory is similar in the middle of the series (1985–1997), but it is less than half during the early part of the series (1975–1982), are consistent until 1997 at which time it decreases sharply, as observed in the base case (Figure F.1). Recruitment is much more variable, and generally more extreme (Figure F.2a), and the estimates are much more precise (Figure F.2b) with an average CV of 0.13 compared to 0.37 for the base case. The model is no longer over-fitting the length-frequency data from a residual standpoint (Figure F.5) which is not surprising, as the method used to determine the effective sample sizes is based on these residuals. The change in the biomass trajectories illustrates the tradeoff between the length-frequency and CPUE data. Figure F.6 indicates a strong trend in effort deviates (and therefore catchability) for Fishery 9. This is the largest longline fishery for which CPUE is standardized and thought to reflect abundance.

#### **4.6. Comparison to previous assessments**

Despite the large number of changes in important model assumptions and inputs, *e.g.* natural mortality, CPUE, and selectivity penalties, the last three assessments give a picture very similar to the base case assessment for 2003. Biomass trajectories are very similar (Figure 4.14) and the previous assessment that started in 1975 (that for 2000) provides results very similar to this assessment but does suggest that the strong cohorts during 1995- 1997 were over-estimated in the 2000 assessment.

To make valid comparisons of changes in estimates of spawning biomass, we applied the values of maturity and fecundity assumed in this assessment to the estimated age structure from the previous assessments. This is not completely satisfactory, as the 2001 assessment (Watters and Maunder 2002) assumed a stock-recruitment relationship, assuming different spawning biomass. Patterns are similar, but the differences are increased when compared to the biomass comparison (Figure 4.15). Again, the results for the 2000 assessment are most similar to this assessment.

#### **4.7. 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 20 quarters old has increased substantially since 1993, and that on fish more than about 24 quarters old has decreased a little since then. The increase in average fishing mortality on the younger fish was caused by the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects. The base case assessment suggests that 1) the use of FADs has substantially increased the catchability of bigeye by fisheries that catch tunas associated with floating objects, and 2) that bigeye are substantially more catchable when they are associated with floating objects in offshore areas.

Recruitment of bigeye tuna to the fisheries in the EPO is variable, and the mechanisms that explain variation in recruitment have not been identified. Nevertheless, the abundance of bigeye tuna being

recruited to the fisheries in the EPO appears to be related to zonal-velocity anomalies at 240 m during the time that these fish were assumed to have hatched. 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 two important features in the estimated time series of bigeye. First, greater-than-average recruitments occurred in 1977, 1979, 1982-1983, 1992, 1994, and 1995-1997. However, that the lower confidence bounds of these estimates were greater than the estimate of virgin recruitment for only two years, 1994 and 1997, so it is uncertain whether these recruitments were, in fact, greater than the virgin recruitment. An above-average cohort is estimated for the first quarter of 2001, but this estimate is uncertain. Second, recruitment has been much less than average for most of the recent period from the second quarter of 1998 to the end of 2000, and the upper confidence bounds of many of these recruitment estimates are below the virgin recruitment. Evidence for these low recruitments comes from the decreased CPUEs achieved by some of the floating-object and discard fisheries, the length-frequency data, and poor environmental conditions for recruitment. The extended series of low recruitments is important because it is likely to produce a series of years in which the spawning biomass ratio will be below the level that would support the average maximum sustainable yield (AMSY).

The biomass of 1+-year-old bigeye increased during 1980-1984, and reached its peak level of about 530,000 t in 1986. After reaching this peak, the biomass of 1+-year-olds decreased to an historic low of about 185,000 t at the start of 2003. Spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 1+-year-olds, but lagged by 2-3 years. There is uncertainty in the estimated biomasses of both 1+-year-old bigeye and spawners. Nevertheless, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye present in the EPO; both are predicted to be at their lowest levels by the end of 2003. There has been an accelerated decline in biomass since the small peak in 2000.

The estimates of recruitment and biomass are sensitive both to the way in which the assessment model is parameterized and to the data that are included in the assessment. Inclusion of the SPC-estimated Korean longline catch increased estimates of biomass and recruitment. However, including a stock-recruitment relationship did not change the estimates of biomass or recruitment. The re-weighting of the length-frequency sample sizes produced the greatest differences in biomass trajectories. However, trends in effort deviates for the longline fisheries were inconsistent with CPUE data that had been standardized. In general, the results of the sensitivity analysis and those of Watters and Maunder (2002) support the view that the base case estimates of biomass are uncertain.

## 5. STOCK STATUS

The status of the stock of bigeye tuna in the EPO is assessed by considering calculations based on the spawning biomass, yield per recruit, 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. 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 five subsections. Possible candidates for reference points are:

1.  $S_{AMSY}$ , the spawning biomass when the stock is at the AMSY level, as a target reference point,
2.  $F_{MSY}$  as a limit reference point,
3.  $S_{min}$ , the minimum spawning biomass seen in the model time frame, as a limit reference point.

Maintaining tuna stocks at levels capable of producing the AMSY is the current management objective specified by the IATTC Convention. The  $S_{min}$  reference point is based on the observation that the population has recovered from this population size in the past. Unfortunately, for bigeye, this may not be an appropriate reference point, as historic levels have been above the level that would produce AMSY.

Development of reference points that are consistent with the precautionary approach to fisheries management will continue.

### 5.1. Assessment of stock status based on spawning biomass

The ratio of spawning biomass during a period of harvest to that which would accumulate in the absence of fishing is useful for assessing the status of a stock. This ratio, termed the spawning biomass ratio (SBR), is described by Watters and Maunder (2001). The equation defining the SBR is

$$\text{SBR}_t = \frac{S_t}{S_{F=0}}$$

where  $S_t$  is the spawning biomass at any time ( $t$ ) during a period of exploitation, and  $S_{F=0}$  is the spawning biomass that would be present if there were no fishing for a long period (*i.e.* the equilibrium spawning biomass if  $F = 0$ ). The SBR has a lower bound of zero. If the SBR 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.

The SBR has been used to define reference points in many fisheries. Various studies (*e.g.* Clark 1991, Francis 1993, Thompson 1993, Mace 1994) suggest that some fish populations can produce the AMSY when the SBR of about 0.3 to 0.5, and that some fish populations are not able to produce 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  $\text{SBR}_t$  can be compared to an estimate of SBR for a population that is producing the AMSY ( $\text{SBR}_{\text{AMSY}} = S_{\text{AMSY}}/S_{F=0}$ ).

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 4.2.2. The equilibrium spawning biomass of an unexploited population is estimated to be about 159,000 t, with lower and upper confidence limits ( $\pm 2$  standard deviations) of about 137,000 t and 182,000 t. The SBR that would be expected if the stock were producing the AMSY ( $\text{SBR}_{\text{AMSY}}$ ) is estimated to be about 0.18. This is much less than that estimated for the previous assessment due to changes in the assumptions regarding maturity, fecundity, and natural mortality. These changes also change our interpretation of trends in SBR from previous assessments.

At the beginning of January 2003, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was slightly less than that in 1975 and greater than had been observed for several years. At this time the SBR was about 0.27, with lower and upper confidence limits ( $\pm 2$  standard deviations) of about 0.15 and 0.39. As the lower bound is only slightly less than 0.18, the spawning biomass of bigeye in the EPO was probably greater than the level required if the stock was to produce the AMSY.

A time series of SBR estimates for bigeye tuna in the EPO is shown in Figure 5.1. At the start of 1975, the SBR was about 0.35 (Figure 5.1). This is consistent with the fact that the stock of bigeye in the EPO was being utilized for a long period prior to 1975 and that the spawning biomass is made up of older individuals that may be more quickly removed from an exploited population. The SBR increased during 1983-1987, and by the beginning of the first quarter of 1987 was 0.45 (Figure 5.1). This increase can be attributed to the large cohorts that were recruited during 1982 and 1983 (Figure 4.9) and to the relatively small catches that were taken by the surface fisheries during this time (Figure 2.2, Fisheries 1 and 6). This peak in spawning biomass was soon followed by a peak in the longline catch (Figure 2.2, Fishery 9). After 1987 the SBR decreased to a level of about 0.20 by the first quarter of 1999 (Figure 5.1). 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 1985-1995 (Figure 2.2, Fishery 9). In 2000 the SBR increased to about 0.31 by the first quarter of 2002 (Figure 5.1). This increase can be attributed to the relatively high levels of recruitment that are estimated to have occurred during 1997 (Figure 4.9). During the later part of 2002 the SBR decreased rapidly, due to the weak year classes during 1998–2001 and the greater catches from surface fisheries.

The SBR estimates are reasonably precise; the average CV of these estimates is about 0.17. The relatively narrow confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around the SBR estimates suggest that for most quarters during January 1975 to January 1997 the spawning biomass of bigeye in the EPO was greater than the level that would be expected to occur if the population were producing the AMSY (Section 5.3). This level is shown as the dashed line at 0.18 in Figure 5.1.

Estimates of the average SBR projected to occur during 2003-2007 are also presented in Figure 5.1 (see Section 6 for additional details regarding the projections). The projection results indicate that the SBR is likely to reach an historic low level in 2006 and remain below the level that would be expected if the population were producing the AMSY until well after 2008. This decline is likely to occur regardless of environmental conditions and the amounts of fishing that occur in the near future because the projected estimates of SBR are driven by the small cohorts that were produced during 1999 to 2001 (Figure 4.9).

## **5.2. Assessment of stock status based on yield per recruit**

Yield-per-recruit calculations have also been used in previous assessments of bigeye from the EPO. Watters and Maunder (2001) reviewed the concept of “critical weight,” and compared the average weights of bigeye taken by all fisheries combined to the critical weight. This comparison was used to evaluate the performance of the combined fishery relative to an objective of maximizing the yield per recruit. If the average weight in the catch is close to the critical weight, the fishery is considered to be satisfactorily achieving this objective. If the combined fishery is not achieving this objective, the average weight can be brought closer to the critical weight by changing the distribution of fishing effort among fishing methods with different patterns of age-specific selectivity.

Using the natural mortality and growth curves from the base case assessment (Figures 3.1 and 4.13 respectively), the critical weight for bigeye tuna in the EPO is estimated to be about 54.7 kg. This is larger than previous estimates due to changes in natural mortality assumed in this assessment. The critical age of 18 quarters is less than the age at which 50% of females are assumed to be mature. This occurs because the critical age and yield-per-recruit calculations do not consider maturity, fecundity, or stock-recruitment relationships.

Figure 5.2 shows that the fishery was catching, on average, bigeye near the critical weight during 1975-1993, but the expansion of the floating-object fishery, which catches bigeye below the critical weight, caused the average weight of bigeye caught since 1993 to be less than the critical weight.

## **5.3. Assessment of stock status based on AMSY**

Maintaining tuna stocks at levels capable of producing the AMSY 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 2000 and 2001. 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 the most recent 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 2003, the biomass of bigeye tuna in the EPO appears to have been about 25% less than the level that would be expected to produce the AMSY (Table 5.1). However, the recent catches are estimated to have been about 40% above the AMSY level.

If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity (Figure 4.5) are maintained, the level of fishing effort that is estimated to produce AMSY is about 79% of the current level of effort ( $F$  multiplier in the list above). Decreasing effort by 21% of its present level would increase the long-term average yield by only about 2%, but would increase the spawning potential of the stock by about 50% (Figure 5.3). The results of the sensitivity analysis (Section 5.4) give the results of an assessment with a stock-recruitment relationship.

Recent catches may have been greater than the AMSY because large cohorts were recruited to the fishery throughout most of the 1995-1998 period and current fishing mortality levels are not sustainable (Figure 4.9). The AMSY-based quantities are estimated by assuming that the stock is at equilibrium with fishing, but during 1995-1998 the stock was not at equilibrium. 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. If this is the case, the catches of bigeye taken by the surface fleet will probably decline when the large cohorts recruited during 1995-1998 are no longer vulnerable to these 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 fishery. If an additional management objective is to maximize the AMSY, the Southern longline fishery (Fishery 9) would perform the best, and the floating-object fisheries (Fisheries 2-5) would perform the worst (Table 5.3). If the management objective is to maximize  $S_{\text{AMSY}}$ , the fishery that has recently been catching bigeye from unassociated schools of tuna (Fishery 7) would perform the best, followed by the southern longline fishery (Fishery 9) (Table 5.3). However, Fishery 7 catches very few bigeye, and would require an unrealistically high increase in effort (97 times) to achieve AMSY; therefore the results of Fishery 7 will be ignored. The surface fisheries that catch bigeye by making purse-seine sets on floating objects (Fisheries 2-5) also perform the worst at maximizing  $S_{\text{AMSY}}$ .

The Southern longline fishery (Fishery 9) is closest to simultaneously satisfying the objectives of maximizing the AMSY and  $S_{\text{AMSY}}$ . Changing the current allocation of fishing effort so that only one type of fishery would continue to operate in the EPO is unrealistic, given the diverse nature of the fleet and the commercial importance of the other tuna species.

#### **5.4. Lifetime reproductive potential**

One common management objective is the conservation of spawning biomass. Conservation of spawning biomass allows an adequate supply of eggs so that future recruitment is not adversely affected. If reduction in catch is required to protect the spawning biomass, it is advantageous to know at which ages to avoid catching fish to maximize the benefit to the spawning biomass. This can be achieved by

estimating the lifetime reproductive potential for each age class. If a fish of a given age is not caught it has an expected (average over many fish of the same age) lifetime reproductive potential (*i.e.* the expected number of eggs that a fish will produce over its remaining lifetime). This value is a function of the fecundity of the fish at the different stages of its remaining life and the natural and fishing mortality it is subjected to. The higher the mortality, the less likely the individual is to survive and continue reproducing. Younger individuals may appear to have more time in which to reproduce, and therefore greater lifetime reproductive potential; however, because younger individuals have a greater rate of natural mortality their remaining expected lifespan is less. An older individual, which has survived through the ages for which mortality is high, has a greater expected lifespan, and thus may have a greater lifetime reproductive potential. Mortality rates may be greater at the oldest ages and reduce the expected lifespan of these ages, thus reducing lifetime reproductive potential. Therefore, the age of maximum lifetime reproductive potential may be at an intermediate age. Calculations are made for each quarterly age-class to calculate the lifetime reproductive potential. Because current fishing mortality is included, the calculations are based on marginal changes (*i.e.* the change in egg production if one individual or one unit of weight is removed from the population), and any large changes in catch would produce somewhat different results because of changes in the future fishing mortality rates. In the calculations the average fishing mortality at age over 2000 and 2001 is used. If fishing avoids catching a single individual, the most benefit to the spawning biomass would be achieved by avoiding an individual at age 25 quarters (Figure 5.4, upper panel). These calculations suggest that restricting catch from fisheries that capture old bigeye would provide the most benefit to the spawning biomass. However, this is not a fair comparison because an individual of age 25 quarters is considerably heavier than an individual recruiting to the fishery at age 2 quarters. The calculations were repeated based on avoiding capturing one unit of weight. If fishing avoids catching a single unit of weight, the most benefit to the spawning biomass would be achieved by avoiding catching fish recruiting to the fishery at age 2 quarters (Figure 5.4, lower panel). These calculations suggest that restricting catch from fisheries that capture young bigeye would provide the most benefit to the spawning biomass. The results also suggest that reducing catch by one ton of young bigeye will protect approximately the same amount of spawning biomass as reducing the catch of old bigeye by about two tons.

### 5.5 $MSY_{ref}$ and $SBR_{ref}$

Section 5.3 discusses how  $MSY$  and the  $SBR$  at  $MSY$  are dependent on the selectivity of the different fisheries and the effort distribution among these fisheries.  $MSY$  can be increased or decreased applying more effort to one fishery or another. If the selectivity of the fisheries could be modified at will, there is an optimum yield that can be obtained (Global  $MSY$  Beddington and Taylor 1973; Getz 1980; Reed 1980). Maunder (2002b) showed that the optimal yield can be approximated (usually exactly) by applying a full or partial harvest at a single age. Maunder (2002b) termed this harvest  $MSY_{ref}$  and suggested that two thirds of  $MSY_{ref}$  may be an appropriate limit reference point (*e.g.* effort allocation and selectivity patterns should produce  $MSY$  that is at or above  $\frac{2}{3}MSY_{ref}$ ). The two thirds suggestion was based on analyses by other investigators that indicated the best practical selectivity patterns could produce 70-80% of  $MSY_{ref}$ , that the yellowfin assessment at the time (Maunder and Watters 2002a) estimated that the dolphin fisheries produce about this  $MSY$ , and that two-thirds is a convenient fraction.

$MSY_{ref}$  is associated with a  $SBR$  ( $SBR_{ref}$ ) that may also be an appropriate reference point.  $SBR_{ref}$  is not dependent on the selectivity of the gear or the effort allocation among gears. Therefore,  $SBR_{ref}$  may be more appropriate than  $SBR_{MSY}$  for stocks with multiple fisheries and should be more precautionary because  $SBR_{ref}$  is usually greater than  $SBR_{MSY}$ . However, when recruitment is assumed to be constant (*i.e.* no stock-recruitment relationship),  $SBR_{ref}$  may still be dangerous to spawning stock because it is possible that  $MSY_{ref}$  occurs before the individuals become fully mature. Although, it may be possible that a general life history pattern in which growth is reduced or natural mortality is increased when individuals become mature may provide a growth and natural mortality tradeoff after the age at maturity that is protective of  $SBR$ . This is observed for about 90% of the stocks presented by Maunder (2002b).  $SBR_{ref}$

may be a more appropriate reference point than generally suggested  $SBR_{x\%}$  (e.g.  $SBR_{30\%}$  to  $SBR_{50\%}$ ; see Section 5.1) because  $SBR_{ref}$  is estimated using the biology of the stock. However,  $SBR_{ref}$  may be sensitive to uncertainty in biological parameters, such as the steepness of the stock-recruitment relationship, natural mortality, maturity, fecundity, and growth.

$MSY_{ref}$  is estimated to be 143,967 t and  $SBR_{ref}$  is estimated to be 0.04 (Figure 5.5). The low  $SBR_{ref}$  is a function of the lack of inclusion of a stock-recruitment relationship in the base case model. This is also consistent with the critical age (18 quarters) being less than the age at which 50% of the females are assumed to be mature.  $MSY$  at the current effort allocation is only 47% of  $MSY_{ref}$ . If the fishery were exploited assuming the same selectivity pattern as Fishery 9 (Southern longline fishery)  $MSY$  would be 85% of  $MSY_{ref}$ . More research is needed to determine if reference points based on  $MSY_{ref}$  and  $SBR_{ref}$  are appropriate.  $MSY_{ref}$  assuming a stock-recruitment relationship is compared in Section 5.6.

## 5.6. 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. The base case used average fishing mortality for 2000 and 2001.

Including a stock-recruitment model with a steepness of 0.75, the  $SBR$  required if the population was producing  $AMSY$  is estimated to be at 0.29, compared to 0.18 for the base case and 0.36 for the previous assessment (Maunder and Harley 2002) (Table 5.1). This value does not change much for any of the other sensitivity analyses. The sensitivity analyses for steepness and the re-weighting estimate  $F$  multipliers less than the base case (0.53 and 0.54 respectively), while others are greater, but only the Korean longline sensitivity estimates a value greater than 1 (1.08) (Table 5.1 and Figures B.4, C.4, D.4, E.4, and F.4). This analysis also estimates a  $MSY$  16% higher than the base case.

The  $F$  multiplier is much more sensitive than other management quantities to the periods for fishing mortality assumed in the calculations (Tables 5.2, H.1, and H.2, and Figures H.1 and H.2). Assuming recent (2001 and 2002) fishing mortality estimates gives much lower  $F$  multipliers (base case = 0.57), and using the 1999 and 2000 estimated fishing mortalities gives  $F$  multipliers slightly greater than 1. Under recent fishing mortalities, all sensitivity analyses estimate  $F$  multipliers much less than one—the most optimistic sensitivity analysis predicts that fishing effort should be reduced by 17%. If effort for the longline fisheries is assumed to remain constant and the  $F$  multiplier estimated only for the purse-seine fisheries the estimate is 0.03, suggesting that effort should be reduced by 97% for these fisheries.

## 5.7. Summary of stock status

At the beginning of January 2003, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was beginning to decline from a recent high level. At that time the  $SBR$  was about 0.27, about 49% greater than the level that would be expected to produce the  $AMSY$ , with lower and upper confidence limits ( $\pm 2$  standard deviations) of about 0.15 and 0.39. The estimate of the lower confidence bound is only slightly less than the estimate of  $SBR_{AMSY}$  (0.18), suggesting that, at the start of January 2003, the spawning biomass of bigeye in the EPO was greater than the level that is required to produce the  $AMSY$ .

The relatively narrow confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around the  $SBR$  estimates suggest that for most quarters during January 1975 to January 1997 the spawning biomass of bigeye in the EPO was probably greater than the level that would be expected to occur if the population were producing the  $AMSY$ . This level is shown as the dashed line at 0.18 in Figure 5.1.

Estimates of the average  $SBR$  projected to occur during 2003-2007 (Figure 5.1) indicate that the  $SBR$  is likely to reach an historic low level in 2006 and remain below the level required if the population were to produce the  $AMSY$  until 2007, and probably after that. This decline is likely to occur regardless of environmental conditions and the amounts of fishing that occurs in the near future because the projected estimates of  $SBR$  are driven by the small cohorts that were produced during 1998 to 2000.

The average weight of fish in the catch of all fisheries combined has been below the critical weight (about

54.7 kg) since 1993, suggesting that the recent age-specific pattern of fishing mortality is not satisfactory from a yield-per-recruit stand point.

The distribution of effort among fishing methods affects both the equilibrium yield per recruit and the equilibrium yield. When floating-object fisheries take a large proportion of the total catch, the maximum possible yield per recruit is less than that when longline catches are dominant. Also, if longline catches are dominant, the maximum yield per recruit (or a value close to it) can be obtained over a wide range of  $F$  multipliers. When floating-object fisheries take a large proportion of the total catch, a more narrow range of  $F$  multipliers provides a yield per recruit that is close to the maximum. When floating-object fisheries take a large proportion of the total catch, and a stock-recruitment relationship exists, extremely large amounts of fishing effort would cause the population to crash. When longline catches are dominant, the population can sustain substantially greater fishing mortality rates. These conclusions are valid only if the age-specific selectivity pattern of each fishery is maintained.

Recent catches are estimated to have been about 40% above the AMSY level. If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity are maintained, the level of fishing effort that is estimated to produce AMSY is about 79% of the current level of effort. Decreasing the effort to 79% of its present level would increase the long-term average yield by only 2%, but such an action would increase the spawning potential of the stock by about 50%. The catch of bigeye by the surface fleet may be determined largely by the strength of recruiting cohorts. Thus, the catches of bigeye taken by the surface fleet will probably decline when the large cohorts recruited during 1995-1998 are no longer vulnerable to the surface fisheries. 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.

With the exception of the steepness sensitivity, analyses suggest that at the start of 2003 the spawning biomass was above the level corresponding to the AMSY. 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.

## **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 hypothetical 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. One hundred and one simulations were conducted for each of the scenarios outlined in Sections 6.1 and 6.2. The simulations discussed throughout the following subsections were conducted for a time span of five years, covering the period of 2003 through 2007 (with quarterly time steps). These types of simulations were also conducted in previous assessments of bigeye by Watters and Maunder (2001, 2002) and Maunder and Harley (2002). This method is used for the base case assessment and some sensitivity analyses.

In addition to the base case assessment, a sensitivity analysis to the assumptions used in the calculation of the catchability used in the projections is included. The difference between the analyses is the period over which the effort deviates are taken. In the base case assessment, the future catchability is calculated as the average catchability multiplied by the average effort deviates by quarter for 2000 and 2001. In the sensitivity analysis, two alternatives were considered, 1) assuming average catchability with effort deviates for 1999 and 2000, and 2) average catchability with effort deviates from 2001 and 2002.

In addition to the method used in previous assessments, a new method has been applied based on the normal approximation to the likelihood profile. The previously-used method does not take parameter uncertainty into consideration. It considers only uncertainty about future recruitment. A substantial part of

the total uncertainty in predicting future events is caused by uncertainty in the estimates of the model parameters and in the estimates of the current status. This uncertainty should be considered in any forward projections. Unfortunately, the appropriate methods are often not 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, which allows for the inclusion of both parameter uncertainty and uncertainty about future recruitment. This method is implemented by extending the assessment model an additional 5 years with effort data based on the average over 2001 and 2002, by quarter, and catchability and effort deviates for 2000 and 2001 (again by quarter). These are the same assumptions used in the standard method for projections. No catch or length-frequency data are included for these years, and the projections are based on the average catchability estimated (within the projection model) over the 1975-2002 period. The recruitments for the 5 years are estimated as in the assessment model with a lognormal penalty with a standard deviation of 0.6. Normal approximations to the likelihood profile are generated for SBR, surface catch, and longline catch. The descriptions below refer only to the method used in previous assessments.

## **6.1. Assumptions about fishing operations**

### **6.1.1. Fishing effort**

The following scenarios have been specified to describe the hypothetical amount of fishing effort that might be exerted by the surface fleet during 2003-2007.

1. The surface fleet would exert an amount of effort that is equal to 75% of the average amount of effort it exerted during 2001-2002.
2. The surface fleet would exert an amount of effort that is equal to the average amount of effort it exerted during 2001-2002.
3. The surface fleet would exert an amount of effort that is equal to 125% of the average amount of effort it exerted during 2001-2002.
4. The surface fishery would not discard small bigeye tuna, *i.e.* Fisheries 10–13 will have zero effort.

These scenarios are based on quarterly levels of fishing effort. For example, in the first scenario, the effort during the fourth quarters of 2003-2007 is equal to 75% of the average effort exerted during the fourth quarters of 2001 and 2002.

All of the simulations were conducted under the assumption that, from 2003 through 2007, the longline fleet would exert an amount of effort equal to the amount of effort it exerted during 2000 and 2001 (again by quarter).

### **6.1.2. Selectivity and catchability**

Two assumptions were made about selectivity (the age-specific component of fishing mortality). First, it was assumed that the selectivity curve for each fishery included in the simulation study does not change during the course of the simulation. Second, it was assumed that the selectivity curve for each fishery included in the simulation is same as that estimated by the stock assessment model (*i.e.* the selectivity curves are the same as those shown in Figure 4.5).

It was further assumed that, for each fishery included in the simulation, the catchability of bigeye tuna does not change during the course of the simulation. Determination of future levels of catchability are described in Section 6.

### **6.1.3. Discards**

Two scenarios have been specified to describe the future status of discarded bigeye. In the first scenario, it is assumed that all discarded bigeye will die. In the second scenario, it is assumed either that there are no discards because the fish that are usually discarded will not be caught or, equivalently, that all

discarded bigeye survive. The assumption of no discards is not intended to represent a scenario in which small fish are retained in the catch, as this has not been explicitly modeled in this simulation study. In most instances, assuming that small fish will be retained is equivalent to assuming that discarded fish will die. Therefore, readers interested in the results of retaining fish that would normally be discarded should consider the simulations conducted under the first scenario for describing the status of discards. It should also be noted, however, that future retention of small fish would cause the simulated catches taken by the primary surface fleet (Fisheries 2-5 and 7) to be underestimated.

## **6.2. Assumptions about population dynamics**

The simulation study was conducted under the assumption that, in the future, the biological and demographic parameters that govern the population dynamics of bigeye tuna in the EPO will be similar to those that governed the dynamics of the stock during January 1975-January 2003. In particular, the stock-recruitment relationship, growth function, weight-length relationship, fecundity schedule, and natural mortality curve were assumed to be the same as those estimated by or used in the base case stock assessment (Sections 3 and 4). As for the base case assessment, it was also assumed that bigeye move around the EPO rapidly enough to ensure that the population is randomly mixed at the beginning of each quarter (Section 3.1.3), and that there is a single stock of bigeye in the EPO (see Section 3.1.5).

Stochasticity is added to each simulation by randomly sampling from a distribution of recruitment anomalies. These anomalies are assumed to come from the same distribution as those in the base case assessment. It should be noted that the estimates of recruitment from the stock assessment model appear to be autocorrelated (Figure 4.7), but, in the simulation study, recruitment was not autocorrelated. Adding autocorrelation to the simulated time series of recruitment would cause the simulation results to be more variable.

## **6.3. Simulation results**

The simulations were used to predict future levels of the SBR, the average weight of bigeye tuna in the catch of all fisheries combined, 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 and Table 6.1. The amount of uncertainty is probably underestimated because the simulations were conducted under the assumption that the parameters estimated by and used in the stock assessment model accurately describe the dynamics of the system. As mentioned in Section 4, this assumption is not likely to be fulfilled.

Unless stated otherwise, all comparisons will be based on comparing the 50% quartile for a sensitivity analysis to the corresponding 50% quartile for the average effort projections.

### **6.3.1. Predicted SBRs**

Within the range of scenarios specified for the simulation study, future changes in the amount of fishing effort exerted by the surface fleet are predicted to have moderate effects on the SBR (Figure 6.1a and Table 6.1). Increasing the surface effort to 125% of its recent, average level is predicted to cause the median estimate of the SBR to decrease by about 28% by the end of 2007 (Table 6.1). Decreasing the surface effort to 75% of its recent average is predicted to increase the median estimate of the SBR by about 57% (Table 6.1).

As noted in Section 5.1, the SBR is projected to decrease throughout 2003, and is likely to be less than  $SBR_{AMS\text{Y}}$  (0.18) through 2004 and continue to decline through 2005 (Figures 6.1a and 6.1b). This trend is due to the series of small cohorts that are estimated to have been recruited during 1998-2000 and the high fishing mortality of these cohorts (Figure 4.9). This decline will occur regardless of environmental conditions and the amount of fishing effort that is exerted during the next two years. The rate at which the spawning biomass subsequently increases after 2006 is projected to depend on future levels of surface-

fishing effort, and increased levels of effort will cause any increase to occur more slowly (Figure 6.1a). It should be noted that average environmental conditions are assumed to occur throughout the period of the projection. If environmental conditions affect recruitment (as suggested by the results presented in Section 4.2.2), conditions during the next two years will affect only the degree to which the SBR increases after the end of the projection period.

If the surface fleet continues to exert an average amount of fishing effort, the SBR is predicted to be moderately sensitive to assumptions about the status of discarded bigeye tuna (Figure 6.1a and Table 6.1). If the small bigeye that are usually discarded are not captured, or if the discarded fish survive, the SBR is predicted to be about 14% greater than that predicted when the discarded bigeye are assumed to die (Table 6.1a). This suggests that preventing discards of small bigeye tuna from the catches taken around floating objects would increase the spawning biomass.

If parameter estimation uncertainty, plus uncertainty about future recruitment, is included in the analysis (see Section 6.5), the results for the projected SBR are substantially more uncertain (Figure 6.1b), but the 95% confidence intervals for SBR in 2005–2007 still do not encompass  $SBR_{AMS\bar{Y}}$ .

### **6.3.2. Predicted average weights of bigeye tuna in the combined catch**

Within the range of scenarios specified for the simulation study, it is predicted that future changes in the amount of fishing effort exerted by the surface fleet will have moderate effects on the average weight of bigeye tuna caught by the fisheries operating in the EPO (Figure 6.2 and Table 6.1). Increasing the surface effort to 125% of its recent average is, after five years, predicted to cause the average weight of fish in the combined catch to decrease by about 14% (Table 6.1). Decreasing the surface effort to 75% of its recent average is predicted to increase the average weight of bigeye in the catch by about 23% (Table 6.1). Under all of the simulated effort scenarios, the average weight of fish in the combined catch taken during 2006 is predicted to be less than the critical weight (compare the estimated critical weight of about 54.7 kg to the 80% quantiles in Table 6.1). These results suggest that it will be difficult to maximize the yield per recruit without reducing the amount of effort exerted by the surface fisheries to levels less than 75% of the recent average.

If the fisheries that catch bigeye tuna in association with floating objects continue to expend an average amount of effort, preventing discards (or ensuring that discarded fish survive) will increase the average weight of fish in the combined catch by about 18% at the end of 2006 (Figure 6.2 and Table 6.1). This result is to be expected because the discard fisheries (Fisheries 10-13) catch a large number of small fish, and this influences the estimate of average weight. The important point, however, is that preventing discards will substantially increase the yield per recruit. It was previously concluded that a substantial reduction in the amount of surface fishing effort would be needed to maximize the yield per recruit, but this reduction can be more moderate if discards are prevented.

### **6.3.3. Predicted catches taken by the primary surface fisheries**

If the future level of effort increases by 25%, the quarterly catches taken by the surface fleet during 2006 are predicted to decrease by 3% (Table 6.1). Similarly, if the future levels of fishing effort decrease by 25%, the quarterly catches taken by the surface fleet during 2006 are predicted to be only 7% less than those predicted under average levels of effort (Table 6.1). This decline with increased effort is consistent with the  $F$  multiplier being less than 1.

If the fisheries that catch bigeye tuna in association with floating objects continue to exert an average amount of effort, preventing discards (or ensuring that discarded fish survive) may increase the future catches of the surface fleet (Figure 6.3 and Table 6.1). Preventing discards would increase the surface catch during 2006 by about 5% (Table 6.1). Preventing discards can increase the catch taken by the surface fleet because an increased number of small fish would survive, and the total biomass of recruiting cohorts would increase from gains due to growth (Section 5.2).

#### **6.3.4. Predicted catches taken by the longline fleet**

The results from the simulation study suggest that future changes in the amount of effort exerted by the surface fleet can affect the catches by the longline fleet (Figure 6.4 and Table 6.1). The longline catch during 2006 is predicted to increase by about 18% if surface fishing effort is reduced to 75% of its recent average for the next 5 years (Table 6.1). Similarly, the longline catch during 2006 is predicted to decrease by about 27% if the surface fishing effort is increased to 125% of its recent average (Table 6.1).

The future catch taken by longline vessels is predicted to be moderately sensitive to whether the surface fleet continues to discard small bigeye while sorting the catches taken around floating objects (Figure 6.4 and Table 6.1). Preventing discards would not substantially affect the longline catch during 2006 (Table 6.1).

#### **6.4. Sensitivity to the method used to calculate fishing mortality rates**

The results of the projections are sensitive to the period averaged to calculate future catchability. The base case assumes catchability (including effort deviates) for 2000 and 2001 – we have compared this to projections based on catchabilities in 1999 and 2000, and 2001 and 2002 (Tables H.3 and H.4 and Figures H.3 to H.6). Using catchabilities for 1999 and 2000 provides generally similar results, but predicts slightly lower future catches and marginally greater SBRs. Catchabilities for 2001 and 2002 predict much greater catches for the purse-seine fisheries and lower longline catches. The SBR is reduced to almost half of that from the base case projections. Using catchability for 2001 and 2002 with a steepness of 0.75 essentially sent to population to extinction.

#### **6.5. Results using the normal approximation to the likelihood profile**

In general, the estimates from the normal approximation to the likelihood profile are the same as the estimates using the previous method, as both use the same effort and catchability assumptions. The difference occurs in the confidence intervals which are much wider for the likelihood profile method. These estimates of the confidence intervals are more realistic because they include parameter uncertainty.

#### **6.6. Summary of the simulation results**

The small cohorts of bigeye tuna that were apparently recruited to the fisheries in the EPO during 1998-2000 should cause the SBR to decrease throughout 2003 and to be substantially less than  $SBR_{AMSY}$ . During 2003, the spawning biomass of bigeye in the EPO should decline to historically low levels, and continue to decline further after that. This decline is predicted to occur regardless of the amount of fishing effort and environmental conditions that occur in the near future. The SBR is projected to further decrease during 2004-2006.

Future changes in the level of surface fishing effort are predicted to affect the SBR, the average weight of fish in the catch from all fisheries combined, and the total catch of the longline fleet. Increasing the level of surface fishing effort to 125% of its recent average is predicted to decrease the SBR, decrease the average weight of fish in the combined catch, increase the total catch taken by the surface fleet, and decrease the total catch taken by the longline fleet. Reducing the level of surface fishing effort to 75% of its recent average is predicted to have the opposite effects.

Preventing the discards of small bigeye tuna from catches taken around floating objects (or ensuring that discarded fish survive) would increase the SBR, the yield per recruit, the catch taken by the surface fleet, and the catch taken by the longline fleet. Thus, any measure that effectively reduces the mortality of bigeye that are about 2-5 quarters old may help to achieve a variety of management objectives.

The sensitivity analysis indicates that if fishing mortality rates continue at their recent (2001 and 2002) levels, longline catches and SBR will decrease dramatically to extremely low levels. As the base case does not include a stock-recruitment relationship, recruitment will not decline, so purse-seine catches are predicted to stay at moderate levels.



## **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 data for 2002 and new data collected during 2003 and 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, we will attempt to obtain data for recently developed and growing fisheries.

The collection and analysis of data from otoliths of bigeye caught in the EPO, which is currently in progress, will help determine mean length at age and variation in length at age.

### **7.2. Refinements to the assessment model and methods**

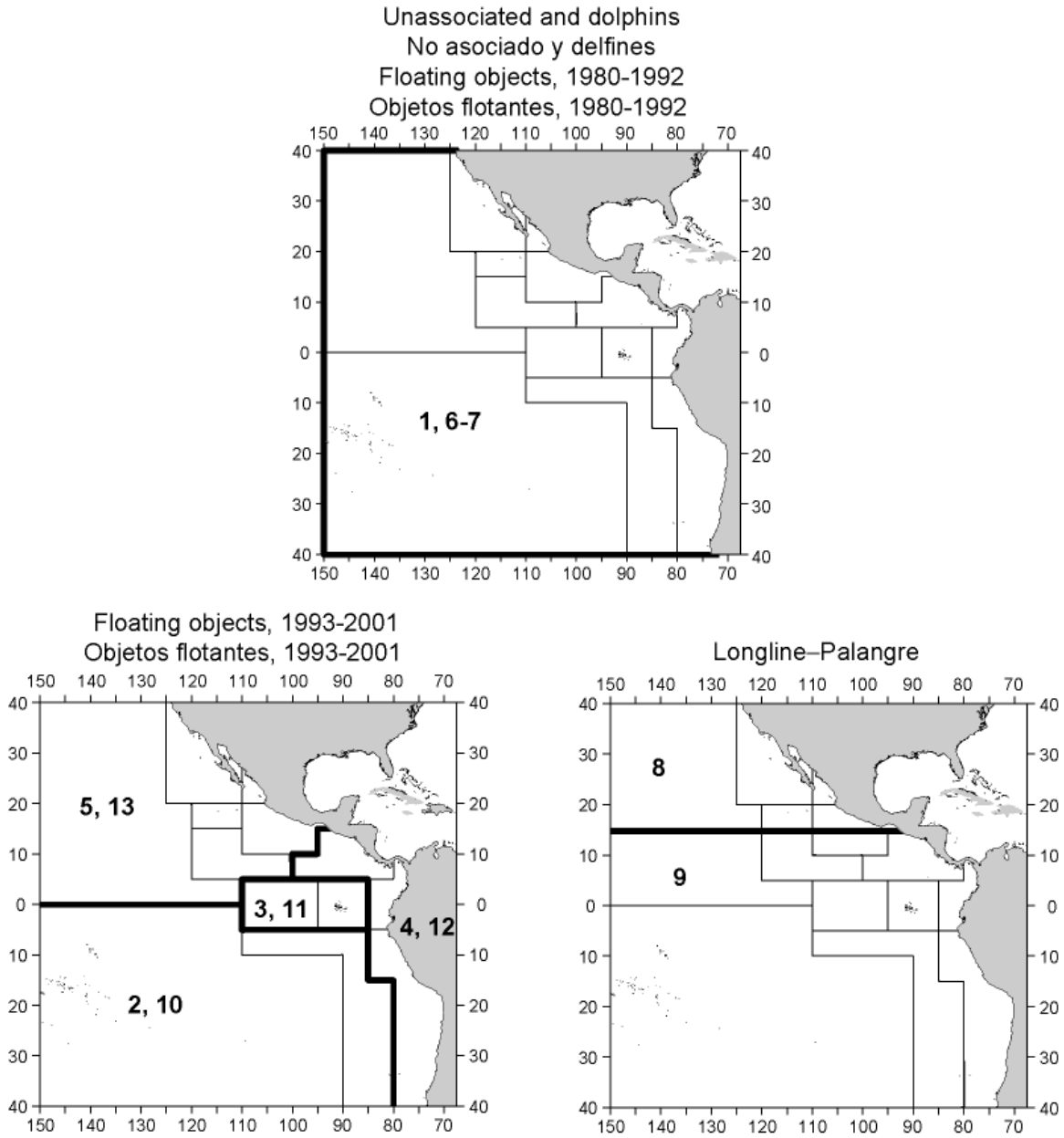
The IATTC staff intends to continue to develop the A-SCALA method and further refine the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. In particular, the staff plans to extend the model so that information obtained on mixing rates and fishing mortality from the tagging studies that the IATTC staff has conducted can be incorporated into the A-SCALA analyses. The staff also intends to reinvestigate indices of bigeye abundance from the CPUEs of purse-seiners fishing in the EPO. If this work is successful, the results will, as far as possible, be integrated into future stock assessments.

A likelihood function that conditions otolith data on the population length-frequency to give unbiased estimates of variation in length at age will be developed.

The likelihood profile method for performing projections will be further developed in an effort to replace the method used in previous assessments.

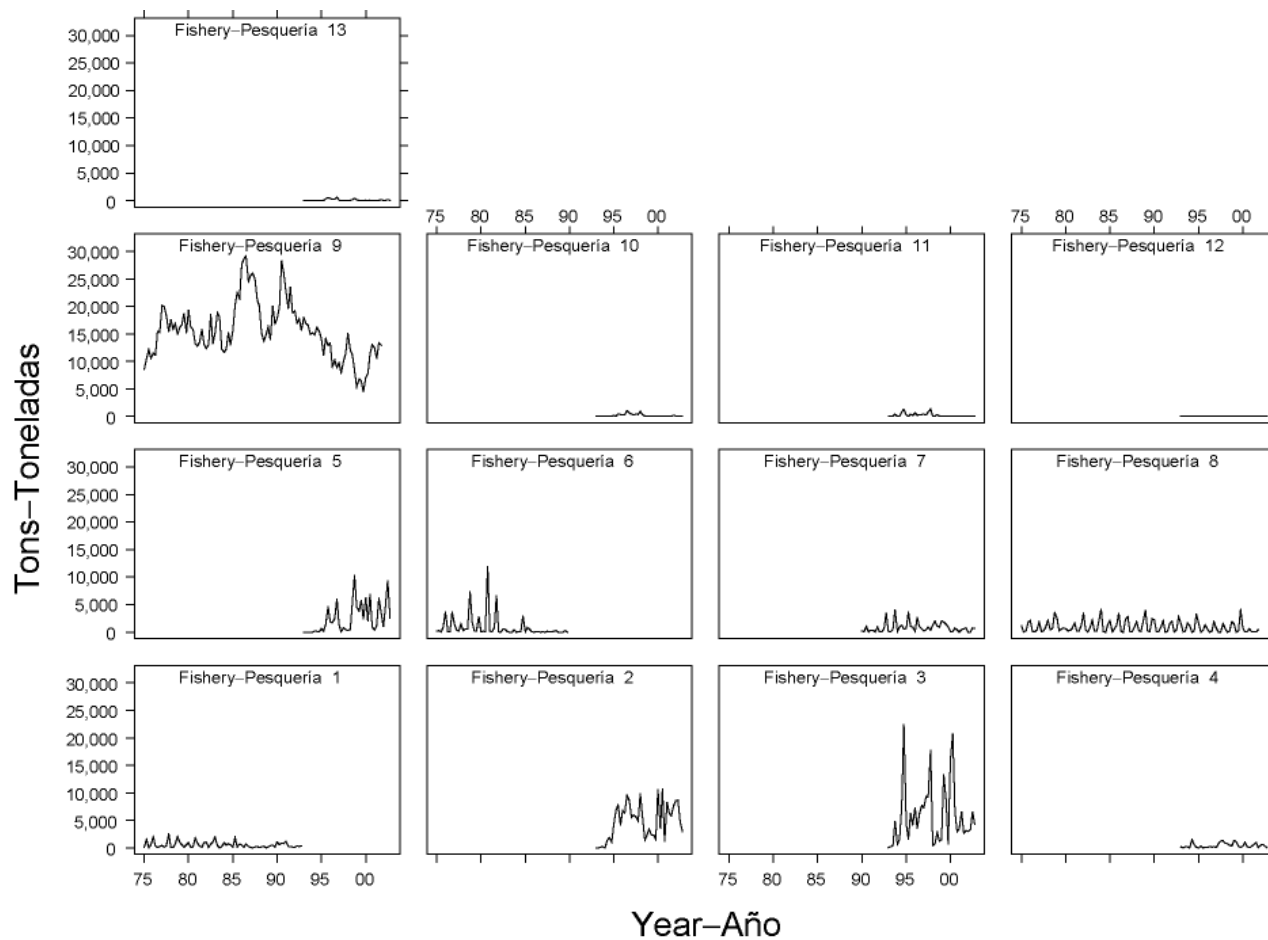
Development of reference points that are consistent with the precautionary approach to fisheries management will continue.

Collaboration with SPC on the Pacific-wide bigeye model will continue.



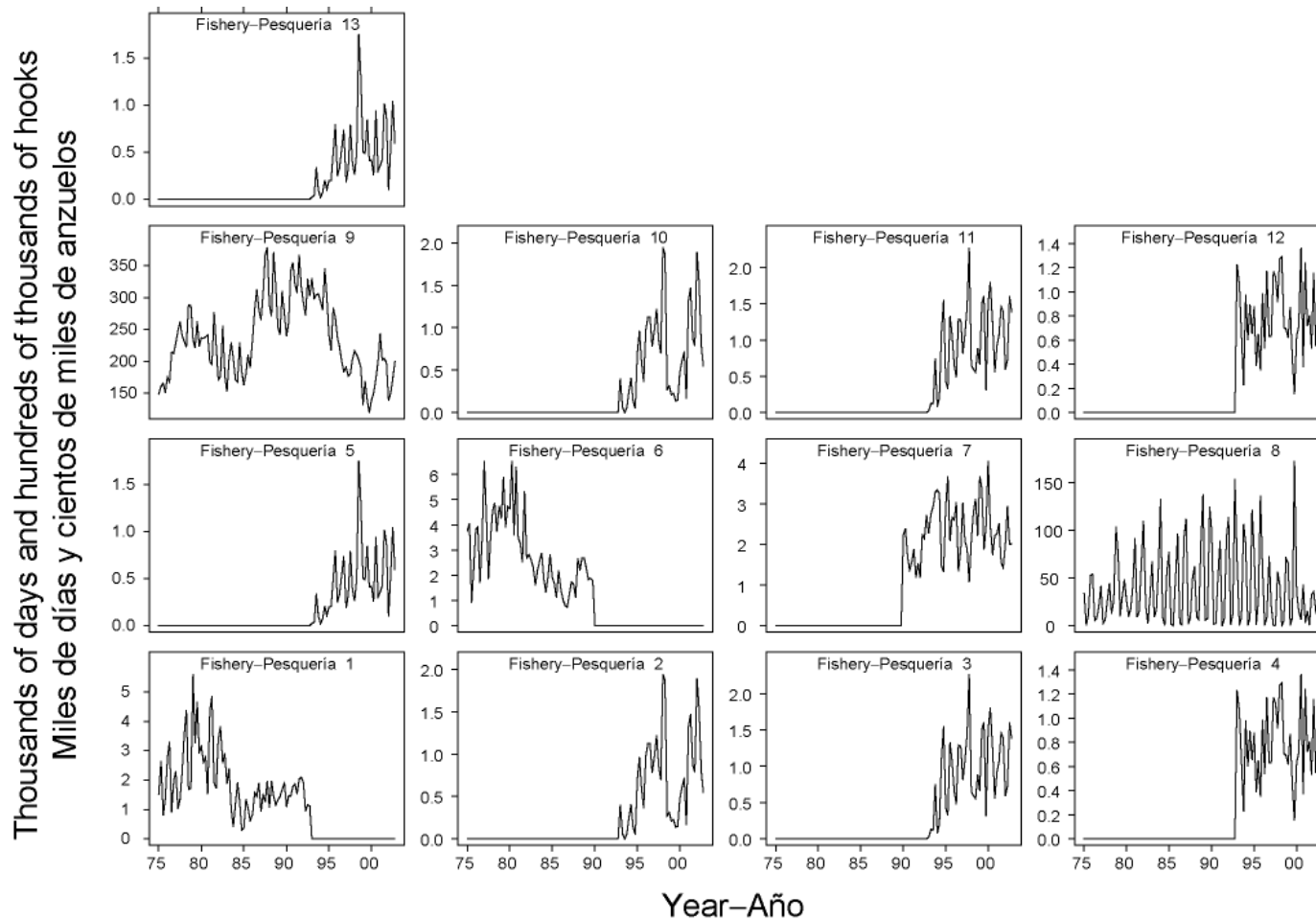
**FIGURE 2.1.** Spatial extents of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the heavy lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold numbers the fisheries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



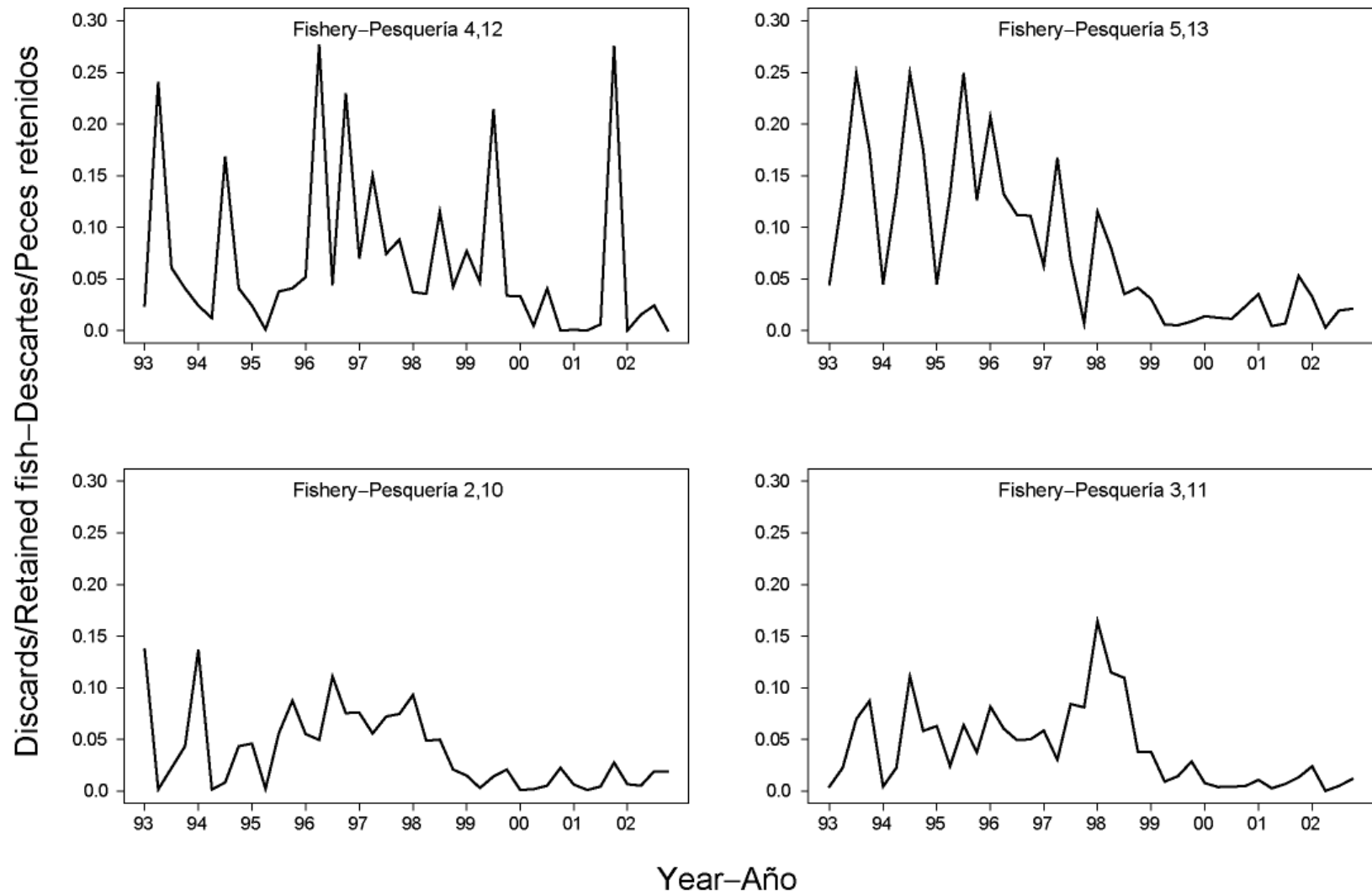
**FIGURE 2.2.** Catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were analyzed on a quarterly basis, there are four observations of catch for each year. Although all the catches are displayed as weights, the stock assessment model uses catch in numbers of fish for Fisheries 8 and 9. Catches in weight for Fisheries 8 and 9 are estimated by multiplying the catches in numbers of fish by estimates of the average weights.

**FIGURA 2.2.** Capturas realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo 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.



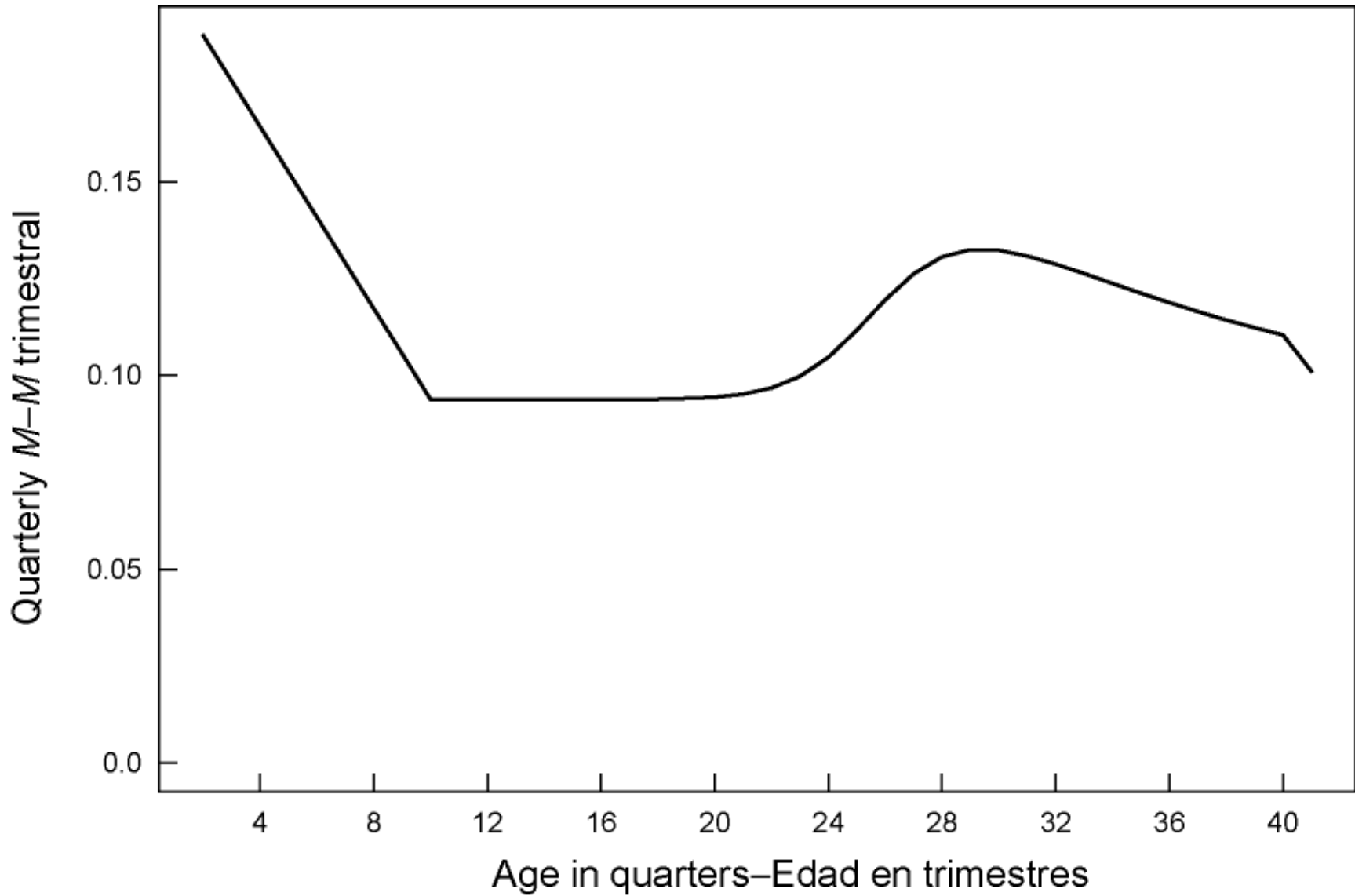
**FIGURE 2.3.** Fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of effort for each year. The effort for Fisheries 1-7 and 10-13 is in days fished, and that for Fisheries 8 and 9 is in standardized numbers of hooks. Note that the vertical scales of the panels are different.

**FIGURA 2.3.** Esfuerzo de pesca ejercido por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se analizaron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de esfuerzo para cada año. Se expresa el esfuerzo de las Pesquerías 1-7 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.



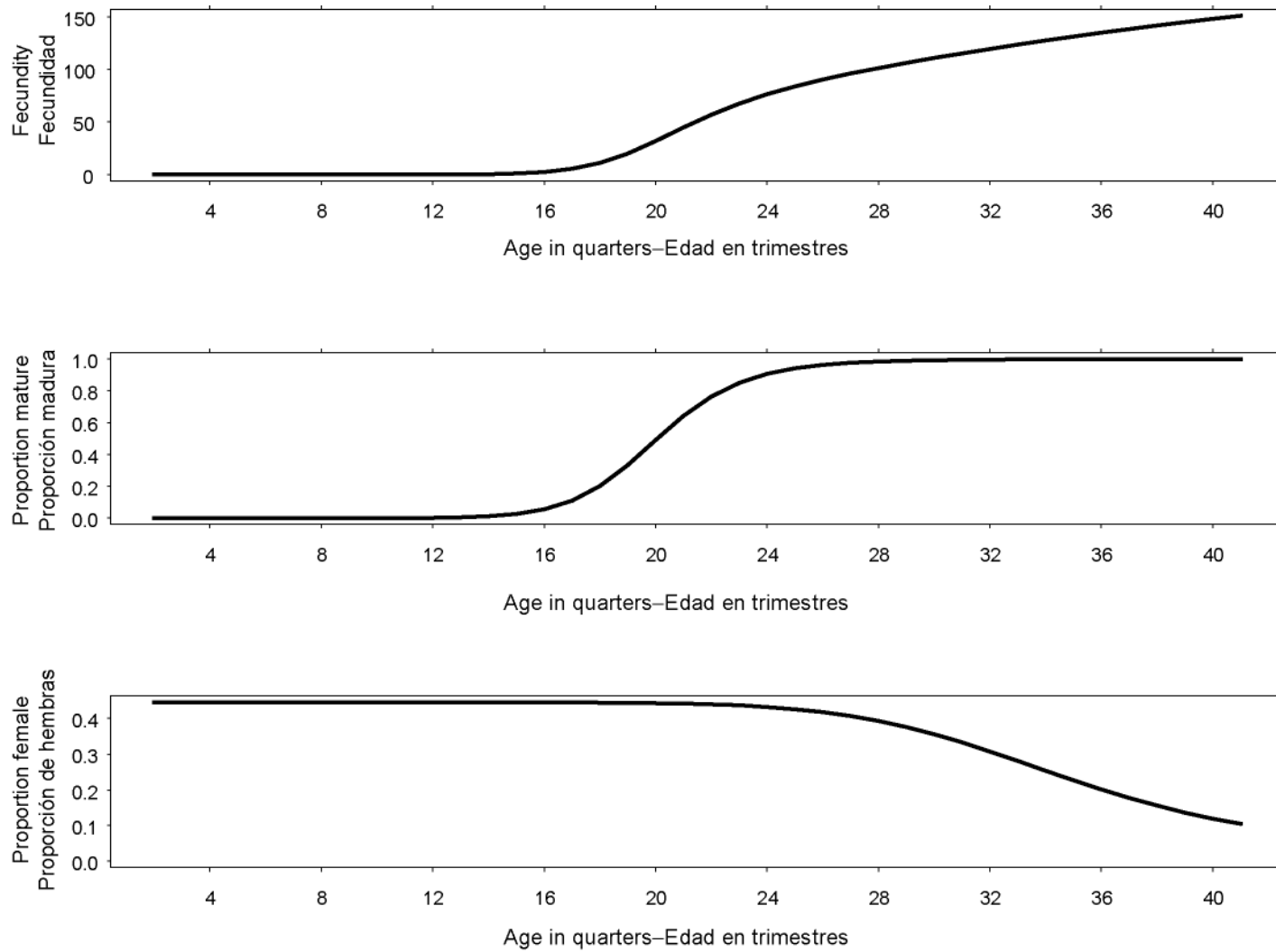
**FIGURE 2.4.** Weights of discarded bigeye tuna as proportions of the retained quarterly catches for the four floating-object fisheries. Fisheries 2, 3, 4, and 5 are the “real” fisheries, and Fisheries 10, 11, 12, and 13 are the corresponding discard fisheries.

**FIGURA 2.4.** Peso de atún patudo descartado como proporción de las capturas retenidas trimestrales 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 son las pesquerías de descarte correspondientes.



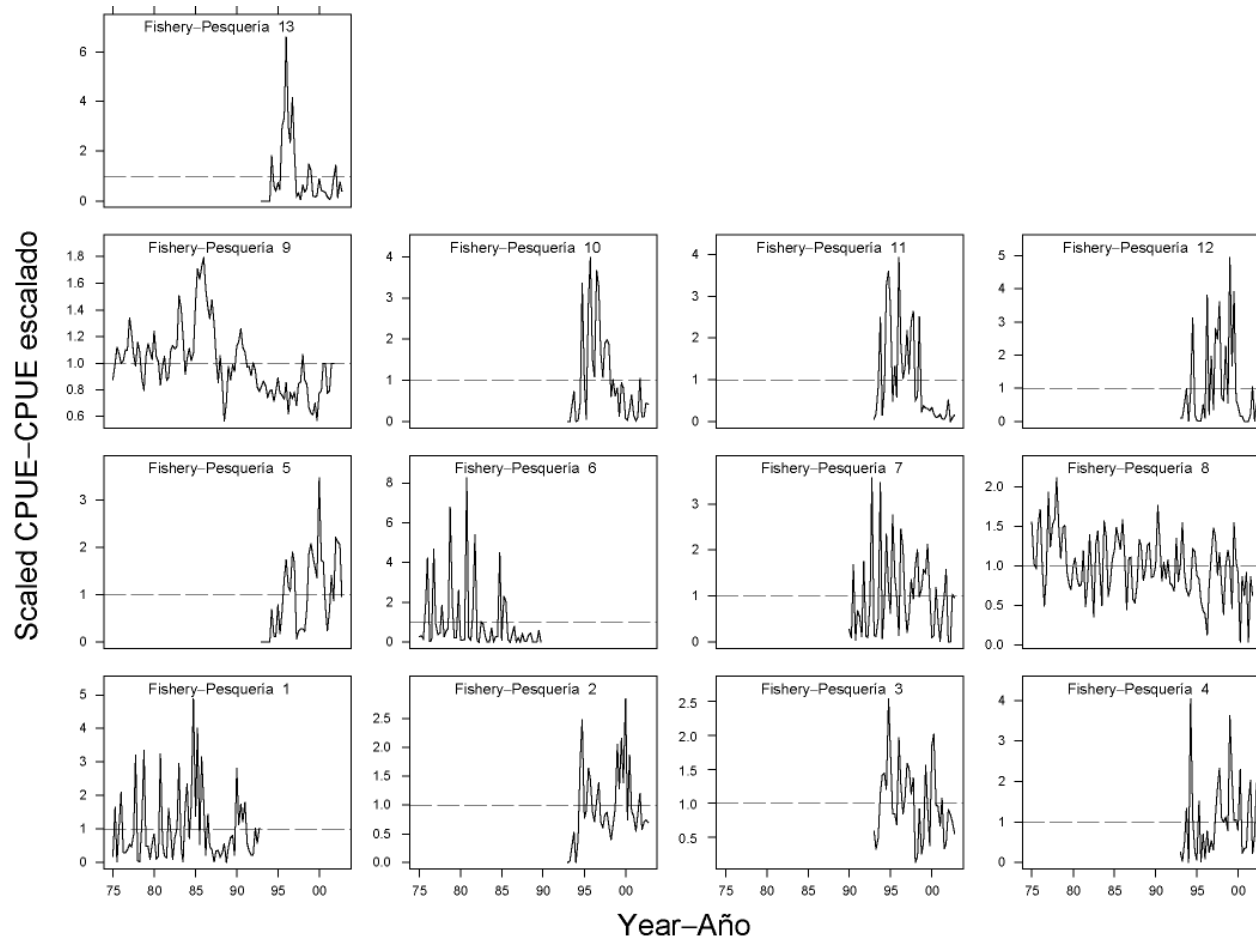
**FIGURE 3.1.** Quarterly natural mortality ( $M$ ) rates used for the base case assessment of bigeye tuna in the EPO.

**FIGURA 3.1.** Tasas de mortalidad natural ( $M$ ) trimestral usadas para la evaluación del caso base de atún patudo en el OPO.



**FIGURE 3.2.** Age-specific fecundity of bigeye tuna (top panel), age-specific proportion of mature females (middle panel), and age-specific proportion of females in the population (bottom panel), as assumed in the base case model and in estimation of natural mortality.

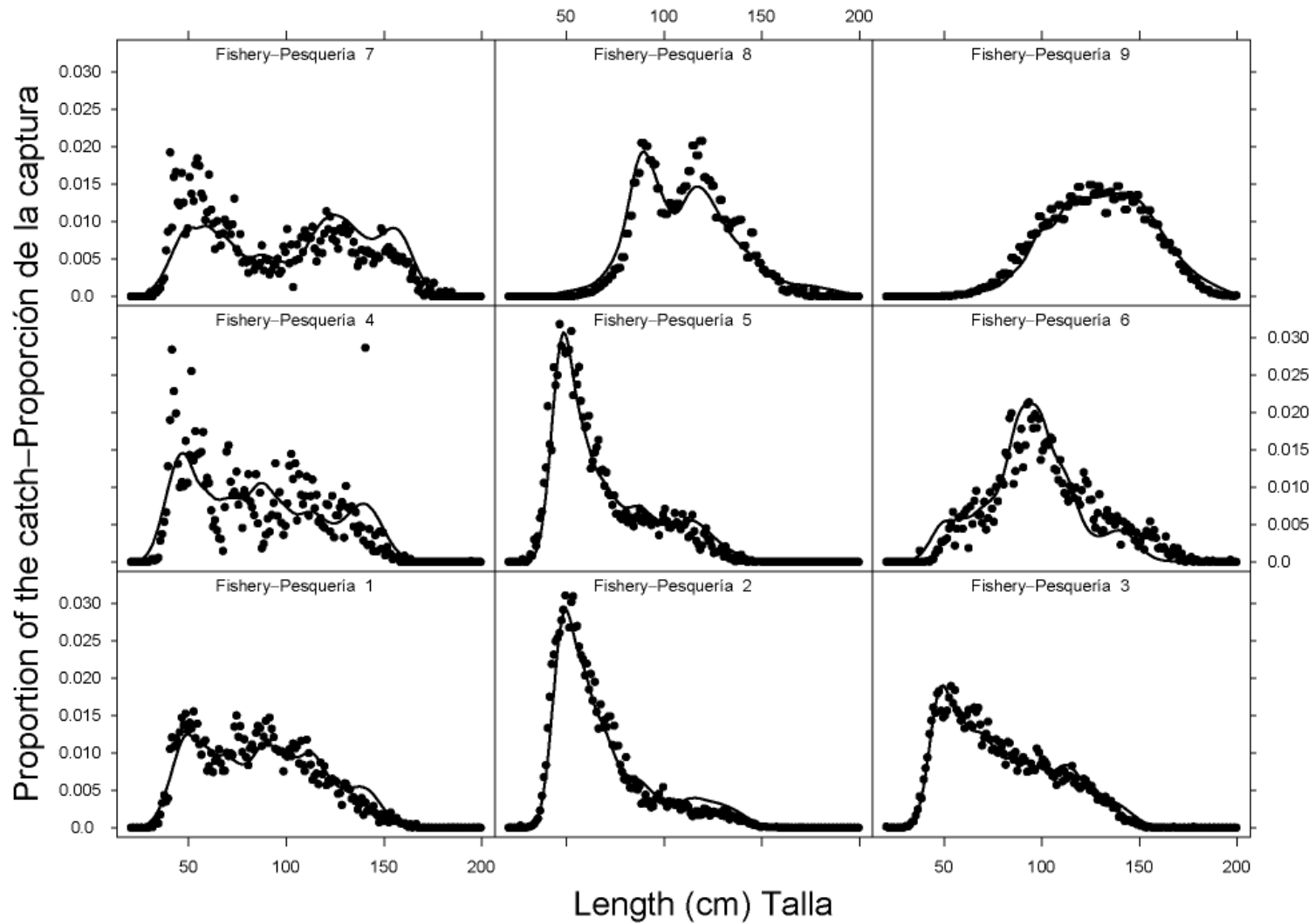
**FIGURA 3.2.** Fecundidad de atún patudo por edad (recuadro superior), proporción de hembras maduras por edad (recuadro medio), y proporción de hembras en la población por edad (recuadro inferior), supuestas en el modelo de caso basa y en la estimación de mortalidad natural.



**FIGURE 4.1.** 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 are 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.

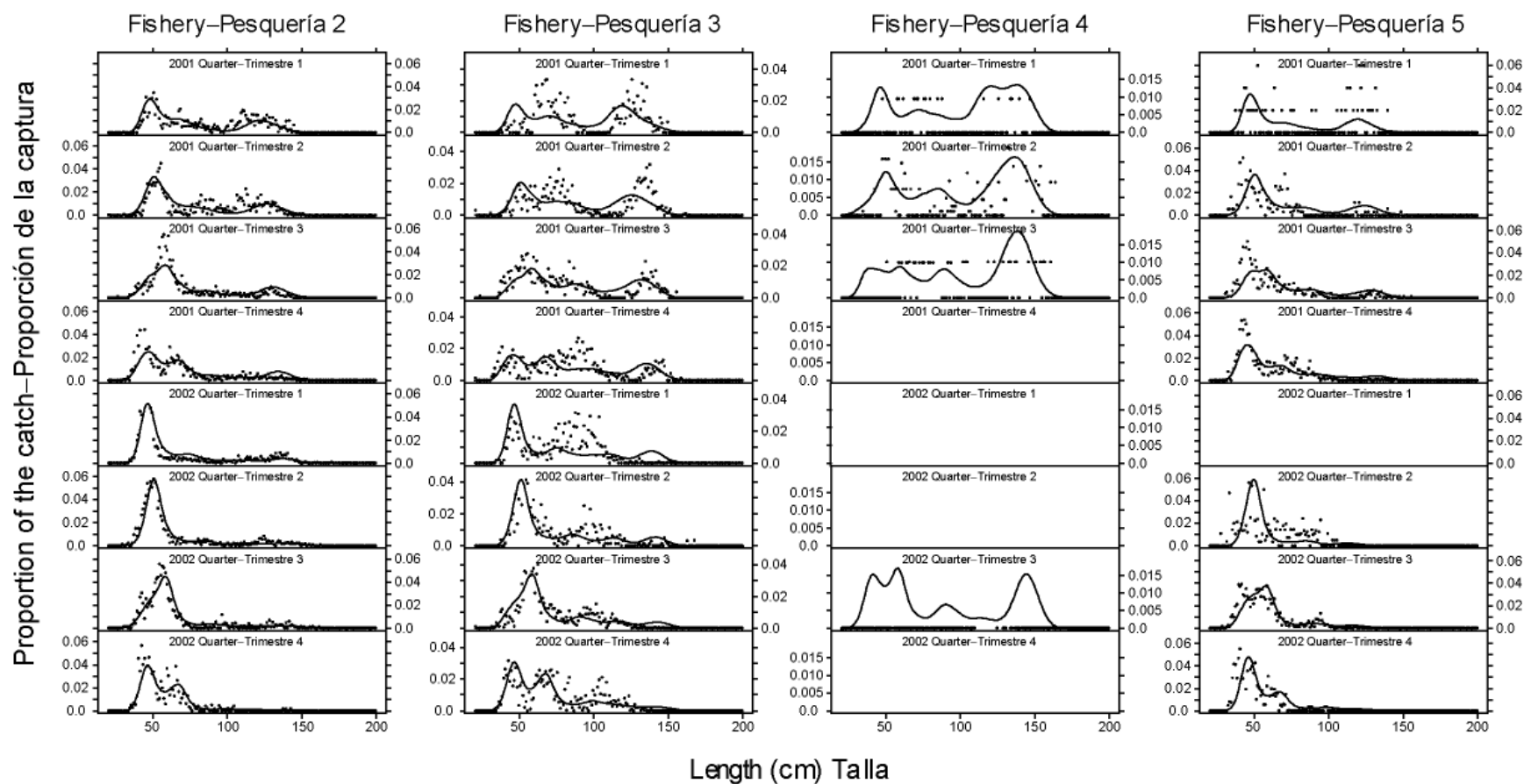
**FIGURA 4.1.** CPUE logradas por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO (Tabla 2.1). Ya que se resumieron los datos por trimestre, hay cuatro observaciones de CPUE para cada año. Se expresan las CPUE de las Pesquerías 1-7 y 10-13 en kilogramos por día de 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 4.2.** Average observed (dots) and predicted (curves) size compositions of the catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO.

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



**FIGURE 4.3.** Recent size compositions of the catches of bigeye tuna taken by the fisheries that operate in the EPO. The dots are observations, and the curves are predictions from the base case assessment.

**FIGURA 4.3.** Composiciones por tamaño recientes de las capturas de atún patudo de las pesquerías que operan en el OPO. Los puntos son observaciones y las curvas son las predicciones de la evaluación del caso base.

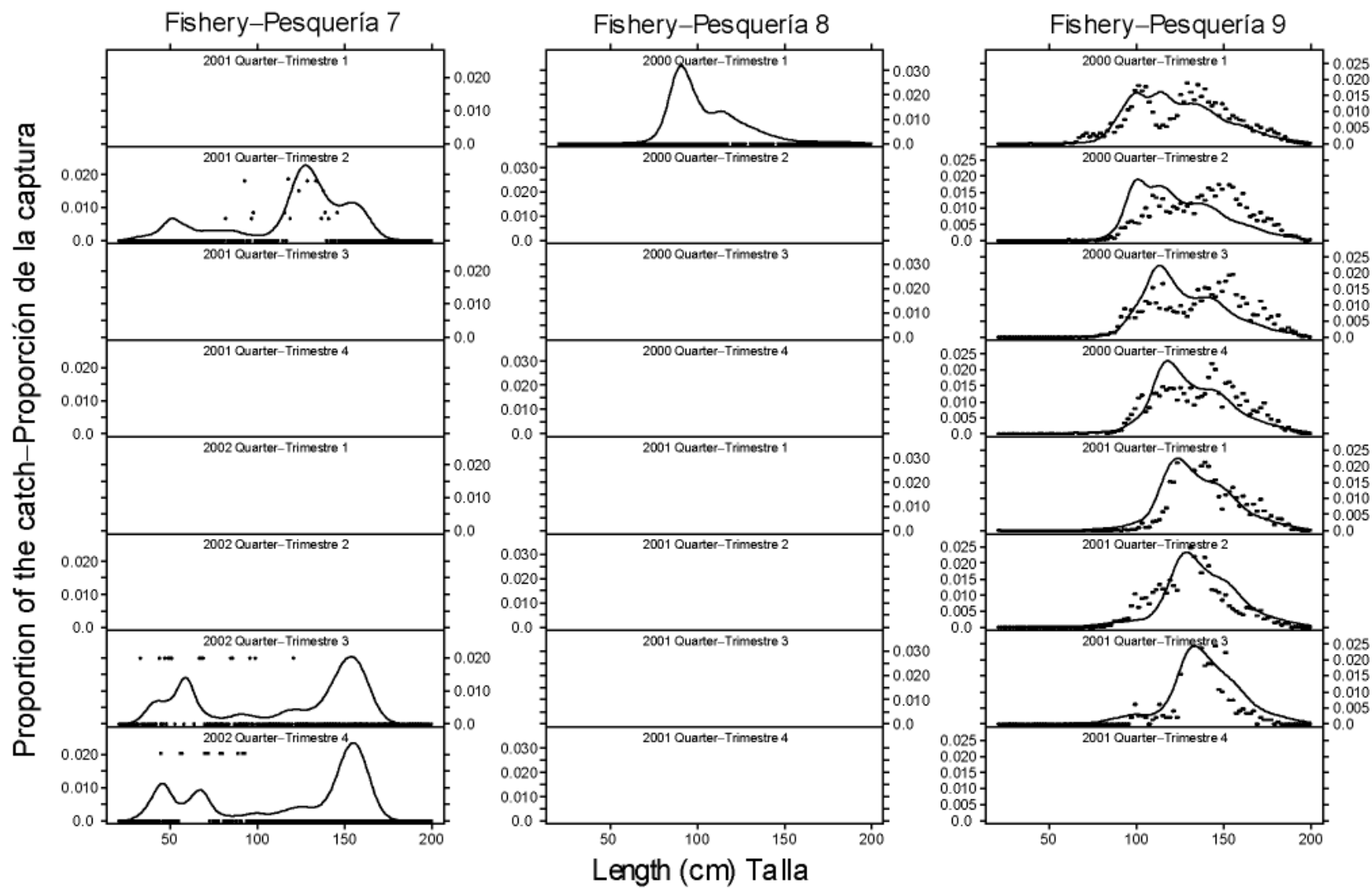
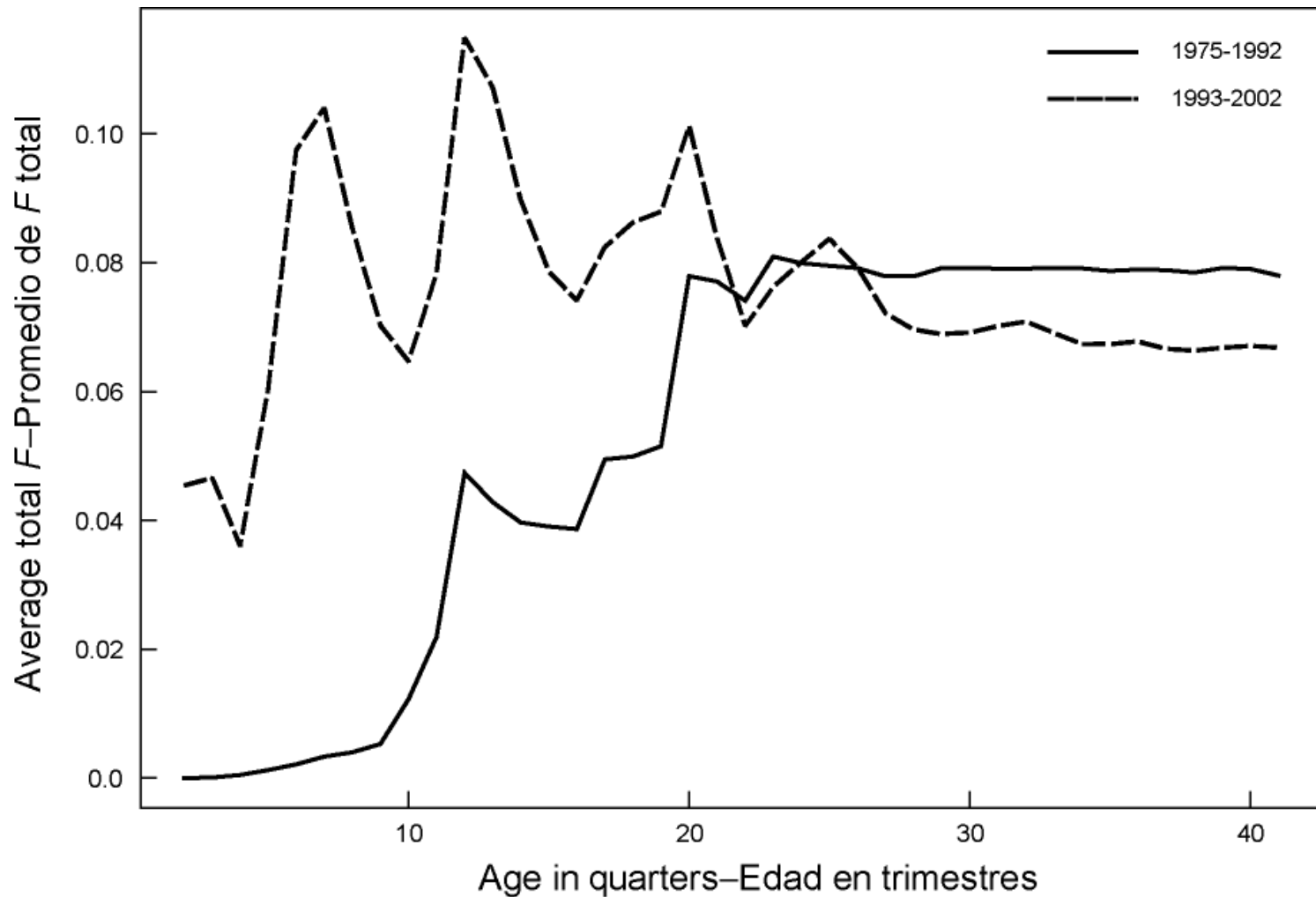
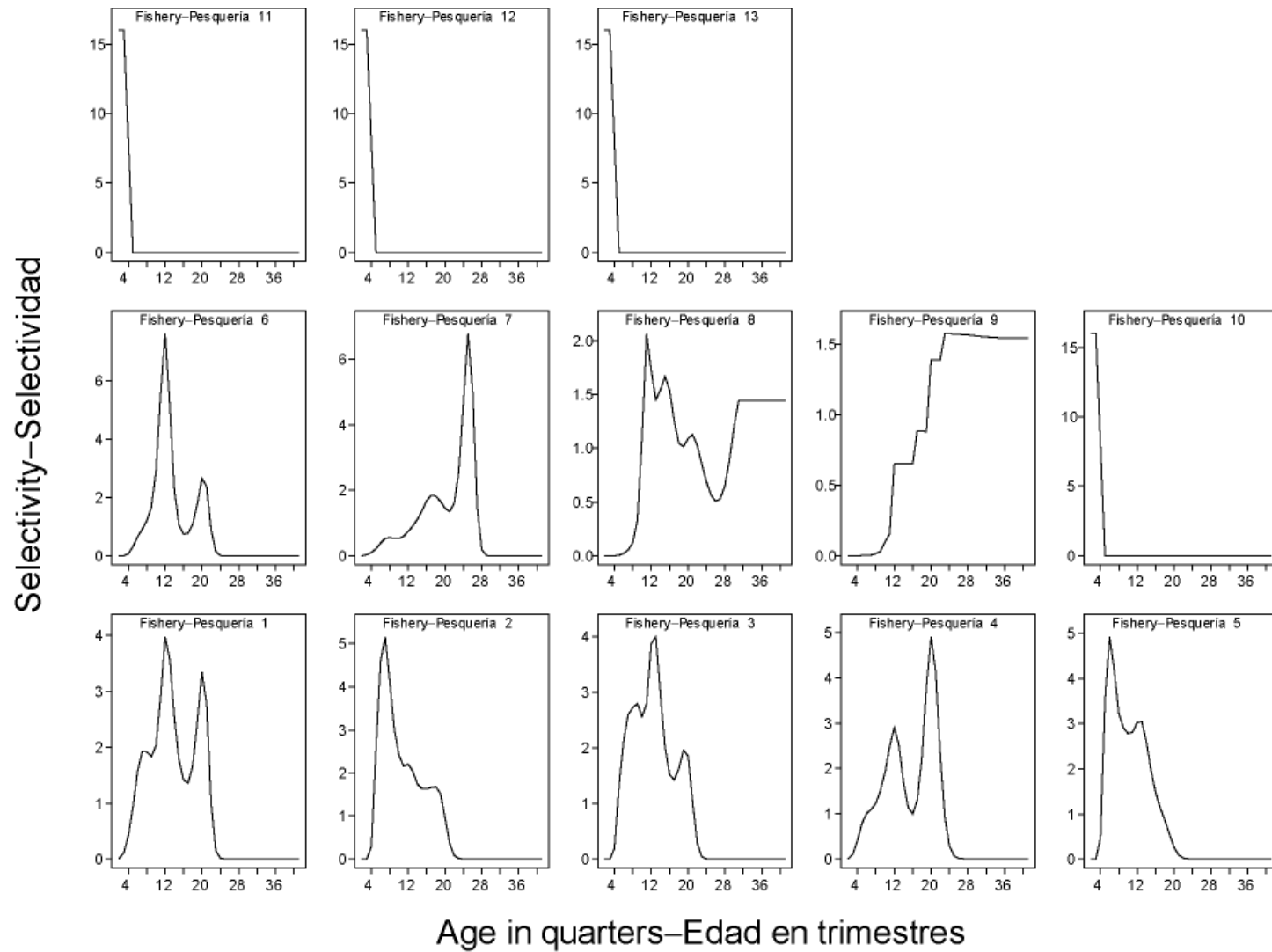


FIGURE 4.3. (continued)  
 FIGURA 4.3. (continuación)



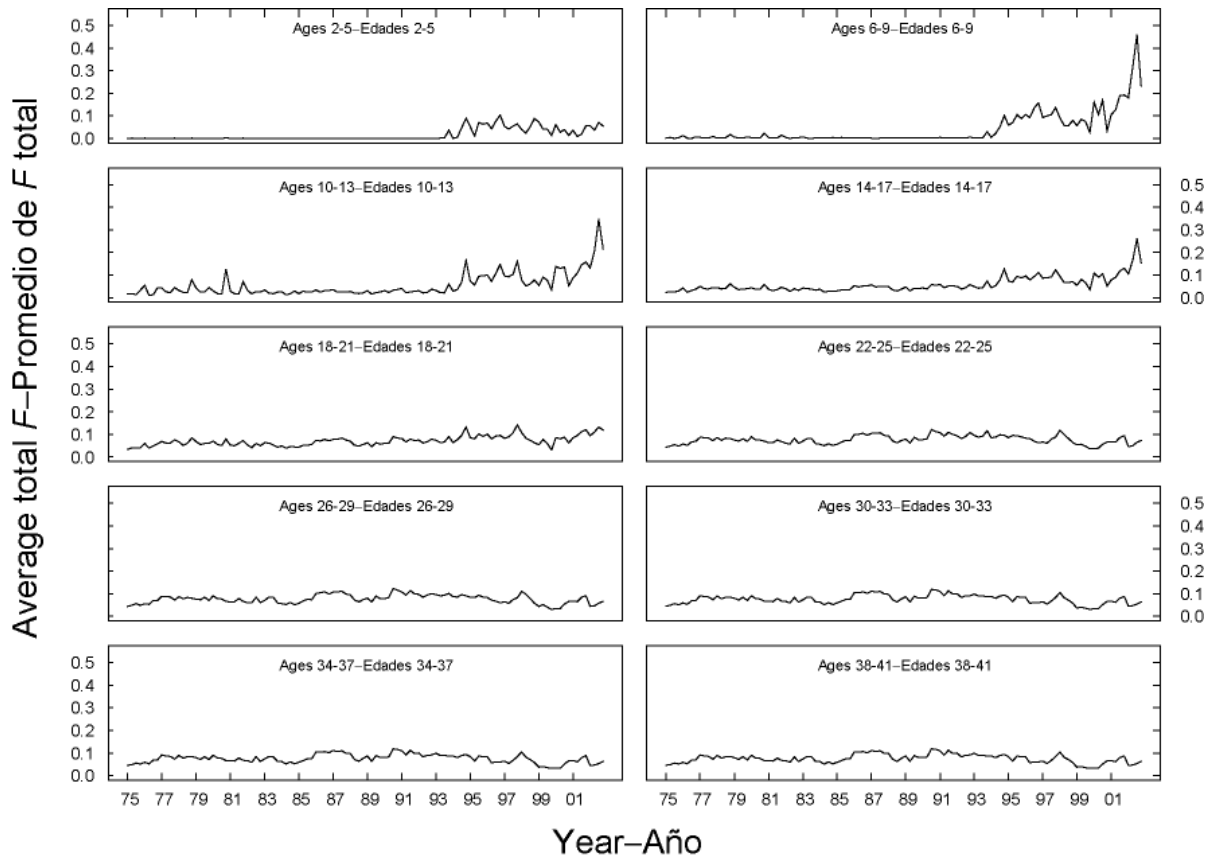
**FIGURE 4.4.** Average total quarterly fishing mortality at age on bigeye tuna in the EPO. The curve for 1975-1992 displays averages for the period prior to the expansion of the floating-object fisheries, and that for 1993-2002 displays averages for the period since this expansion.

**FIGURA 4.4.** Mortalidad por pesca trimestral total media a edad de atún patudo en el OPO. La curva de 1975-1992 indica los promedios para el período previo a la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes, y la curva de 1993-2002 los promedios para el período desde dicha expansión.



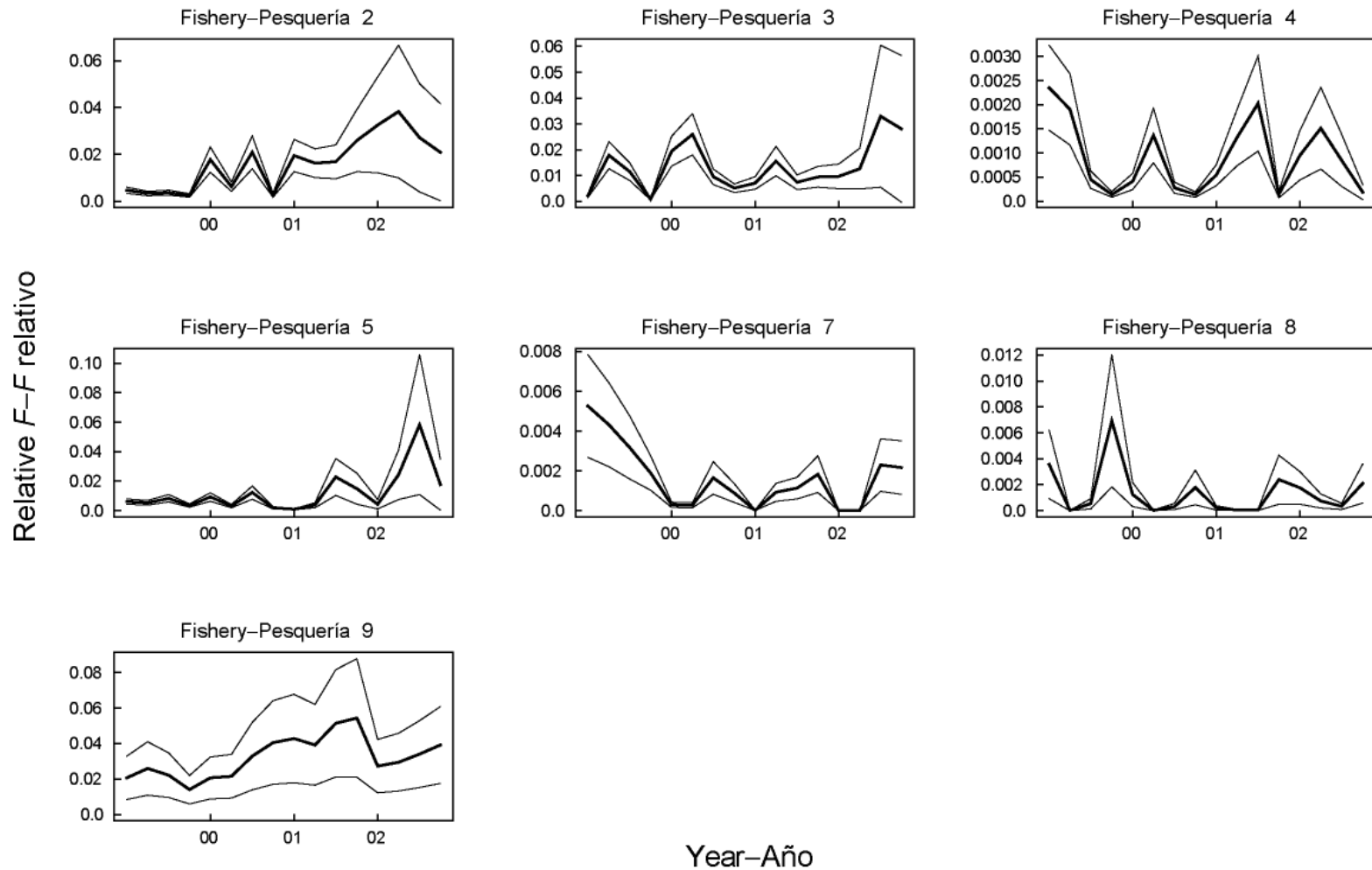
**FIGURE 4.5.** Selectivity curves for the 13 fisheries that take bigeye tuna in the EPO. The selectivity curves for Fisheries 1 through 9 were estimated with the A-SCALA method, and those for Fisheries 10-13 are based on assumptions.

**FIGURA 4.5.** 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.



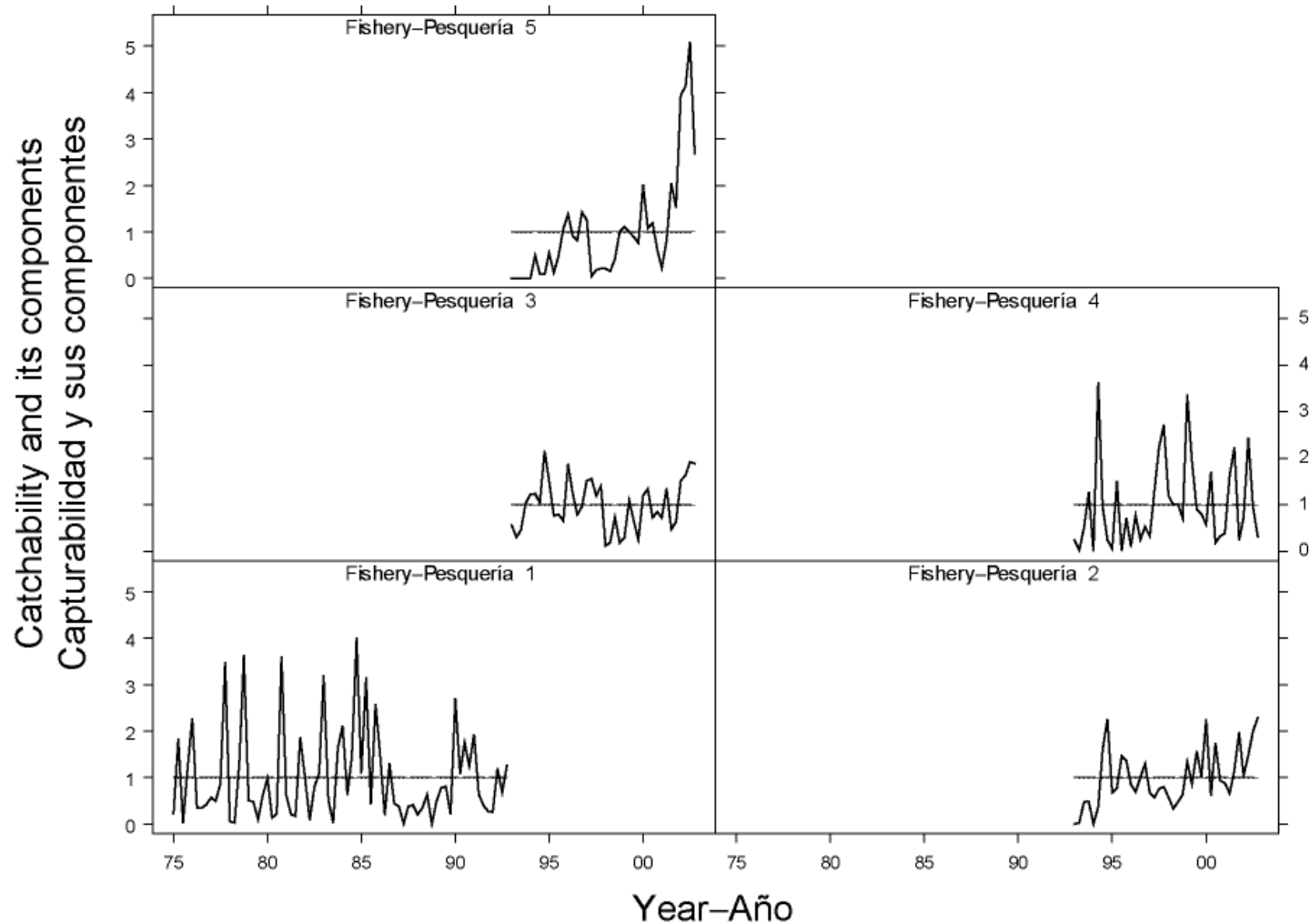
**FIGURE 4.6a.** Time series of average total quarterly fishing mortality on bigeye tuna that have been recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates an average of four quarterly fishing mortality vectors that affected the fish that were within the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the upper-left panel is an average of the fishing mortalities that affected fish that were 2-5 quarters old.

**FIGURA 4.6a.** Series de tiempo de la mortalidad por pesca trimestral total media 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 peces de entre 2 y 5 trimestres de edad.



**FIGURE 4.6b.** Gear- and year-specific fishing mortality scalars (heavy lines) for bigeye tuna for the most recent 16 quarters for fisheries currently operating in the EPO. The upper and lower 95% confidence intervals are indicated by thin lines.

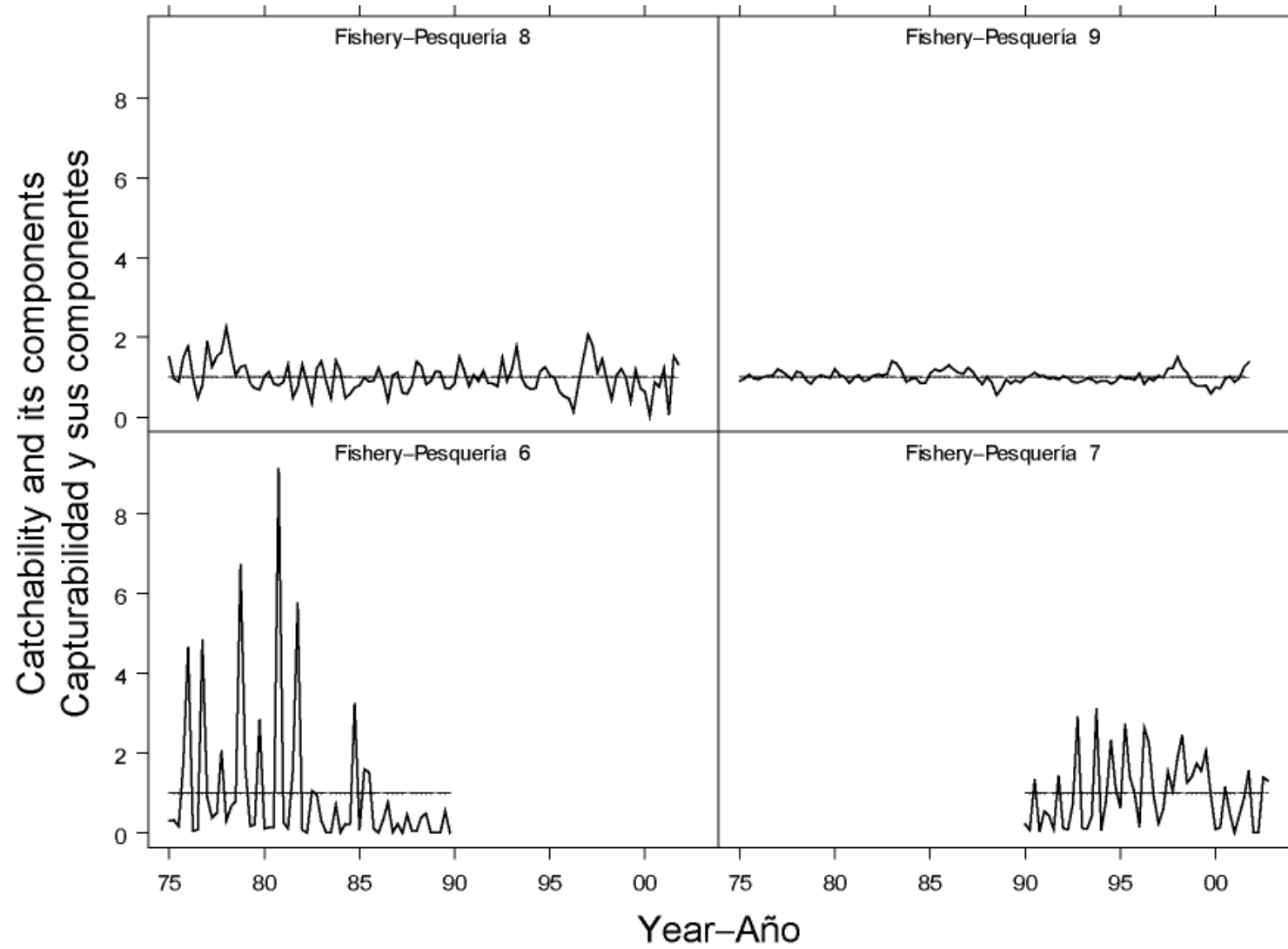
**FIGURA 4.6b.** Escaladores de mortalidad por pesca de atún patudo por arte y por año (líneas gruesas) correspondientes a los 16 trimestres más recientes para pesquerías que operan actualmente en el OPO. Las líneas delgadas indican los intervalos de confianza de 95% superiores e inferiores.



**FIGURE 4.7.** Trends in catchability ( $q$ ) for the 13 fisheries that take bigeye tuna in the EPO. The estimates are scaled to the first estimate of  $q$  for each fishery (dashed line). The heavy lines include random effects, and illustrate the overall trends in catchability.

**FIGURA 4.7.** Tendencias en capturabilidad ( $q$ ) para las 13 pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. Se escalan las estimaciones a la primera estimación de  $q$  para cada pesquería (línea de trazos). Las líneas gruesas incluyen efectos aleatorios e ilustran las tendencias generales en capturabilidad.





**FIGURE 4.7.** (continued)  
**FIGURA 4.7.** (continuación)

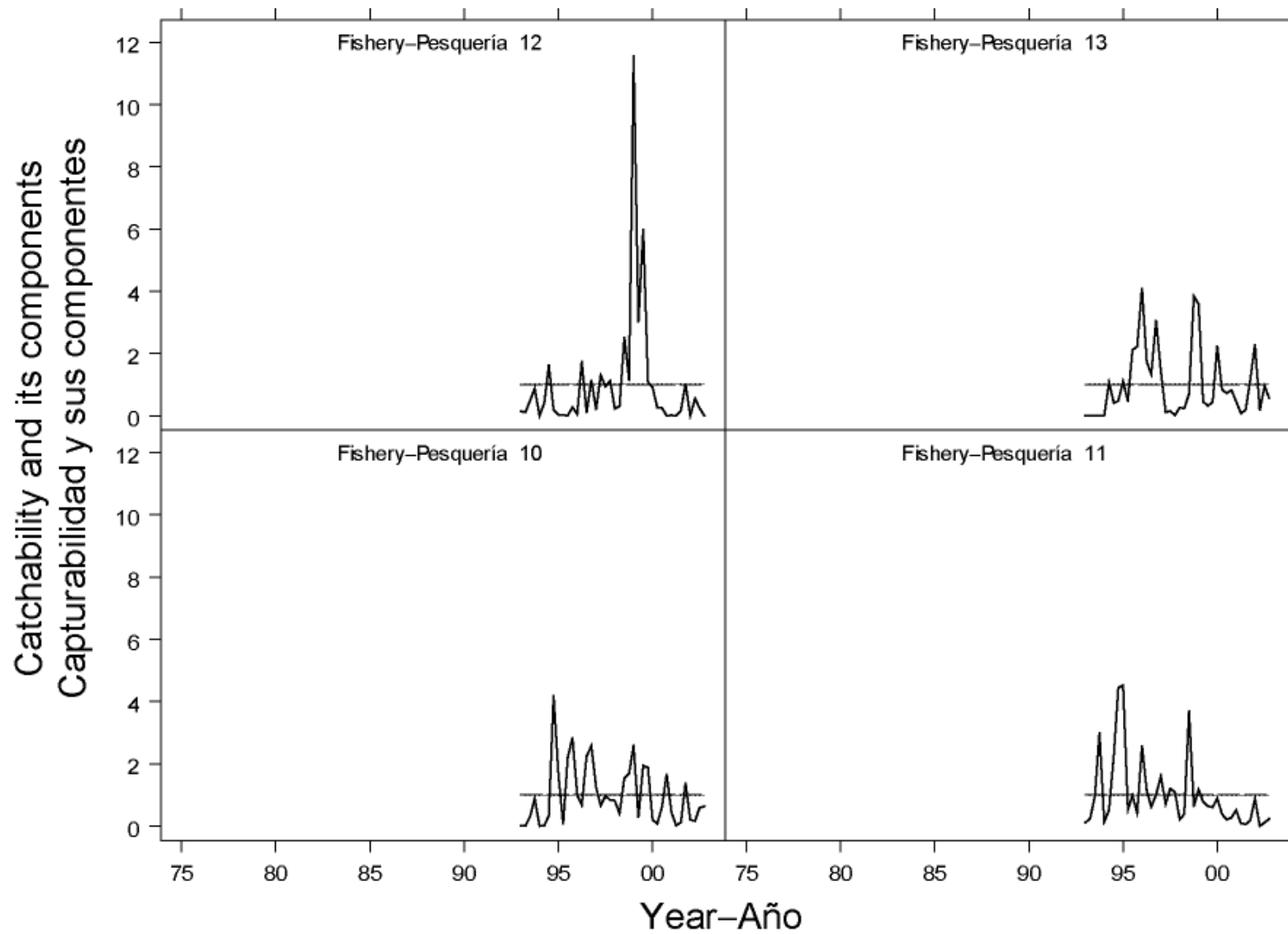
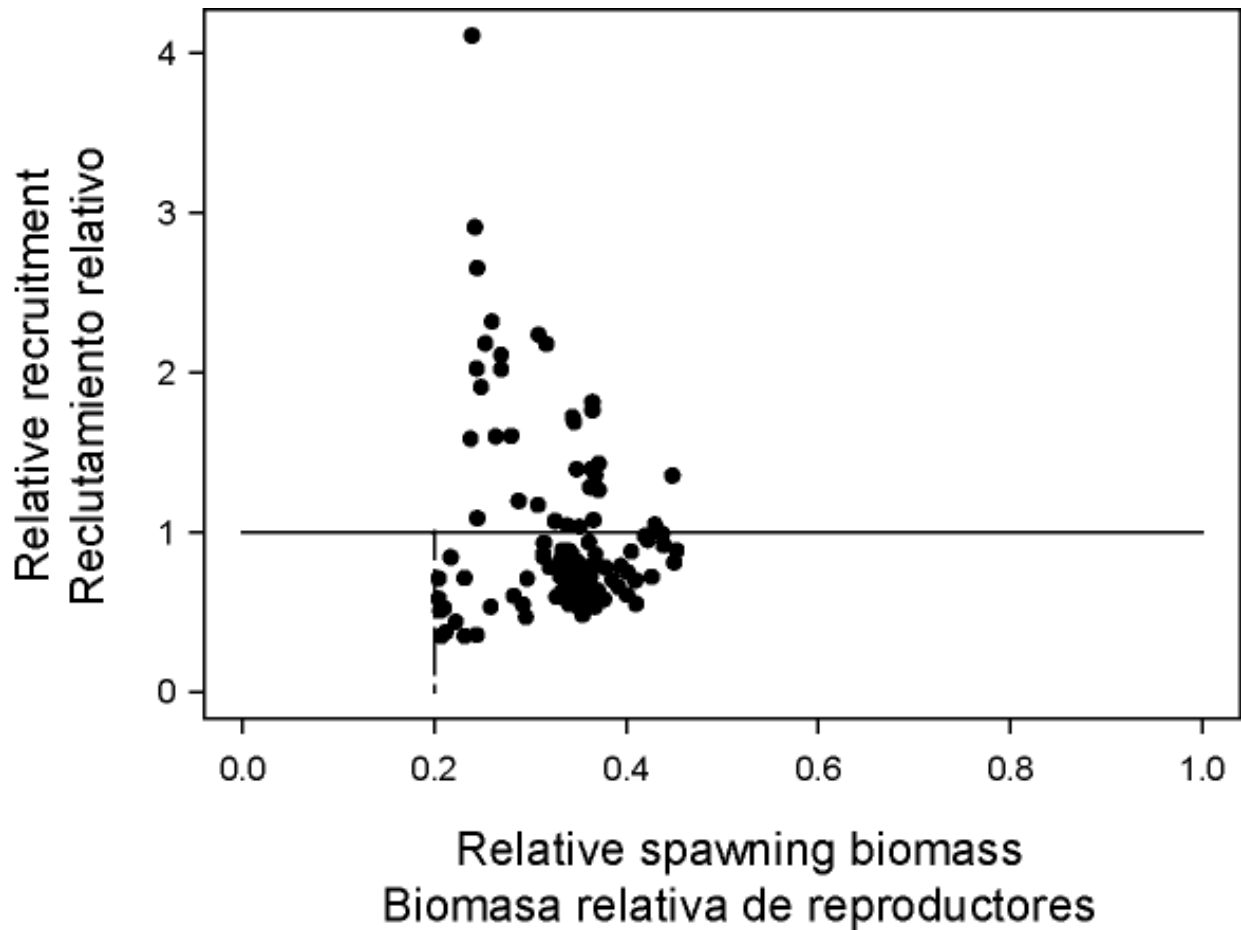
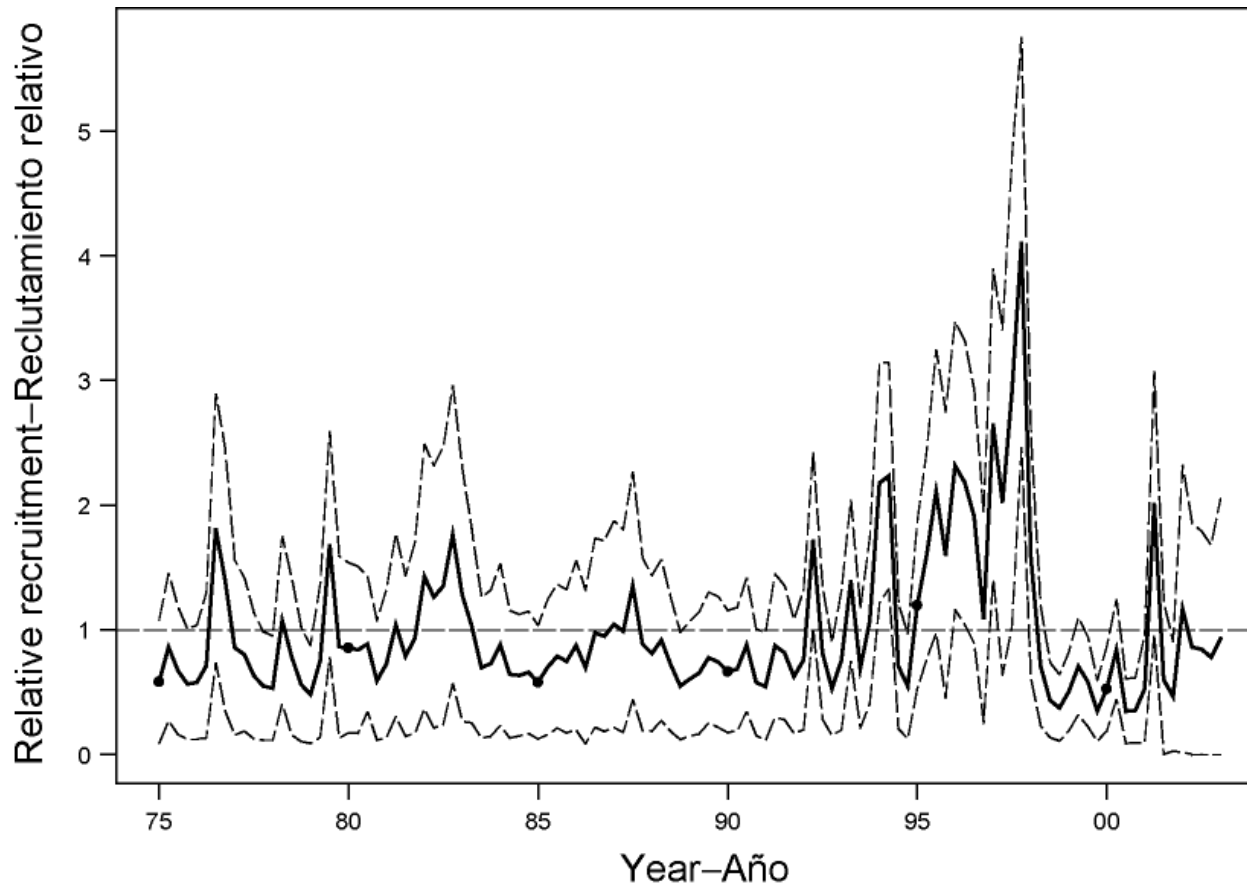


FIGURE 4.7. (continued)  
 FIGURA 4.7. (continuación)



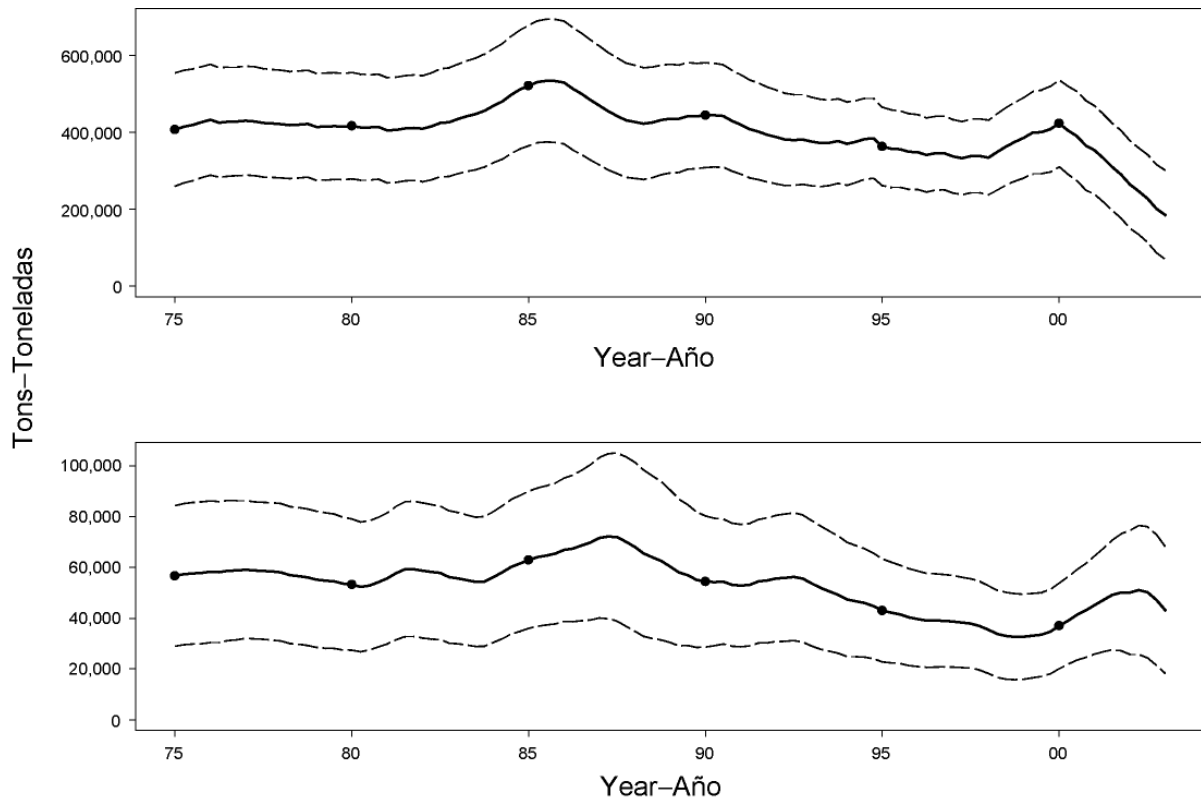
**FIGURE 4.8.** Estimated relationship between the recruitment of bigeye tuna and spawning biomass. The recruitment is scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0. Likewise, the spawning biomass is scaled so that the estimate of virgin spawning biomass is equal to 1.0. The horizontal line represents the assumed stock-recruitment relationship.

**FIGURA 4.8.** 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.



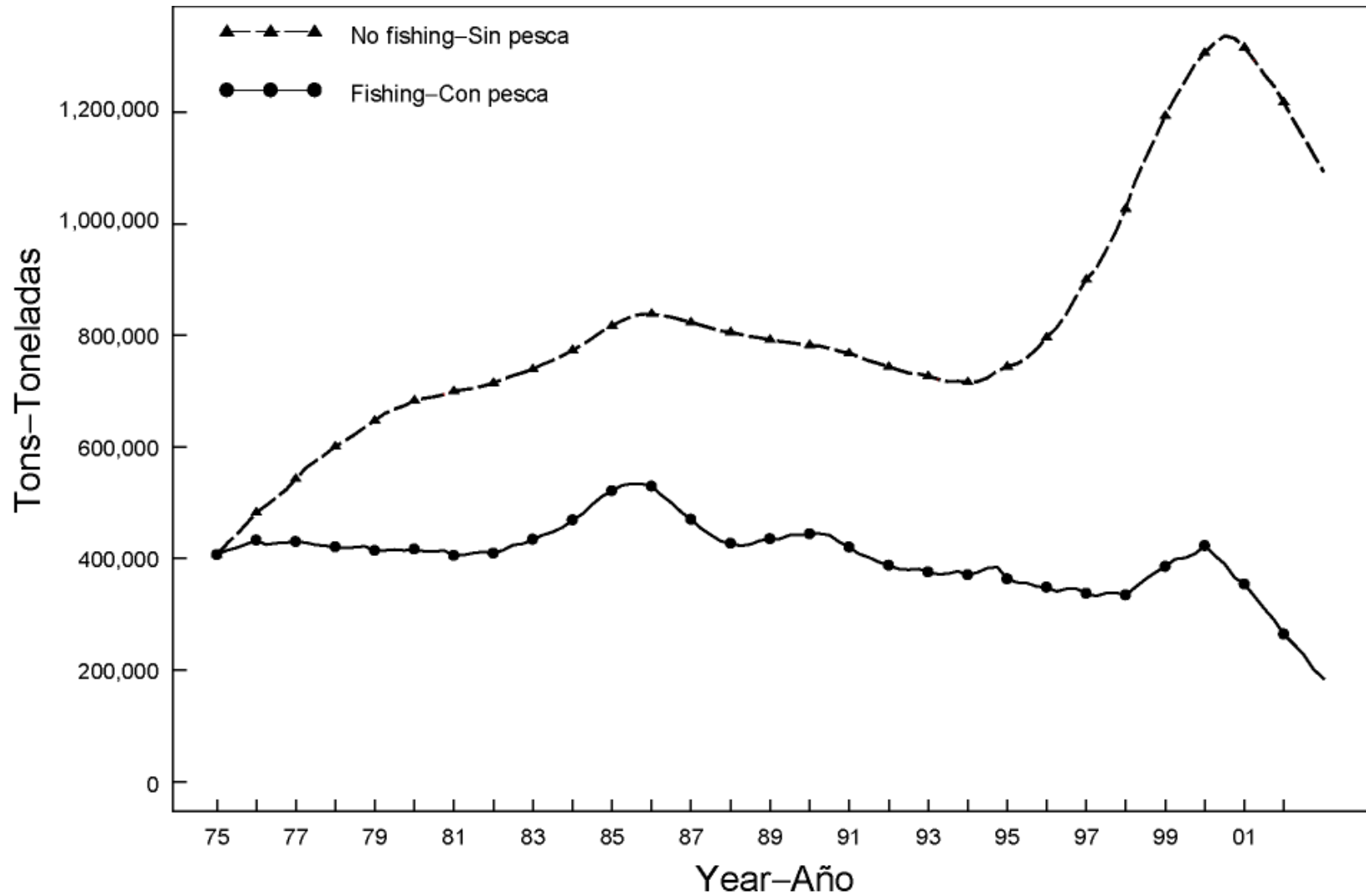
**FIGURE 4.9.** Estimated recruitment of bigeye tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0. The heavy line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the thin dashed lines are confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around those estimates. The labels on the time axis are drawn at the start of each year, but, since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of recruitment for each year.

**FIGURA 4.9.** 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 representan los intervalos de confianza ( $\pm 2$  desviaciones estándar) alrededor de esas estimaciones. Se dibujan las leyendas en el eje de tiempo al principio de cada año, pero, ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestres, hay cuatro estimaciones de reclutamiento para cada año.



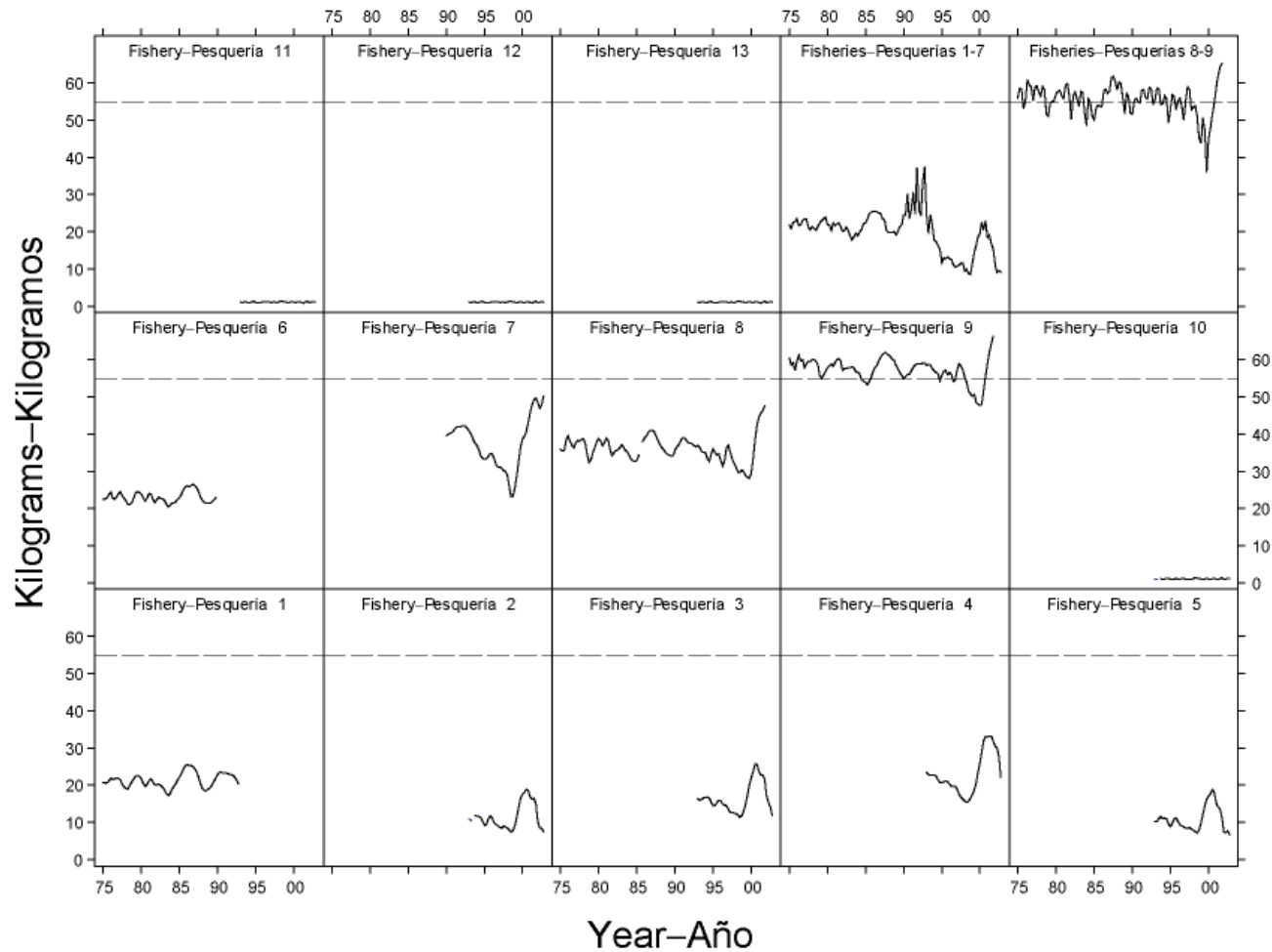
**FIGURE 4.10.** Estimated biomass and spawning biomass (see Section 3.1.2) of bigeye tuna in the EPO. The heavy lines illustrate the maximum likelihood estimates of the biomasses, and the thin dashed lines are confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year.

**FIGURA 4.10.** Biomasa estimada y biomasa reproductora (ver Sección 3.12) de atún patudo en el OPO. Las líneas gruesas ilustran las estimaciones de verosimilitud máxima de la biomasa, y las líneas delgadas de trazos son los intervalos de confianza ( $\pm 2$  desviaciones estándar) alrededor de estas estimaciones. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestre, hay cuatro estimaciones de biomasa para cada año.



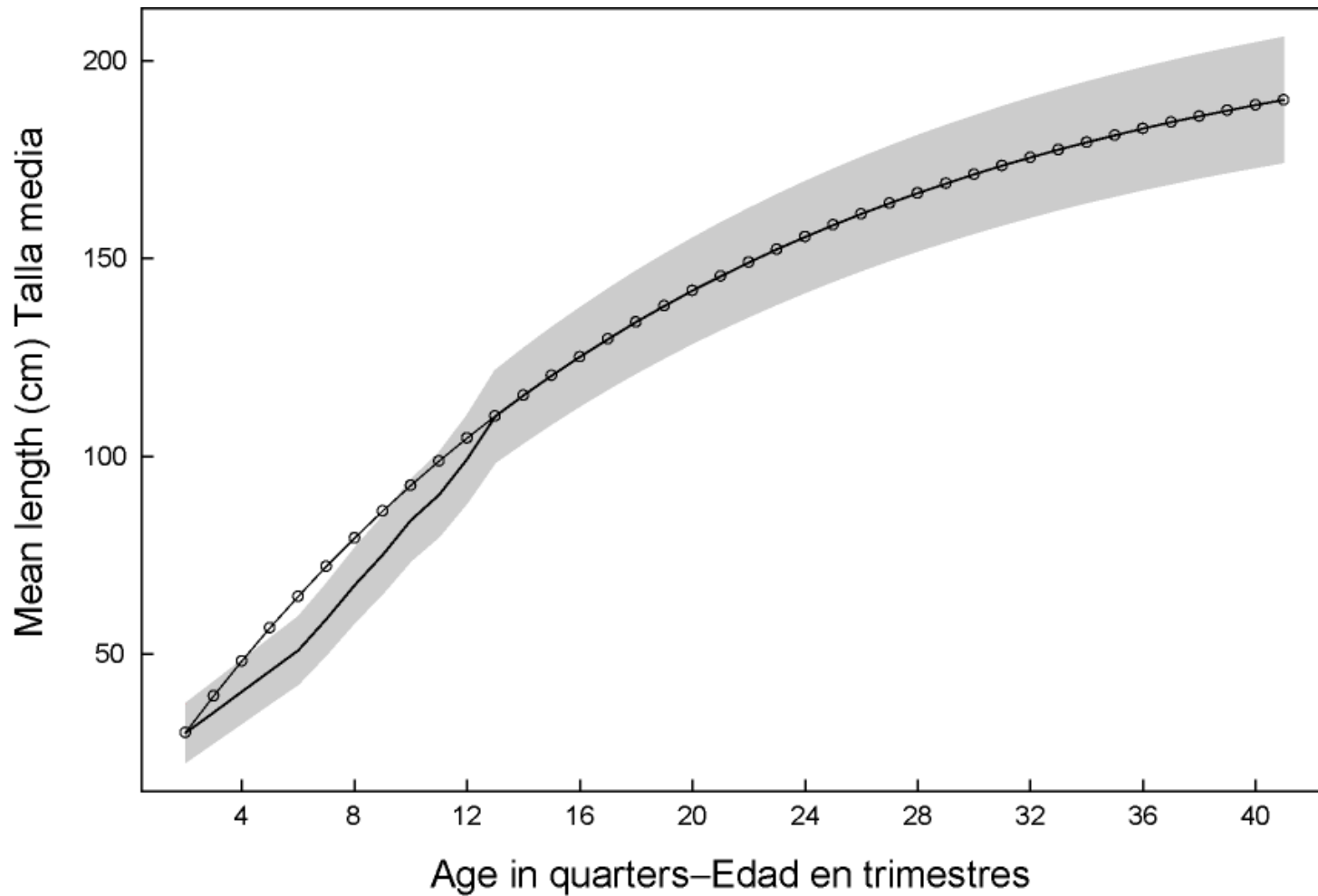
**FIGURE 4.11.** Biomass trajectory of a simulated population of bigeye tuna that was not exploited during January 1975 through December 2002 (“no fishing”) and that predicted by the stock assessment model (“fishing”).

**FIGURA 4.11.** Trayectoria de biomasa de una población simulada de atún patudo no explotada durante enero de 1975 a diciembre de 2002 (“sin pesca”) y la predicha por el modelo de evaluación de la población (“con pesca”).



**FIGURE 4.12.** Estimated average weights of bigeye tuna caught by the fisheries of the EPO. The time series for “Fisheries 1-7” is an average of Fisheries 1 through 7, and that for “Fisheries 8-9” is an average of Fisheries 8 and 9. The dashed horizontal line (at about 54.7 kg) identifies the critical weight.

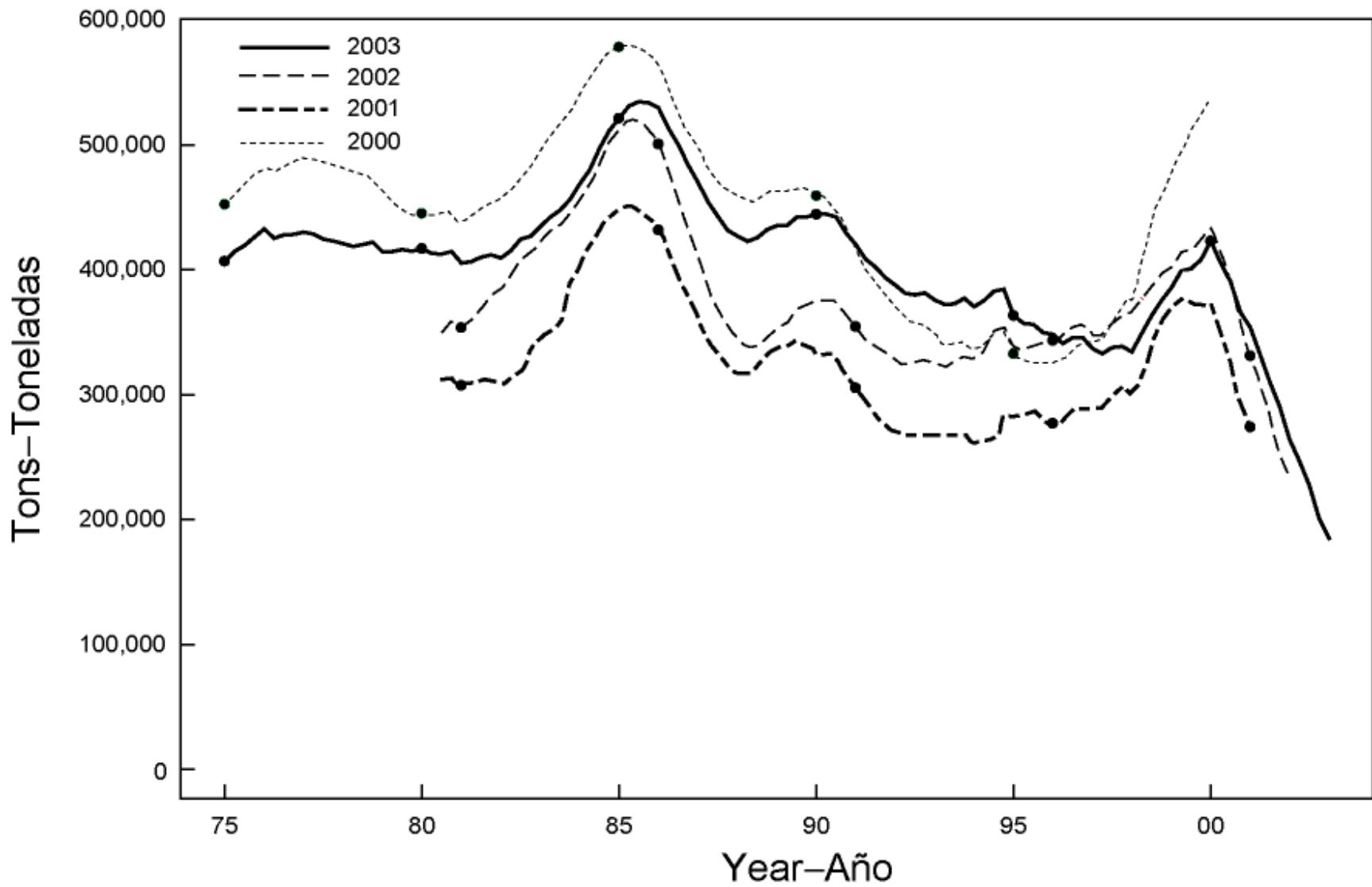
**FIGURA 4.12.** Peso medio estimado de atún patudo capturado en las pesquerías del OPO. La serie de tiempo de “Pesquerías 1-7” es un promedio de las Pesquerías 1 a 7, y la de “Pesquerías 8-9” un promedio de las Pesquerías 8 y 9. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 54,7 kg) identifica el peso crítico.



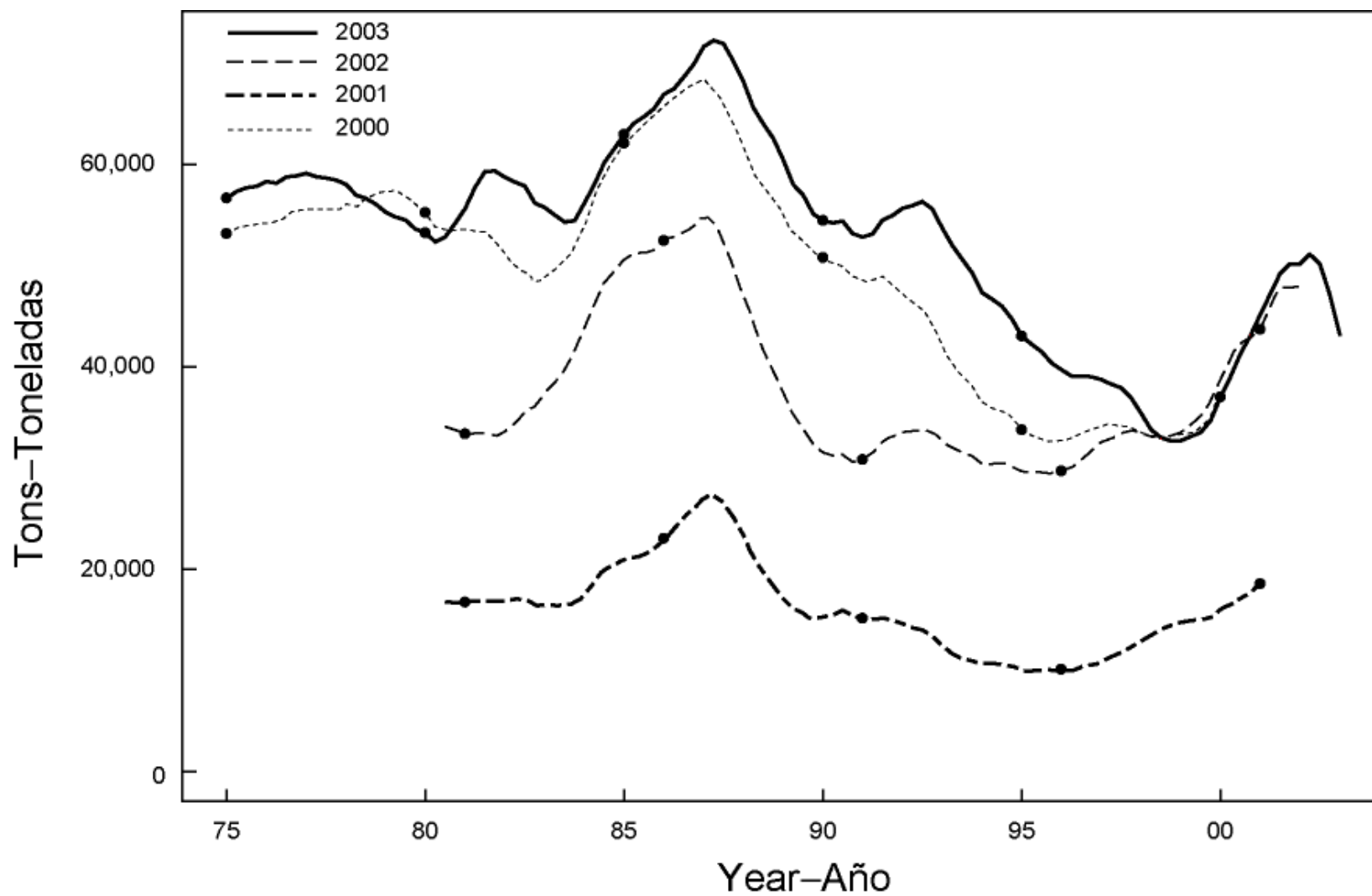
**FIGURE 4.13.** Estimated average lengths at age for bigeye tuna in the EPO. The shaded area indicates the range of lengths estimated to be covered by two standard deviations of the length at age. The line with circles represent the growth curve from Suda and Kume (1967), which is used as a prior.

**FIGURA 4.13.** Talla a edad media estimada para el atún patudo en el OPO. El área sombreada indica el rango de tallas que se estima ser abarcado por dos desviaciones estándar de la talla a edad. La línea con círculos representa la curva de crecimiento de Suda y Kume (1967), usada como distribución previa.



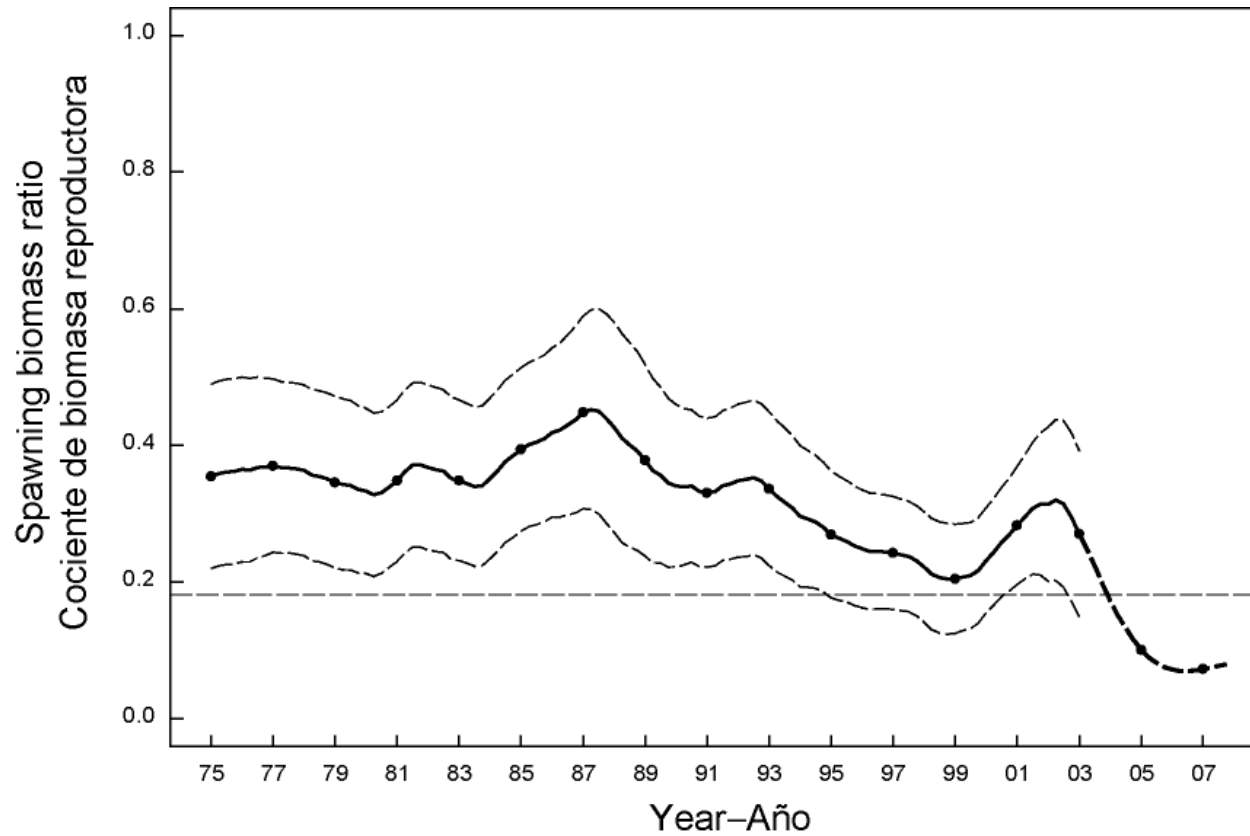


**FIGURE 4.14.** Comparison of biomass of bigeye tuna (fish of ages 1 year and older) from previous assessments and the current assessment.  
**FIGURA 4.14.** Comparación de biomasa de atún patudo (peces de 1 año o más de edad) de evaluaciones previas y la evaluación actual.



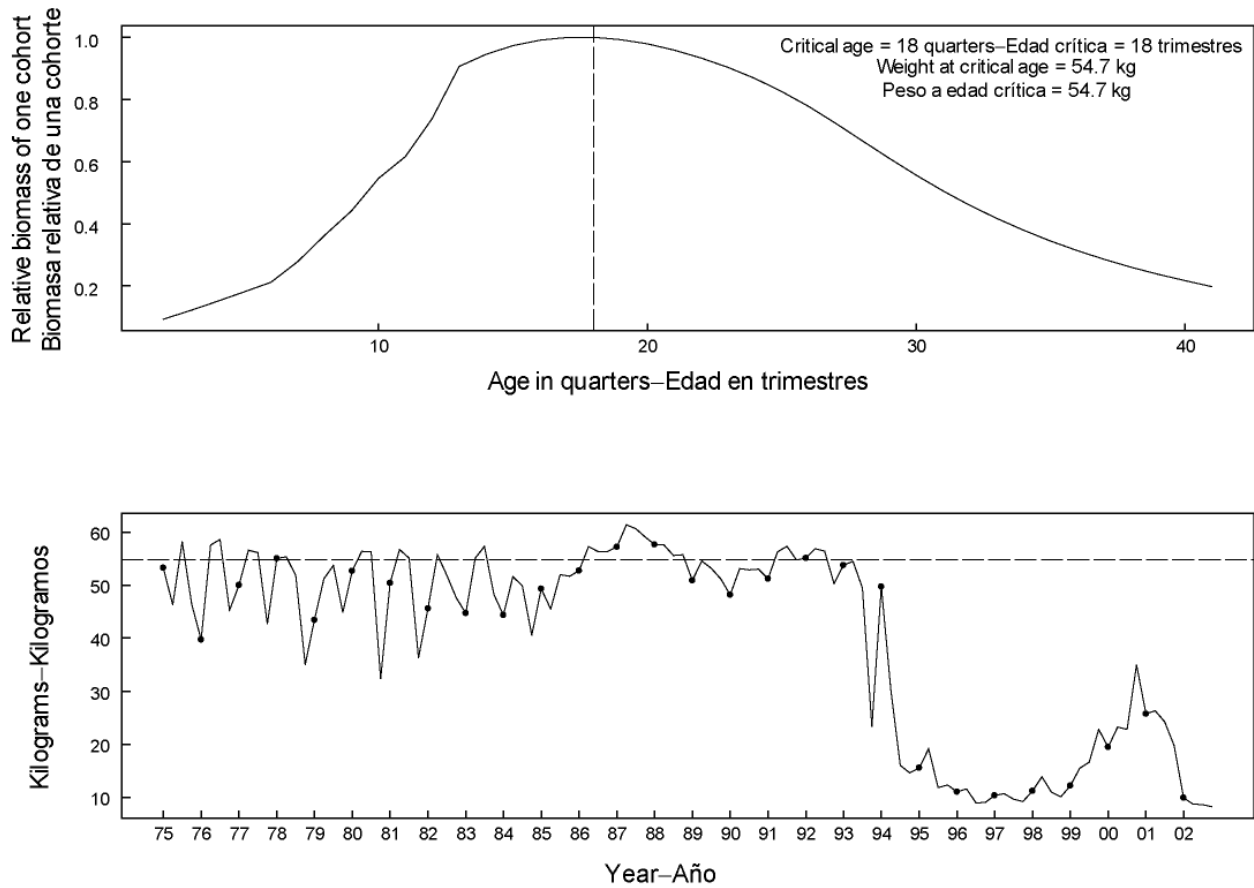
**FIGURE 4.15.** Comparison of spawning biomass of bigeye tuna with previous assessments based on current assumptions regarding maturity, fecundity, and proportions of females in each age class.

**FIGURA 4.15.** Comparación de biomasa reproductora de atún patudo con evaluaciones previas basada en premisas actuales sobre madurez, fecundidad, y proporciones de hembras en cada clase de edad.



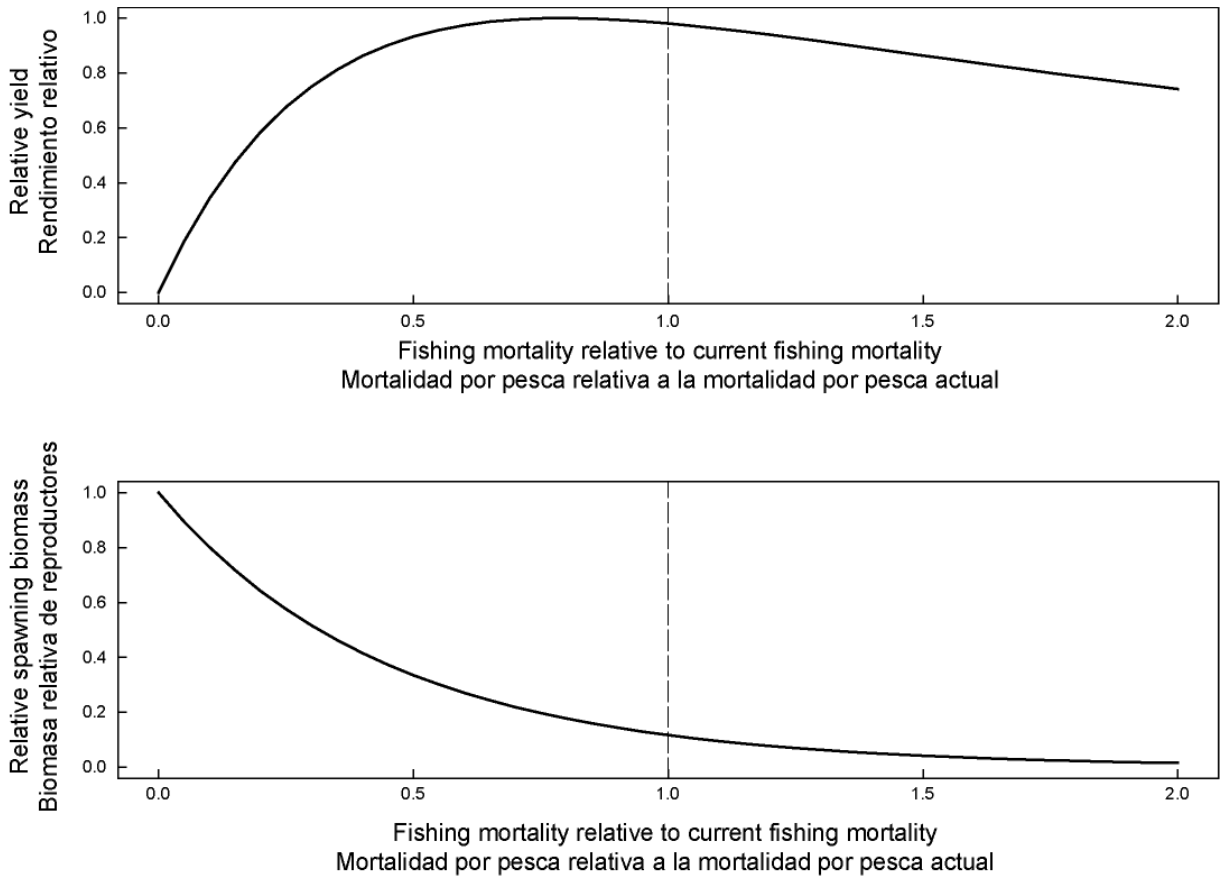
**FIGURE 5.1.** Estimated time series of spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at about 0.18) identifies the SBR at AMSY. The solid lines illustrate the maximum likelihood estimates, and the dashed lines are confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around those estimates. The dashed line continuing the SBR trend indicates the SBR predicted to occur if effort continues at the average of that observed in 2001 and 2002, catchability (with effort deviates) continues as the average for 2000 and 2001, and average environmental conditions occur during the next five years (see Section 6).

**FIGURA 5.1.** Serie de tiempo estimada de los cocientes de biomasa reproductora (SBR) para el atún patudo en el OPO. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0,18) identifica el SBR en RMSF. Las líneas sólidas ilustran las estimaciones de verosimilitud máxima, y las líneas de trazos representan los intervalos de confianza ( $\pm 2$  desviaciones estándar) alrededor de esas estimaciones. La línea de trazos que extiende la tendencia del SBR indica el SBR predicho si el esfuerzo sigue al promedio de aquél observado en 2001 y 2002, la capturabilidad (con desvios de esfuerzo) sigue como el promedio para 2000 y 2001, y si ocurren condiciones ambientales promedio durante los próximos cinco años (ver Sección 6).



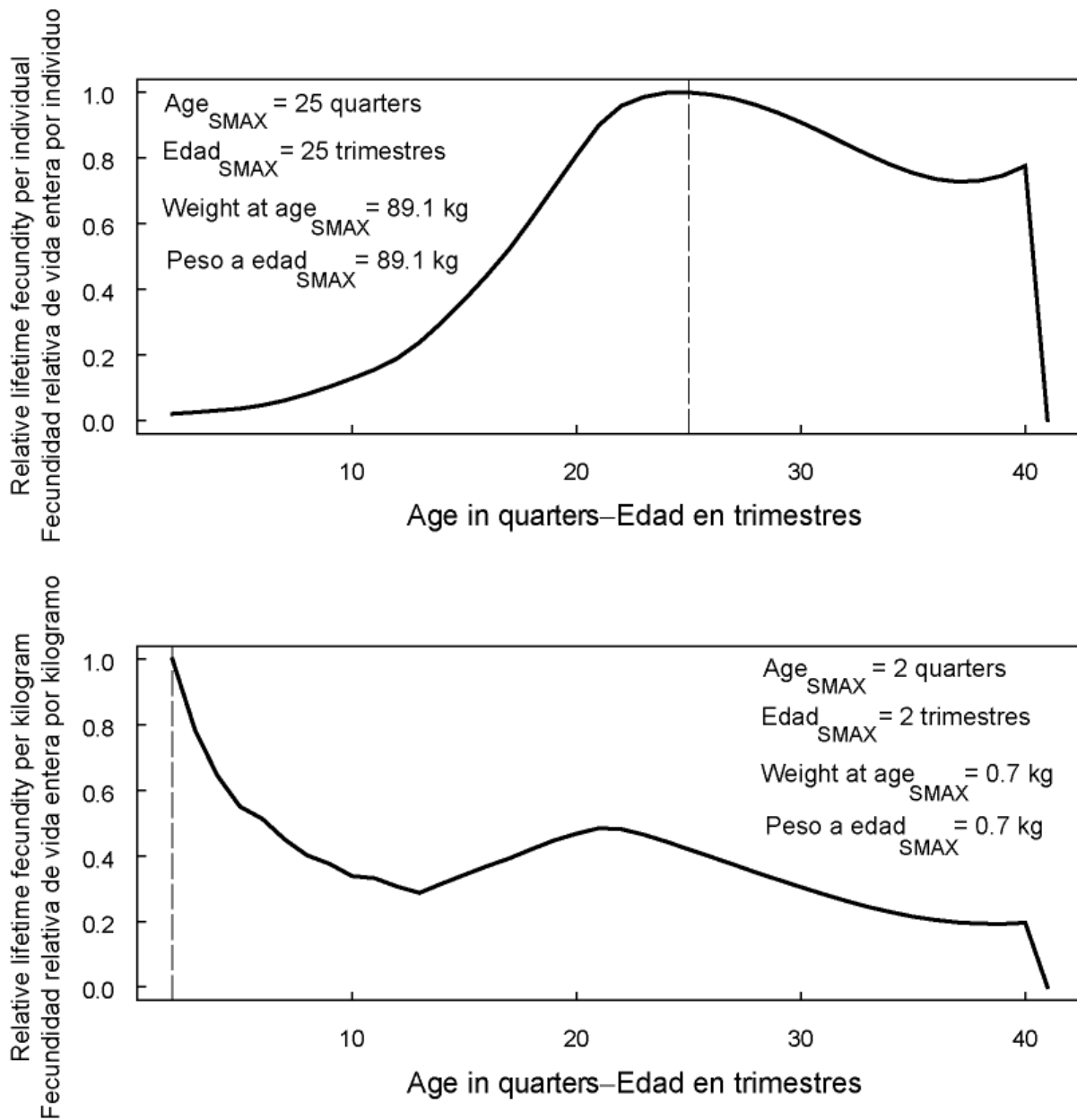
**FIGURE 5.2.** Combined performance of all fisheries that take bigeye tuna in the EPO at achieving the maximum yield per recruit. The upper panel illustrates the growth (in weight) of a single cohort, and identifies the critical age and critical weight (Section 5). The critical weight is drawn as the horizontal dashed line in the lower panel, and is a possible reference point for determining whether the fleet has been close to maximizing the yield per recruit.

**FIGURA 5.2.** Desempeño combinado de todas las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO con respecto al logro del rendimiento por recluta máximo. El recuadro superior ilustra el crecimiento (en peso) de una sola cohorte, e identifica la edad crítica y el peso crítico (Sección 5). El peso crítico es representado por la línea de trazos horizontal en el recuadro inferior, y constituye un posible punto de referencia para determinar si la flota estuvo cerca de maximizar el rendimiento por recluta.



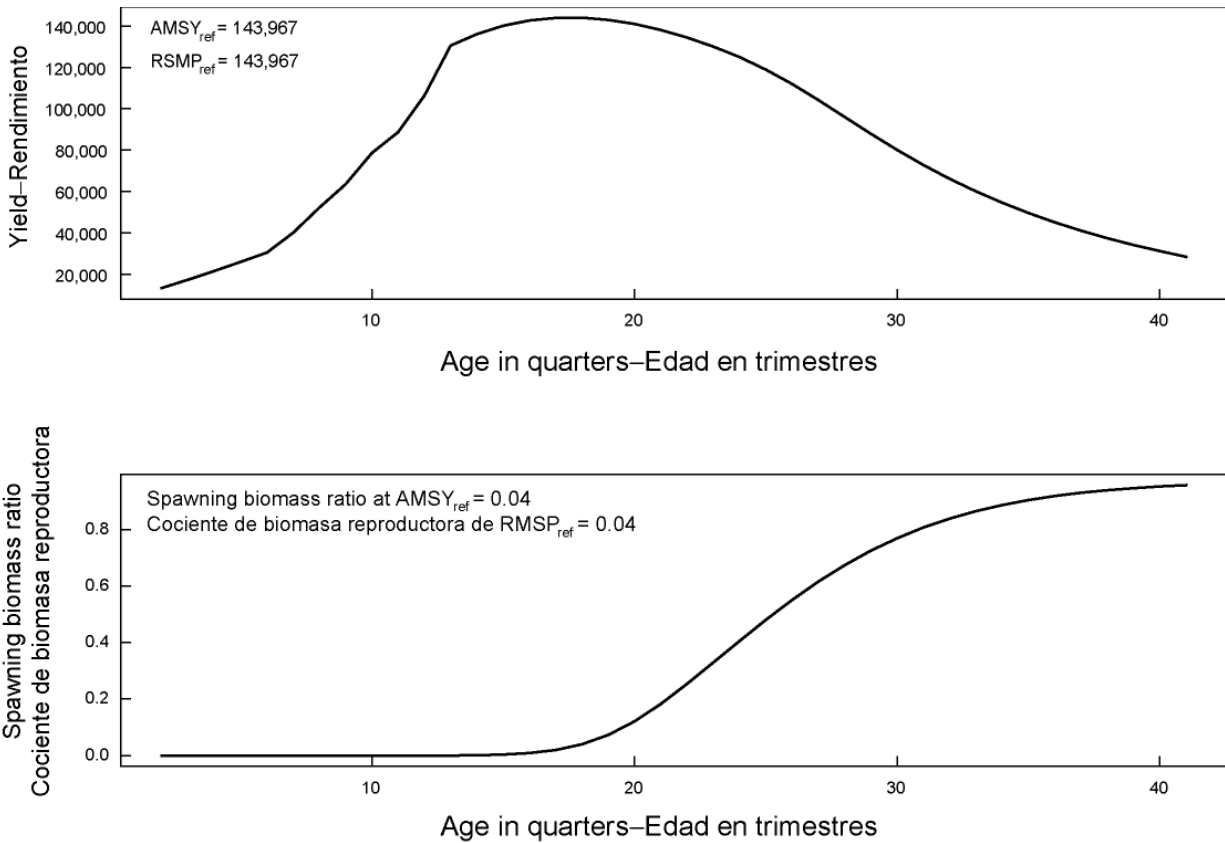
**FIGURE 5.3.** Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of bigeye tuna under equilibrium conditions with average fishing mortality patterns from 2000 and 2001. The yield estimates are scaled so that the AMSY is at 1.0, and the spawning biomass estimates so that the spawning biomass is equal to 1.0 in the absence of exploitation.

**FIGURA 5.3.** Efectos predichos de cambios a largo plazo en el esfuerzo de pesca sobre el rendimiento (recuadro superior) y biomasa reproductora (recuadro inferior) de atún patudo bajo condiciones de equilibrio con patrones promedio de mortalidad por pesca de 2000 y 2001. Se escalan las estimaciones de rendimiento para que el RMSY esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que la biomasa reproductora equivalga a 1,0 si no hay explotación.



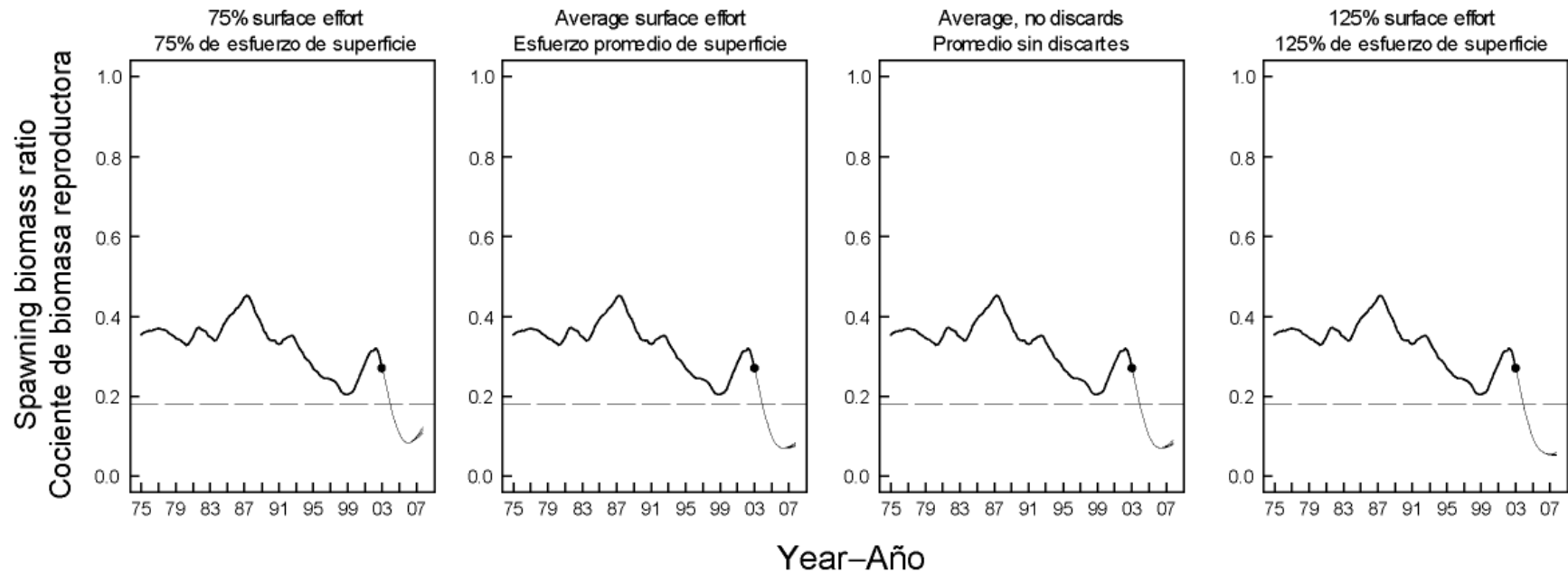
**FIGURE 5.4.** Marginal relative lifetime reproductive potential of bigeye tuna at age, based on individuals (upper panel) and weight (lower panel). It was assumed, for these calculations, that the quarterly fishing mortalities equaled the average quarterly fishing mortalities for 2000-2001. The vertical lines represent the ages at which marginal relative lifetime reproductive potential is maximized.

**FIGURA 5.4.** Potencial de reproducción de vida entera relativo marginal de atún patudo a edad, basado en individuos (recuadro superior) y peso (recuadro inferior). Para estos cálculos, se supuso que las mortalidades de pesca trimestrales eran iguales a las mortalidades de pesca trimestrales medias de 2001-2001. Las líneas verticales representan la edad a la cual se logra el potencial de reproducción relativo marginal máximo.



**FIGURE 5.5.** Yield of bigeye tuna calculated when catching only individuals at a single age (upper panel), and the associated spawning biomass ratio (lower panel).

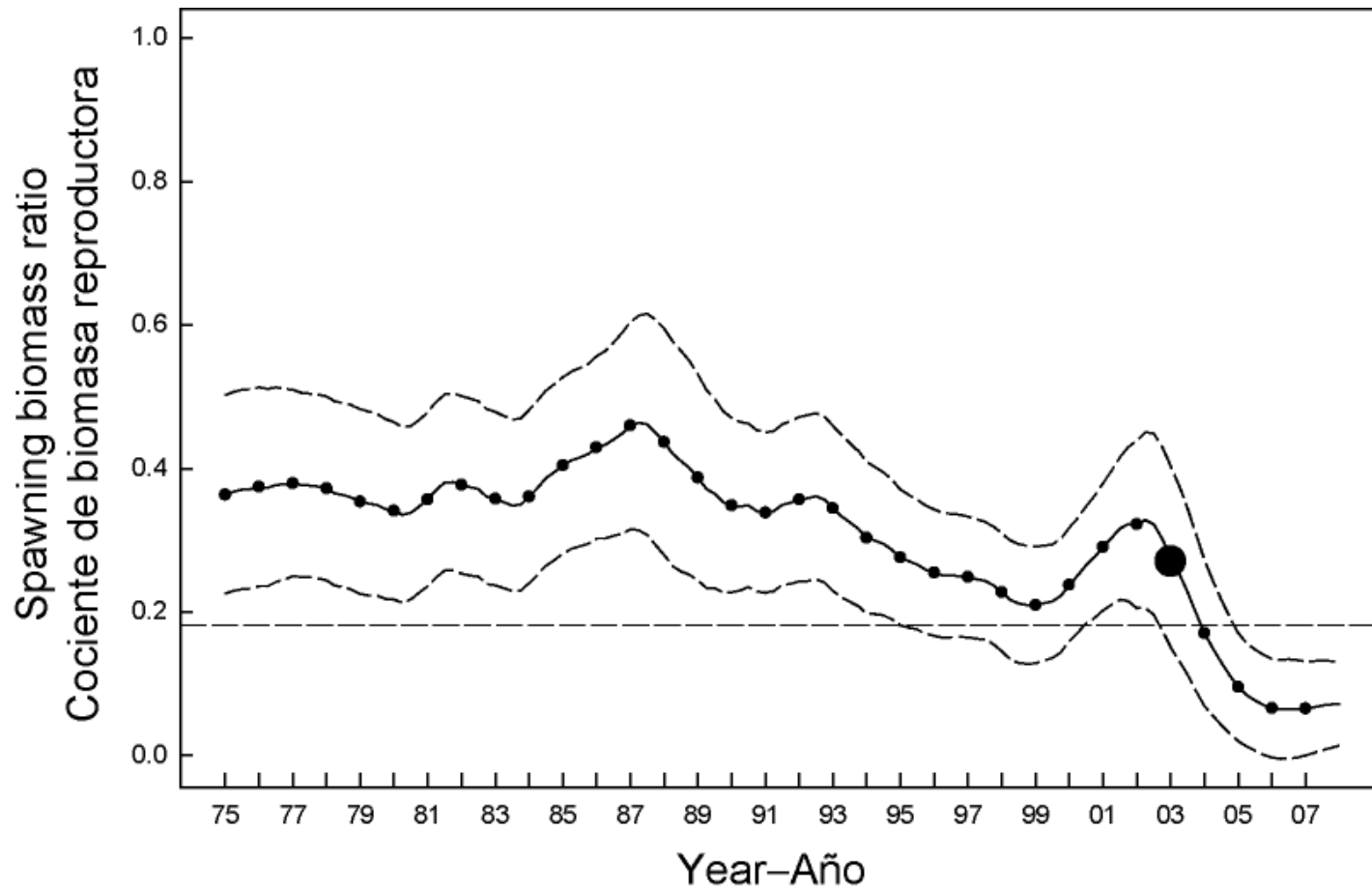
**FIGURA 5.5.** Rendimiento de atún patudo calculado si se capturara solamente individuos de una sola edad (recuadro superior), y el cociente de biomasa reproductora asociado (recuadro inferior).



**FIGURE 6.1a.** Simulated spawning biomass ratios (SBRs) during 2003-2007 for bigeye tuna in the EPO. Each panel illustrates the results of 101 simulations using the different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The median estimates of the simulated SBRs are indicated by the curves to the right of each dot. The shaded areas indicate the regions bounded by the 20% and 80% quantiles of the simulated SBRs. The dashed horizontal lines indicate the  $SBR_{AMSY}$  (0.18).

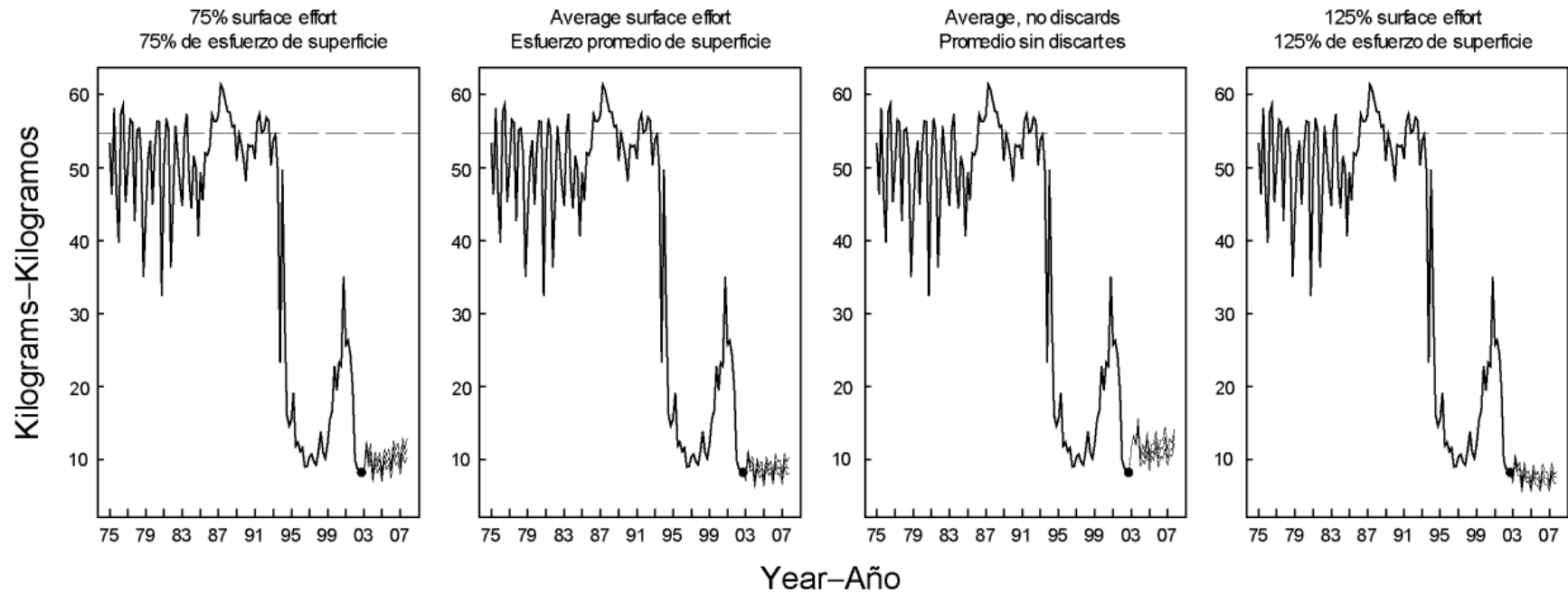
**FIGURA 6.1a.** Cocientes de biomasa reproductora (SBR) simulados durante 2003-2007 para atún patudo en el OPO. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando los diferentes escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las estimaciones medianas de los SBR simulados son indicadas por las curvas a la derecha de cada punto. Las zonas sombreadas indican las regiones delimitadas por los cuantiles de 20% y 80% de los SBR simulados. Las líneas de trazos horizontales señalan el  $SBR_{RMSP}$  (0,18).





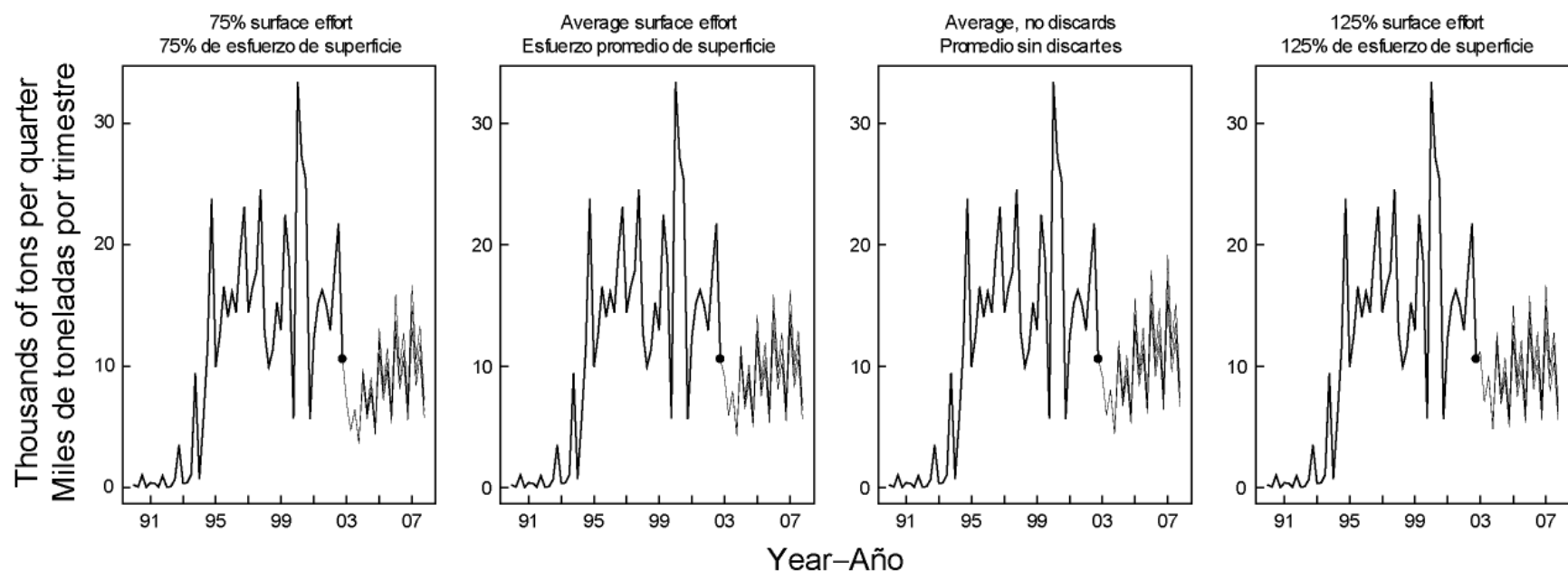
**FIGURE 6.1b.** Spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna, including projections for 2003-2007 under average effort and average catchability for 2000 and 2001 in the EPO. These calculations include parameter estimation uncertainty and uncertainty about future recruitment. The areas between the dashed curves indicate the 95% confidence intervals, and the large dot indicates the estimate for the first quarter of 2003. The dashed horizontal line indicates the  $SBR_{AMS\bar{Y}}$  (0.18).

**FIGURE 6.1b.** Cocientes de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo, incluyendo proyecciones para 2003-2007 con esfuerzo y capturabilidad promedio de 2000 y 2001 en el OPO. Los cálculos incluyen incertidumbre en la estimación de parámetros y sobre 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 2003. La línea de trazos horizontal señala el  $SBR_{RMSP}$  (0,18).



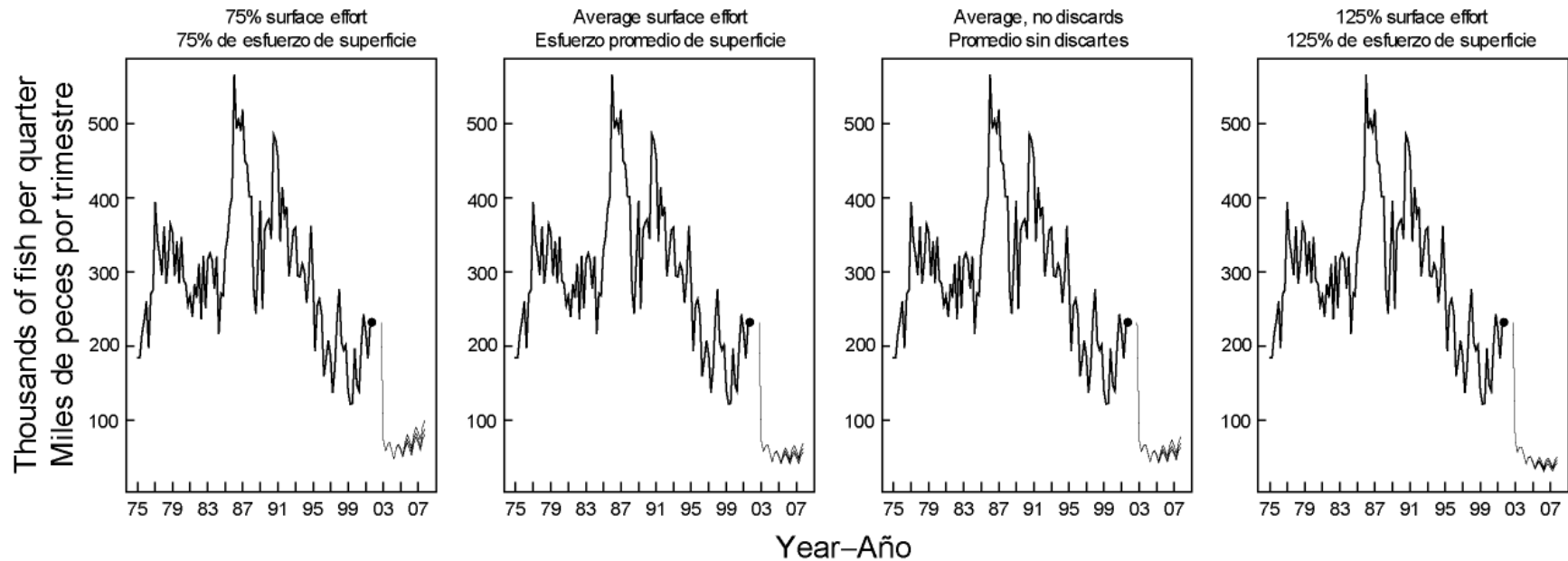
**FIGURE 6.2.** Simulated estimates of the average weights of bigeye tuna in the combined catch during 2003-2007 under average effort and average catchability for 2000 and 2001 in the EPO. Each panel illustrates the results of 101 simulations using the different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The median estimates of the simulated average weights are indicated by the solid lines to the right of each dot. The shaded areas indicate the regions bounded by the 20% and 80% quantiles of the simulated average weights. The dashed horizontal lines indicate the critical weight (54.7 kg).

**FIGURA 6.2.** Estimaciones simuladas del peso medio de atún patudo en la captura combinada durante 2003-2007 con esfuerzo y capturabilidad promedio de 2000 y 2001 en el OPO. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando los diferentes escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las estimaciones medianas del peso medio simulado son indicadas por las líneas sólidas a la derecha de cada punto. Las zonas sombreadas indican las regiones delimitadas por los cuantiles de 20% y 80% del peso medio simulado. Las líneas de trazos horizontal señalan el peso crítico (54,7 kg).



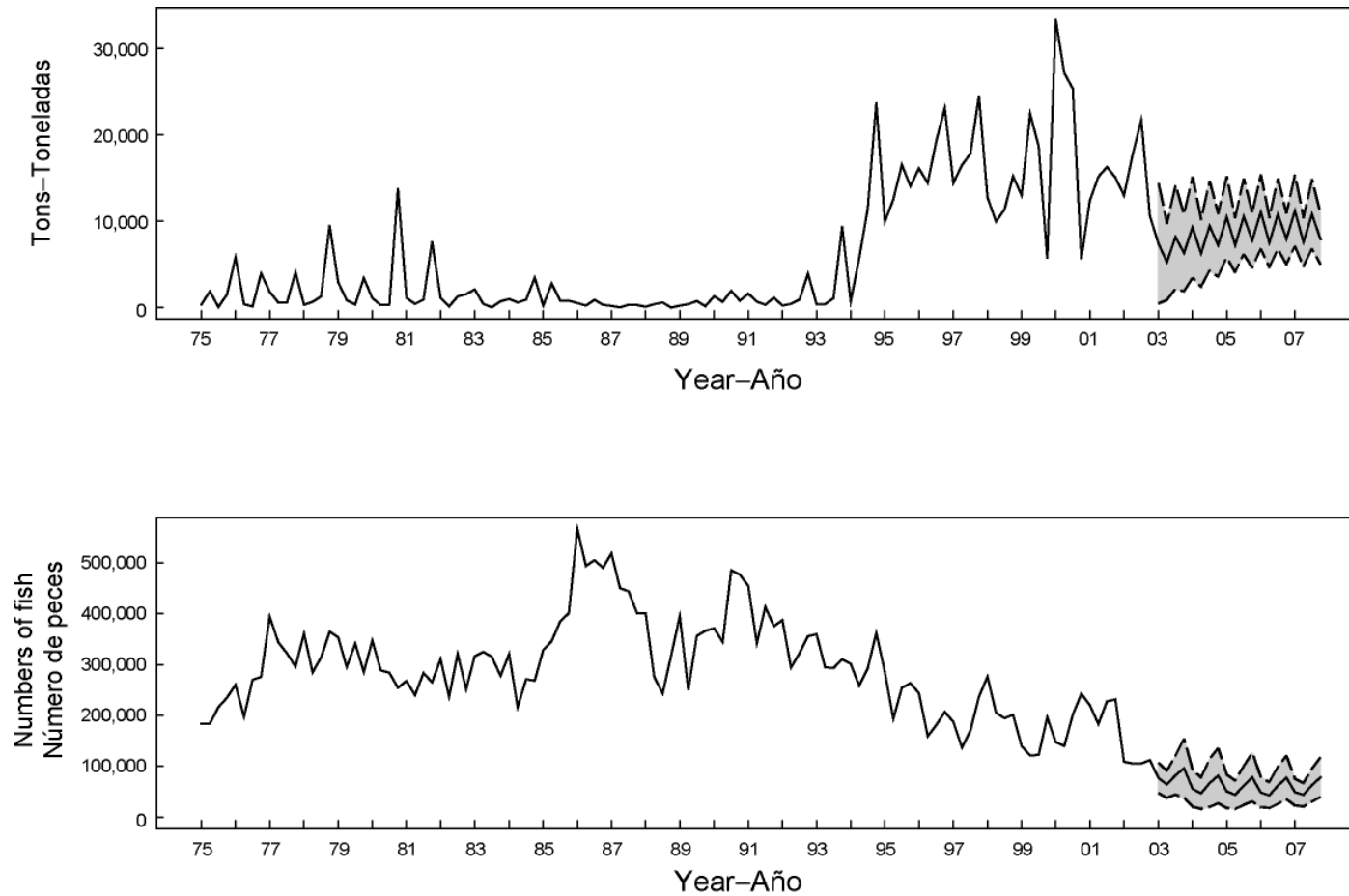
**FIGURE 6.3.** Simulated catches of bigeye tuna taken by the primary surface fleet (Fisheries 2-5 and 7) during 2003-2007 under average effort and average catchability for 2000 and 2001 in the EPO. Each panel illustrates the results of 101 simulations using the different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The median estimates of the simulated catches taken by these fisheries are indicated by the solid lines that are drawn to the right of each dot. The shaded areas indicate the regions bounded by the 20% and 80% quantiles of the simulated catches.

**FIGURA 6.3.** Capturas simuladas de atún patudo logradas por la flota primaria de superficie (Pesquerías 2-5 y 7) durante 2003-2007 con esfuerzo y capturabilidad promedio de 2000 y 2001 en el OPO. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando los diferentes escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las estimaciones medianas de las capturas simuladas de estas pesquerías son indicadas por las líneas sólidas a la derecha de cada punto. Las zonas sombreadas indican las regiones delimitadas por los cuantiles de 20% y 80% de las capturas simuladas.



**FIGURE 6.4.** Simulated catches of bigeye tuna taken by the longline fleet (Fisheries 8 and 9) during 2003-2007 under average effort and average catchability for 2000 and 2001 in the EPO. Each panel illustrates the results of 101 simulations using the different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The median estimates of the simulated catches taken by these fisheries are indicated by the solid lines to the right of each dot. The shaded areas indicate the regions bounded by the 20% and 80% quantiles of the simulated catches.

**FIGURA 6.4.** Capturas simuladas de atún patudo logradas por la flota palangrera (Pesquerías 8 y 9) durante 2003-2007 con esfuerzo y capturabilidad promedio de 2000 y 2001 en el OPO. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando los diferentes escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las estimaciones medianas de las capturas simuladas de estas pesquerías son indicadas por las líneas sólidas a la derecha de cada punto. Las zonas sombreadas indican las regiones delimitadas por los cuantiles de 20% y 80% de las capturas simuladas.



**FIGURE 6.5.** Predicted catches of bigeye tuna for the surface (Fisheries 2, 3, 4, 5, and 7) and longline (Fisheries 8 and 9) fisheries based on average effort for 2002 and 2001 and average catchability for 2000 and 2001. Predictions were undertaken using the likelihood profile method described in Section 6. The shaded areas represent 95% confidence intervals for the predictions of future catches. Note that the vertical scales of the panels are different.

**FIGURA 6.5.** Capturas predichas de atún patudo en las pesquerías de superficie (Pesquerías 2, 3, 4, 5, y 7) y palangreras (Pesquerías 8 y 9), basadas en esfuerzo promedio de 2002 y 2001 y capturabilidad promedio de 2000 y 2001. Se realizaron las predicciones con el método de perfil de verosimilitud descrito en la Sección 6. Las zonas sombreadas representan intervalos de confianza de 95% para las predicciones de capturas futuras. Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes.

**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; FLT = sets on floating objects; UNA = sets on unassociated fish; DOL = 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 del stock de atún patudo en el OPO. PS = red de cerco; LP = carnada; LL = palangre; FLT = lances sobre objeto flotante; UNA = lances sobre atunes no asociados; DOL = 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.

<b>Fishery</b>	<b>Gear</b>	<b>Set type</b>	<b>Years</b>	<b>Sampling areas</b>	<b>Catch data</b>
<b>Pesquería</b>	<b>Arte</b>	<b>Tipo de lance</b>	<b>Año</b>	<b>Zonas de muestreo</b>	<b>Datos de captura</b>
1	PS	FLT	1980-1992	1-13	retained catch only—descargas solamente
2	PS	FLT	1993-2002	11-12	retained catch + discards from inefficiencies in fishing process—descargas + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
3	PS	FLT	1993-2002	7, 9	
4	PS	FLT	1993-2002	5-6, 13	
5	PS	FLT	1993-2002	1-4, 8, 10	
6	PS LP	UNA DOL	1980-1989	1-13	retained catch only—descargas solamente
7	PS LP	UNA DOL	1990-2002	1-13	retained catch + discards from inefficiencies in fishing process—descargas + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
8	LL		1980-2002	N of—de 15°N	retained catch only—descargas solamente
9	LL		1980-2002	S of—de 15°N	
10	PS	FLT	1993-2002	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	FLT	1993-2002	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	FLT	1993-2002	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	FLT	1993-2002	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 proportions of female bigeye tuna, and fecundity indices used to define the spawning biomass.

**TABLA 3.1.** Proporciones de atún patudo hembra por edad, e índices de fecundidad usados para definir la biomasa reproductora.

<b>Age in quarters</b>	<b>Proportion female</b>	<b>Index of fecundity</b>
<b>Edad en trimestres</b>	<b>Proporción hembra</b>	<b>Índice de fecundidad</b>
2	0.44	0.00
3	0.44	0.00
4	0.44	0.00
5	0.44	0.00
6	0.44	0.00
7	0.44	0.00
8	0.44	0.00
9	0.44	0.00
10	0.44	0.00
11	0.44	0.00
12	0.44	0.02
13	0.44	0.14
14	0.44	0.38
15	0.44	0.99
16	0.44	2.41
17	0.44	5.40
18	0.44	10.99
19	0.44	19.91
20	0.44	31.74
21	0.44	44.69
22	0.44	56.97
23	0.44	67.56
24	0.43	76.41
25	0.43	83.86
26	0.42	90.30
27	0.41	96.04
28	0.39	101.30
29	0.38	106.20
30	0.36	110.83
31	0.33	115.24
32	0.31	119.46
33	0.28	123.51
34	0.25	127.42
35	0.23	131.18
36	0.20	134.80
37	0.18	138.30
38	0.16	141.66
39	0.14	144.90
40	0.12	148.02
41	0.10	151.02

**TABLE 4.1.** Recent changes in the quarterly CPUEs achieved by the surface fisheries that currently take bigeye tuna from the EPO. The values indicate the percentage change in quarterly CPUEs from 2001 to 2002.

**TABLA 4.1.** Cambios recientes en las CPUE trimestrales de las pesquerías de superficie que actualmente capturan atún patudo en el OPO. Los valores indican el cambio porcentual en las CPUE trimestrales de 2001 a 2002.

<b>Quarter</b>	<b>Fishery 2</b>	<b>Fishery 3</b>	<b>Fishery 4</b>	<b>Fishery 5</b>	<b>Fishery 7</b>
<b>Trimestre</b>	<b>Pesquería 2</b>	<b>Pesquería 3</b>	<b>Pesquería 4</b>	<b>Pesquería 5</b>	<b>Pesquería 7</b>
1	-28	38	80	846	-100
2	30	-23	32	209	-100
3	-12	123	-71	46	6
4	-42	37	-42	11	-39

**TABLE 4.2.** Estimated total annual recruitment of bigeye tuna (thousands of fish), initial biomass (metric tons present at the beginning of the year), and spawning biomass (metric tons) in the EPO.

**TABLA 4.2.** Reclutamiento anual total estimado de atún patudo (miles de peces), biomasa inicial (toneladas métricas presentes al inicio del año), y biomasa de peces reproductores (toneladas métricas) en el OPO.

<b>Year</b>	<b>Total recruitment</b>	<b>Biomass of age-1+ fish</b>	<b>Spawning biomass</b>
<b>Año</b>	<b>Reclutamiento total</b>	<b>Biomasa de peces de edad 1+</b>	<b>Biomasa de peces reproductores</b>
1975	12,067	406,721	56,646
1976	20,273	432,545	58,303
1977	12,799	430,055	59,121
1978	13,321	420,934	58,035
1979	17,042	413,994	55,246
1980	14,278	416,801	53,227
1981	15,715	405,319	55,655
1982	26,175	409,286	58,729
1983	16,848	434,509	55,739
1984	12,685	468,837	56,202
1985	12,677	521,106	62,957
1986	15,756	529,438	66,924
1987	19,257	469,829	71,622
1988	13,484	427,040	68,146
1989	12,506	435,318	60,431
1990	12,641	444,358	54,435
1991	12,871	420,191	52,829
1992	17,199	387,650	55,656
1993	17,590	375,739	53,726
1994	25,531	370,345	47,344
1995	29,309	363,116	43,036
1996	33,760	348,208	39,725
1997	52,703	337,141	38,737
1998	13,981	334,359	35,450
1999	9,661	385,459	32,697
2000	9,313	422,961	37,019
2001	16,290	353,724	45,166
2002	16,453	264,178	50,155



**TABLE 4.3.** Estimates of the average sizes of bigeye tuna. The ages are quarters after hatching.

**TABLA 4.3.** 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)
2	30.00	0.74	22	149.02	74.56
3	35.22	1.16	23	152.33	79.46
4	40.44	1.73	24	155.48	84.30
5	45.66	2.45	25	158.46	89.08
6	50.88	3.34	26	161.30	93.78
7	58.75	5.06	27	163.99	98.39
8	67.35	7.50	28	166.55	102.90
9	75.06	10.25	29	168.98	107.31
10	83.80	14.09	30	171.28	111.61
11	90.27	17.47	31	173.48	115.79
12	99.27	23.00	32	175.56	119.86
13	110.08	31.02	33	177.53	123.81
14	115.37	35.53	34	179.41	127.64
15	120.38	40.18	35	181.19	131.35
16	125.13	44.94	36	182.88	134.94
17	129.64	49.80	37	184.49	138.40
18	133.93	54.72	38	186.01	141.75
19	138.00	59.68	39	187.46	144.97
20	141.87	64.66	40	188.84	148.08
21	145.54	69.62	41	190.14	151.06

**TABLE 5.1.** Estimates of the AMSY and its associated quantities for bigeye tuna for the base case and sensitivity analyses. All analyses are based on average fishing mortality for 2000 and 2001.  $B_{\text{recent}}$  and  $B_{\text{AMSY}}$  are defined as the biomass of fish 1+ years old at the start of 2003 and at AMSY, respectively, and  $S_{\text{recent}}$  and  $S_{\text{AMSY}}$  are defined as indices of spawning biomass (therefore, they are not in metric tons).  $C_{\text{recent}}$  is the estimated total catch in 2002.

**TABLA 5.1.** Estimaciones del RMSP y sus valores asociados para atún patudo para el caso base y los análisis de sensibilidad. Todos los análisis se basan en la mortalidad por pesca media de 2000 y 2001. Se definen  $B_{\text{recent}}$  y  $B_{\text{RMSP}}$  como la biomasa de fish de edad 1+ años al principio de 2003 y en RMSP, respectivamente, y  $S_{\text{recent}}$  y  $S_{\text{RMSP}}$  como índices de biomasa reproductora (y por lo tanto no se expresa en toneladas métricas).  $C_{\text{recent}}$  es la captura total estimada en 2002.

	Base case	Steepness = 0.75	Cannery estimates of purse-seine catch
	Caso base	Inclinación = 0.75	Estimaciones de enlatadoras de la captura cerquera
AMSY (t)—RMSP (t)	67,948	65,882	63,256
$B_{\text{AMSY}}$ (t)— $B_{\text{RMSP}}$ (t)	246,841	411,885	229,092
$S_{\text{AMSY}}$ — $S_{\text{RMSP}}$	28,989	59,414	26,728
$B_{\text{AMSY}}/B_0$ — $B_{\text{RMSP}}/B_0$	0.28	0.36	0.29
$S_{\text{AMSY}}/S_0$ — $S_{\text{RMSP}}/S_0$	0.18	0.29	0.19
$C_{\text{recent}}/\text{AMSY}$ — $C_{\text{recent}}/\text{RMSP}$	1.40	1.45	1.14
$B_{\text{recent}}/B_{\text{AMSY}}$ — $B_{\text{recent}}/B_{\text{RMSP}}$	0.75	0.56	0.93
$S_{\text{recent}}/S_{\text{AMSY}}$ — $S_{\text{recent}}/S_{\text{RMSP}}$	1.49	0.86	1.66
$F$ multiplier—Multiplicador de $F$	0.79	0.53	0.88

	Korean longline data obtained from SPC	Habitat-standardized CPUE	Iterative reweighting
	Datos de palangreros coreanos obtenidos de SPC	CPUE estandarizada por hábitat	Reponderación iterativa
AMSY (t)—RMSP (t)	78,895	68,246	65,393
$B_{\text{AMSY}}$ (t)— $B_{\text{RMSP}}$ (t)	296,586	254,007	244,640
$S_{\text{AMSY}}$ — $S_{\text{RMSP}}$	35,902	30,531	28,628
$B_{\text{AMSY}}/B_0$ — $B_{\text{RMSP}}/B_0$	0.27	0.27	0.31
$S_{\text{AMSY}}/S_0$ — $S_{\text{RMSP}}/S_0$	0.18	0.18	0.20
$C_{\text{recent}}/\text{AMSY}$ — $C_{\text{recent}}/\text{RMSP}$	1.32	1.41	1.46
$B_{\text{recent}}/B_{\text{AMSY}}$ — $B_{\text{recent}}/B_{\text{RMSP}}$	1.21	1.04	0.45
$S_{\text{recent}}/S_{\text{AMSY}}$ — $S_{\text{recent}}/S_{\text{RMSP}}$	2.45	2.11	0.66
$F$ multiplier—Multiplicador de $F$	1.08	0.94	0.54

**TABLE 5.2.** Estimates of the AMSY and its associated quantities for bigeye tuna based on alternative assumptions about current fishing mortality.  $B_{\text{recent}}$  and  $B_{\text{AMSY}}$  are defined as the biomass of fish 1+ years old at the start of 2003 and at AMSY, respectively, and  $S_{\text{recent}}$  and  $S_{\text{AMSY}}$  are defined as indices of spawning biomass (therefore, they are not in metric tons).  $C_{\text{recent}}$  is the estimated total catch in 2002.

**TABLA 5.1.** Estimaciones del RMSP y sus valores asociados para atún patudo basadas en distintos supuestos sobre la mortalidad de pesca actual. Se definen  $B_{\text{recent}}$  y  $B_{\text{RMSP}}$  como la biomasa de peces de edad 1+ años al principio de 2003 y en RMSP, respectivamente, y  $S_{\text{recent}}$  y  $S_{\text{RMSP}}$  como índices de biomasa reproductora (y por lo tanto no se expresa en toneladas métricas).  $C_{\text{recent}}$  es la captura total estimada en 2002.

	<b><i>F</i> 2000 and-y 2001 (Base case—Caso base)</b>	<b><i>F</i> 1999 and-y 2000</b>	<b><i>F</i> 2001 and-y 2002</b>
AMSY (t)—RMSP (t)	67,948	66,950	63,764
$B_{\text{AMSY}}$ (t)— $B_{\text{RMSP}}$ (t)	246,841	248,737	234,093
$S_{\text{AMSY}}$ — $S_{\text{RMSP}}$	28,989	29,472	28,003
$B_{\text{AMSY}}/B_0$ — $B_{\text{RMSP}}/B_0$	0.28	0.28	0.26
$S_{\text{AMSY}}/S_0$ — $S_{\text{RMSP}}/S_0$	0.18	0.18	0.18
$C_{\text{recent}}/\text{AMSY}$ — $C_{\text{recent}}/\text{RMSP}$	1.40	1.42	1.49
$B_{\text{recent}}/B_{\text{AMSY}}$ — $B_{\text{recent}}/B_{\text{RMSP}}$	0.75	0.74	0.79
$S_{\text{recent}}/S_{\text{AMSY}}$ — $S_{\text{recent}}/S_{\text{RMSP}}$	1.49	1.47	1.54
<i>F</i> multiplier—Multiplicador de <i>F</i>	0.79	1.05	0.57

**TABLE 5.3.** Estimates of the AMSY and its associated quantities for bigeye tuna, obtained by assuming 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  $B_{\text{AMSY}}$  are in metric tons. The  $F$  multiplier indicates how many times effort would have to be effectively increased to achieve the AMSY based on the average fishing mortality over 2000 and 2001.

**TABLA 5.3.** Estimaciones del RMSP y sus cantidades asociadas para atún patudo, obtenidas suponiendo 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 RMSP,  $B_{\text{RMSP}}$ , y  $S_{\text{RMSP}}$  en toneladas métricas. El multiplicador de  $F$  indica cuántas veces se tendría que aumentar efectivamente el esfuerzo para lograr el RMSP basado en la mortalidad por pesca media en los dos últimos años.

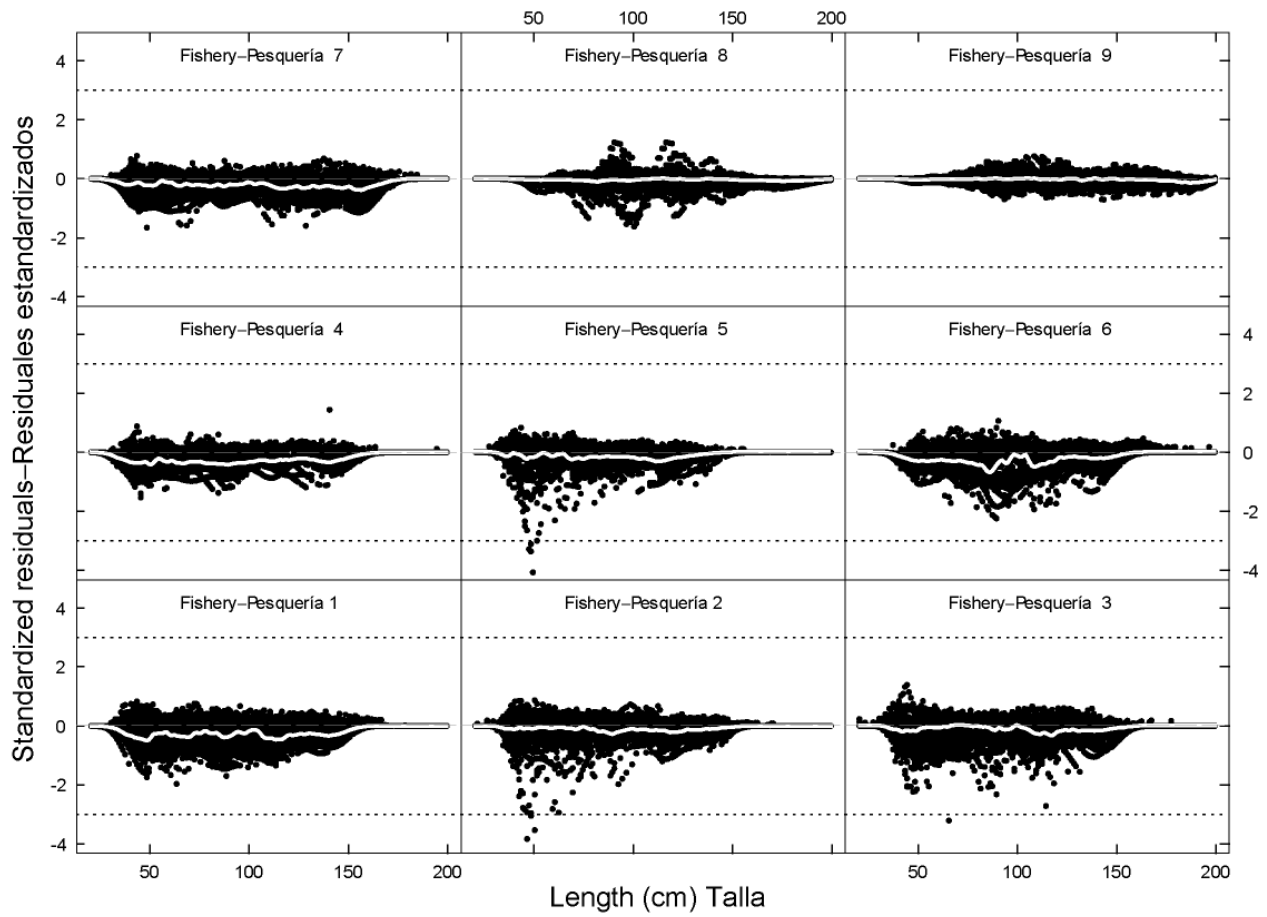
<b>Fishery</b>	<b>AMSY</b>	<b><math>B_{\text{AMSY}}</math></b>	<b><math>S_{\text{AMSY}}</math></b>	<b><math>B_{\text{AMSY}}/B_{F=0}</math></b>	<b><math>S_{\text{AMSY}}/S_{F=0}</math></b>	<b><math>F</math> multiplier</b>
<b>Pesquería</b>	<b>RMSP</b>	<b><math>B_{\text{RMSP}}</math></b>	<b><math>S_{\text{RMSP}}</math></b>	<b><math>B_{\text{RMSP}}/B_{F=0}</math></b>	<b><math>S_{\text{RMSP}}/S_{F=0}</math></b>	<b>Multiplicador de <math>F</math></b>
1	Not currently operating in the EPO—No opera actualmente en el OPO					
2	49,032	49,032	188,660	0.21	0.15	3.10
3	63,882	63,882	194,055	0.22	0.13	4.29
4	80,483	80,483	227,787	0.26	0.12	76.48
5	47,586	47,586	182,405	0.21	0.15	5.64
6	Not currently operating in the EPO—No opera actualmente en el OPO					
7	103,759	103,759	285,970	0.32	0.13	96.89
8	101,819	101,819	232,677	0.26	0.10	153.79
9	122,632	122,632	284,994	0.32	0.09	5.79

**TABLE 6.1.** Summary of the outcomes from 101 simulations for bigeye tuna, using the scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. “Quantiles” identify the levels at which 20%, 50%, and 80% of the predicted outcomes are less than or equal to the value provided in the table. The 50% quantile is equal to the median.

**TABLA 6.1.** Resumen de los resultados de 101 simulaciones para atún patudo, usando los escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Los “cuantiles” identifican los niveles en los cuales el 20%, 50%, y 80% de los resultados predichos inferiores o iguales al valor en la tabla. El cuantil de 50% es igual a la mediana.

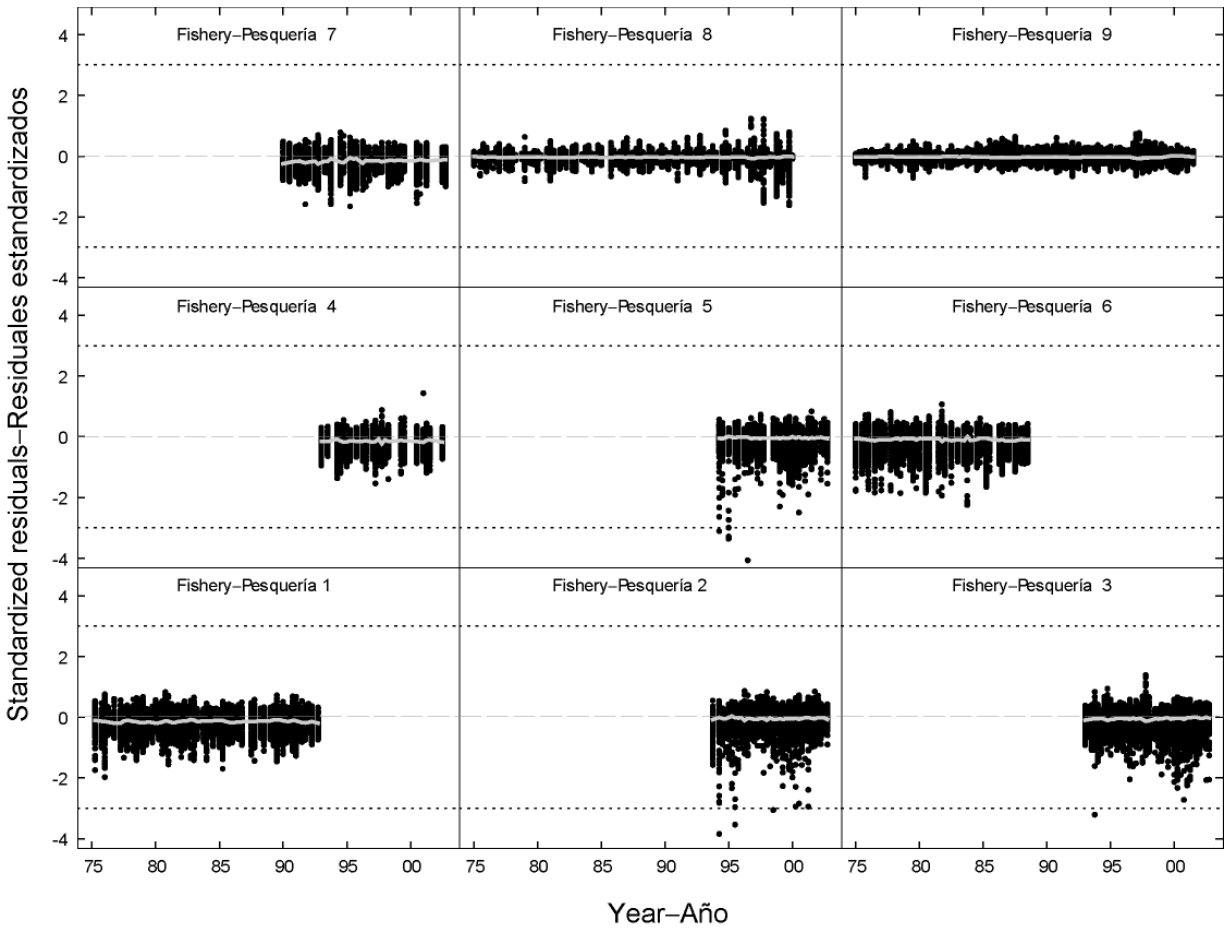
<b>Quantile</b>	<b>75% surface effort</b>	<b>Average surface effort</b>	<b>Average surface effort, no discards</b>	<b>125% surface effort</b>
<b>Cuantil</b>	<b>75% del esfuerzo de superficie</b>	<b>Esfuerzo de superficie medio</b>	<b>Esfuerzo de superficie medio, sin descartes</b>	<b>125% del esfuerzo de superficie</b>
<b>SBR for fourth quarter of 2007–SBR para el cuarto trimestre de 2007</b>				
20%	0.10	0.07	0.07	0.05
50%	0.11	0.07	0.08	0.05
80%	0.11	0.08	0.08	0.05
<b>Average weight (kg) of fish in the combined catch during 2007– Peso medio (kg) de los peces en la captura combinada durante 2007</b>				
20%	10.9	9.0	10.4	7.5
50%	12.1	9.8	11.6	8.4
80%	13.7	10.9	13.2	9.4
<b>Median of quarterly catches (mt) by the primary surface fleet (Fisheries 2-5 and 7) during 2007– Mediana de las capturas trimestrales (tm) por la flota primaria de superficie (Pesquerías 2-5 y 7) durante 2007</b>				
20%	8,750	9,191	9,595	8,900
50%	10,739	11,490	12,012	11,093
80%	12,893	13,977	14,566	13,343
<b>Median of quarterly catches, in thousands of fish, by the longline fleet (Fisheries 8 and 9) during 2007– Mediana de las capturas trimestrales, en miles de peces, por la flota palangrera (Pesquerías 8 y 9) durante 2007</b>				
20%	71	51	53	37
50%	87	65	68	47
80%	119	87	91	62

APPENDIX A: DIAGNOSTICS  
ANEXO A: DIAGNOSTICOS



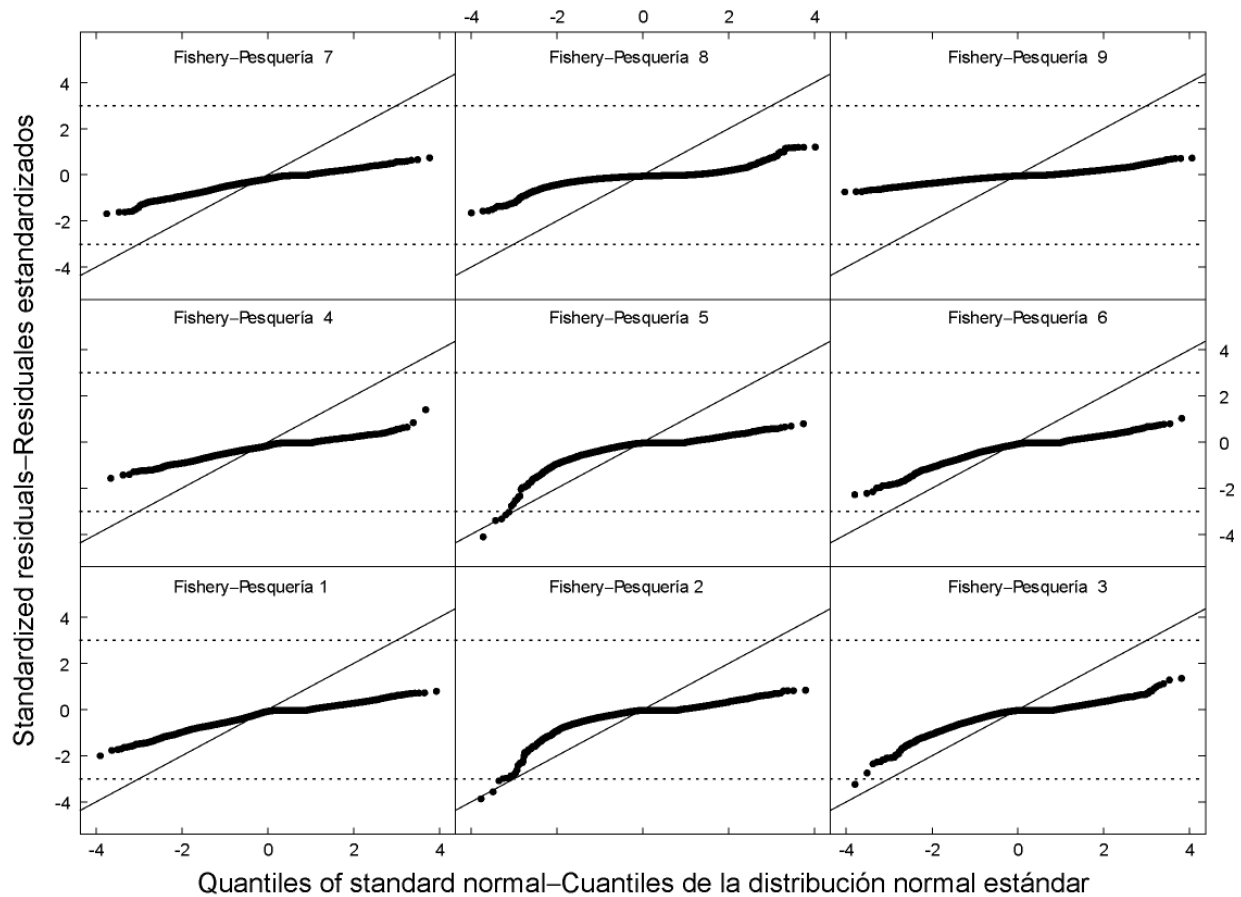
**FIGURE A.1.** Standardized residuals for the fit to the length-frequency data for bigeye tuna, by fishery and length class. The fitted line is a loess smoother.

**FIGURA A.1.** Residuales estandarizados del ajuste a los datos de frecuencia de talla de atún patudo, por pesquería y clase de talla. La línea ajustada es un suavizador loess.



**FIGURE A.2.** Standardized residuals for the fit to the length-frequency data for bigeye tuna, by fishery and year. The fitted line is a loess smoother.

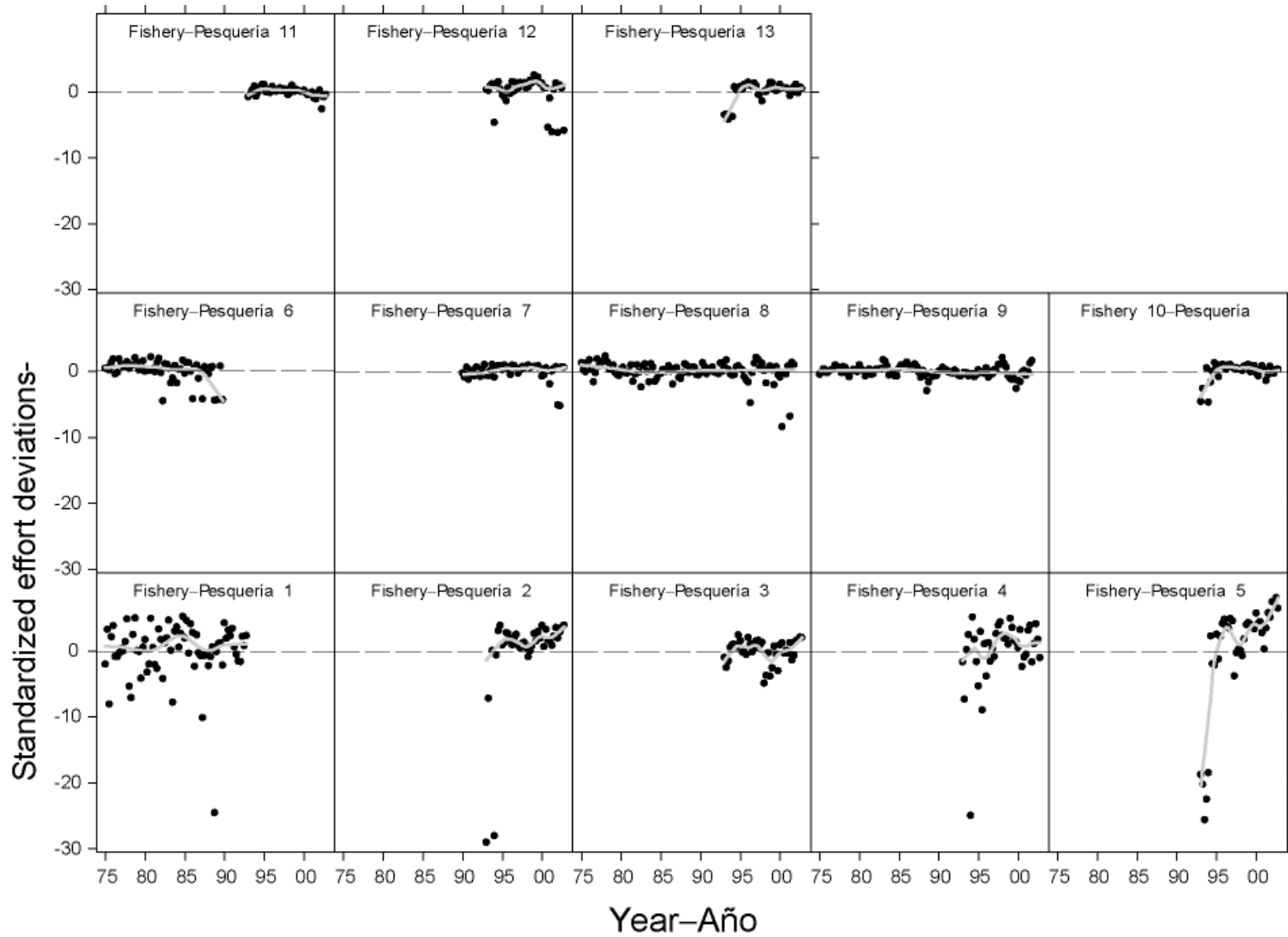
**FIGURA A.2.** Residuales estandarizados del ajuste a los datos de frecuencia de talla de atún patudo, por pesquería y año. La línea ajustada es un suavizador loess.



**FIGURE A.3.** Q-Q plot for the residuals of the fit to the length-frequency data for bigeye tuna, by fishery. The diagonal lines indicate the expectations for residuals following normal distributions. The dotted horizontal lines represent three standard deviations on either side of the mean.

**FIGURA A.3.** Gráficos Q-Q de los residuos de los ajustes a los datos de frecuencia de talla de atún patudo, por pesquería. Las líneas diagonales indican las expectativas de los residuos siguiendo distribuciones normales. Las líneas con puntos representan tres desviaciones estándar en cualquier lado del medio.

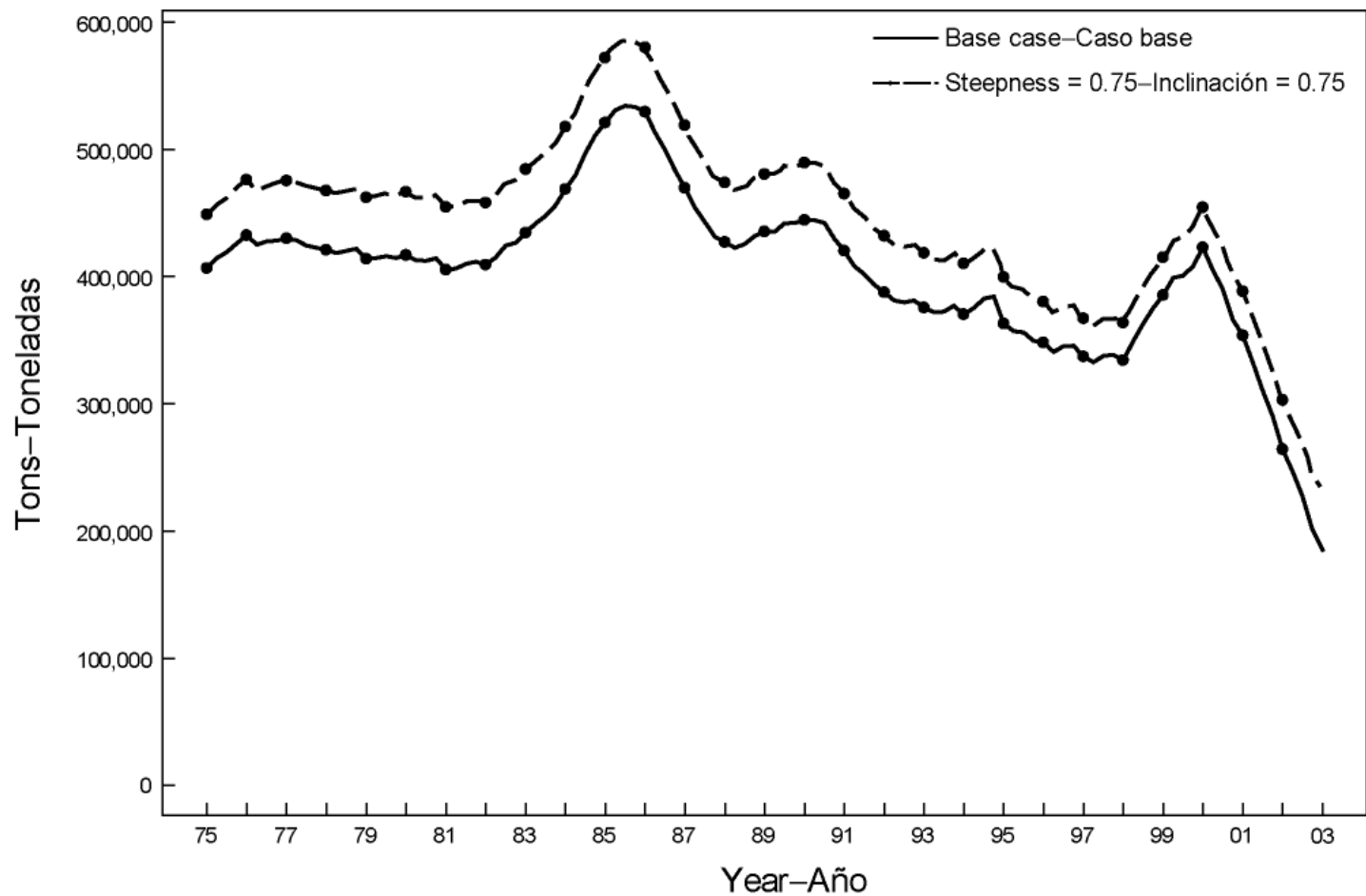




**FIGURE A.4.** Standardized effort deviates for bigeye tuna, by fishery and quarter. The fitted line is a loess smoother.

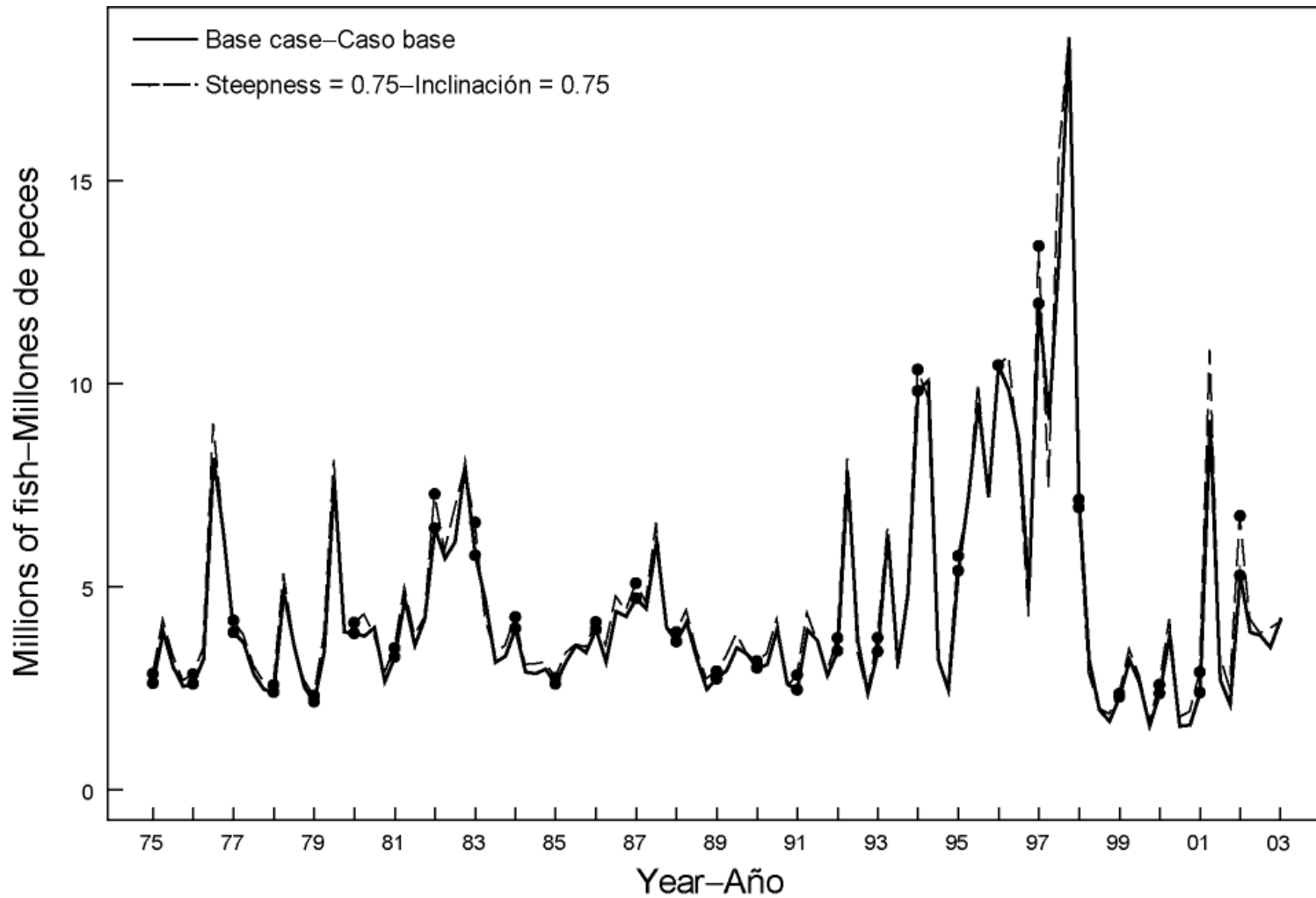
**FIGURA A.4.** Desvíos estandarizados del esfuerzo de atún patudo, por pesquería y clase de talla. La línea ajustada es un suavizador loess.

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



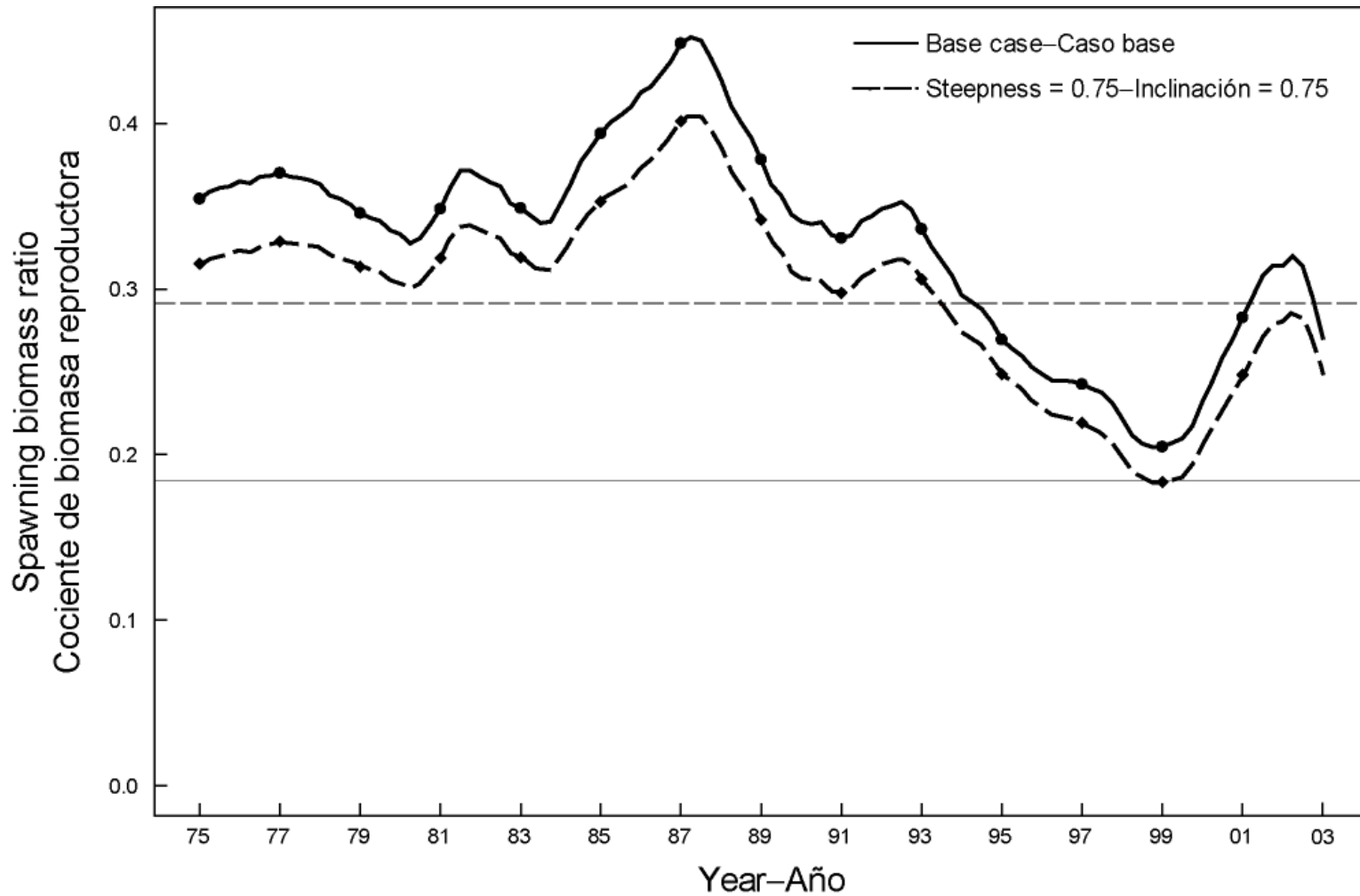
**FIGURE B.1.** Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

**FIGURA B1.** Comparación de las estimaciones de la biomasa del atún patudo del análisis sin (caso base) y con relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75).



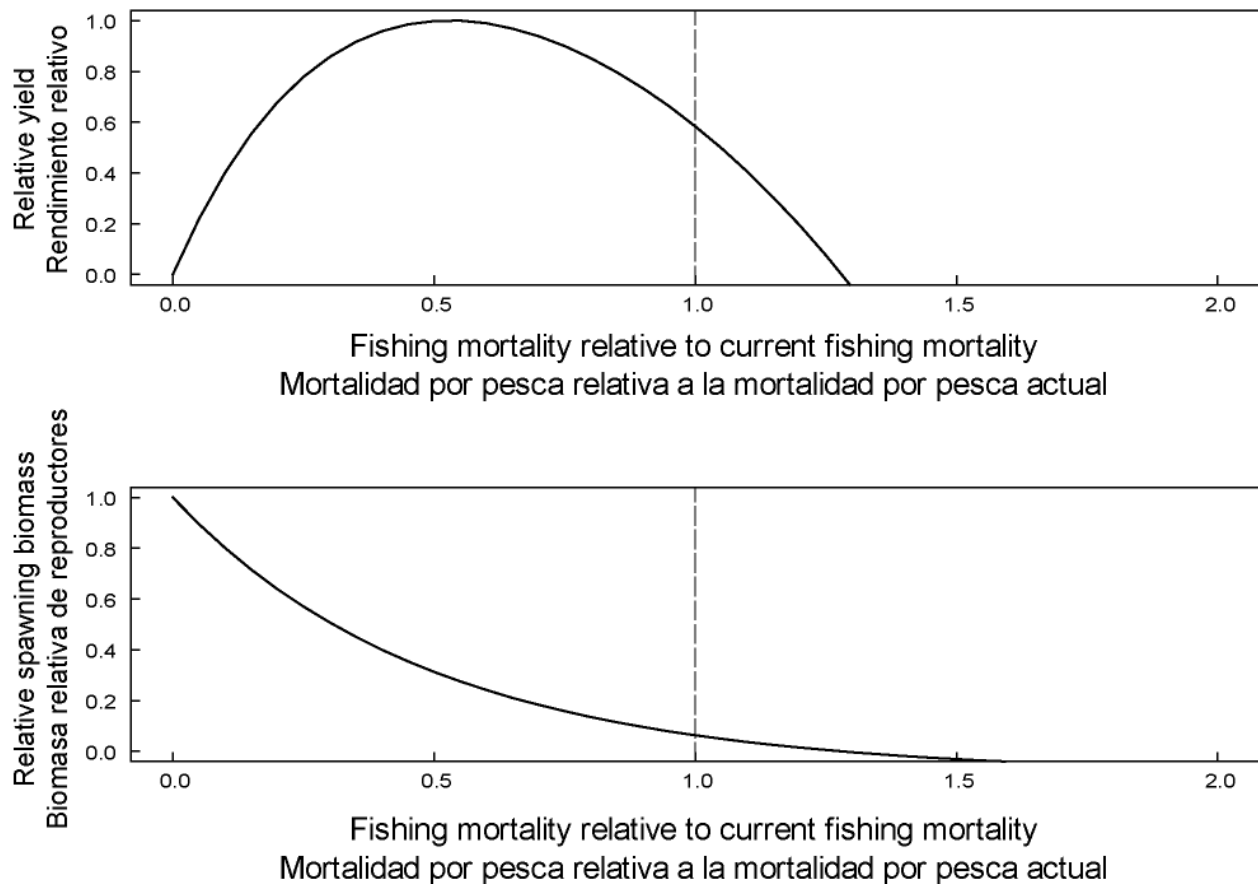
**FIGURE B.2.** Comparison of estimates of recruitment for bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

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



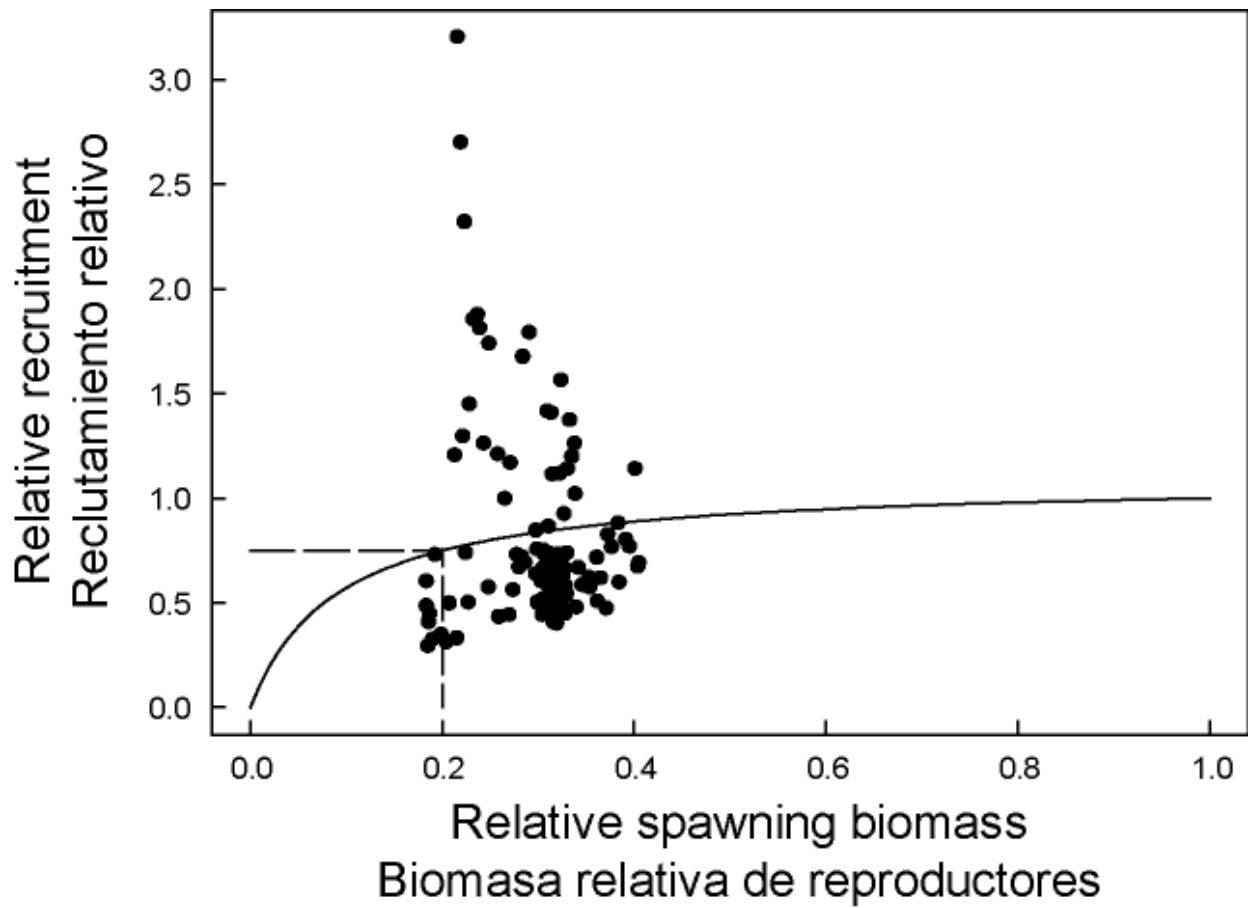
**FIGURE B.3.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY under the two scenarios.

**FIGURA B.3.** Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis sin (caso base) y con relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75). Las líneas horizontales representan el SBR asociado con el RMSP para los dos escenarios.



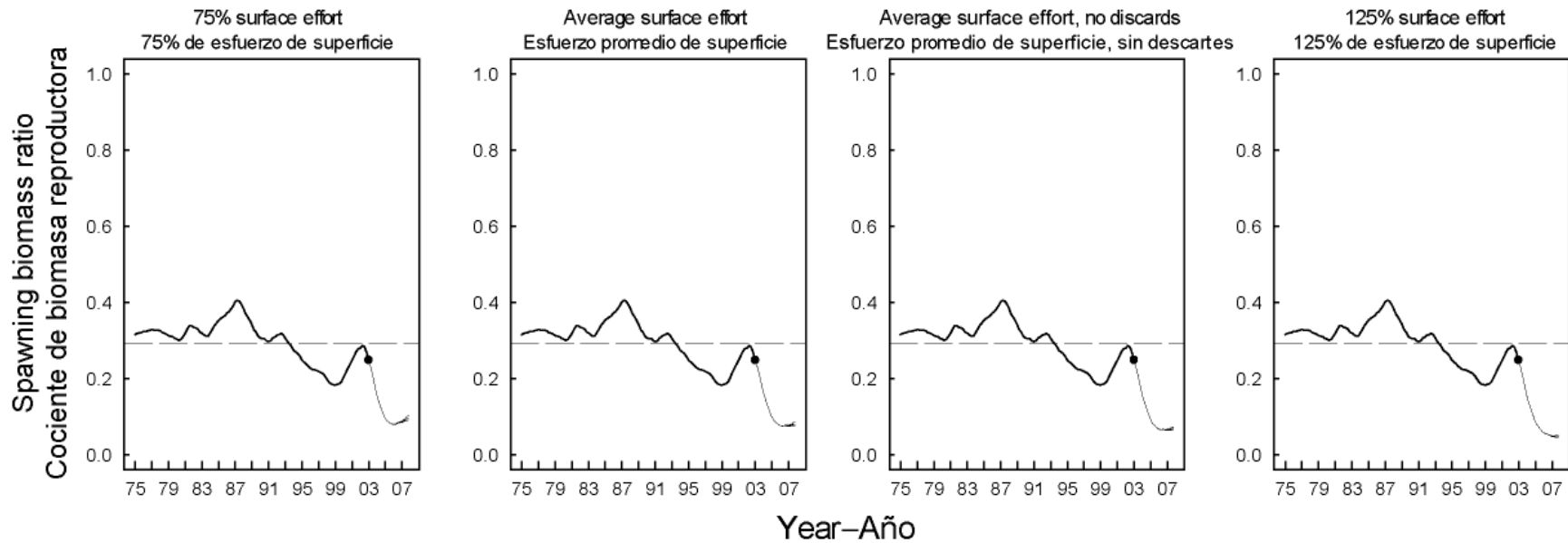
**FIGURE B.4.** Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of bigeye tuna under equilibrium conditions with average fishing mortality patterns from 2000 and 2001 and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The yield estimates are scaled so that the AMSY is at 1.0, and the spawning biomass estimates so that the spawning biomass is equal to 1.0 in the absence of exploitation.

**FIGURA B.4.** Efectos predichos de cambios a largo plazo en el esfuerzo de pesca sobre el rendimiento (recuadro superior) y biomasa reproductora (recuadro inferior) de atún patudo bajo condiciones de equilibrio con los patrones medios de mortalidad por pesca de 2000 y 2001 y con relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75). Se escalan las estimaciones de rendimiento para que el RMSY esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que la biomasa reproductora equivalga a 1,0 si no hay explotación.



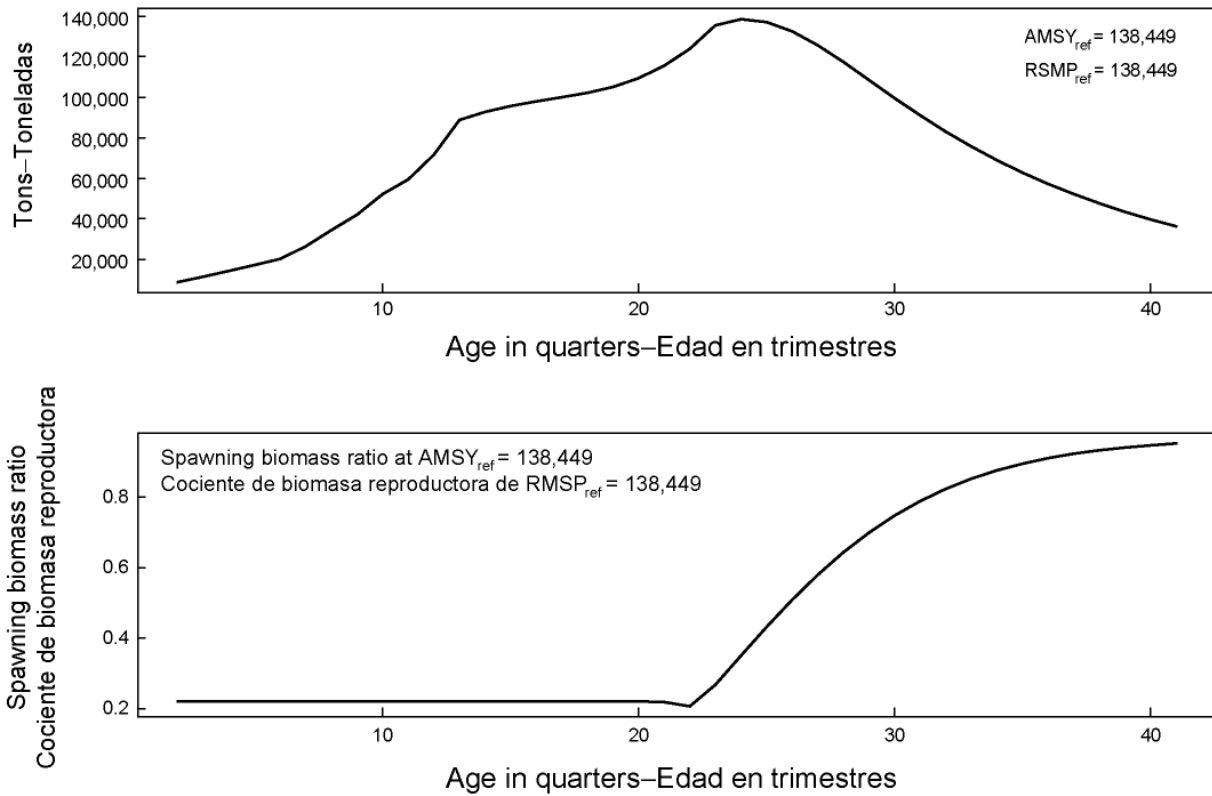
**FIGURE B.5.** Recruitment of bigeye tuna plotted against spawning biomass when the analysis has a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

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



**FIGURE B.6.** Simulated spawning biomass ratios (SBRs) during 2003-2007 for bigeye tuna in the EPO when a stock-recruitment relationship is assumed (steepness = 0.75). Each panel illustrates the results of 101 simulations using the different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The median estimates of the simulated SBRs are indicated by the solid lines to the right of each dot. The shaded areas indicate the regions bounded by the 20% and 80% quantiles of the simulated SBRs. The dashed horizontal lines indicate the  $SBR_{AMSY}$  (0.29).

**FIGURA B.6.** Cociente de biomasa reproductora (SBR) simulados durante 2003-2007 para el atún patudo en el OPO cuando se supone una relación población-reclutamiento (inclinación = 0.75). Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando los diferentes escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las estimaciones medianas de los SBR simulados son indicadas por las líneas sólidas a la derecha de cada punto. Las zonas sombreadas indican las regiones delimitadas por los cuantiles de 20% y 80% de los SBR simulados. Las líneas de trazos horizontales señalan el  $SBR_{RMSP}$  (0,29).

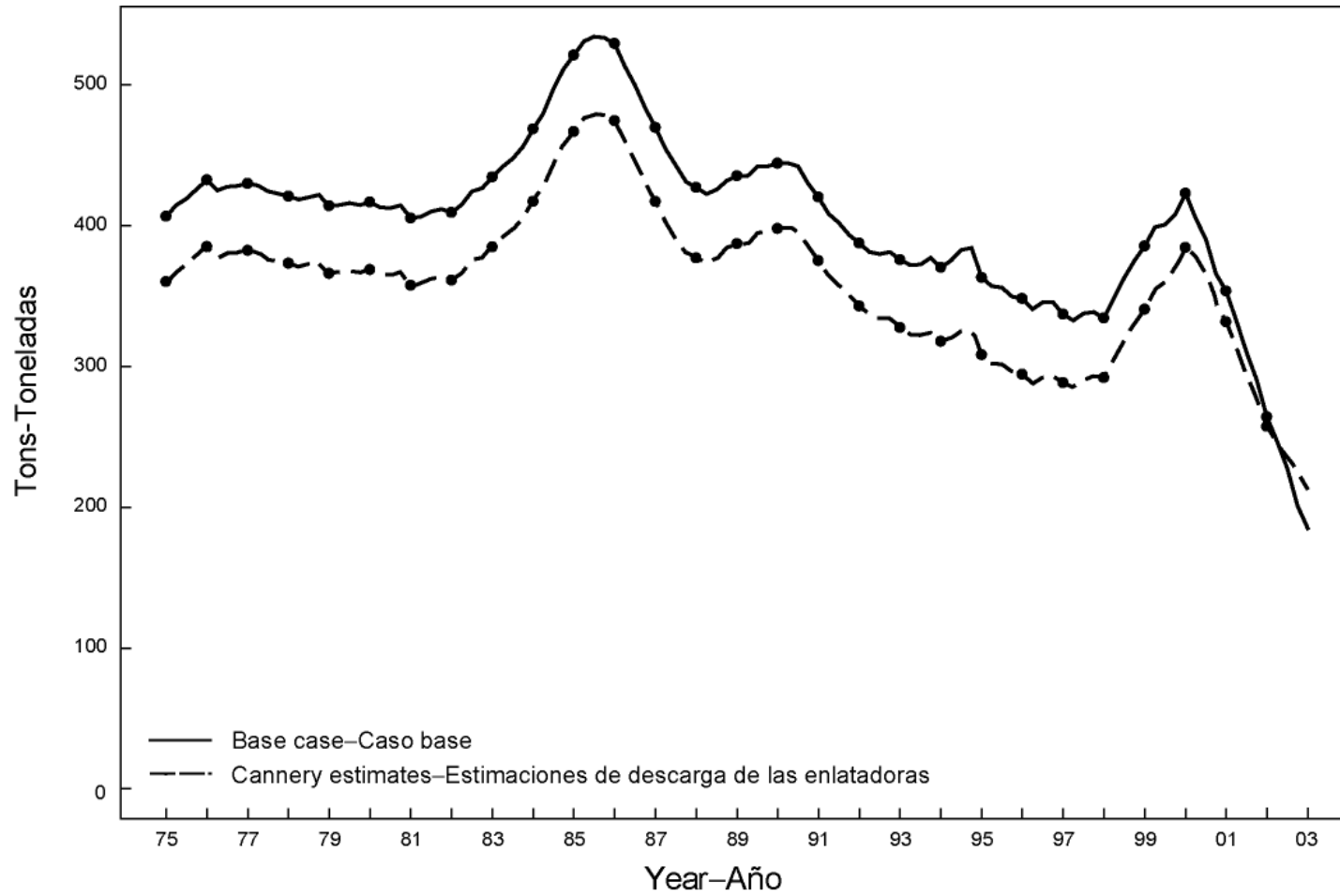


**FIGURE B.7.** Yield of bigeye tuna estimated when catching only individuals at a single age (upper panel) and the associated spawning biomass ratio (lower panel) with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

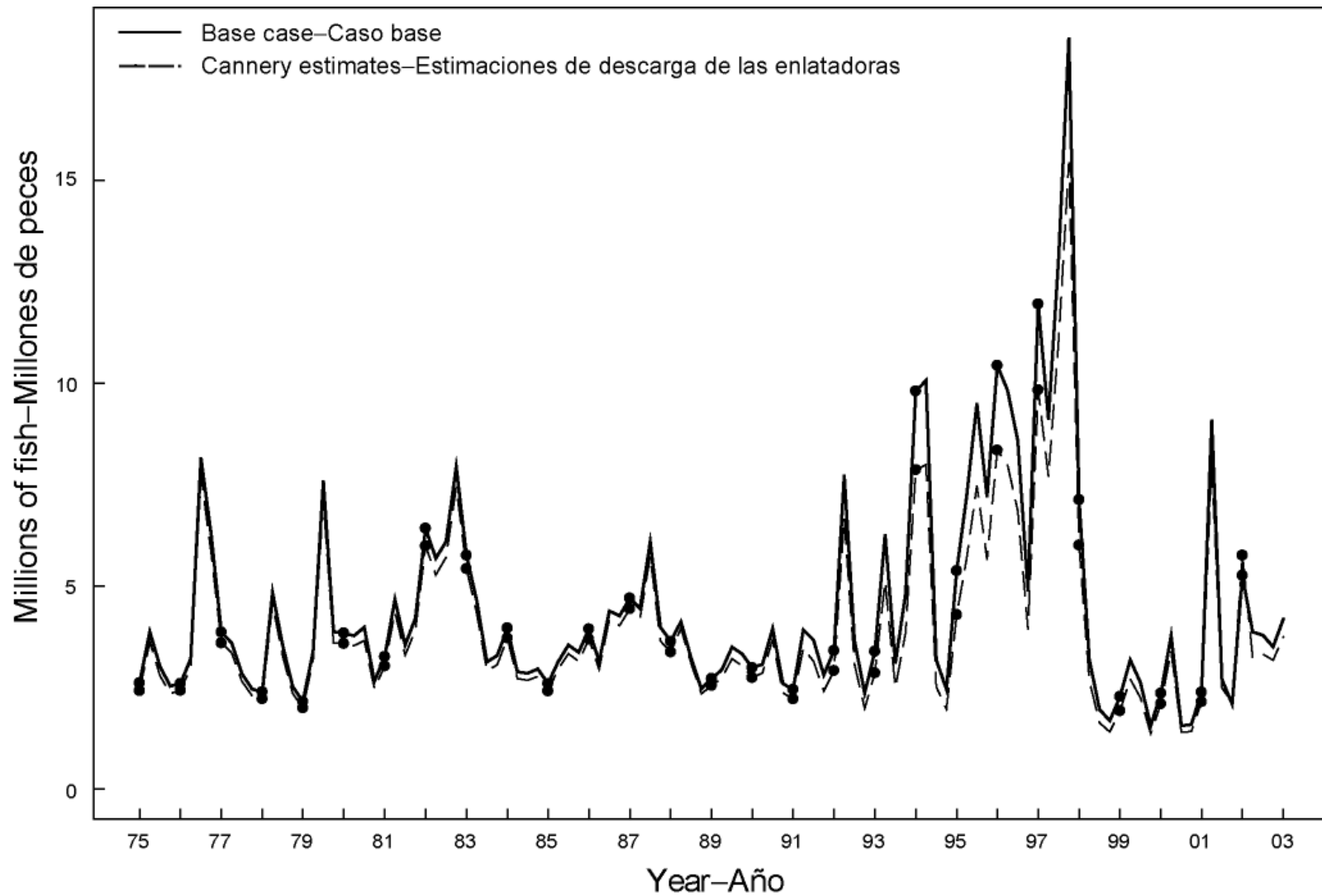
**FIGURA B.7.** Rendimiento de atún patudo estimado si se capturase solamente individuos de una sola edad (recuadro superior) y el cociente de biomasa reproductora asociado (recuadro inferior) con relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75).



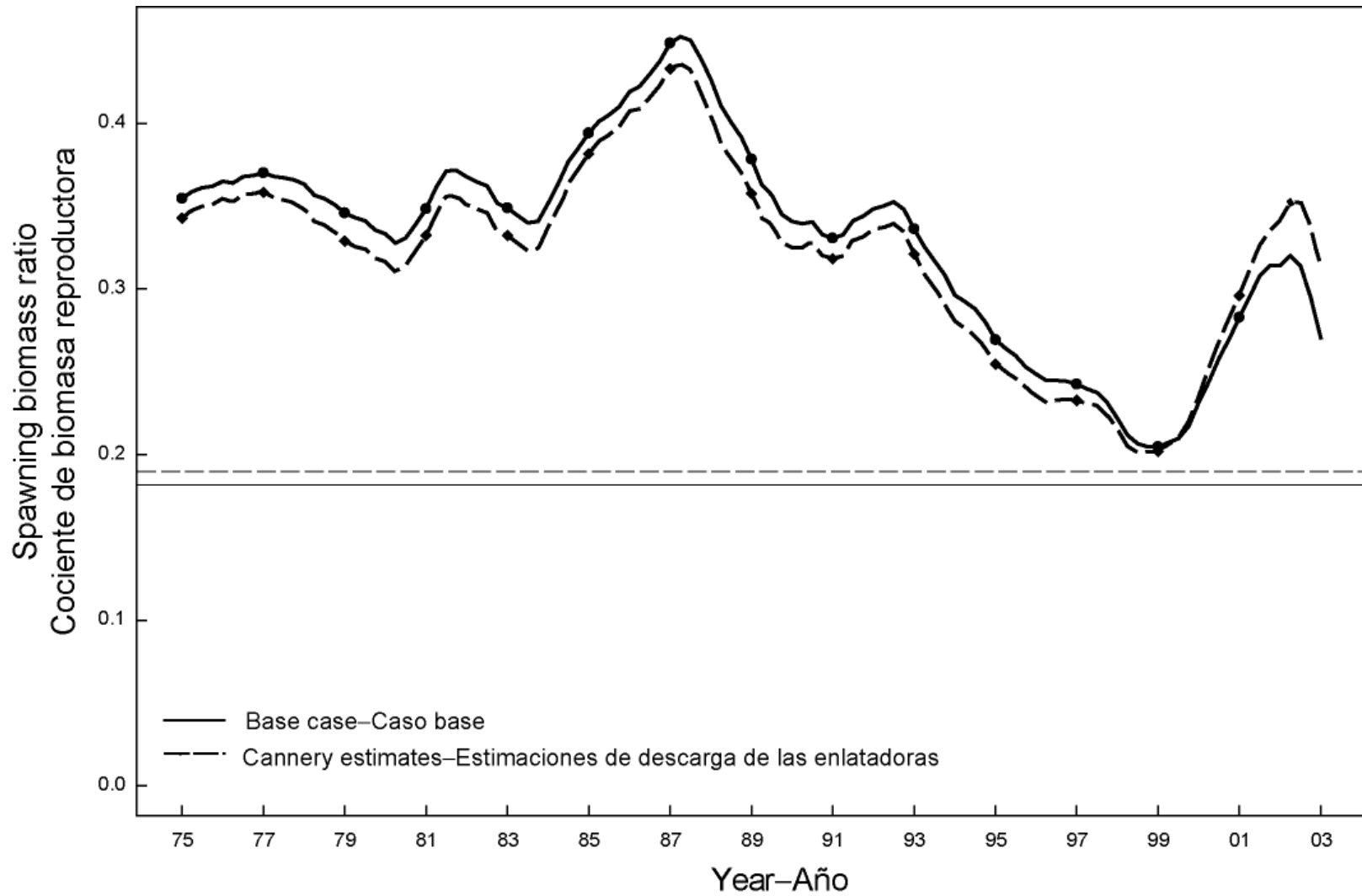
**APPENDIX C: PURSE-SEINE CATCH SENSITIVITY ANALYSIS**  
**ANEXO C: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LAS CAPTURAS CERQUERAS**



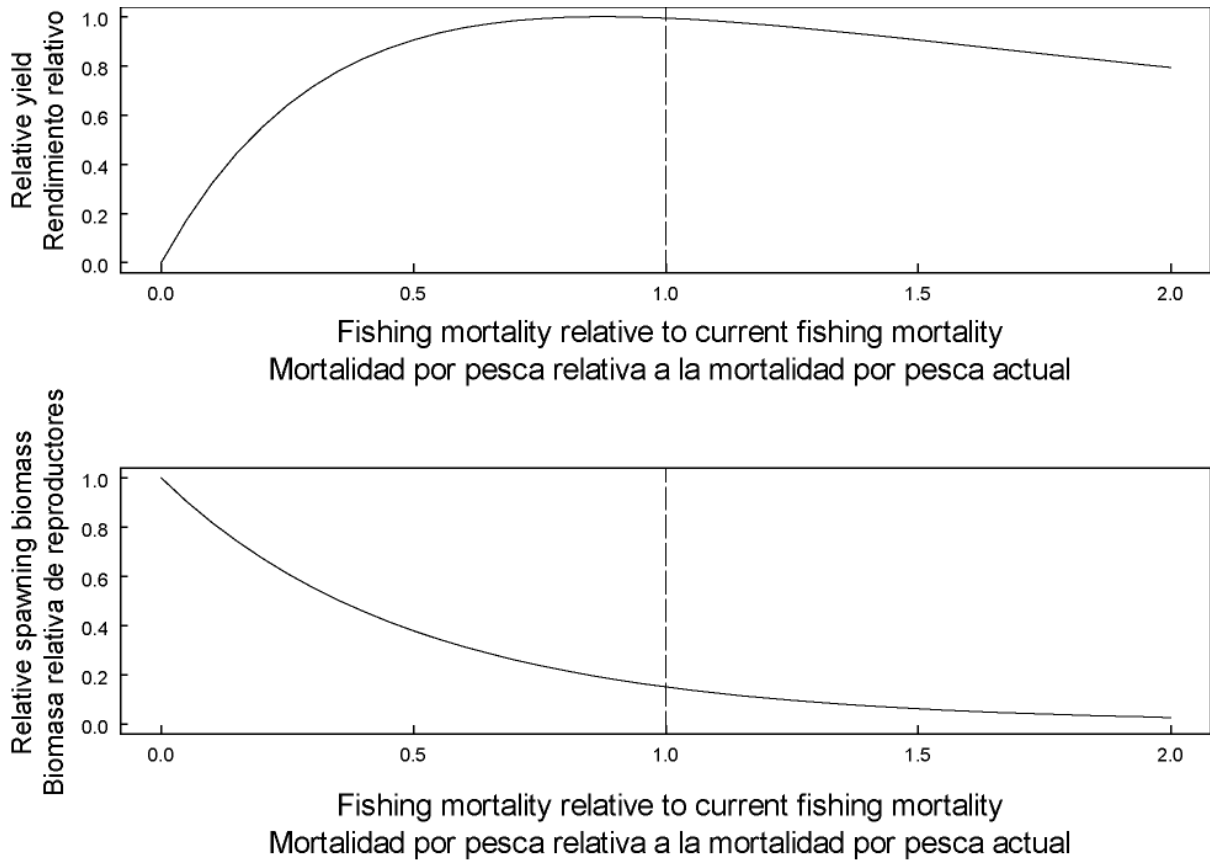
**FIGURE C.1.** Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the base case and with the cannery estimates of purse-seine catch.  
**FIGURA C1.** Comparación de las estimaciones de biomasa de atún patudo del caso base y con las estimaciones de enlatadoras de la captura cerquera.



**FIGURE C2.** Comparison of estimates of recruitment of bigeye tuna from the base case and with the cannery estimates of purse-seine catch.  
**FIGURA C2.** Comparación de las estimaciones de biomasa de atún patudo del caso base y con las estimaciones de enlatadoras de la captura cerquera.

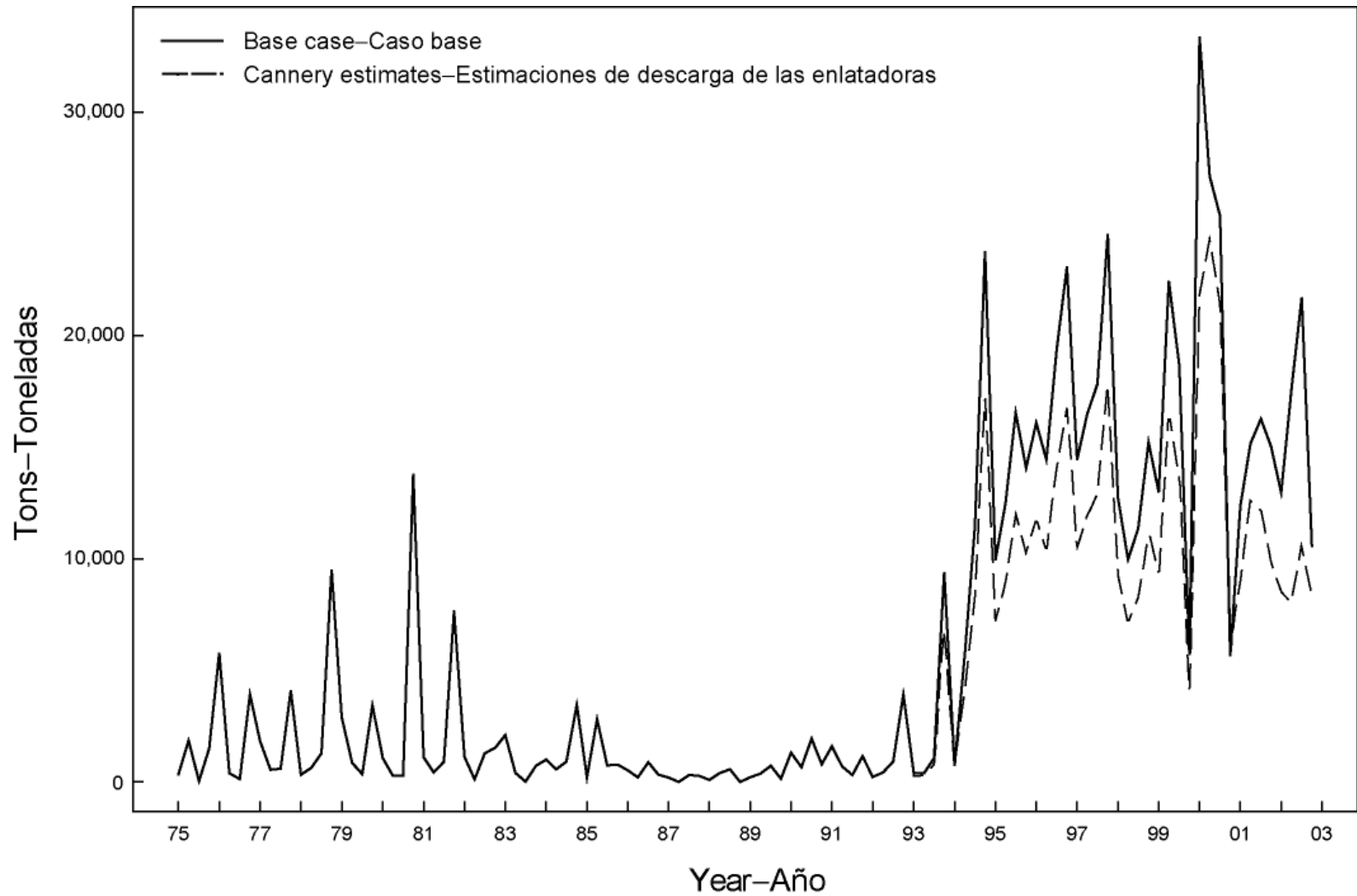


**FIGURE C.3.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna from the base case and with the cannery estimates of purse-seine catch. The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY under the two scenarios.  
**FIGURA C.3.** Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del caso base y con las estimaciones de enlatadoras de la captura cerquera. Las líneas horizontales indican el SBR asociado con el RMSP en los dos escenarios.



**FIGURE C.4.** Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of bigeye tuna under equilibrium conditions with average fishing mortality patterns from 2000 and 2001 when the stock assessment model includes the cannery estimates of purse-seine catch. The yield estimates are scaled so that the AMSY is at 1.0, and the spawning biomass estimates so that the spawning biomass is equal to 1.0 in the absence of exploitation.

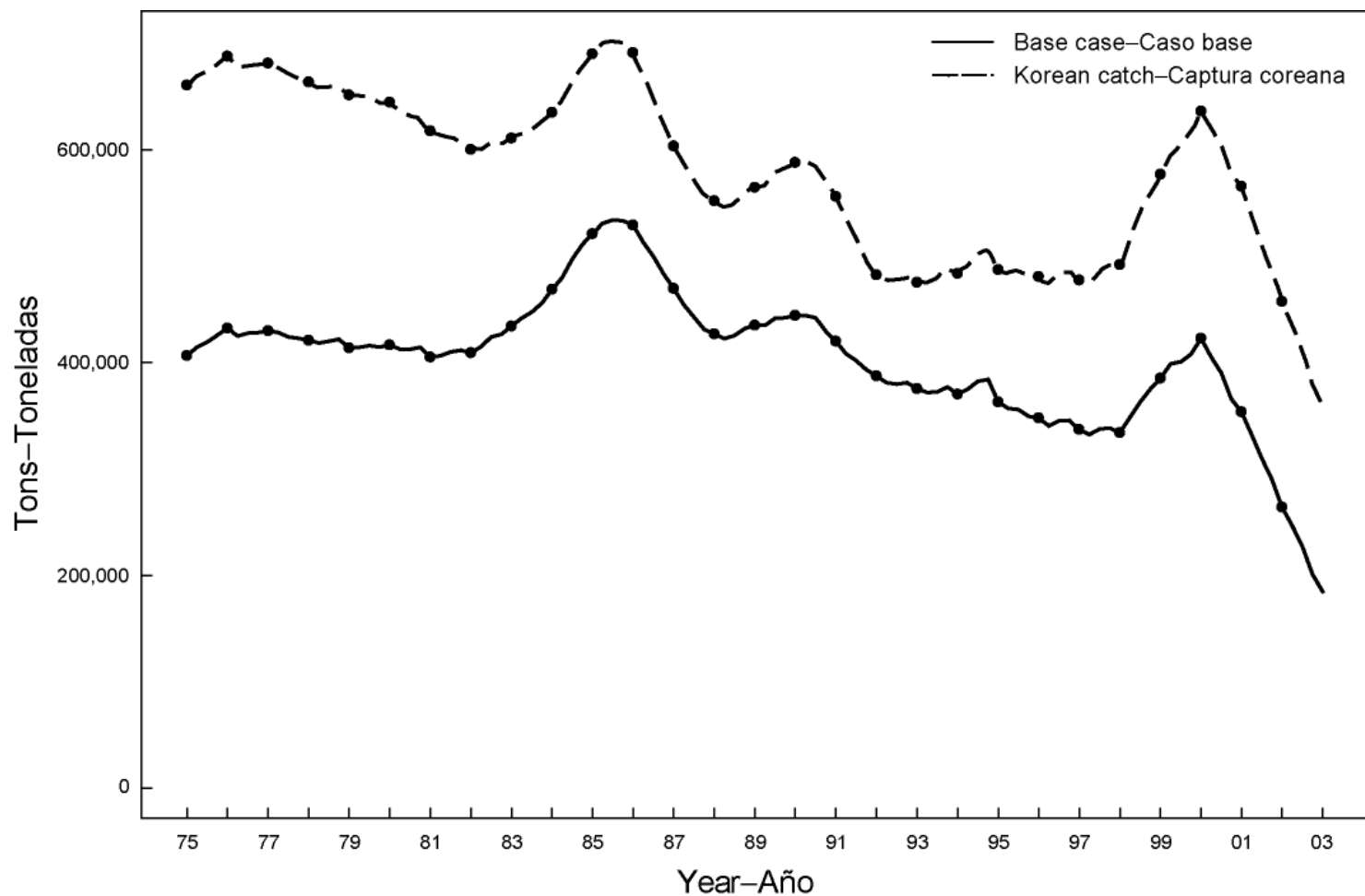
**FIGURA C.4.** Efectos predichos de cambios a largo plazo en el esfuerzo de pesca sobre el rendimiento (recuadro superior) y biomasa reproductora (recuadro inferior) de atún patudo bajo condiciones de equilibrio con los patrones medios de mortalidad por pesca de 2000 y 2001 cuando el modelo de evaluación de la población incluye las estimaciones de las enlatadoras de la captura cerquera. Se escalan las estimaciones de rendimiento para que el RMSP esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que la biomasa reproductora equivalga a 1,0 si no hay explotación.



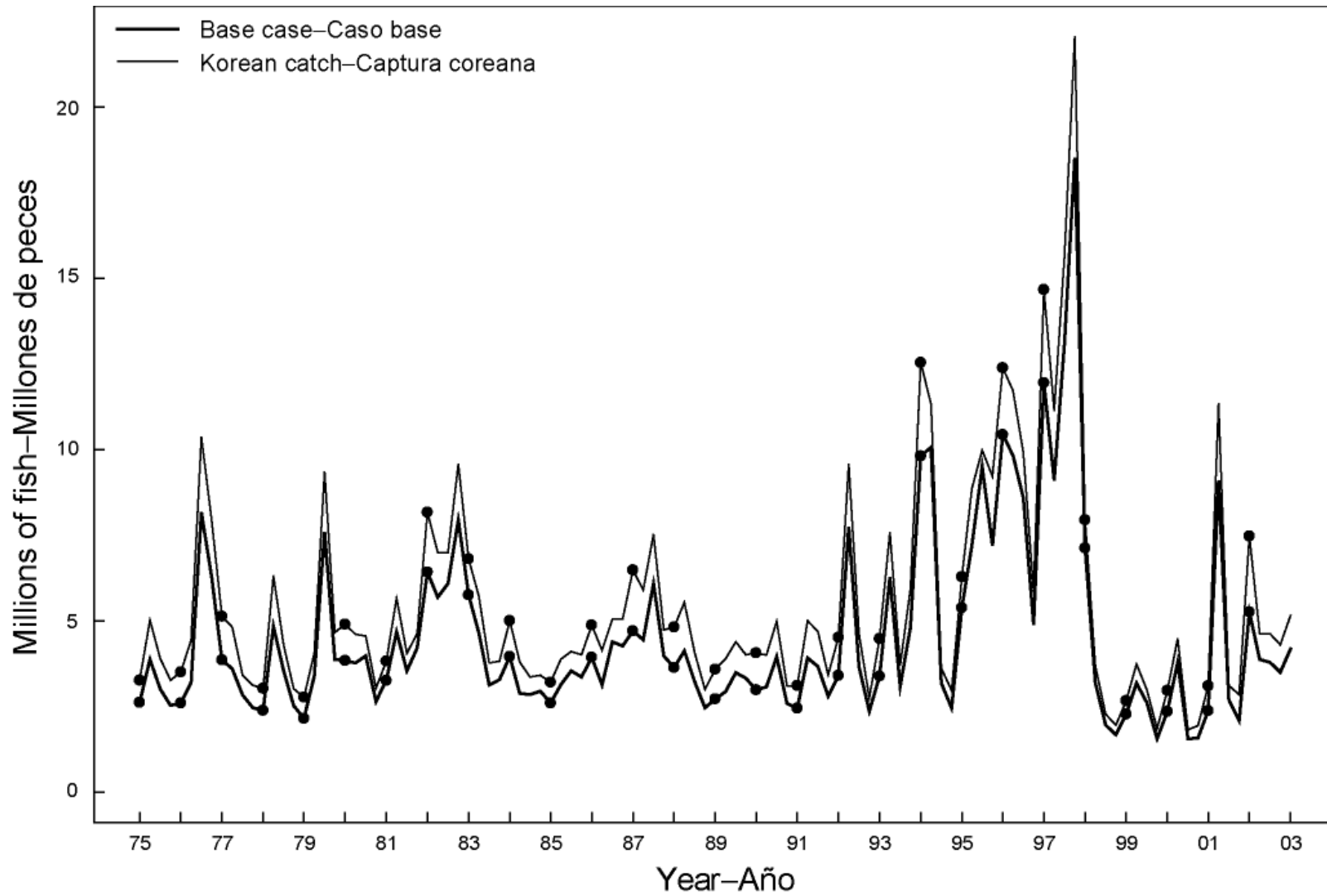
**FIGURE C.5.** Total purse-seine catch of bigeye tuna used in the base case (solid line) and the sensitivity analysis based on the cannery estimates of purse-seine catch (dashed line).

**FIGURA C.5.** Captura total cerquera de atún patudo usada en el caso base (línea sólida) y el análisis de sensibilidad basado en las estimaciones de enlatadoras de la captura cerquera (línea de trazos).

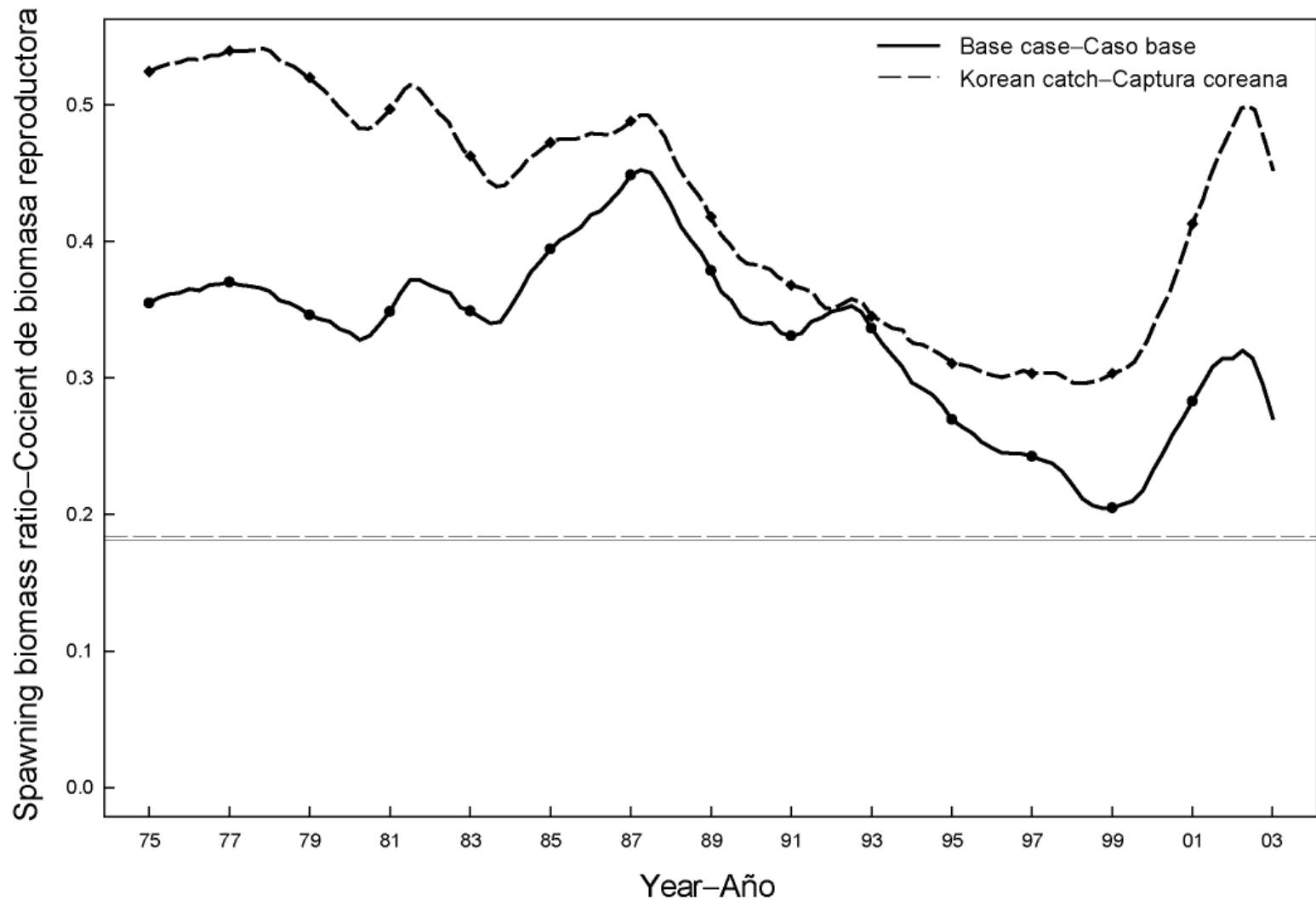
**APPENDIX D: SPC KOREAN CATCH SENSITIVITY ANALYSIS**  
**ANEXO D: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LAS CAPTURAS COREANAS DE SPC**



**FIGURE D.1.** Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the base case and with the SPC-estimated Korean longline catch.  
**FIGURA D.1.** Comparación de las estimaciones de biomasa de atún patudo del caso base y con la captura palangrera coreana estimada por la SPC.



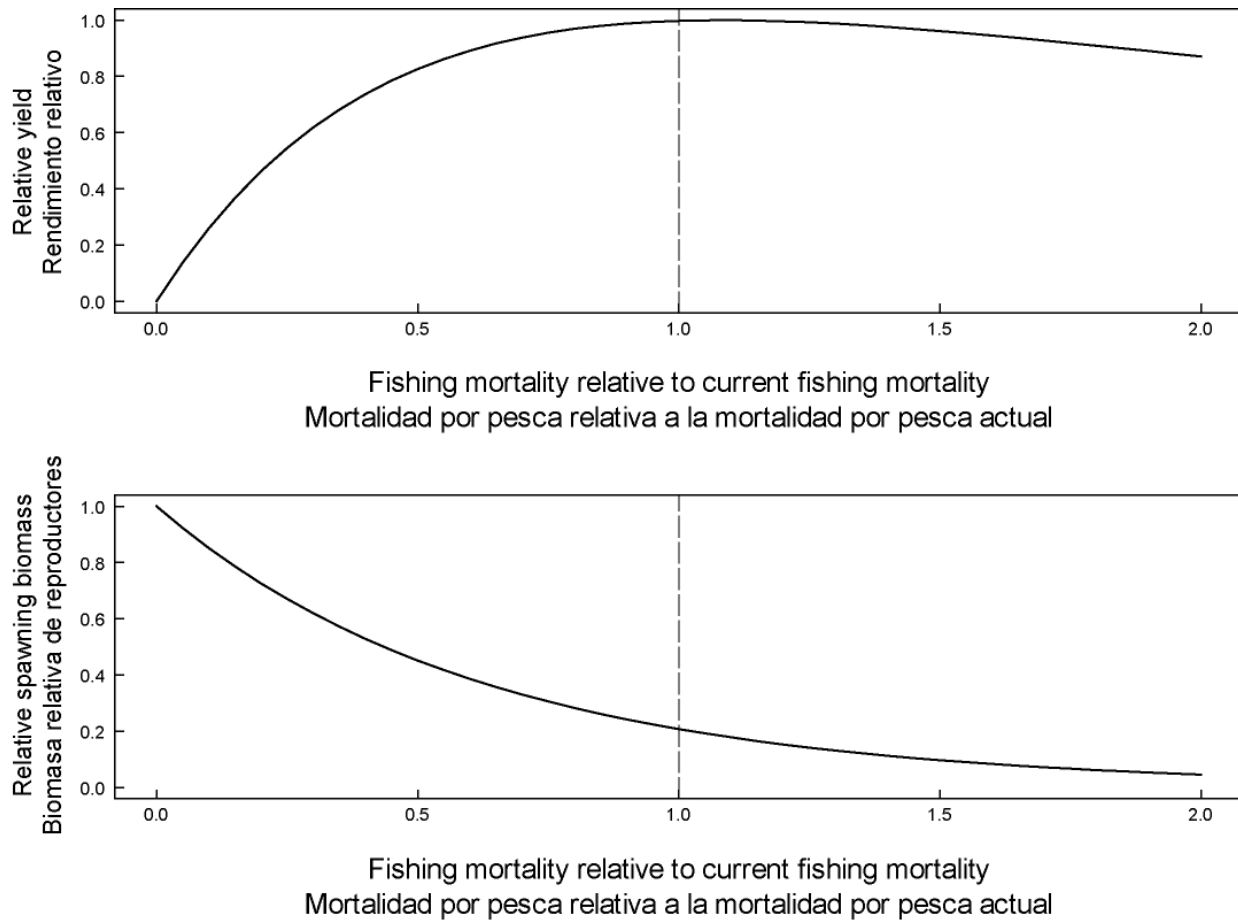
**FIGURE D.2.** Comparison of estimates of recruitment of bigeye tuna from the base case and with the SPC-estimated Korean longline catch.  
**FIGURA D.2.** Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún patudo del caso base y con la captura palangrera coreana estimada por la SPC.



**FIGURE D.3.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case and with the SPC-estimated Korean longline catch. The horizontal lines represent the SBR associated with AMSY for the two scenarios.

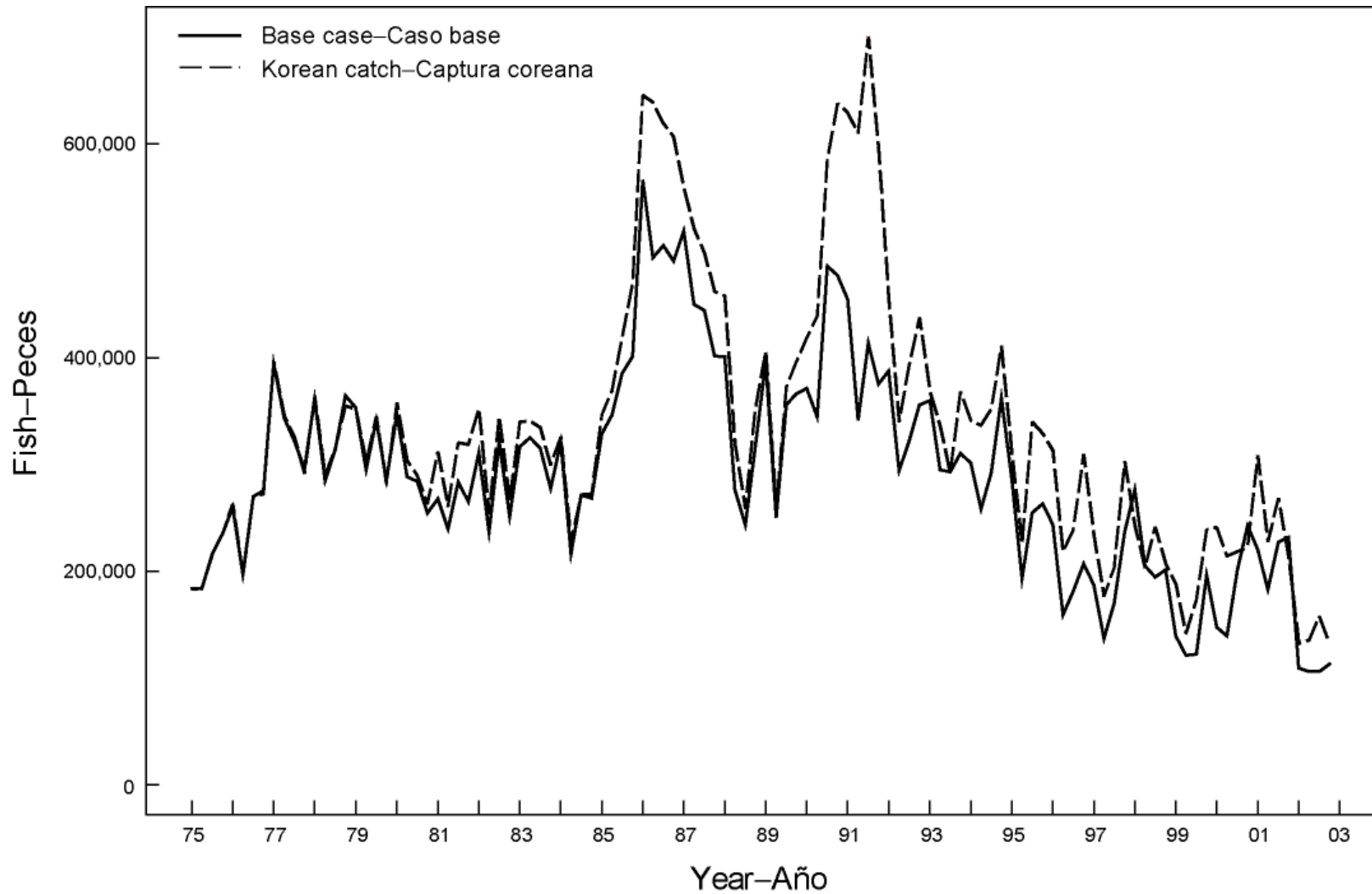
**FIGURA D.3.** Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del caso base y con la captura palangrera coreana estimada por la SPC. Las líneas horizontales indican el SBR asociado con el RMSP en los dos escenarios.





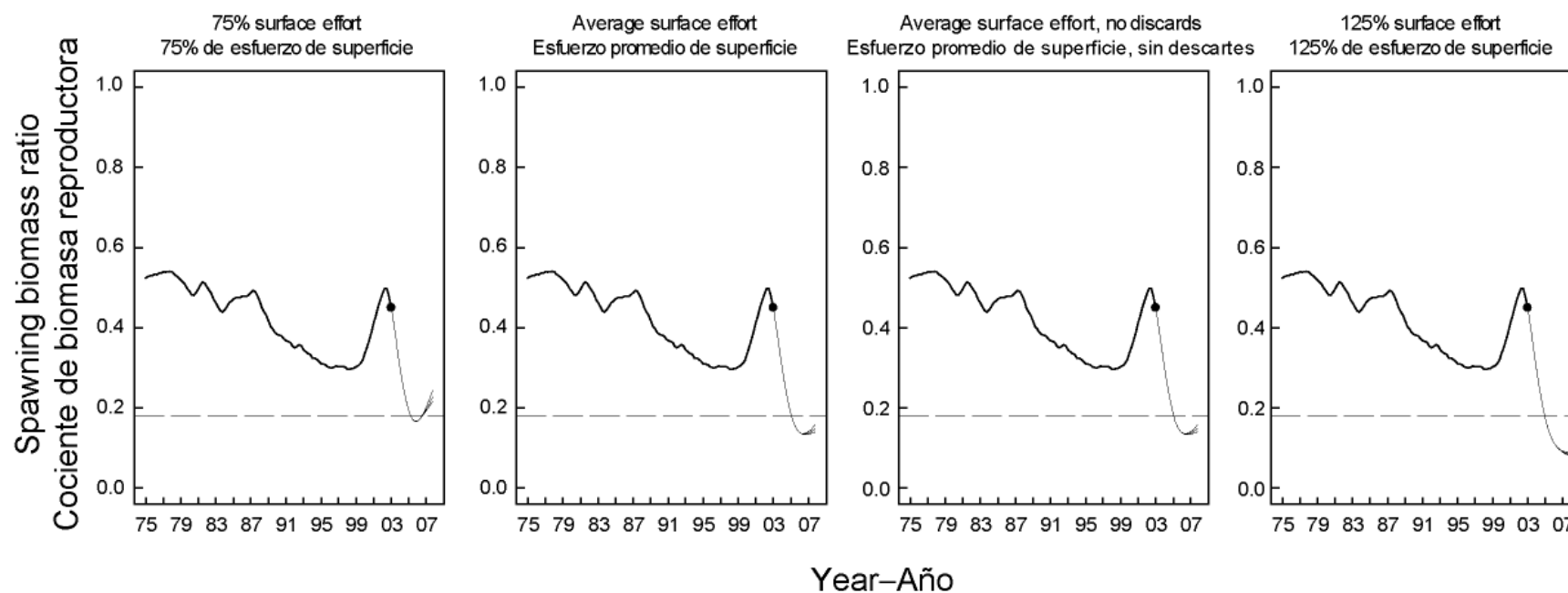
**FIGURE D.4.** Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of bigeye tuna under equilibrium conditions with average fishing mortality patterns from 2000 and 2001 and SPC estimates of the Korean longline catches included. The yield estimates are scaled so that the AMSY is at 1.0, and the spawning biomass estimates so that the spawning biomass is equal to 1.0 in the absence of exploitation.

**FIGURA D.4.** Efectos predichos de cambios a largo plazo en el esfuerzo de pesca sobre el rendimiento (recuadro superior) y biomasa reproductora (recuadro inferior) de atún patudo bajo condiciones de equilibrio con los patrones medios de mortalidad por pesca de 2000 y 2001 y con la captura palangrera coreana estimada por la SPC. Se escalan las estimaciones de rendimiento para que el RMSP esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que la biomasa reproductora equivalga a 1,0 si no hay explotación.



**FIGURE D.5.** Total longline catch of bigeye tuna used in the base case (solid line) and the sensitivity analysis based on the SPC estimates of Korean catch (dashed line).

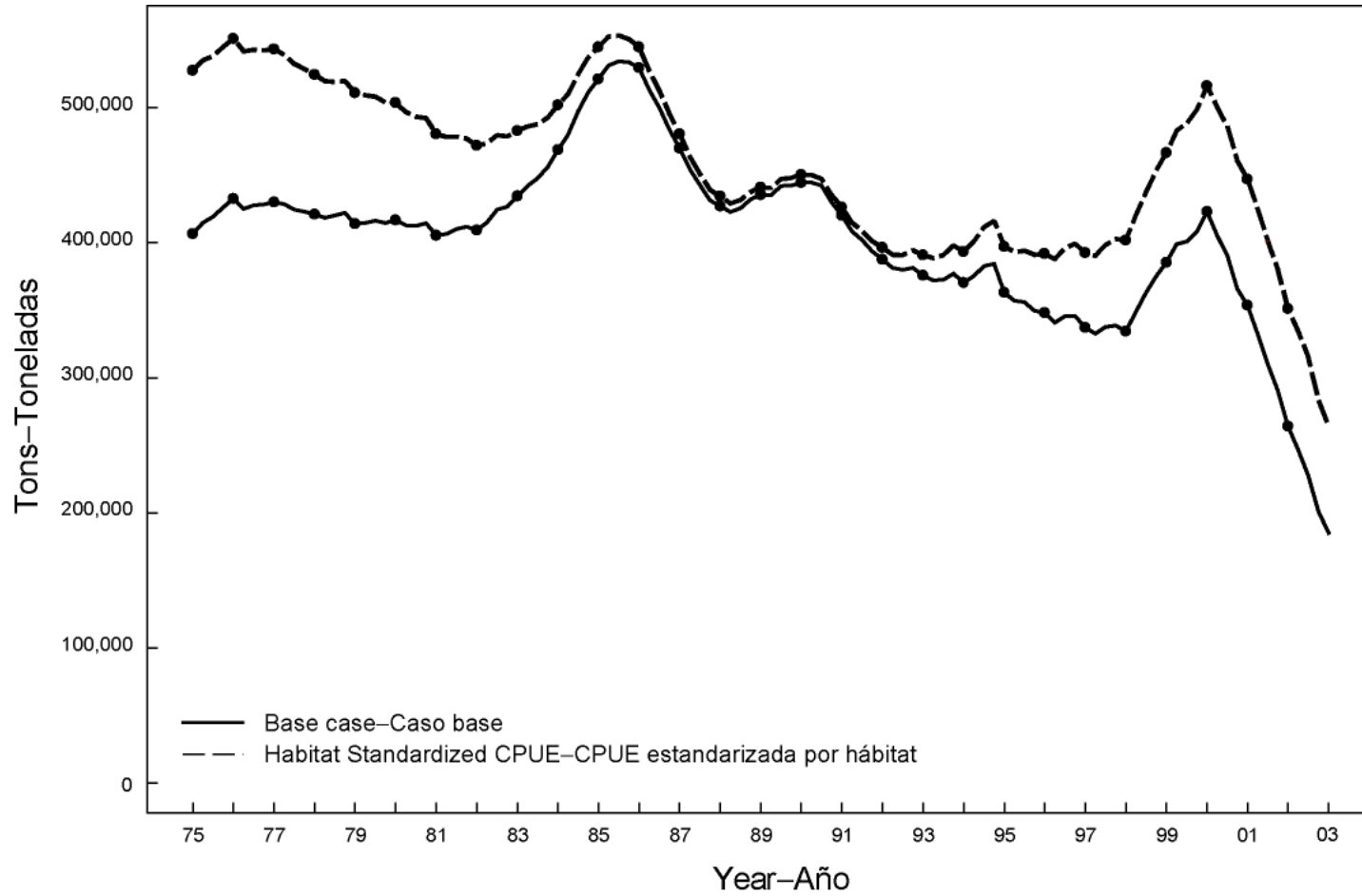
**FIGURA D.5.** Captura palangrera total de atún patudo usada en el caso base (línea sólida) y el análisis de sensibilidad basado en las estimaciones de SPC de la captura palangrera coreana (línea de trazos).



**FIGURE D.6.** Simulated spawning biomass ratios (SBRs) during 2003-2007 for bigeye tuna in the EPO when the SPC estimates of Korean longline catch are used. Each panel illustrates the results of 101 simulations using the different scenarios described in Sections 6.1 and 6.2. The median estimates of the simulated SBRs are indicated by the solid lines to the right of each solid dot. The shaded areas indicate the regions bounded by the 20% and 80% quantiles of the simulated SBRs. The dashed horizontal lines indicate the  $SBR_{AMS\dot{Y}}$  (0.18).

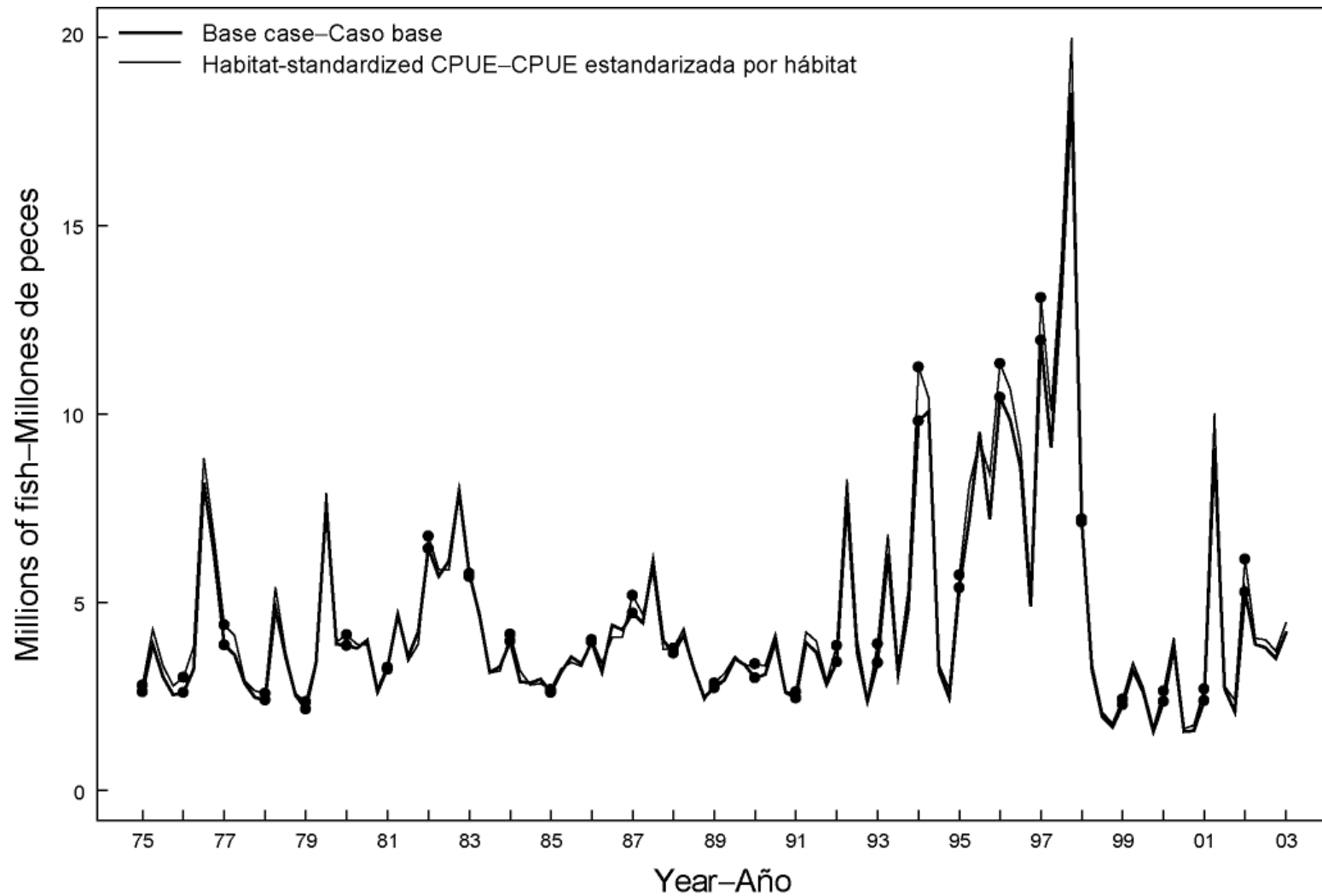
**FIGURA D.6.** Cocientes de biomasa reproductora (SBR) simulados durante 2003-2007 para el atún patudo en el OPO cuando se usa la captura palangrera coreana estimada por la SPC. Cada recuadro ilustra los resultados de 101 simulaciones usando los diferentes escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las estimaciones medianas de los SBR simulados son indicadas por líneas solidas a la derecha de cada punto. Las zonas sombreadas indican las regiones delimitadas por los cuantiles de 20% y 80% de los SBR simulados. Las líneas de trazos horizontales señalan el  $SBR_{RMSP}$  (0,18).

**APPENDIX E: HABITAT-STANDARDIZED LONGLINE CPUE**  
**ANEXO E: CPUE PALANGRERA ESTANDARIZADA POR HÁBITAT**



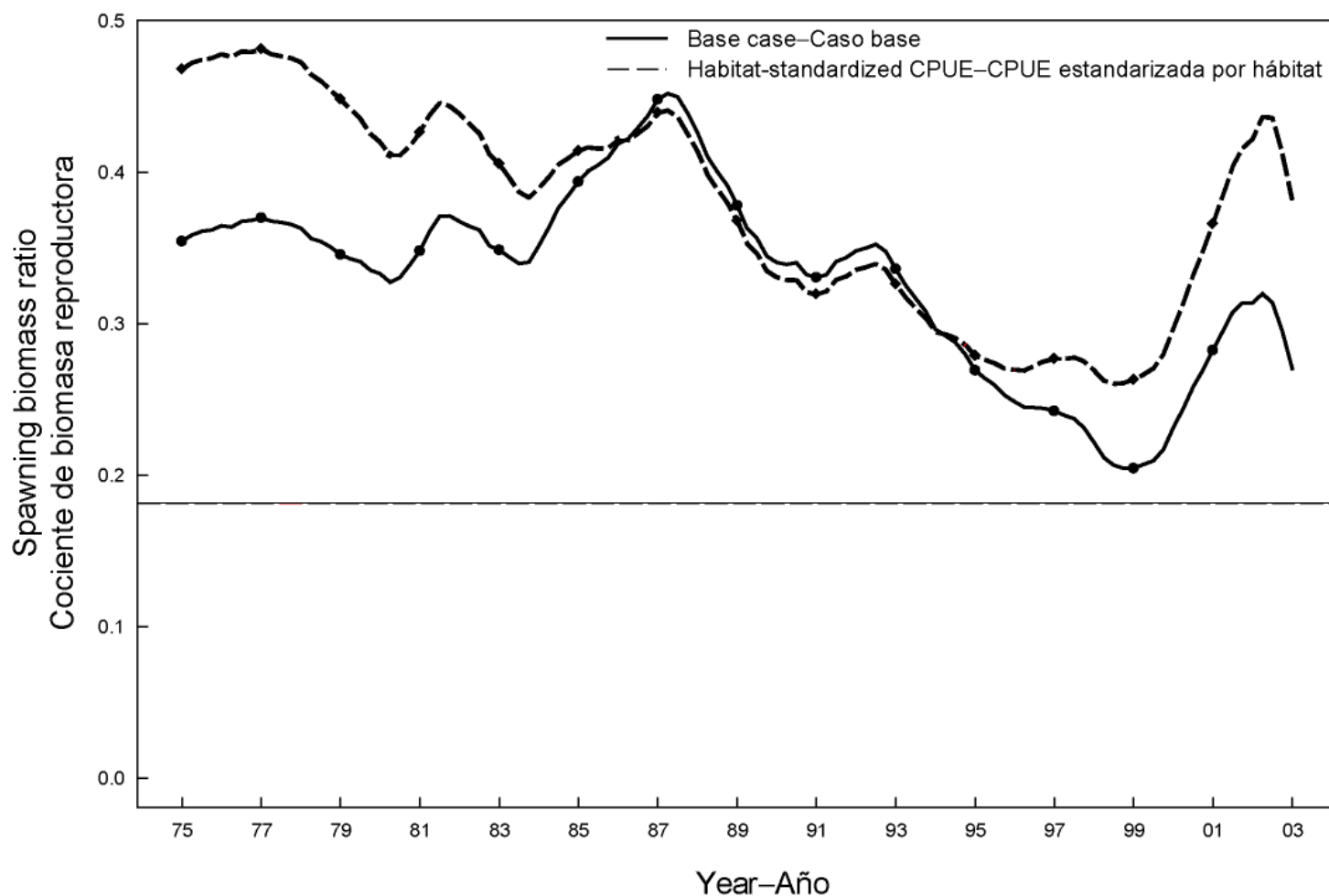
**FIGURE E.1.** Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the base case and with the habitat-standardized CPUE, as used in the assessment of Maunder and Harley (2002).

**FIGURA E.1.** Comparación de las estimaciones de biomasa del atún patudo del caso base y con la CPUE estandarizada por hábitat, usada en la evaluación de Maunder y Harley (2002).



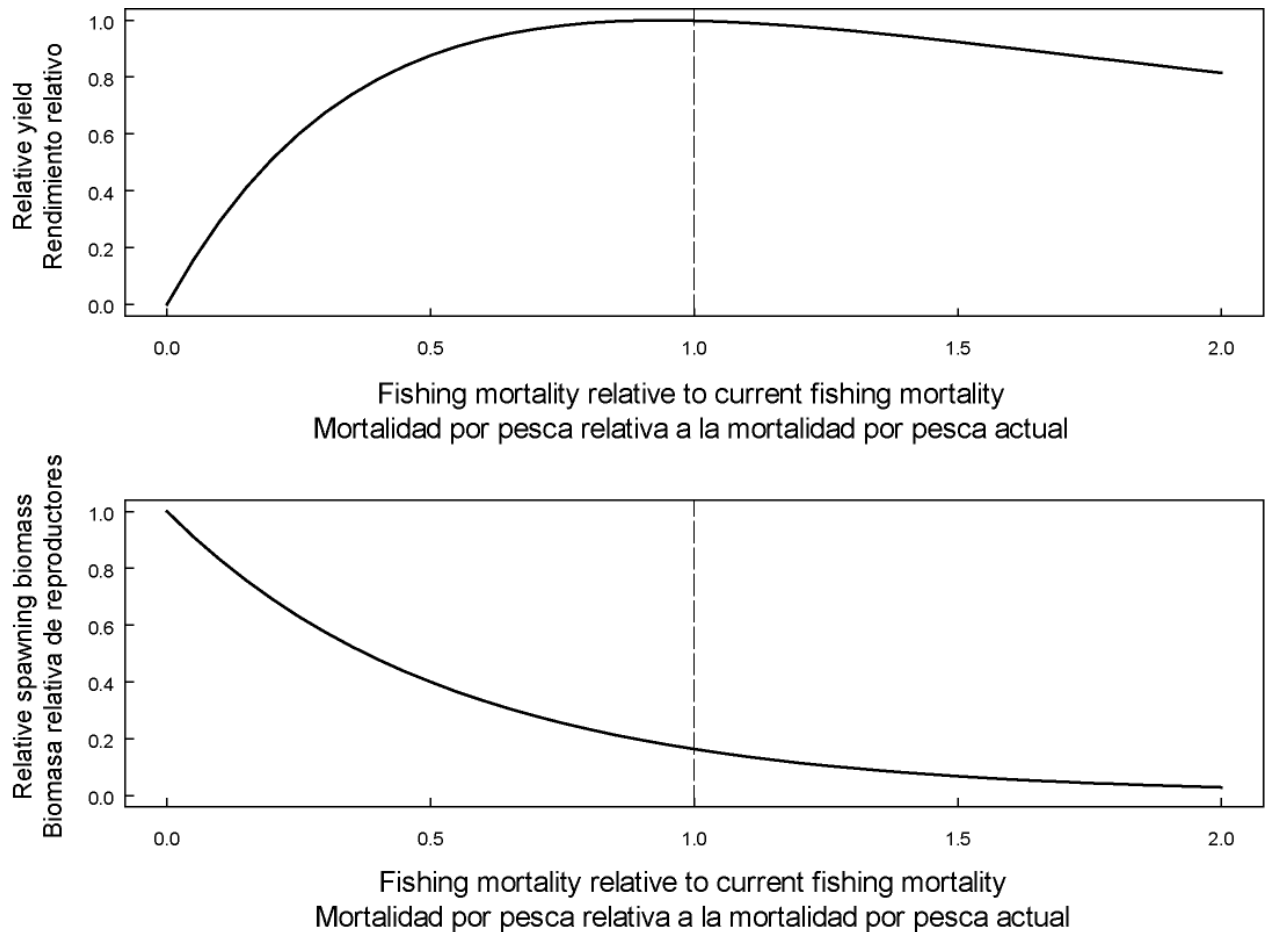
**FIGURE E.2.** Comparison of estimates of recruitment of bigeye tuna from the base case and with the habitat-standardized CPUE as used in the assessment of Maunder and Harley (2002).

**FIGURA E.2.** Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún patudo del caso base y con la CPUE estandarizada por hábitat, usada en la evaluación de Maunder y Harley (2002).



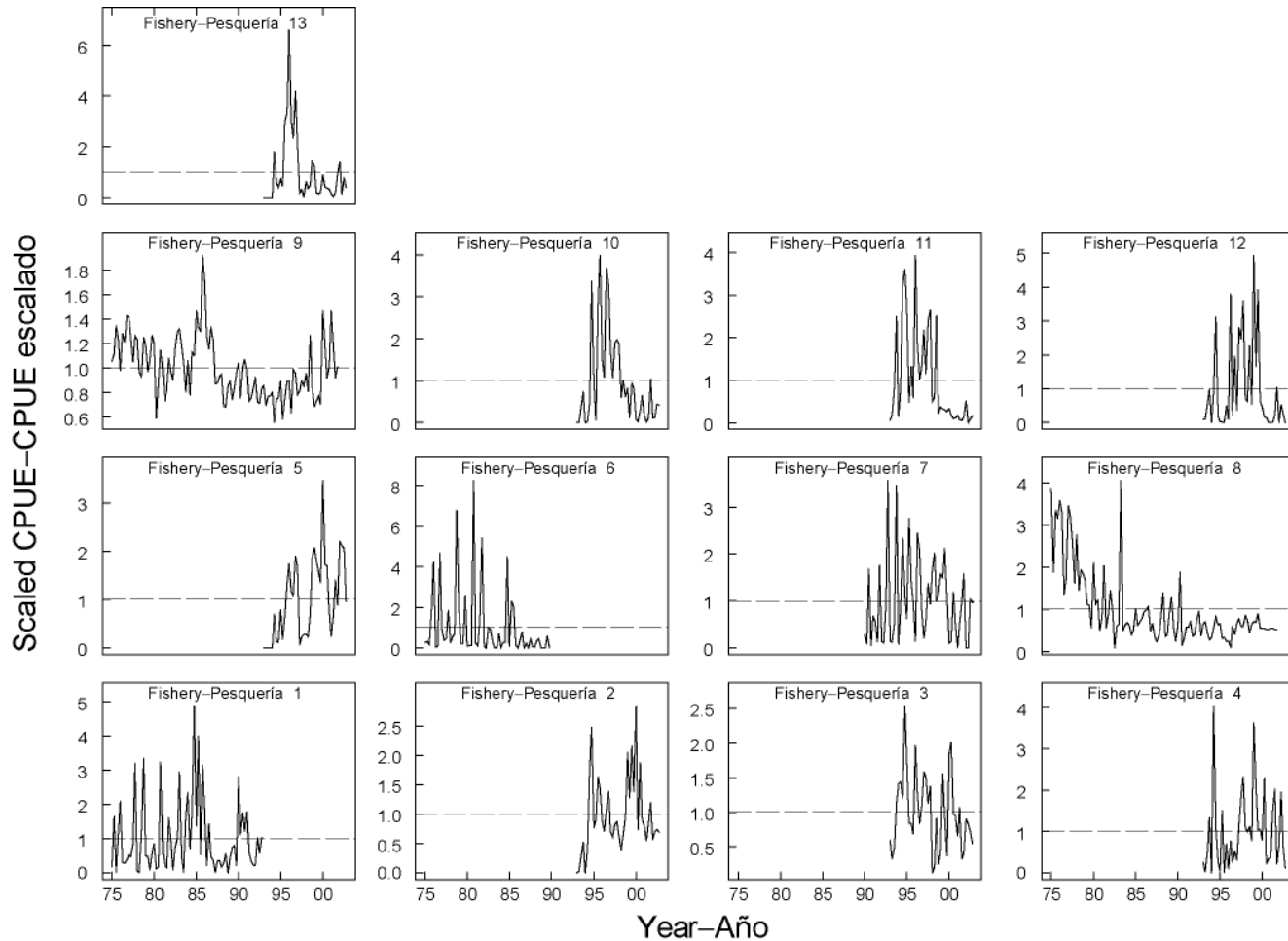
**FIGURE E.3.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case and with the habitat-standardized CPUE as used in the assessment of Maunder and Harley (2002). The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY for the two scenarios.

**FIGURA E.3.** Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del caso base y con la CPUE estandarizada por hábitat, usada en la evaluación de Maunder y Harley (2002). Las líneas horizontales indican el SBR asociada con el RMSF bajo los dos escenarios.



**FIGURE E.4.** Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of bigeye tuna under equilibrium conditions with average fishing mortality patterns from 2000 and 2001 and habitat-standardized CPUE as used in the assessment of Maunder and Harley (2002). The yield estimates are scaled so that the AMSY is at 1.0, and the spawning biomass estimates so that the spawning biomass is equal to 1.0 in the absence of exploitation.

**FIGURA E.4.** Efectos predichos de cambios a largo plazo en el esfuerzo de pesca sobre el rendimiento (recuadro superior) y biomasa reproductora (recuadro inferior) de atún patudo bajo condiciones de equilibrio con los patrones medios de mortalidad por pesca de 2000 y 2001 y con la CPUE estandarizada por hábitat, usada en la evaluación de Maunder y Harley (2002). Se escalan las estimaciones de rendimiento para que el RMSY esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que la biomasa reproductora equivalga a 1,0 si no hay explotación.

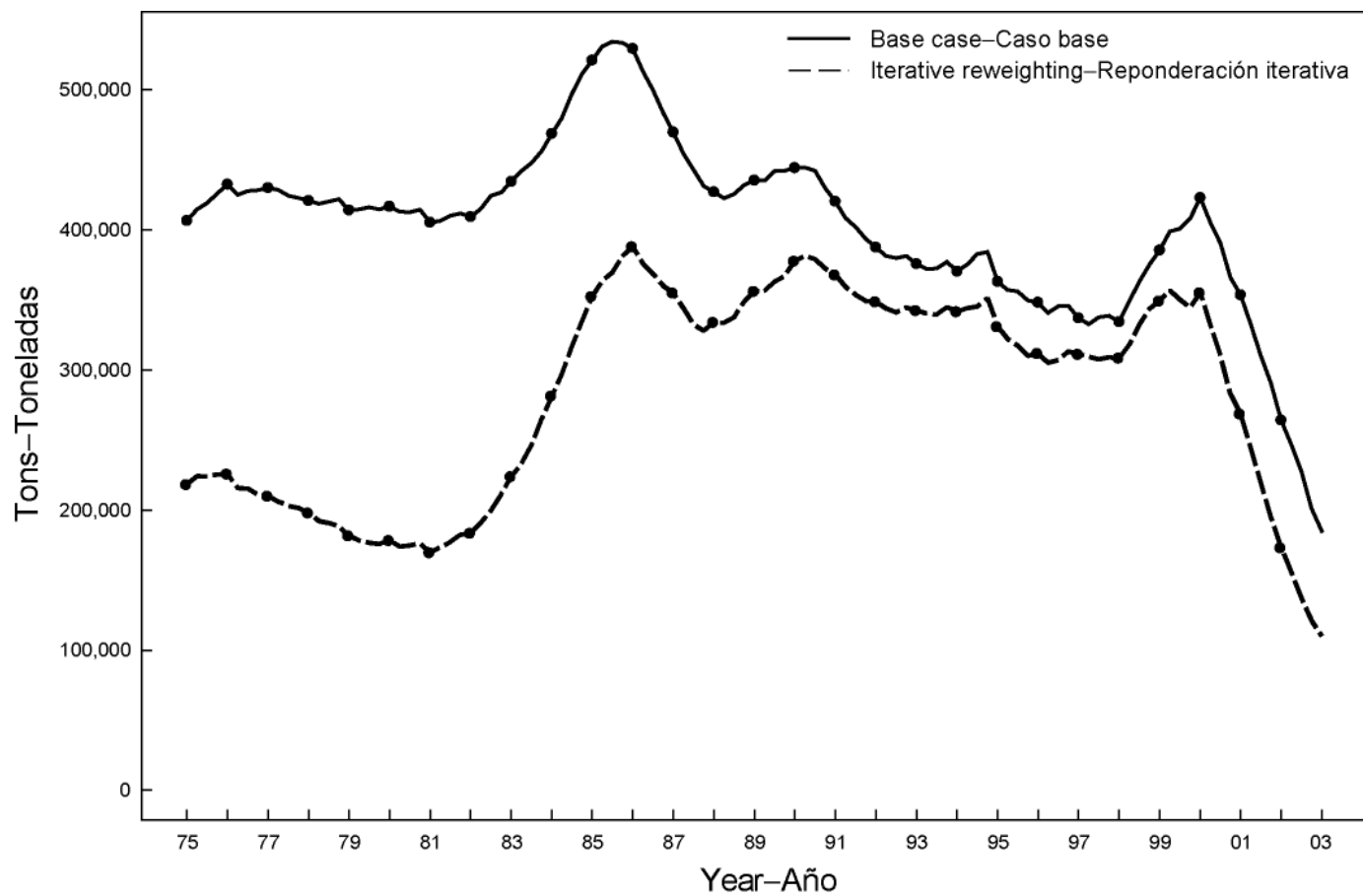


**FIGURE E.5.** CPUEs of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). The CPUE for the longline fisheries (8 and 9) are based on those estimated using the habitat-standardized method used in the assessment of Maunder and Harley (2002). The CPUE for all other fisheries is the same as that in Figure 4.1.

**FIGURA E.5.** CPUE de las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO (Tabla 2.1). Las CPUE de las pesquerías palangreras (8 y 9) se basan en aquéllas estimadas con el método estandarizado por hábitat usado en la evaluación de Maunder y Harley (2002). La CPUE para todas las demás pesquerías es la misma que en la Figura 4.1.

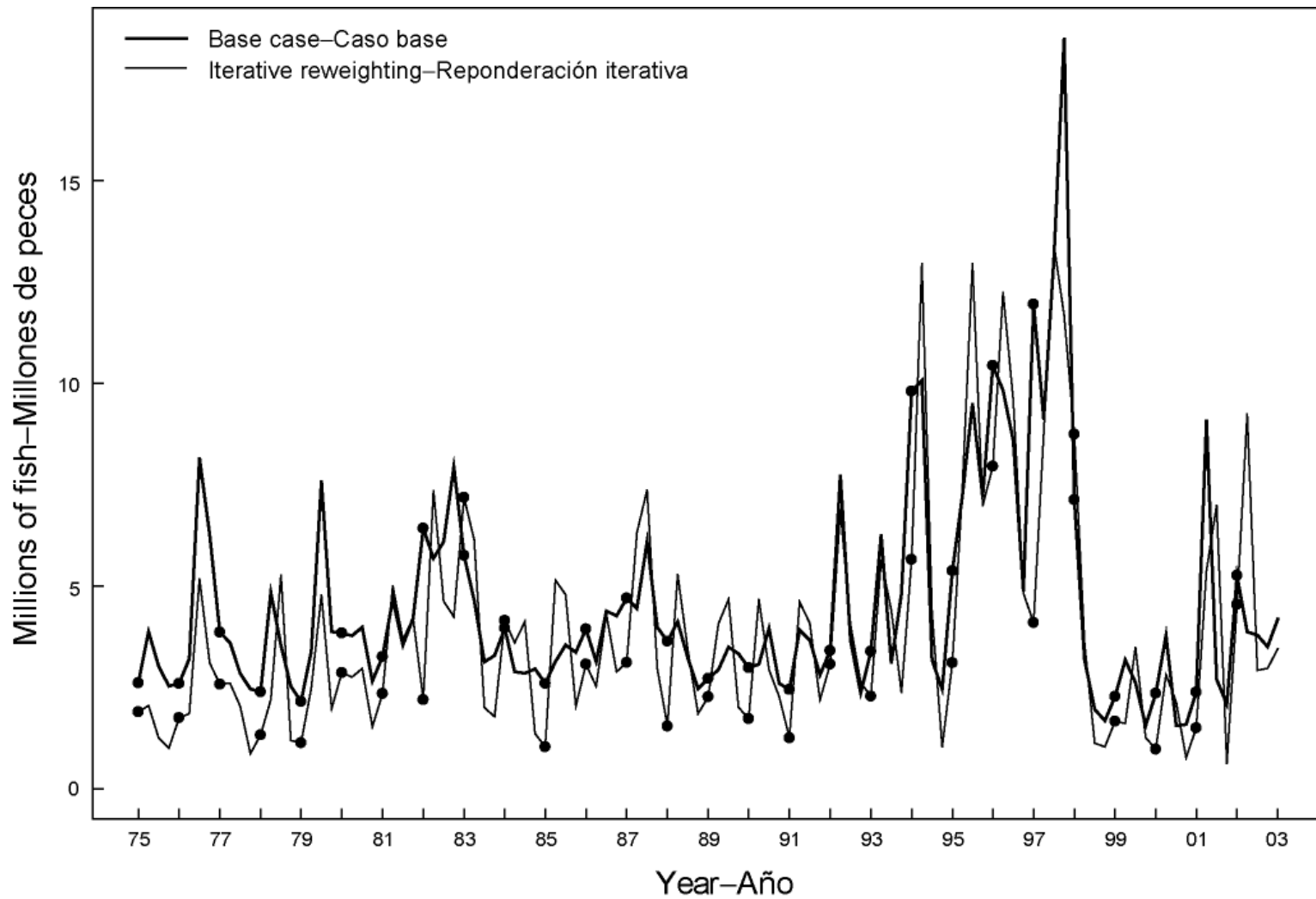


**APPENDIX F: ITERATIVE REWEIGHTING OF LONGLINE SAMPLE SIZE**  
**ANEXO F: REPONDERACIÓN ITERATIVA DE TAMAÑO DE MUESTRA DE LA PESQUERÍA PALANGRERA**



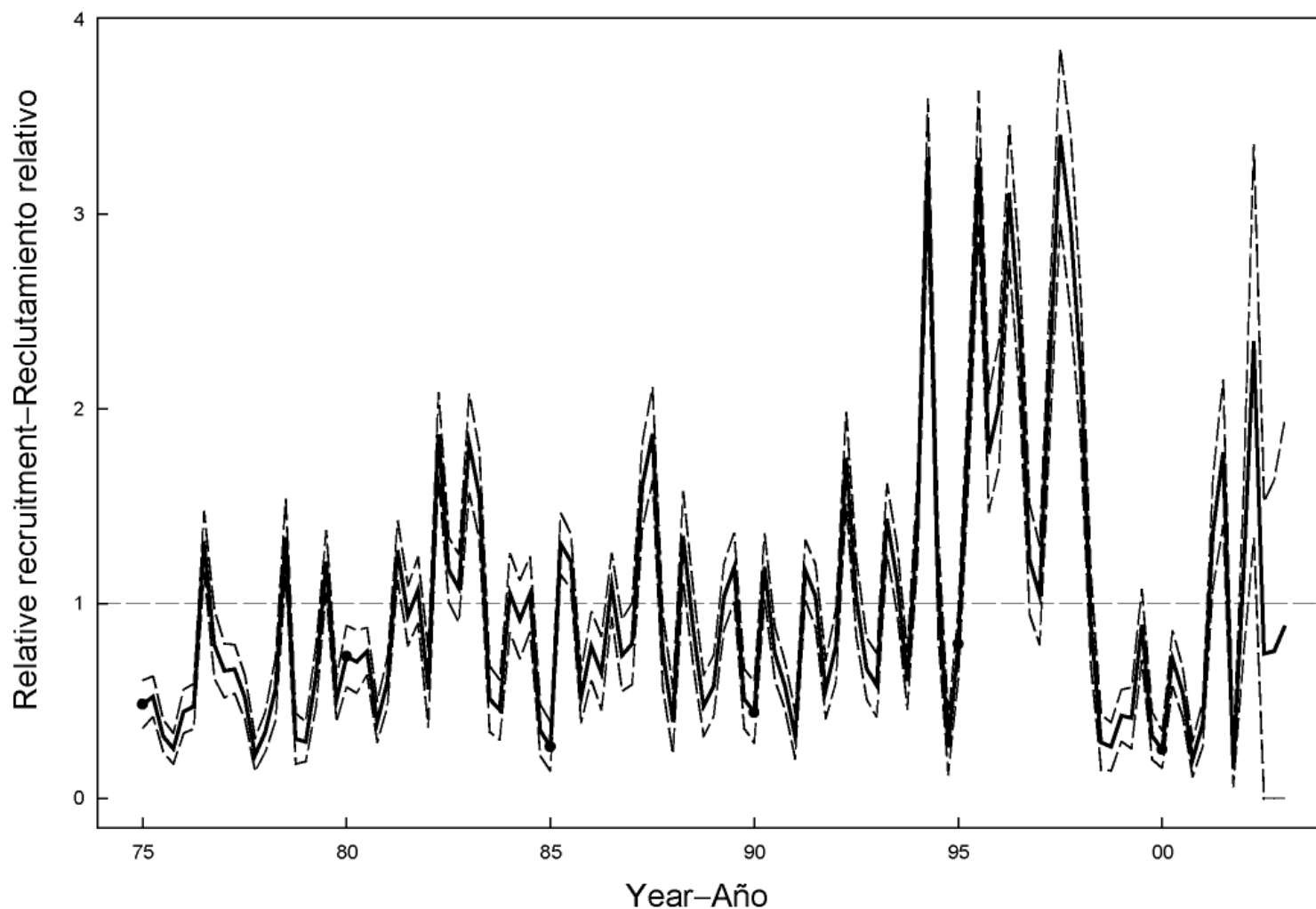
**FIGURE F.1.** Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the base case and with the length-frequency sample sizes based on the iterative re-weighting procedure.

**FIGURA F.1** Comparación de las estimaciones de biomasa de atún patudo del caso base y con los tamaños de muestra de frecuencia de talla basados en el procedimiento de reponderación iterativa.



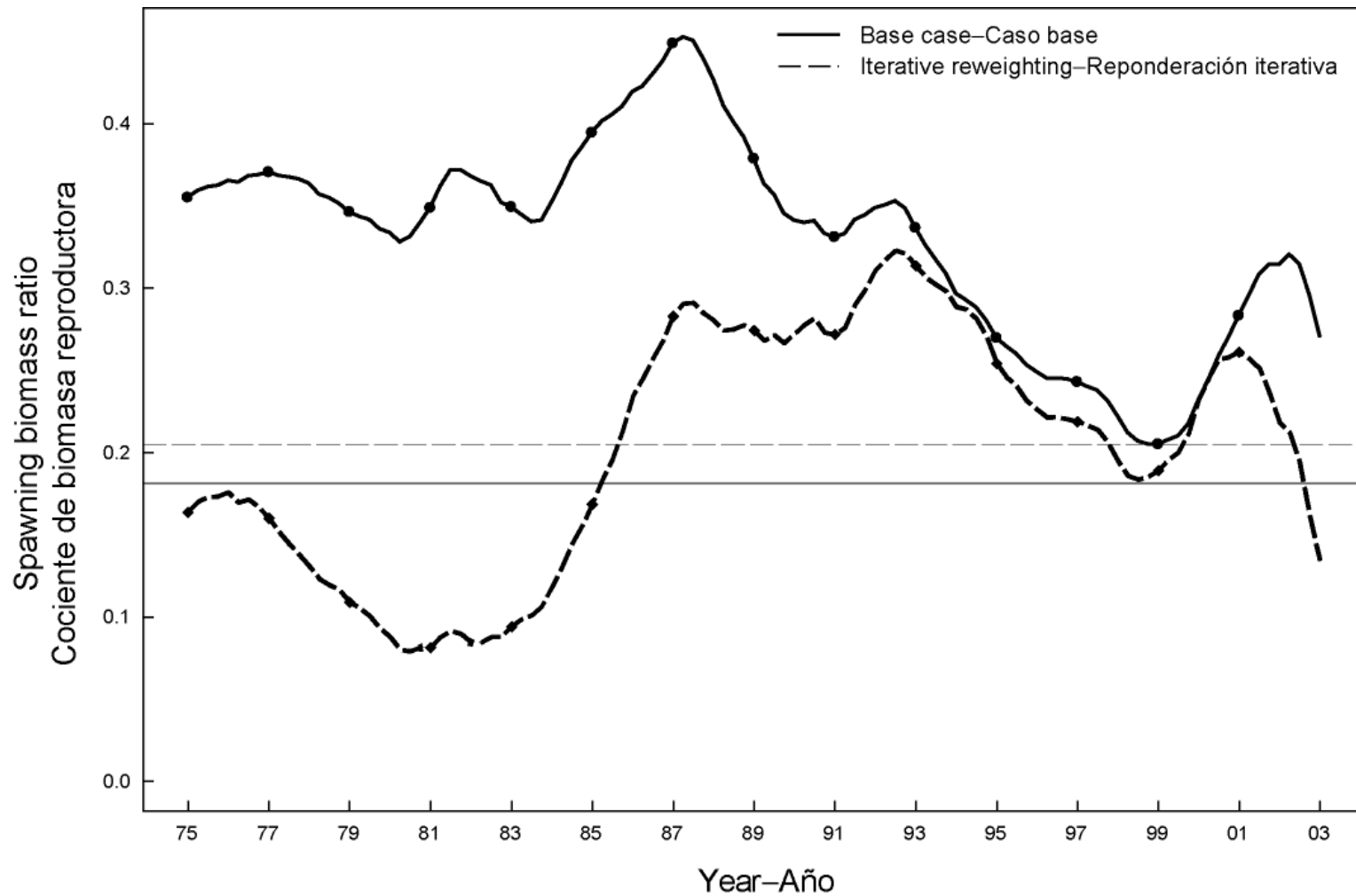
**FIGURE F.2a.** Comparison of estimates of recruitment of bigeye tuna from the base case and with the length-frequency sample sizes based on the iterative re-weighting procedure.

**FIGURA F.2a.** Comparación de las estimaciones de reclutamiento de atún patudo del caso base y con los tamaños de muestra de frecuencia de talla basados en el procedimiento de reponderación iterativa.



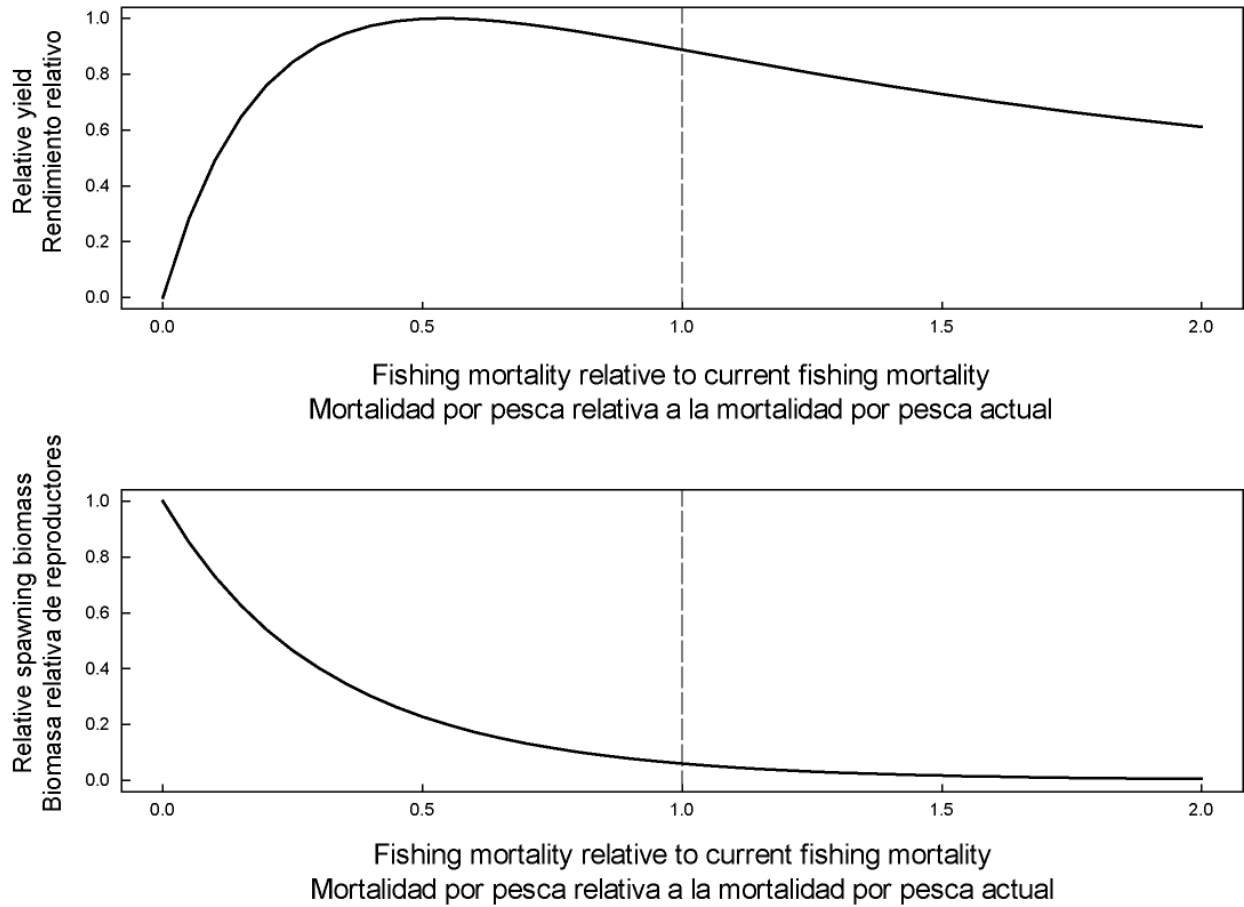
**FIGURE F.2b.** Estimates of recruitment of bigeye tuna from a sensitivity analysis with the length-frequency sample sizes based on the iterative re-weighting procedure. The areas between the dashed lines represent the 95% confidence intervals for the estimates.

**FIGURA F.2b.** Estimaciones del reclutamiento de atún patudo de un análisis de sensibilidad con los tamaños de muestra de frecuencia de talla basados en el procedimiento de reponderación iterativa. Las áreas entre las líneas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% de las estimaciones.



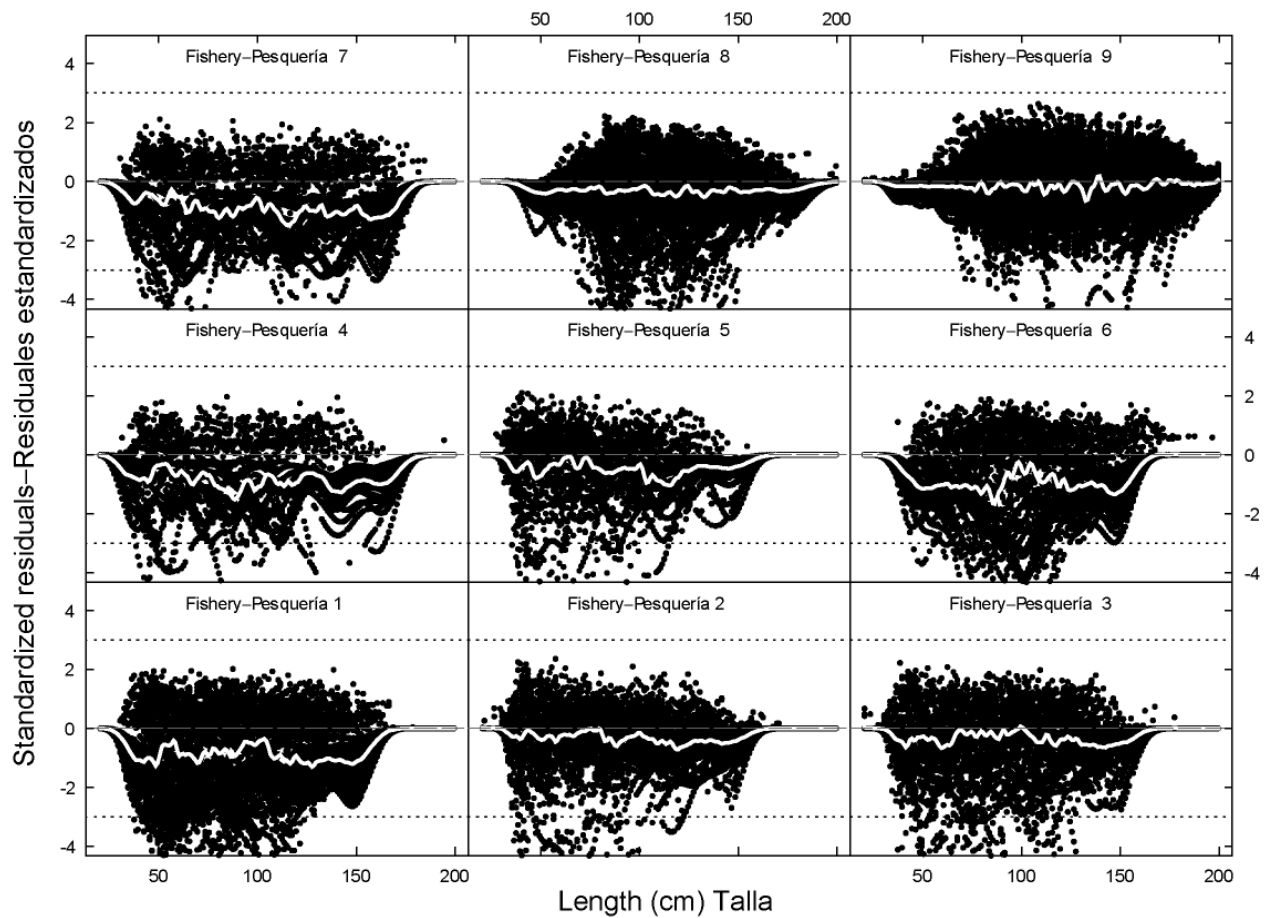
**FIGURE F.3.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna from the base case and with the length-frequency sample sizes based on the iterative re-weighting procedure. The horizontal lines represent the SBRs associated with AMSY for the two scenarios.

**FIGURA F.3.** Comparación de las estimaciones de cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del caso base y con los tamaños de muestra de frecuencia de talla basados en el procedimiento de reponderación iterativa. Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMSP para los dos escenarios.



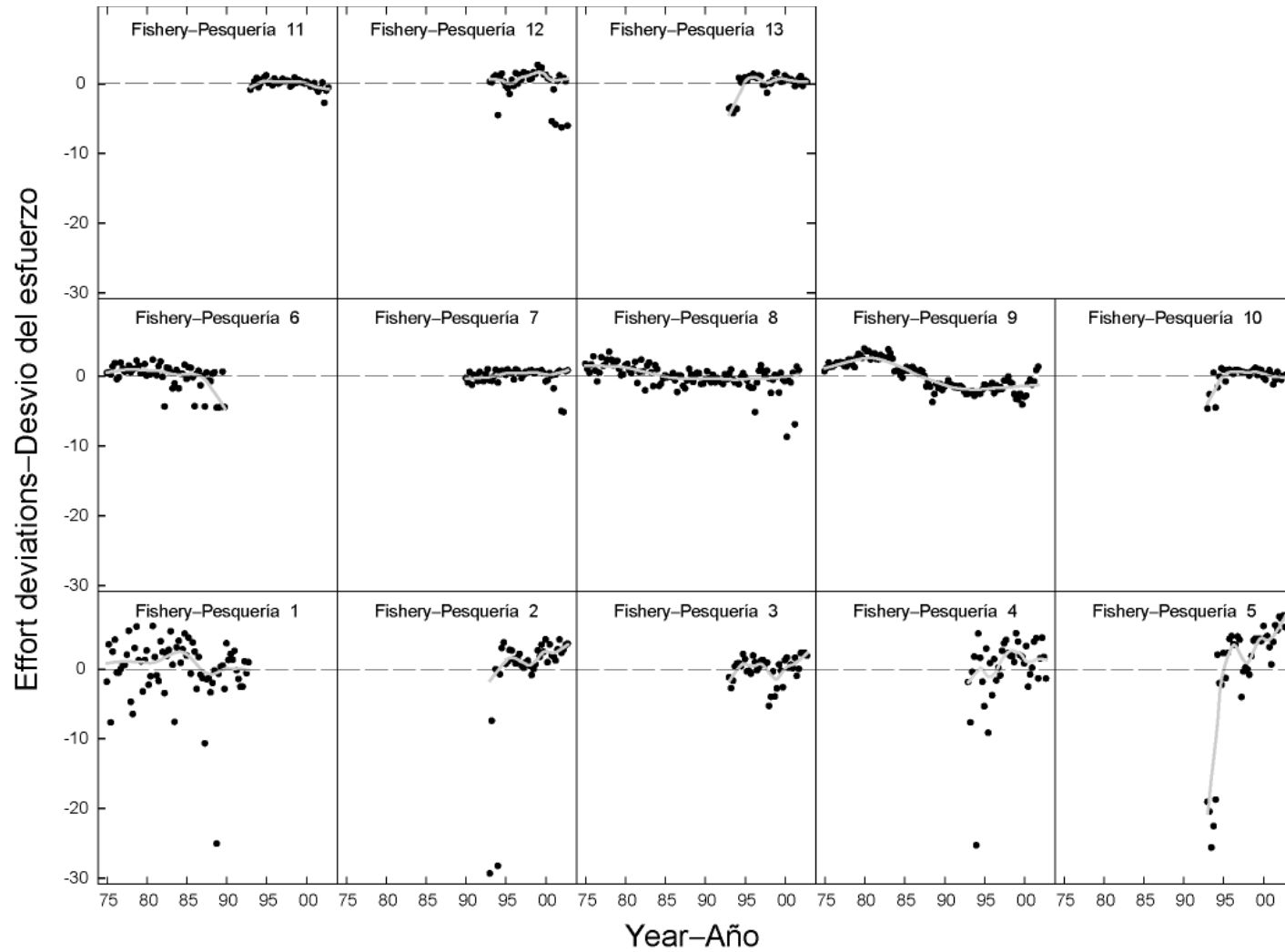
**FIGURE F.4.** Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of bigeye tuna under equilibrium conditions with average fishing mortality patterns from 2000 and 2001 when the stock assessment model has length-frequency sample sizes based on the iterative re-weighting procedure. The yield estimates are scaled so that the AMSY is at 1.0, and the spawning biomass estimates so that the spawning biomass is equal to 1.0 in the absence of exploitation.

**FIGURA F.4.** Efectos predichos de cambios a largo plazo en el esfuerzo de pesca sobre el rendimiento (recuadro superior) y biomasa reproductora (recuadro inferior) de atún patudo bajo condiciones de equilibrio con los patrones medios de mortalidad por pesca de 2000 y 2001 y tamaños de muestra de frecuencia de talla basados en el procedimiento de reponderación iterativa. Se escalan las estimaciones de rendimiento para que el RMSY esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que la biomasa reproductora equivalga a 1,0 si no hay explotación.



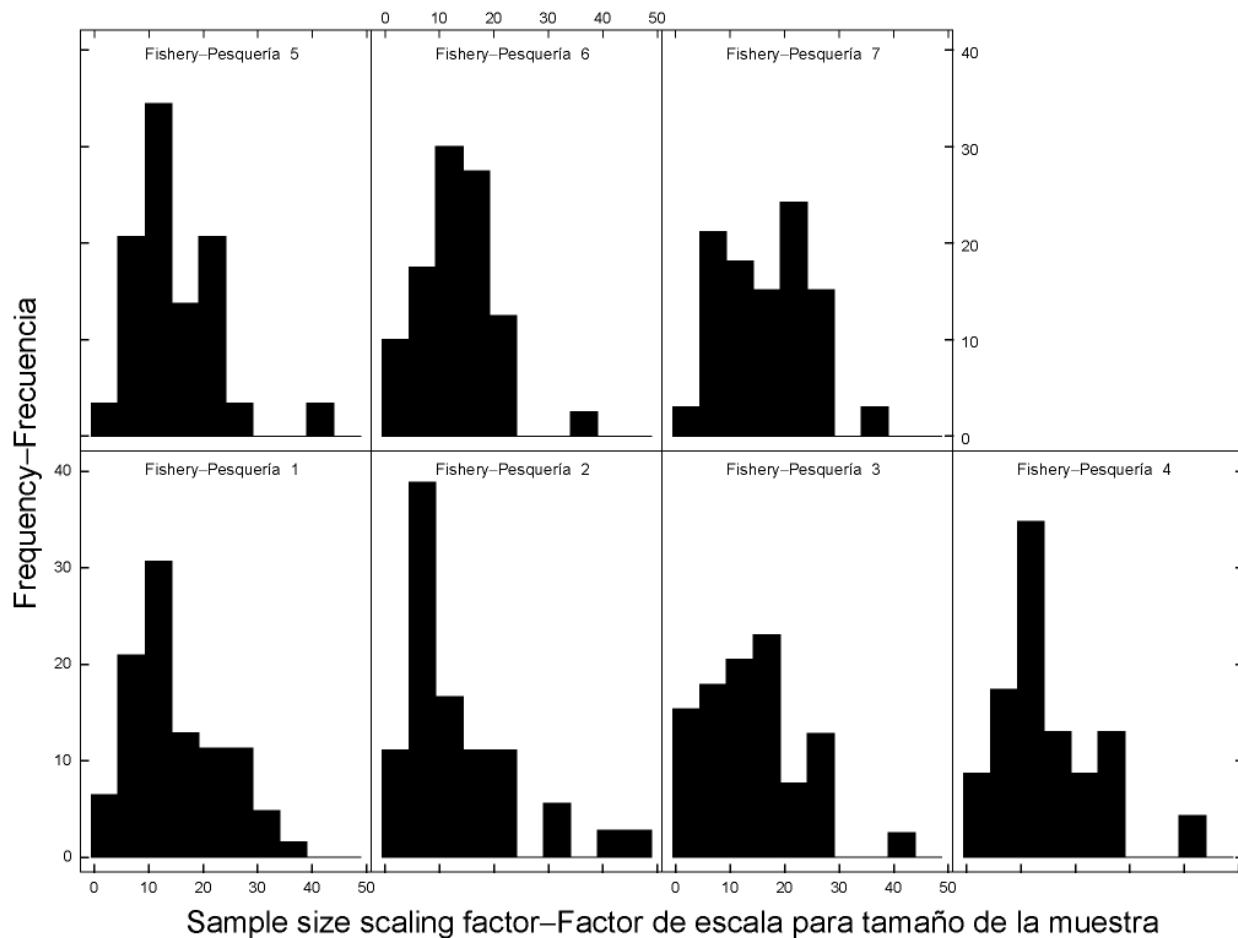
**FIGURE F.5.** Standardized residuals for the fit to the length-frequency data for bigeye tunas by fishery and length class when the length-frequency sample sizes are based on the iterative re-weighting procedure. The fitted line is a loess smoother.

**FIGURA F.5.** Residuales estandarizados del ajuste a los datos de frecuencia de talla de atún patudo, por pesquería y clase de talla, cuando los tamaños de la muestra de frecuencia de talla se basan en el procedimiento de reponderación iterativa. La línea ajustada es un suavizador loess.



**FIGURE F.6.** Standardized effort deviates of bigeye tuna by fishery and quarter when the length-frequency sample sizes are based on the iterative re-weighting procedure. The fitted line is a loess smoother.

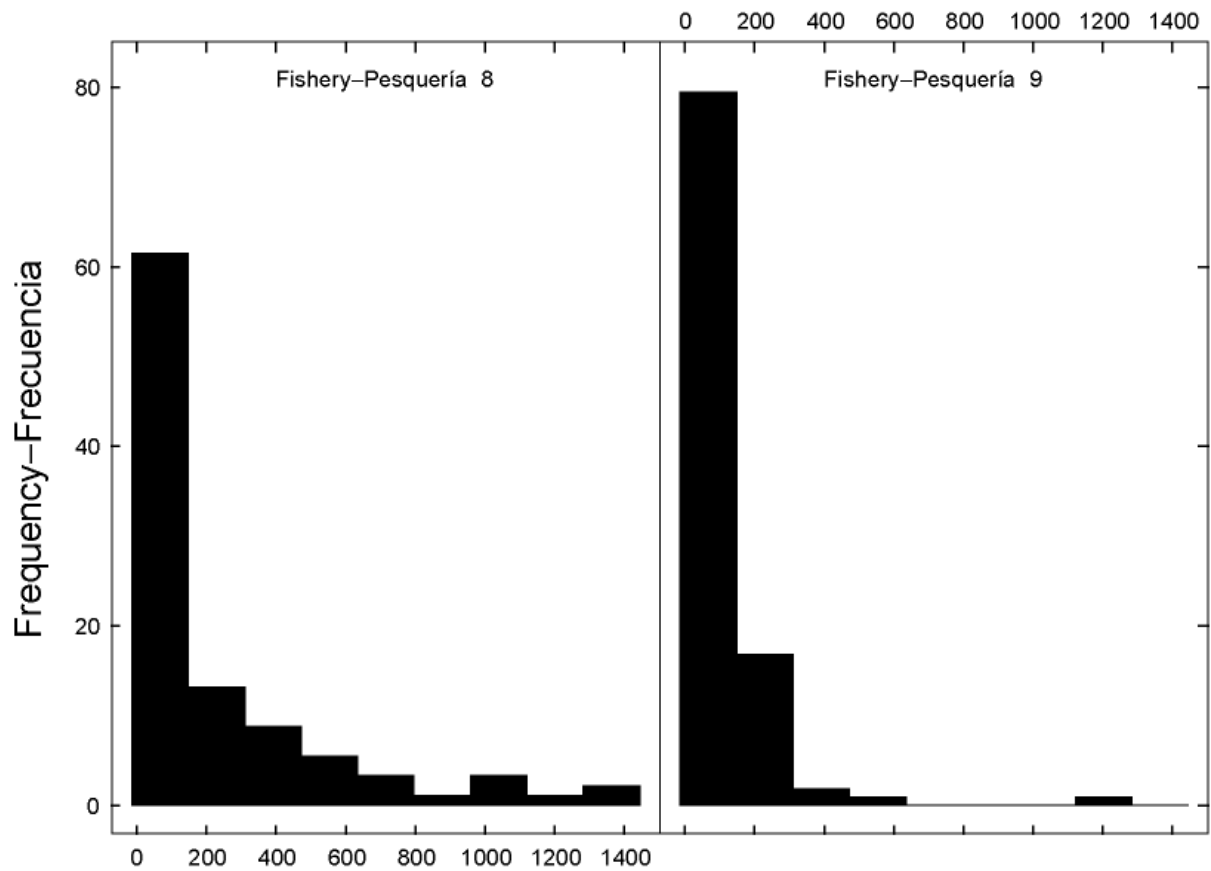
**FIGURA F.6.** Desvíos estandarizados del esfuerzo de atún patudo, por pesquería y trimestre, cuando los tamaños de la muestra de frecuencia de talla se basan en el procedimiento de reponderación iterativa. La línea ajustada es un suavizador loess.



**FIGURE F.7a.** Amount that the length-frequency sample size for bigeye tuna is scaled in the iterative reweighting sensitivity for the surface fisheries.

**FIGURA F.7a.** Cantidad que se escala el tamaño de la muestra de frecuencia de talla de atún patudo en la sensibilidad de reponderación iterativa para las pesquerías de superficie.





Sample size scaling factor–Factor de escala para tamaño de la muestra

**FIGURE F.7b.** Amount that the length-frequency sample size for bigeye tuna is scaled in the iterative reweighting sensitivity for the longline fisheries.

**FIGURA F.7b.** Cantidad que se escala el tamaño de la muestra de frecuencia de talla de atún patudo en la sensibilidad de reponderación iterativa para las pesquerías palangreras.

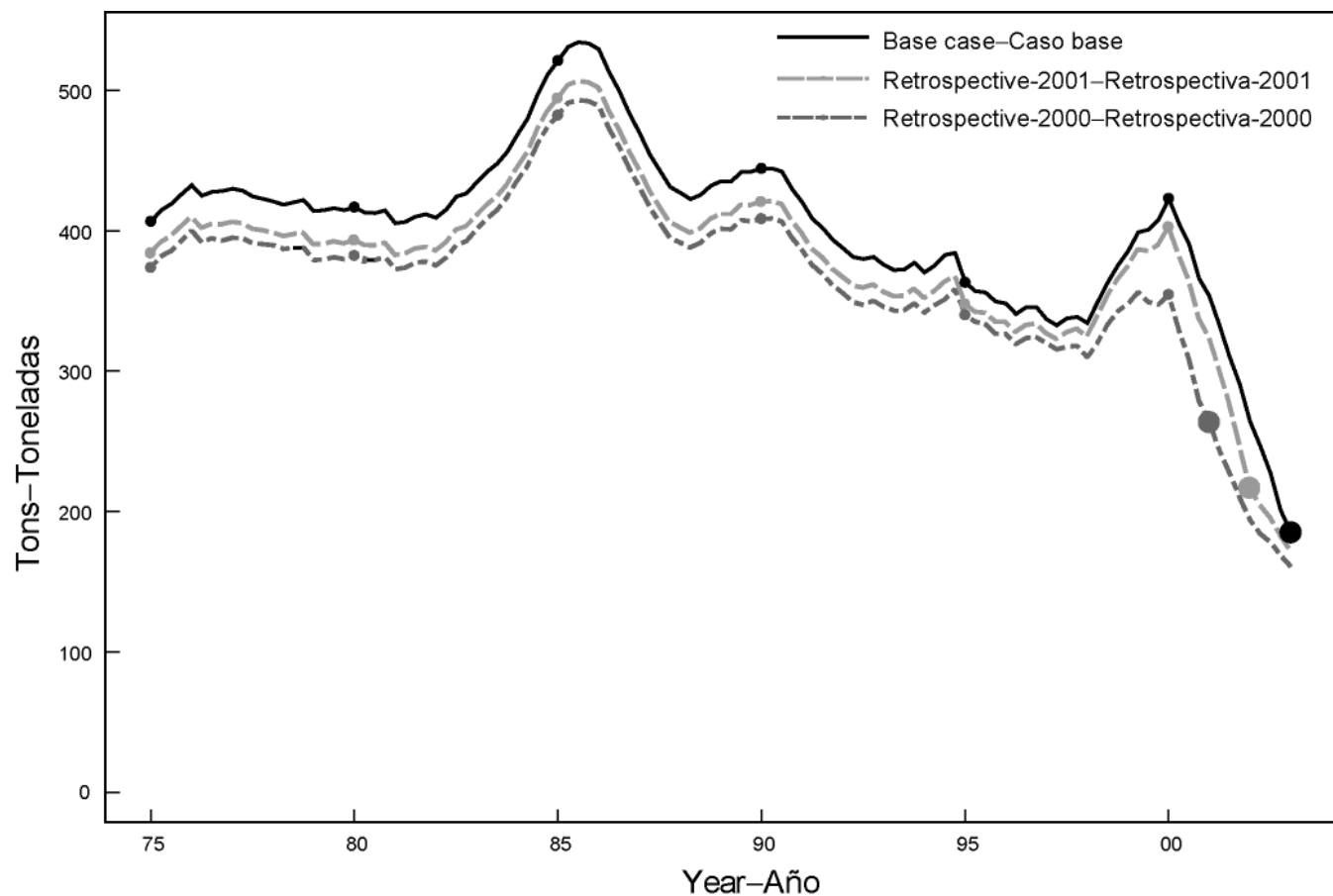
**TABLE F.1.** Average length-frequency sample size for each fishery for the base case assessment and the sensitivity analysis using iterative reweighting. The average scaling factor for the iterative reweighting is also given.

**TABLA F.1.** Tamaño promedio de muestra de frecuencia de talla de cada pesquería para la evaluación del caso base y el análisis de sensibilidad, usando reponderación iterativa. Se muestra también el factor promedio para escalar la reponderación iterativa.

<b>Fishery</b> <b>Pesquería</b>	<b>Base case</b> <b>Caso base</b>	<b>Rewighted</b> <b>Reponderado</b>	<b>Scaling factor</b> <b>Factor escalar</b>
1	3.8	46.3	15.8
2	13.8	162.8	14.4
3	12.4	132.3	14.8
4	2.0	29.1	16.0
5	7.3	99.4	15.5
6	6.5	58.2	14.0
7	3.1	41.0	17.6
8	5.8	190.6	229.9
9	13.8	870.7	106.9

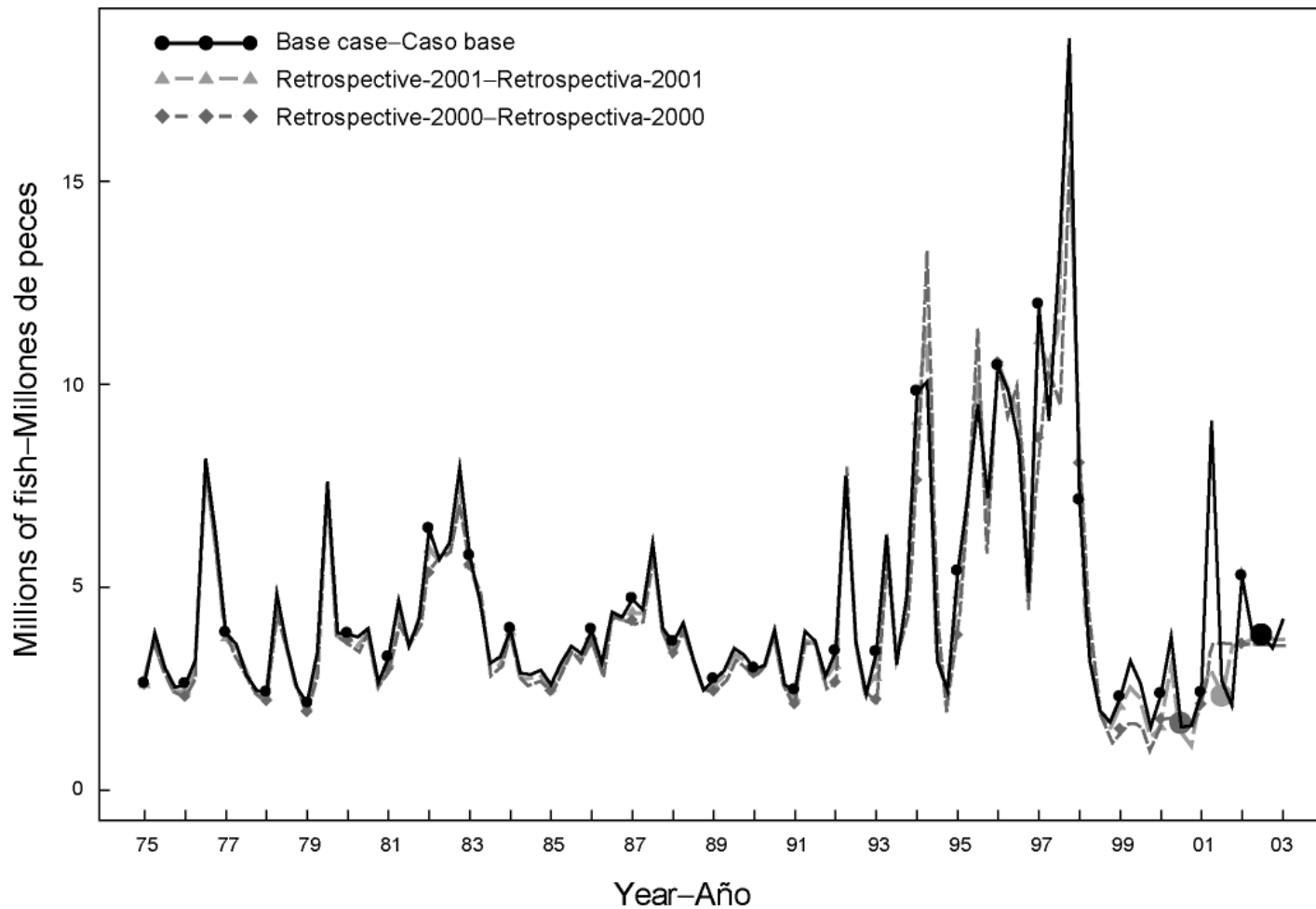
## APPENDIX G: RETROSPECTIVE ANALYSIS

### ANEXO G: ANÁLISIS RETROSPECTIVO



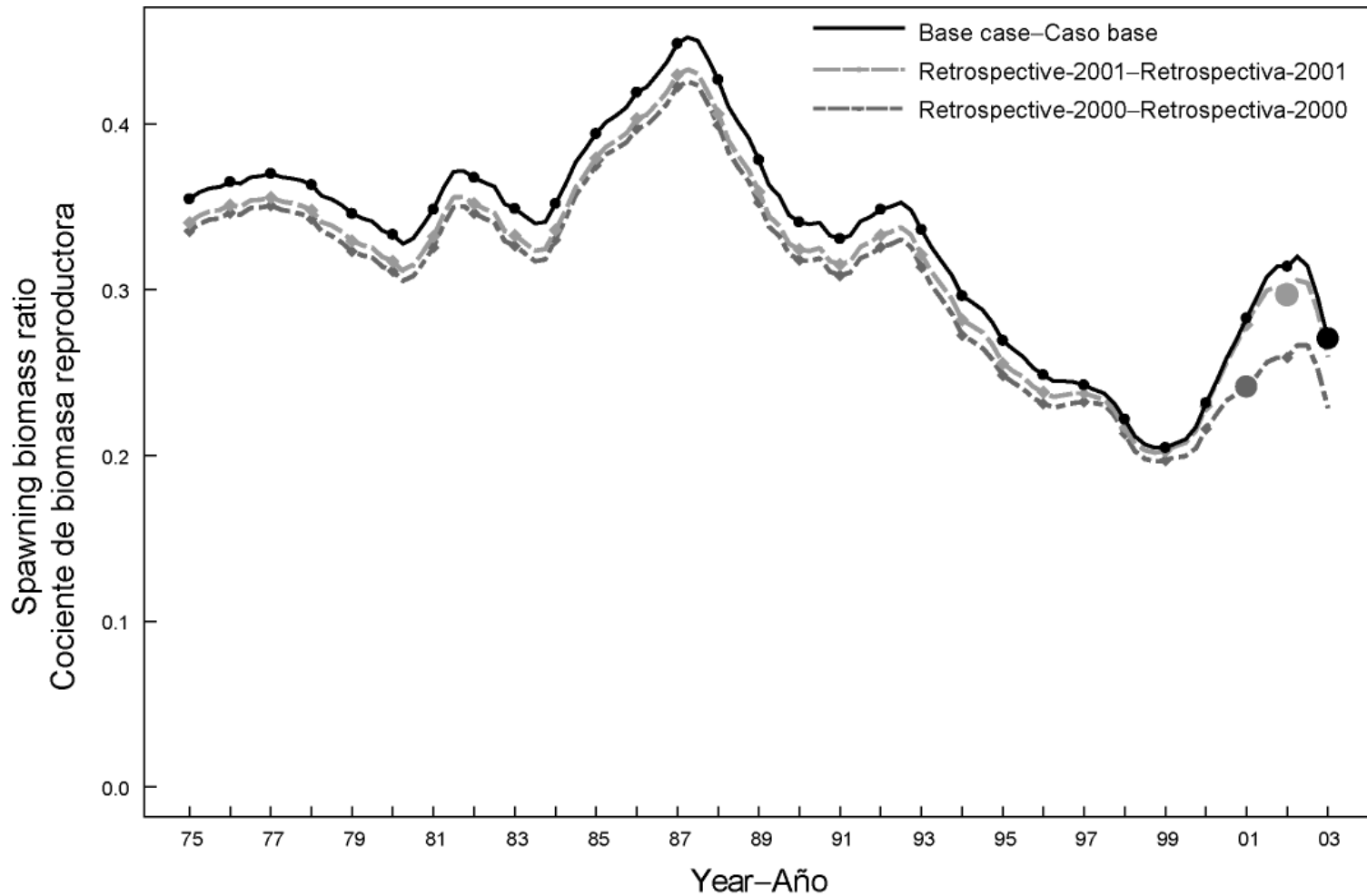
**FIGURE G.1.** Biomass of age-1+ bigeye tuna estimated by the retrospective analyses compared to the base case. Retro 2001 uses data only up to 2001 and retro 2000 uses data only up to 2000. The large dots indicate the last time period estimated by the model without projecting the biomass.

**FIGURA G.1.** Biomasa de atunes patudo de edad 1+ estimada por los análisis retrospectivos en comparación con el caso base. Retro 2001 usa datos hasta 2001 solamente, y retro 2000 datos hasta 2000 solamente. Los puntos grandes indican el último período de tiempo estimado por el modelo sin proyectar la biomasa.



**FIGURE G.2.** Recruitment of bigeye tuna estimated by the retrospective analyses compared to the base case. Retro 2001 uses data only up to 2001 and retro 2000 uses data only up to 2000. The large dots indicate the first recruitment estimated by the model with information from the length-frequency data.

**FIGURA G.2.** Reclutamiento de atunes patudo estimado por los análisis retrospectivos en comparación con el caso base. Retro 2001 usa datos hasta 2001 solamente, y retro 2000 datos hasta 2000 solamente. Los puntos grandes indican el primer reclutamiento estimado por el modelo con información de los datos de frecuencia de talla.

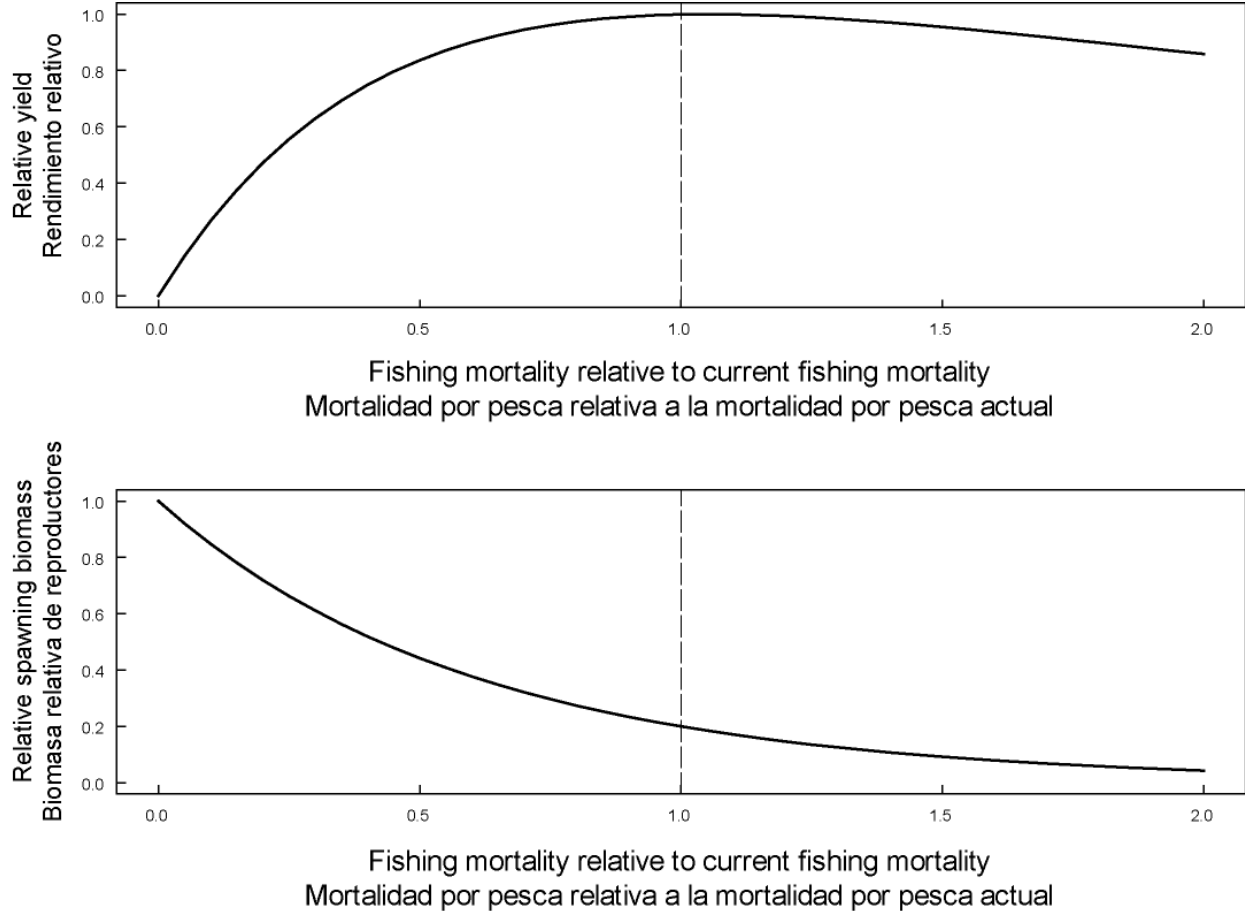


**FIGURE G.3.** Spawning biomass ratio for bigeye tuna estimated by the retrospective analyses compared to the base case. Retro 2001 uses data only up to 2001 and retro 2000 uses data only up to 2000. The large dots indicate the last time period estimated by the model without projecting the biomass.

**FIGURA G.3.** Cociente de biomasa reproductora para atún patudo estimado por los análisis retrospectivos en comparación con el caso base. Retro 2001 usa datos hasta 2001 solamente, y retro 2000 datos hasta 2000 solamente. Los puntos grandes indican el último período de tiempo estimado por el modelo sin proyectar la biomasa.

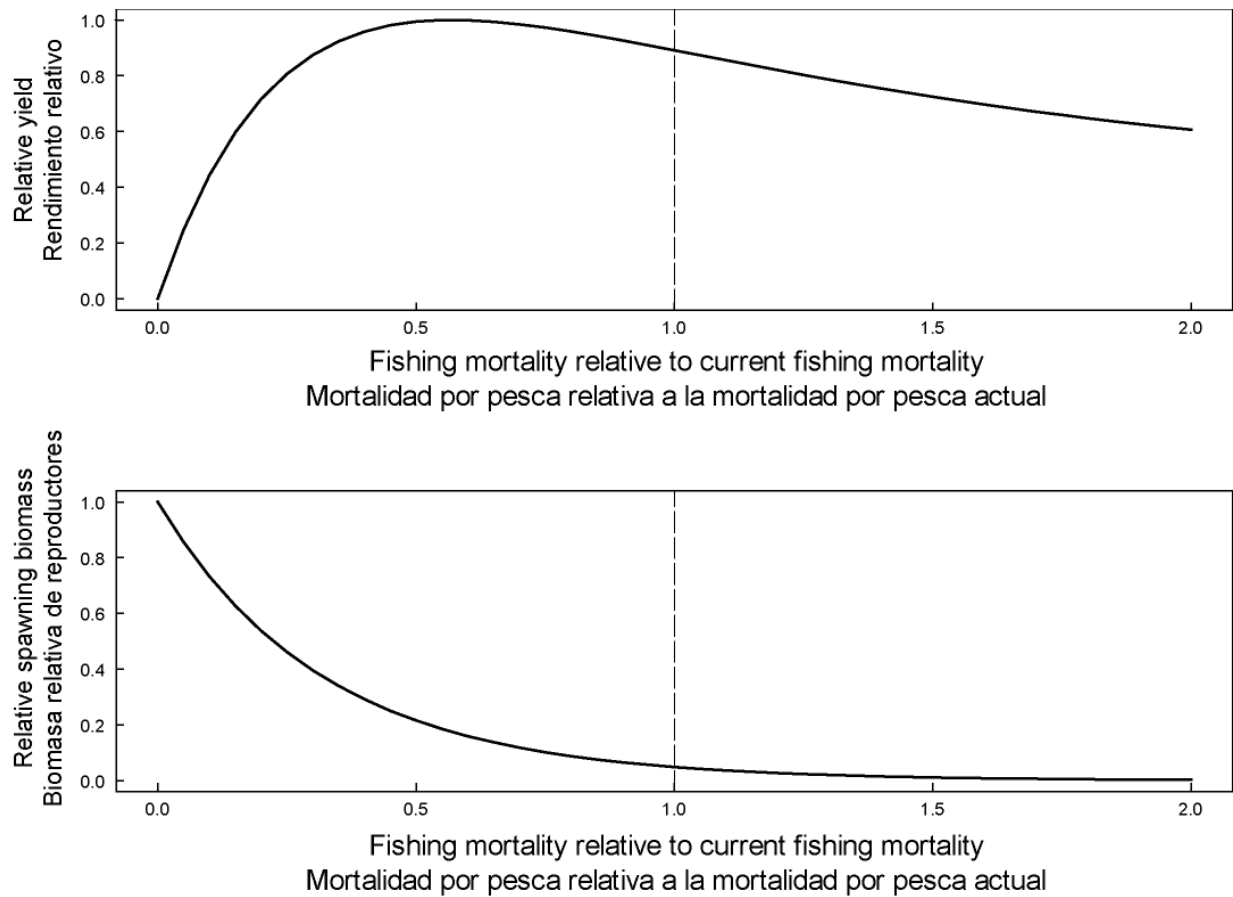
**APPENDIX H: ANALYSIS OF THE SENSITIVITY OF YIELD AND PROJECTIONS TO THE METHOD USED TO ESTIMATE FISHING MORTALITY RATES**

**ANEXO H: ANÁLISIS DE LA SENSIBILIDAD DEL RENDIMIENTO Y LAS PROYECCIONES AL MÉTODO USADO PARA ESTIMAR LAS TASAS DE MORTALIDAD POR PESCA**



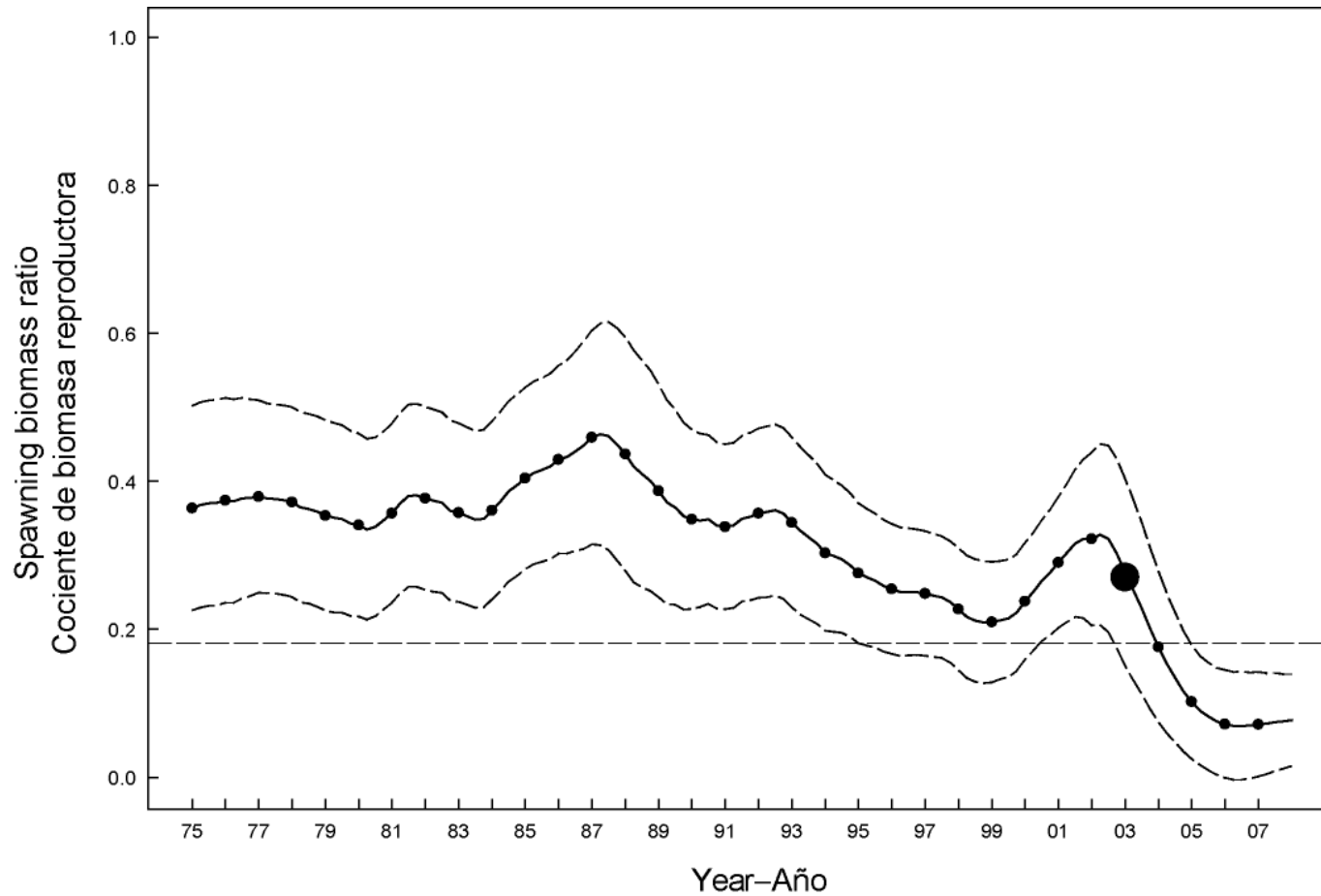
**FIGURE H.1.** Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of bigeye tuna under equilibrium conditions with average fishing mortality patterns from 1999 and 2000. The yield estimates are scaled so that the AMSY is at 1.0, and the spawning biomass estimates so that the spawning biomass is equal to 1.0 in the absence of exploitation.

**FIGURA H.1.** Efectos predichos de cambios a largo plazo en el esfuerzo de pesca sobre el rendimiento (recuadro superior) y biomasa reproductora (recuadro inferior) de atún patudo bajo condiciones de equilibrio con los patrones medios de mortalidad por pesca de 1999 y 2000. Se escalan las estimaciones de rendimiento para que el RMSP esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que la biomasa reproductora equivalga a 1,0 si no hay explotación.



**FIGURE H.2.** Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of bigeye tuna under equilibrium conditions with average fishing mortality patterns from 2000 and 2001. The yield estimates are scaled so that the AMSY is at 1.0, and the spawning biomass estimates so that the spawning biomass is equal to 1.0 in the absence of exploitation.

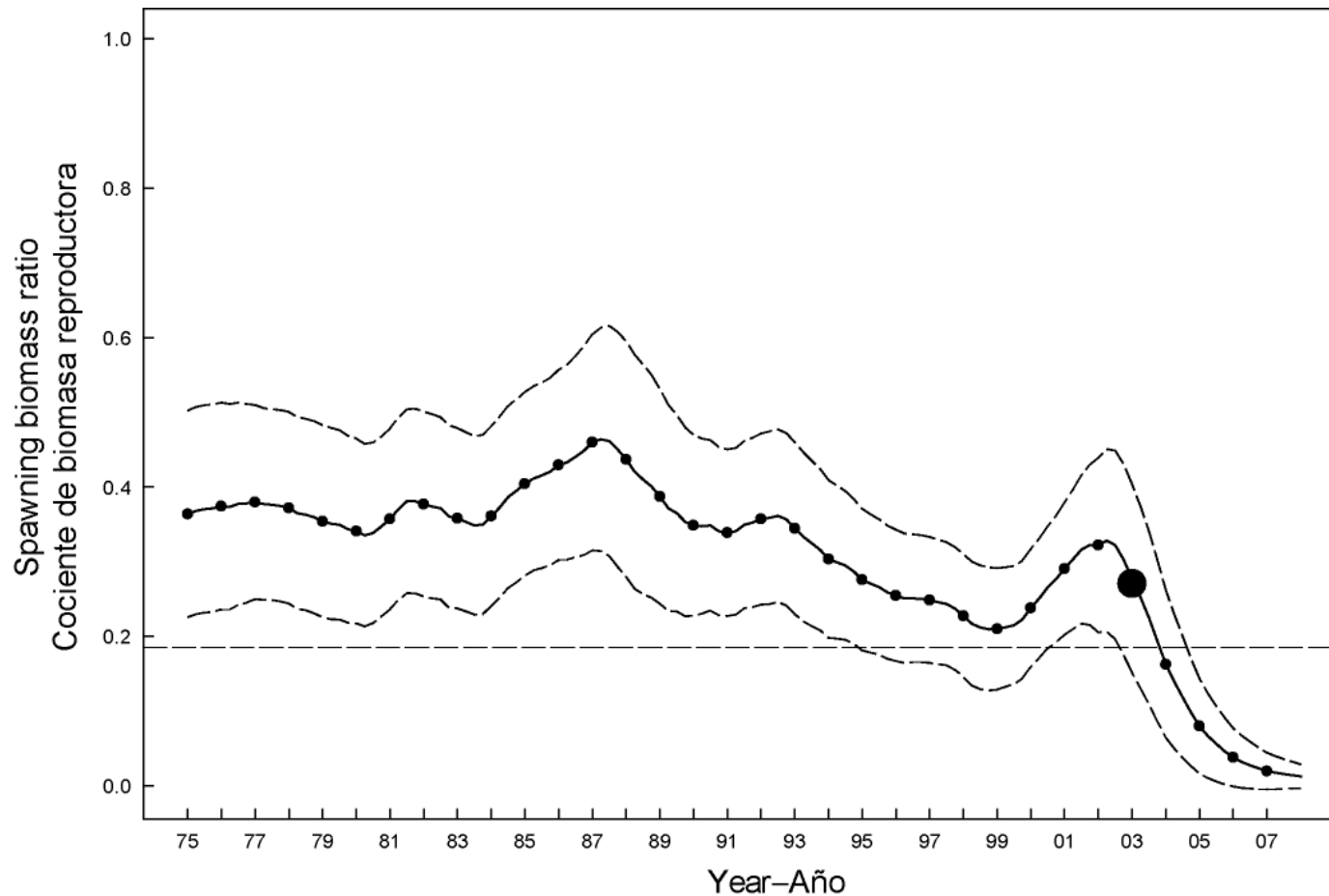
**FIGURA H.2.** Efectos predichos de cambios a largo plazo en el esfuerzo de pesca sobre el rendimiento (recuadro superior) y biomasa reproductora (recuadro inferior) de atún patudo bajo condiciones de equilibrio con los patrones medios de mortalidad por pesca de 2000 y 2001. Se escalan las estimaciones de rendimiento para que el RMSY esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que la biomasa reproductora equivalga a 1,0 si no hay explotación.



**FIGURE H.3.** Spawning biomass ratios for bigeye tuna, including projections for 2003-2007 under current effort levels and average catchability for 1999 and 2000 for bigeye tuna in the EPO. These calculations include parameter estimation uncertainty and uncertainty about future recruitment. The area between the dashed curves indicates the 95% confidence intervals and the large dot indicates the estimate for the first quarter of 2003. The dashed line indicates the  $SBR_{AMS\text{Y}}$  (0.18).

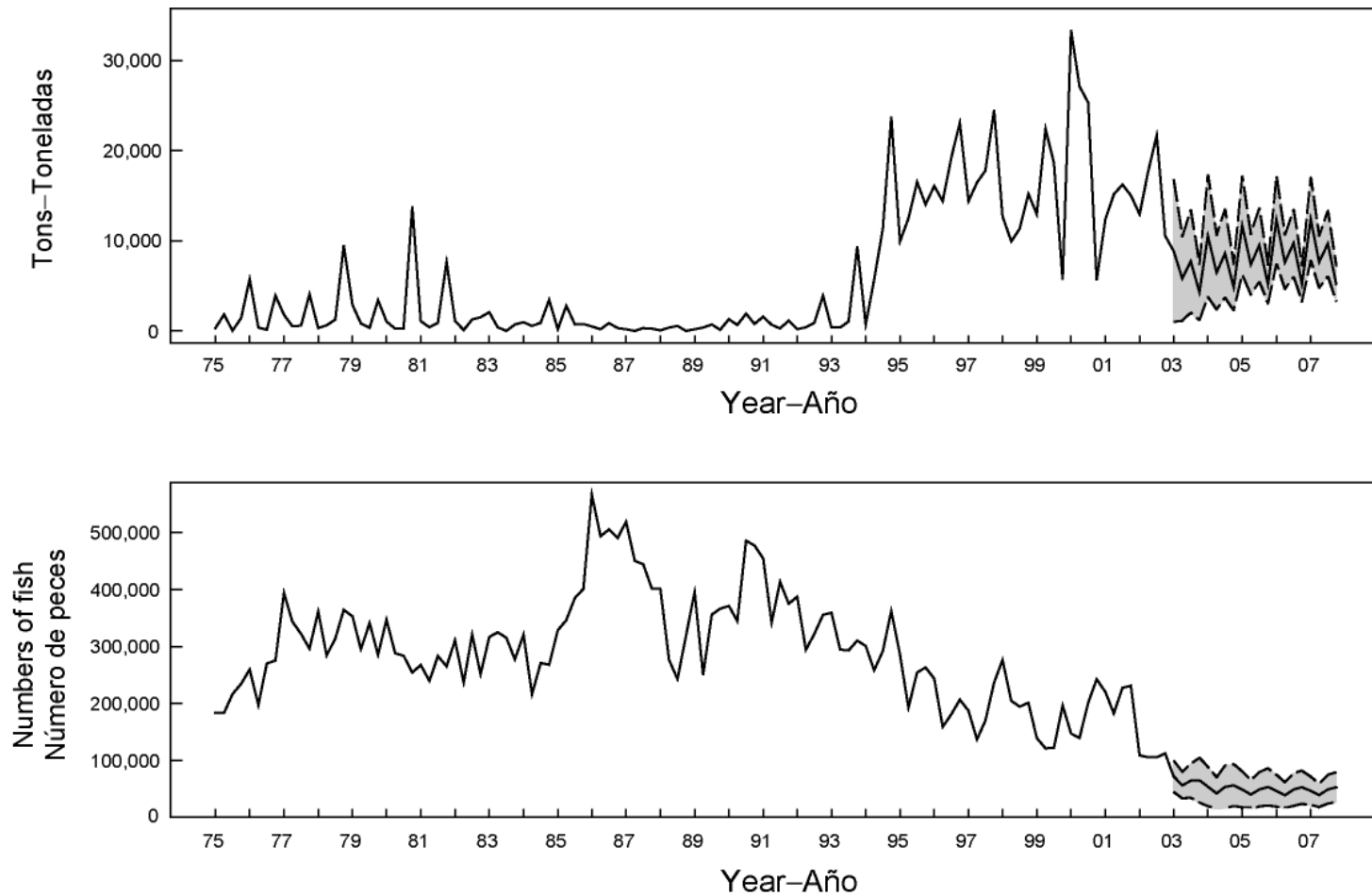
**FIGURA H.3.** Cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo, incluyendo proyecciones para 2003-2007 con los niveles actuales de esfuerzo y la capturabilidad media de 1999 y 2000 en el OPO. Los cálculos incluyen incertidumbre en la estimación de parámetros y sobre reclutamiento futuro. Las áreas entre las curvas de trazos señalan los intervalos de confianza de 95%, y el punto grande indica la estimación correspondiente al primer trimestre de 2003. La línea de trazos señala el  $SBR_{RMSP}$  (0,18).





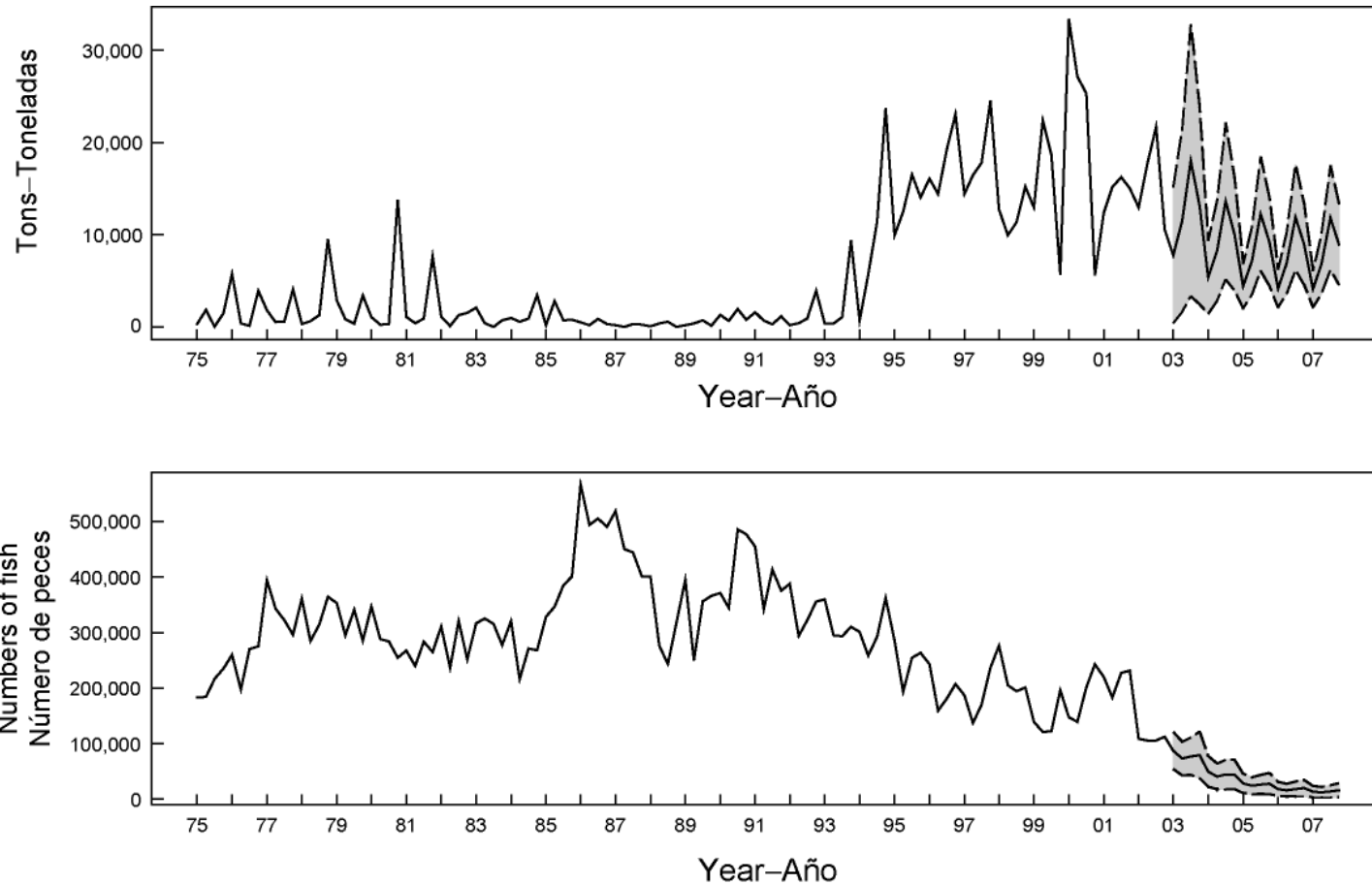
**FIGURE H.4.** Spawning biomass ratios, including projections for 2003-2007 under current effort levels and average catchability for 2001 and 2002 for bigeye tuna in the EPO. These calculations include parameter estimation uncertainty and uncertainty about future recruitment. The area between the dashed curves indicates the 95% confidence intervals and the large dot indicates the estimate for the first quarter of 2003. The dashed line indicates the  $SBR_{AMSY}$  (0.18).

**FIGURA H.4.** Cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo, incluyendo proyecciones para 2003-2007 con los niveles actuales de esfuerzo y la capturabilidad media de 2001 y 2002 en el OPO. Los cálculos incluyen incertidumbre en la estimación de parámetros y sobre reclutamiento futuro. Las áreas entre las curvas de trazos señalan los intervalos de confianza de 95%, y el punto grande indica la estimación correspondiente al primer trimestre de 2003. La línea de trazos señala el  $SBR_{RMSP}$  (0,18).



**FIGURE H.5.** Predicted catches of bigeye tunas by the surface (Fisheries 2, 3, 4, 5, and 7) and longline (Fisheries 8 and 9) fisheries, based on average effort for 2001 and 2002 and average catchability for 1999 and 2000. Predictions were undertaken using the likelihood profile method described in Section 6. The shaded areas represent 95% confidence intervals for the predictions of future catches.

**FIGURA H.5.** Capturas predichas de atún patudo por las pesquerías de cerco (recuadro superior; Pesquerías 2, 3, 4, 5, y 7) y palangreras (recuadro inferior; Pesquerías 8 y 9), basadas en el esfuerzo promedio de 2001 y 2002 y la capturabilidad media de 1999 y 2000. Se realizaron las predicciones con el método de perfil de verosimilitud descrito en la Sección 6. El área sombreada representa los intervalos de confianza de 95% para las predicciones de capturas futuras.



**FIGURE H.6.** Predicted catches of bigeye tuna by the surface (Fisheries 2, 3, 4, 5, and 7) and longline (Fisheries 8 and 9) fisheries based on average effort for 2001 and 2002 and average catchability for 2001 and 2002. Prediction were undertaken using the likelihood profile method described in Section 6. The shaded areas represent 95% confidence intervals for the predictions of future catches.

**FIGURA H.6.** Capturas predichas de atún patudo por las pesquerías de cerco (recuadro superior; Pesquerías 2, 3, 4, 5, y 7) y palangreras (recuadro inferior; Pesquerías 8 y 9), basadas en el esfuerzo promedio de 2001 y 2002 y la capturabilidad media de 2001 y 2002. Se realizaron las predicciones con el método de perfil de verosimilitud descrito en la Sección 6. El área sombreada representa los intervalos de confianza de 95% para las predicciones de capturas futuras.

**TABLE H.1.** Estimates of the AMSY and its associated quantities based on average fishing mortality for 1999 and 2000.  $B_{\text{recent}}$  and  $B_{\text{AMSY}}$  are defined as the biomass of bigeye 1+ years old at the start of 2003 and at AMSY, respectively, and  $S_{\text{recent}}$  and  $S_{\text{AMSY}}$  are defined as indices of spawning biomass (therefore, they are not in metric tons).  $C_{\text{recent}}$  is the estimated total catch in 2002.

**TABLA H.1.** Estimaciones del RMSP y sus cantidades asociadas, basadas en la mortalidad media por pesca de 1999 y 2000. Se definen  $B_{\text{recent}}$  y  $B_{\text{RMSP}}$  como la biomasa de patudo de edad 1+ al principio de 2003 y en RMSP, respectivamente, y  $S_{\text{recent}}$  y  $S_{\text{RMSP}}$  como índices de la biomasa reproductora (por lo que no se expresan en toneladas métricas).  $C_{\text{recent}}$  es la captura total estimada en 2002.

	Base case	Steepness = 0.75	Catch data for purse seiners obtained from canneries
	Caso base	Inclinación = 0.75	Datos de capturas cerqueras obtenidos de enlatadoras
AMSY (t)—RMSP (t)	66,950	64,695	62,132
$B_{\text{AMSY}}$ (t)— $B_{\text{RMSP}}$ (t)	248,737	411,603	229,590
$S_{\text{AMSY}}$ — $S_{\text{RMSP}}$	29,472	59,511	27,082
$B_{\text{AMSY}}/B_0$ — $B_{\text{RMSP}}/B_0$	0.28	0.36	0.29
$S_{\text{AMSY}}/S_0$ — $S_{\text{RMSP}}/S_0$	0.18	0.29	0.19
$C_{\text{recent}}/\text{AMSY}$ — $C_{\text{recent}}/\text{RMSP}$	1.42	1.47	1.16
$B_{\text{recent}}/B_{\text{AMSY}}$ — $B_{\text{recent}}/B_{\text{RMSP}}$	0.74	0.56	0.92
$S_{\text{recent}}/S_{\text{AMSY}}$ — $S_{\text{recent}}/S_{\text{RMSP}}$	1.47	0.85	1.64
$F$ multiplier—Multiplicador de $F$	1.05	0.70	1.14

	Korean longline data obtained from SPC	Habitat-standardized CPUE	Iterative reweighting
	Datos de palangreros coreanos obtenidos de SPC	CPUE estandarizada por hábitat	Reponderación iterativa
AMSY (t)—RMSP (t)	78,581	67,373	62,863
$B_{\text{AMSY}}$ (t)— $B_{\text{RMSP}}$ (t)	302,280	257,320	243,734
$S_{\text{AMSY}}$ — $S_{\text{RMSP}}$	36,843	31,220	29,202
$B_{\text{AMSY}}/B_0$ — $B_{\text{RMSP}}/B_0$	0.28	0.28	0.31
$S_{\text{AMSY}}/S_0$ — $S_{\text{RMSP}}/S_0$	0.19	0.19	0.21
$C_{\text{recent}}/\text{AMSY}$ — $C_{\text{recent}}/\text{RMSP}$	1.32	1.43	1.51
$B_{\text{recent}}/B_{\text{AMSY}}$ — $B_{\text{recent}}/B_{\text{RMSP}}$	1.19	1.02	0.45
$S_{\text{recent}}/S_{\text{AMSY}}$ — $S_{\text{recent}}/S_{\text{RMSP}}$	2.39	2.06	0.64
$F$ multiplier—Multiplicador de $F$	1.40	1.24	0.76

**TABLE H.2.** Estimates of the AMSY and its associated quantities, based on average fishing mortality for 2001 and 2002. Estimates could not be obtained for the steepness or iterative reweighting scenarios.  $B_{\text{recent}}$  and  $B_{\text{AMSY}}$  are defined as the biomass of bigeye 1+ years old at the start of 2002 and at AMSY, respectively, and  $S_{\text{recent}}$  and  $S_{\text{AMSY}}$  are defined as indices of spawning biomass (therefore, they are not in metric tons).  $C_{\text{recent}}$  is the estimated total catch in 2001.

**TABLA H.2.** Estimaciones del RMSP y sus cantidades asociadas, basadas en la mortalidad media por pesca de 2001 y 2002. No se pudo obtener estimaciones para los escenarios de inclinación o reponderación iterativa. Se definen  $B_{\text{recent}}$  y  $B_{\text{RMSP}}$  como la biomasa de patudo de edad 1+ al principio de 2003 y en RMSP, respectivamente, y  $S_{\text{recent}}$  y  $S_{\text{RMSP}}$  como índices de la biomasa reproductora (por lo que no se expresan en toneladas métricas).  $C_{\text{recent}}$  es la captura total estimada en 2001.

	Base case	Steepness = 0.75	Catch data for purse seiners obtained from canneries
	Caso base	Inclinación = 0.75	Datos de capturas cerqueras obtenidos de enlatadoras
AMSY (t)—RMSP (t)	63,764		62,441
$B_{\text{AMSY}}$ (t)— $B_{\text{RMSP}}$ (t)	234,093		226,767
$S_{\text{AMSY}}$ — $S_{\text{RMSP}}$	28,003		26,645
$B_{\text{AMSY}}/B_0$ — $B_{\text{RMSP}}/B_0$	0.26		0.29
$S_{\text{AMSY}}/S_0$ — $S_{\text{RMSP}}/S_0$	0.18		0.19
$C_{\text{recent}}/\text{AMSY}$ — $C_{\text{recent}}/\text{RMSP}$	1.49		1.15
$B_{\text{recent}}/B_{\text{AMSY}}$ — $B_{\text{recent}}/B_{\text{RMSP}}$	0.79		0.93
$S_{\text{recent}}/S_{\text{AMSY}}$ — $S_{\text{recent}}/S_{\text{RMSP}}$	1.54		1.67
$F$ multiplier—Multiplicador de $F$	0.57		0.80

	Korean longline data obtained from SPC	Habitat-standardized CPUE	Iterative reweighting
	Datos de palangreros coreanos obtenidos de SPC	CPUE estandarizada por hábitat	Reponderación iterativa
AMSY (t)—RMSP (t)	74,348	64,222	
$B_{\text{AMSY}}$ (t)— $B_{\text{RMSP}}$ (t)	282,750	241,313	
$S_{\text{AMSY}}$ — $S_{\text{RMSP}}$	34,821	29,476	
$B_{\text{AMSY}}/B_0$ — $B_{\text{RMSP}}/B_0$	0.26	0.26	
$S_{\text{AMSY}}/S_0$ — $S_{\text{RMSP}}/S_0$	0.18	0.18	
$C_{\text{recent}}/\text{AMSY}$ — $C_{\text{recent}}/\text{RMSP}$	1.40	1.50	
$B_{\text{recent}}/B_{\text{AMSY}}$ — $B_{\text{recent}}/B_{\text{RMSP}}$	1.27	1.09	
$S_{\text{recent}}/S_{\text{AMSY}}$ — $S_{\text{recent}}/S_{\text{RMSP}}$	2.53	2.18	
$F$ multiplier—Multiplicador de $F$	0.83	0.70	

**TABLE H.3.** Summary of the outcomes from 101 simulations using the scenarios described in Sections 6.1 and 6.2, but with future catchability equal to the average of that in 1999 and 2000. “Quantiles” identify the levels at which 20%, 50%, and 80% of the predicted outcomes are less than or equal to the value provided in the table. The 50% quantile is equal to the median.

**TABLA H.3.** Resumen de los resultados de 101 simulaciones usando los escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2, pero con la capturabilidad futura igual al promedio de las de 1999 y 2000. Los “cuantiles” identifican los niveles a los cuales el 20%, 50%, y 80% de los resultados predichos son menores o iguales al valor en la tabla. El cuantil de 50% equivale a la mediana.

<b>Quantile</b>	<b>75% surface effort</b>	<b>Average surface effort</b>	<b>Average surface effort, no discards</b>	<b>125% surface effort</b>
<b>Cuantil</b>	<b>75% del esfuerzo de superficie</b>	<b>Esfuerzo de superficie medio</b>	<b>Esfuerzo de superficie medio, sin descartes</b>	<b>125% del esfuerzo de superficie</b>
<b>SBR for fourth quarter of 2007–SBR para el cuarto trimestre de 2007</b>				
20%	0.11	0.08	0.08	0.05
50%	0.12	0.08	0.08	0.05
80%	0.12	0.08	0.09	0.06
<b>Average weight (kg) of fish in the combined catch during 2007– Peso medio (kg) de los peces en la captura combinada durante 2007</b>				
20%	9.0	7.5	10.2	6.4
50%	10.7	8.8	11.5	7.5
80%	12.4	10.1	13.2	8.5
<b>Median of quarterly catches (mt) by the primary surface fleet (Fisheries 2-5 and 7) during 2007– Mediana de las capturas trimestrales (tm) por la flota primaria de superficie (Pesquerías 2-5 y 7) durante 2007</b>				
20%	7,278	6,916	8,172	6,890
50%	10,621	10,383	12,050	10,094
80%	13,887	13,698	15,962	13,724
<b>Median of quarterly catches, in thousands of fish, by the longline fleet (Fisheries 8 and 9) during 2007– Mediana de las capturas trimestrales, en miles de peces, por la flota palangrera (Pesquerías 8 y 9) durante 2007</b>				
20%	67	47	52	35
50%	77	55	60	40
80%	89	62	69	46

**TABLE H.4.** Summary of the outcomes from 101 simulations using the scenarios described in Sections 6.1 and 6.2, but where future catchability is the average of that in 2001 and 2002. “Quantiles” identify the levels at which 20%, 50%, and 80% of the predicted outcomes are less than or equal to the value provided in the table. The 50% quantile is equal to the median.

**TABLA H.4.** Resumen de los resultados de 101 simulaciones usando los escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2, pero con la capturabilidad futura igual al promedio de las de 2001 y 2002. Los “cuantiles” identifican los niveles a los cuales el 20%, 50%, y 80% de los resultados predichos son menores o iguales al valor en la tabla. El cuantil de 50% equivale a la mediana.

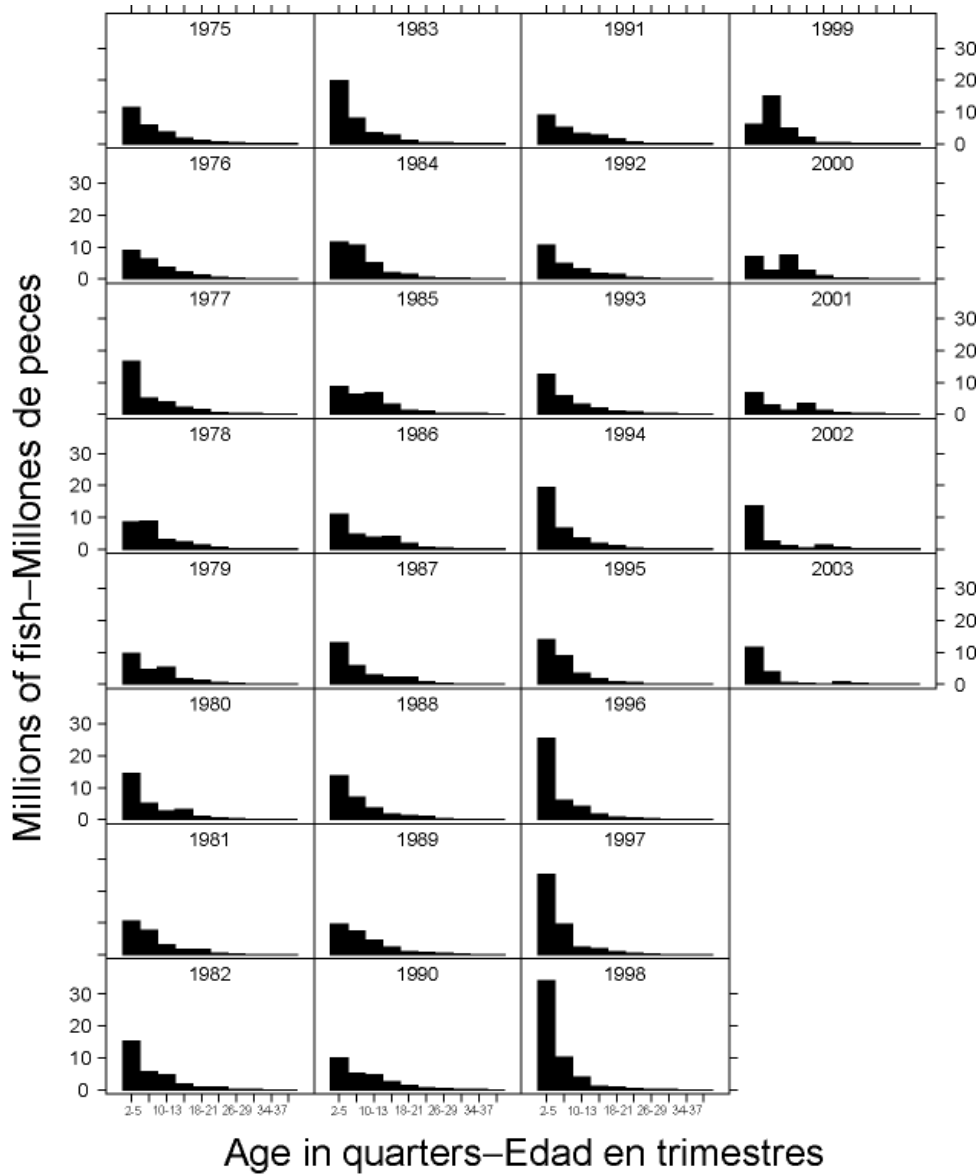
<b>Quantile</b>	<b>75% surface effort</b>	<b>Average surface effort</b>	<b>Average surface effort, no discards</b>	<b>125% surface effort</b>
<b>Cuantil</b>	<b>75% del esfuerzo de superficie</b>	<b>Esfuerzo de superficie medio</b>	<b>Esfuerzo de superficie medio, sin descartes</b>	<b>125% del esfuerzo de superficie</b>
<b>SBR for fourth quarter of 2007–SBR para el cuarto trimestre de 2007</b>				
20%	0.07	0.04	0.04	0.03
50%	0.07	0.04	0.04	0.03
80%	0.07	0.05	0.05	0.03
<b>Average weight (kg) of fish in the combined catch during 2007– Peso medio (kg) de los peces en la captura combinada durante 2007</b>				
20%	9.2	7.4	8.0	6.3
50%	10.3	8.2	9.1	7.1
80%	11.2	9.3	10.1	7.8
<b>Median of quarterly catches (mt) by the primary surface fleet (Fisheries 2-5 and 7) during 2007– Mediana de las capturas trimestrales (tm) por la flota primaria de superficie (Pesquerías 2-5 y 7) durante 2007</b>				
20%	8,356	8,297	8,943	7,940
50%	11,267	10,994	11,803	10,344
80%	15,356	14,478	15,586	14,002
<b>Median of quarterly catches, in thousands of fish, by the longline fleet (Fisheries 8 and 9) during 2007– Mediana de las capturas trimestrales, en miles de peces, por la flota palangrera (Pesquerías 8 y 9) durante 2007</b>				
20%	59	39	40	27
50%	67	45	46	31
80%	83	54	56	36

## APPENDIX I: 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 I: RESULTOS 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.



**FIGURE I.1.** Estimated numbers of bigeye tuna present in the EPO on 1 January of each year.  
**FIGURA I.1.** Número estimado de atunes patudo presentes en el OPO el 1 de enero de cada año.



**TABLE I.1.** Average annual fishing mortality rates for bigeye tuna in the EPO for the base case assessment.**TABLA I.1.** Tasas medias de mortalidad anual por pesca de atún patudo en el OPO para la evaluación del caso base.

<b>Year</b>	<b>Age—Edad</b>									
<b>Año</b>	<b>2-5</b>	<b>6-9</b>	<b>10-13</b>	<b>14-17</b>	<b>18-21</b>	<b>22-25</b>	<b>26-29</b>	<b>30-33</b>	<b>34-37</b>	<b>38+</b>
1975	0.00	0.03	0.09	0.12	0.18	0.19	0.20	0.20	0.20	0.20
1976	0.01	0.05	0.15	0.16	0.24	0.25	0.24	0.25	0.25	0.25
1977	0.01	0.04	0.16	0.20	0.29	0.34	0.34	0.34	0.34	0.34
1978	0.01	0.07	0.17	0.20	0.30	0.33	0.33	0.34	0.34	0.34
1979	0.01	0.05	0.15	0.18	0.28	0.30	0.30	0.31	0.31	0.31
1980	0.02	0.11	0.16	0.19	0.28	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32
1981	0.01	0.06	0.14	0.17	0.25	0.27	0.27	0.28	0.27	0.27
1982	0.00	0.03	0.13	0.16	0.24	0.26	0.26	0.27	0.27	0.27
1983	0.00	0.03	0.13	0.17	0.27	0.30	0.30	0.31	0.31	0.31
1984	0.00	0.03	0.11	0.14	0.20	0.22	0.22	0.23	0.23	0.23
1985	0.00	0.03	0.12	0.15	0.24	0.27	0.27	0.27	0.27	0.27
1986	0.00	0.03	0.16	0.23	0.34	0.41	0.41	0.42	0.42	0.42
1987	0.00	0.02	0.16	0.23	0.35	0.42	0.43	0.43	0.43	0.43
1988	0.00	0.02	0.12	0.17	0.26	0.31	0.31	0.32	0.32	0.32
1989	0.00	0.03	0.13	0.18	0.27	0.31	0.31	0.32	0.32	0.32
1990	0.00	0.04	0.17	0.22	0.34	0.39	0.38	0.38	0.38	0.38
1991	0.00	0.03	0.17	0.23	0.35	0.42	0.41	0.41	0.41	0.41
1992	0.01	0.04	0.15	0.21	0.32	0.38	0.36	0.37	0.37	0.37
1993	0.02	0.05	0.17	0.22	0.33	0.39	0.37	0.37	0.37	0.37
1994	0.10	0.20	0.29	0.29	0.34	0.37	0.35	0.35	0.35	0.35
1995	0.24	0.29	0.33	0.33	0.35	0.38	0.32	0.32	0.32	0.32
1996	0.32	0.42	0.42	0.36	0.33	0.32	0.27	0.27	0.27	0.27
1997	0.26	0.42	0.45	0.38	0.35	0.28	0.26	0.26	0.26	0.26
1998	0.18	0.27	0.29	0.30	0.35	0.39	0.34	0.33	0.33	0.33
1999	0.22	0.25	0.28	0.22	0.22	0.20	0.15	0.15	0.15	0.15
2000	0.26	0.48	0.48	0.35	0.31	0.19	0.18	0.17	0.17	0.18
2001	0.34	0.50	0.48	0.39	0.37	0.31	0.29	0.29	0.29	0.29
2002	0.59	0.97	0.82	0.56	0.37	0.22	0.20	0.20	0.20	0.20

# CONDICIÓN DEL ATUN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2002 Y PERSPECTIVAS PARA 2003

por

Shelton J. Harley y Mark N. Maunder

## AVISO ESPECIAL

Tanto el presente informe como el Informe de la Situación de la Pesquería 1 de la CIAT contienen una evaluación del atún patudo en el Océano Pacífico oriental al fin de 2002. Los Informes de Evaluación de Stocks presentan información detallada sobre cada especie, mientras que los Informes de la Situación de la Pesquería presentan solamente resúmenes. En 2003 se obtuvieron ciertos datos adicionales sobre el atún patudo, y fueron incorporados en las evaluaciones presentadas en el Informe de la Situación de la Pesquería 1, pero no fue factible incorporarlos en el presente informe. En casos de diferencias entre las conclusiones de los dos informes, se debe considerar que el Informe de la Situación de la Pesquería es de mayor autoridad.

## ÍNDICE

1. Resumen ejecutivo .....	249
2. Datos .....	253
3. Supuestos y parámetros.....	258
4. Evaluación de la población .....	261
5. Condición de la población.....	272
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras .....	279
7. Direcciones futuras.....	284
Referencias.....	285
Figuras.....	153
Tablas .....	189
Anexos .....	197

### 1. RESUMEN EJECUTIVO

Este documento presenta la evaluación más actual de la población de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental. Se usa A-SCALA, un análisis con estructura de edades y captura a talla, para realizar esta evaluación. Se realizaron también las evaluaciones previas del patudo en el OPO usando el método A-SCALA. La versión actual de A-SCALA es similar a la que se usó para la evaluación más reciente; las diferencias principales son las modificaciones de uno de los supuestos. A-SCALA ahora permite que falten valores en índices ambientales que se cree están relacionados con el reclutamiento. Otros cambios entre esta evaluación y la anterior, realizada para 2001, son los siguientes:

1. Se extiende el modelo hasta 1975, tal como hicieron Watters y Maunder (2001). Se incluyen ahora datos de captura, esfuerzo, y frecuencia de talla del período de 1975-1980.
2. Se incluyen insumos revisados para madurez, fecundidad, proporciones de hembras en la población por edad, y vectores de mortalidad natural por edad basados en estudios biológicos recientes y nuevos análisis de datos anteriores.
3. Se actualizaron los datos de captura, esfuerzo, y frecuencia de talla para las pesquerías de superficie para incluir datos revisados de 2000 y 2001 y datos nuevos de 2002.
4. Se actualizaron los datos de captura y frecuencia de talla de las pesquerías palangreras japonesas para incluir datos nuevos de 2001 y datos actualizados de 1998 y 2000.
5. Se actualizaron para 1998 los datos de captura de las pesquerías palangreras de Taipei Chino y se añadieron nuevos datos para 1999.
6. Se actualizaron datos previos de descartes de 2000 y 2001 y se incluyeron datos de descartes de

2002.

7. Los datos de esfuerzo palangrero se basan en una estandarización por redes neuronales de la captura por unidad de esfuerzo.
8. Las penas por suavidad de selectividad fueron seleccionadas usando validación cruzada.
9. Se usó una reponderación iterativa para determinar el tamaño de muestra para datos de captura a talla en un análisis de sensibilidad.
10. Los años usados para promediar la capturabilidad para las proyecciones y cantidades de ordenación fueron calculadas con análisis retrospectivos.
11. Se realizaron diagnósticos que incluyeron gráficos de residuales, gráficos de correlación, y análisis retrospectivos.

En octubre de 2002 se celebró en La Jolla, California (EE.UU.) una reunión técnica sobre diagnósticos. El resultado de la misma fue (1) un conjunto de diagnósticos que deberían ser evaluados regularmente, (2) un conjunto de diagnósticos que deberían ser evaluados periódicamente, y (3) una lista de temas de investigación específicos. Se han incluido varias de estas recomendaciones en la presente evaluación.

Se realizaron los análisis de sensibilidad siguientes para evaluar la sensibilidad a los supuestos y datos del modelo:

1. Sensibilidad a la inclinación de la relación población-reclutamiento. El caso base incluyó un supuesto que el reclutamiento es independiente de tamaño de la población y se usó una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) con una inclinación de 0.75 para los análisis de sensibilidad.
2. Sensibilidad a estimaciones de capturas cerqueras. En el caso base, las estimaciones de captura cerquera se basaron en estimaciones de composición por especie de 2000-2002 y estimaciones escaladas desde 1993. Para sensibilidad comparamos esto con estimaciones de enlatadora y descarga de capturas de patudo en las pesquerías de cerco, como en Maunder y Harley (2002).
3. Sensibilidad a estimaciones de la captura palangrera coreana. Además de los datos de la CIAT, usados en el análisis del caso base, se realizó un análisis de sensibilidad con las estimaciones mayores de la palangrera coreana de la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC).
4. Sensibilidad a CPUE supuesta para las pesquerías palangreras. En el caso base se estandarizó la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) palangrera con una red neuronal seleccionada por su mejor desempeño en pruebas de validación cruzada. Para la sensibilidad usamos la CPUE palangrera estandarizada por hábitat usada por Maunder y Harley (2002).
5. Sensibilidad al tamaño de muestra supuesto para las muestras de frecuencia de talla. Se usó un procedimiento de reponderación iterativa para determinar tamaño de muestra efectivo en el análisis de sensibilidad.

Se consideraron dos escenarios alternativos para evaluar la sensibilidad de las estimaciones de rendimiento y puntos de referencia al período que se supuso representa la mortalidad por pesca y capturabilidad actuales (y futuras). En el caso base, usamos estimaciones de mortalidad por pesca y capturabilidad (más desvíos del esfuerzo) para 2000 y 2001 en las proyecciones y cálculos de rendimiento. Para la sensibilidad comparamos:

1. El uso de estimaciones de mortalidad por pesca y capturabilidad de 1999 y 2000. Estas estimaciones son más seguras que las estimaciones recientes, pero podrían estar sesgadas si hubo tendencias en la mortalidad por pesca y capturabilidad en años recientes.
2. El uso de estimaciones de mortalidad por pesca y capturabilidad de 2001 y 2002. Estas estimaciones son menos ciertas, y están correlacionadas con estimaciones recientes de reclutamiento. Este supuesto es similar a aquél del análisis de sensibilidad de Maunder y Harley (2002).

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 20 trimestres de edad ha aumentado sustancialmente desde 1993, y la de los de más de unos 24 trimestres de edad ha disminuido ligeramente desde entonces. El aumento en la mortalidad por pesca media de los peces más jóvenes fue causado por la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. La evaluación del caso base señala que (1) el uso de plantados ha aumentado sustancialmente la capturabilidad de patudo por las pesquerías que capturan atunes asociados con objetos flotantes, y (2) que el patudo es sustancialmente más capturable cuando se encuentra asociado con objetos flotantes en zonas de altura.

El reclutamiento del atún patudo a las pesquerías en el OPO es variable, y no se han identificado las causas de esto. No obstante, la abundancia de los reclutas a las pesquerías en el OPO parece estar relacionada con anomalías de la velocidad zona a 240 m en el período durante el cual se supone que los peces fueron criados. Dentro del rango de biomasa reproductoras estimadas por la evaluación del caso base, la abundancia de los reclutas de patudo parece no estar relacionado con el potencial reproductor de las hembras adultas en el momento de cría.

La serie de tiempo de estimaciones de reclutamiento tiene dos características importantes. En primer lugar, el reclutamiento fue superior al promedio en 1977, 1979, 1982-1983, 1992, 1994, y 1995-1997. Sin embargo, los límites de confianza inferiores de estas estimaciones fueron mayores que la estimación de reclutamiento virgen para solamente dos años, 1994 y 1997, por lo que es incierto si estos reclutamientos fueron realmente mayores que el reclutamiento virgen. Se estima una cohorte mayor que el promedio para el primer trimestre de 2001, pero esta estimación es incierta. En segundo lugar, el reclutamiento ha sido muy inferior al promedio durante la mayor parte del período entre el segundo trimestre de 1998 y el fin de 2000, y los límites superiores de confianza de muchas de estas estimaciones de reclutamiento están por debajo del reclutamiento virgen. La evidencia de estos reclutamientos bajos proviene de las CPUE reducidas de algunas de las pesquerías sobre objetos flotantes y de descarte, los datos de frecuencia de talla, y condiciones ambientales poco favorables para el reclutamiento. Esta serie extendida de reclutamientos bajos es importante porque es probable que produzca una secuencia de años en los que el cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, o SBR: el cociente de la biomasa reproductora actual a la produciría el RMSP) estará por debajo del nivel que se esperaría ocurrir si la población estuviese produciendo el rendimiento máximo sostenible promedio (RMSP).

La biomasa de patudo de edad 1+ aumentó durante 1980-1984 y alcanzó su nivel pico de unas 530,000 toneladas en 1986. Posteriormente disminuyó a un mínimo histórico de unas 185,000 toneladas al principio de 2003. La biomasa reproductora ha seguido generalmente una tendencia similar a de la biomasa de peces de edad 1+, pero con un retraso de 1 a 2 años. Hay incertidumbre en la biomasa estimada de los patudos de edad 1+ y de los reproductores. No obstante, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo presente en el OPO. Se predice que ambas estarán en sus niveles más bajos al fin de 2003. Ha ocurrido una disminución acelerada de la biomasa desde el pequeño pico en 2000.

Las estimaciones de reclutamiento y biomasa son sensibles tanto a la forma en la que se parametriza el modelo de evaluación como a los datos que se incluyen en la evaluación. La inclusión de la captura palangrera coreana estimada por la SPC incrementó las estimaciones de biomasa y reclutamiento, pero la inclusión de una relación población-reclutamiento no cambió estas estimaciones. La reponderación del tamaño de muestra de frecuencia de talla produjo las diferencias máximas en las trayectorias de biomasa. Sin embargo, las tendencias en los desvíos del esfuerzo para las pesquerías palangreras fueron inconsistentes con los datos de CPUE estandarizada. En general, los resultados de los análisis de sensibilidad y los que presentaron Watters y Maunder (2002) respaldan la opinión que las estimaciones de biomasa del caso base son inciertas.

Al principio de enero de 2003, la biomasa reproductora de atún patudo en el OPO estaba empezando a

disminuir de un nivel alto reciente. En ese momento el SBR era aproximadamente 0.27, un 49% mayor que el nivel que se esperaría produciría el RMSP ( $SBR_{RMSP}$ ), con límites de confianza superior e inferior ( $\pm 2$  desviaciones estándar) de aproximadamente 0.15 y 0.39. La estimación del límite de confianza inferior es tan sólo ligeramente menor que la estimación de  $SBR_{RMSP}$  (0.18), lo cual sugiere que, al principio de enero de 2003, la biomasa reproductora de patudo en el OPO estuvo por encima del nivel necesario para producir el RMSP.

Las proyecciones estocásticas indican que es probable que el SBR alcance, inferior al nivel que se esperaría si la población estuviese produciendo el RMSP, en los tres próximos años. Es posible que aumente el SBR proyectado durante 2003-2006, pero el momento y ritmo de este aumento dependería de los niveles futuros de reclutamiento (que podrían ser impulsados por condiciones ambientales futuras) y mortalidad por pesca.

Estimaciones del SBR promedio que se proyecta ocurrirá durante 2003-2007 indican que es probable que el SBR alcance un nivel bajo histórico en 2006 y siga inferior a  $SBR_{RMSP}$  hasta 2007, y probablemente en años posteriores también. Es probable que ocurra esta disminución independientemente de las condiciones ambientales y la cantidad de pesca que ocurra en el futuro cercano porque las estimaciones de SBR futuros son impulsadas por las cohortes pequeñas producidas durante 1998-2000.

El peso promedio del pescado en la captura de todas las pesquerías combinadas ha estado por debajo del peso crítico (el peso medio de los individuos en una cohorte cuando la biomasa de esa cohorte está en su punto máximo; unos 55 kg) desde 1993, lo cual sugiere que el patrón reciente de mortalidad por pesca por edad no es satisfactorio del punto de vista de rendimiento por recluta.

La distribución del esfuerzo entre los métodos de pesca afecta tanto el rendimiento por recluta de equilibrio como el rendimiento de equilibrio. Cuando las pesquerías sobre objetos flotantes capturan una gran proporción de la captura total, el rendimiento por recluta máximo posible es menos que cuando predominan las capturas palangreras. Además, si predominan las capturas palangreras, se puede obtener el rendimiento por recluta máximo (o un valor cercano al mismo) con un amplio rango de multiplicadores de  $F$ . Cuando las pesquerías sobre objetos flotantes capturan una gran proporción de la captura total, un rango más limitado de multiplicadores de  $F$  produce un rendimiento por recluta cercano al máximo. Cuando las pesquerías sobre objetos flotantes capturan una gran proporción de la captura total y existe un relación población-reclutamiento, cantidades extremadamente grandes de esfuerzo de pesca causarían un colapso de la población. Cuando predominan las capturas palangreras, la población puede aguantar tasas de mortalidad por pesca sustancialmente mayores. Estas conclusiones son válidas solamente si se mantiene el patrón de selectividad por edad de cada pesquería.

Se estima que las capturas recientes han estado un 40% por encima del nivel de RMSP. 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 que se estima produciría el RMSP es aproximadamente el 79% de nivel de esfuerzo actual. Reducir el esfuerzo al 79% de su nivel actual incrementaría el rendimiento promedio a largo plazo en solamente un 2%, pero incrementaría el potencial reproductor de la población un 50%. Es posible que la captura de patudo por la flota de superficie sea determinada principalmente por la fuerza de las cohortes que son reclutadas a la pesquería; por lo tanto, las capturas de patudo por la flota de superficie probablemente disminuirán una vez que las cohortes grandes reclutadas durante 1995-1998 ya no sean vulnerables a las pesquerías de superficie. 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.

Con la excepción de la sensibilidad a la inclinación, los análisis sugieren que al principio de 2003 la biomasa reproductora estaba por encima del nivel que estaría presente si la población estuviese produciendo el RMSP. RMSP y el multiplicador de  $F$  son sensibles a la parametrización del modelo, los datos que se incluyen en la evaluación, y los períodos que se supone representan la mortalidad por pesca media.

Las cohortes pequeñas de atún patudo que fueron aparentemente reclutadas a las pesquerías en el OPO durante 1998-2000 debería causar que el SBR disminuya durante 2003 y sea sustancialmente menor que el  $SBR_{RMSP}$ . Durante 2003, la biomasa reproductora de patudo en el OPO debería disminuir a niveles históricamente bajos y seguir disminuyendo. Se predice que esta disminución ocurrirá durante 2004-2006 independientemente de la cantidad de esfuerzo de pesca y las condiciones ambientales que ocurran en el futuro cercano.

Evitar los descartes de patudos pequeños de las capturas provenientes de lances sobre objetos flotantes (o asegurar que los peces descartados sobrevivan) incrementaría el SBR, el rendimiento por recluta, la captura de la flota de superficie, y la captura de la flota palangrera. Por lo tanto, toda medida que reduzca la mortalidad de patudo de unos 2-5 trimestres de edad podría ayudar a lograr varios objetivos de ordenación.

El análisis de sensibilidad indica que, si las tasas de mortalidad por pesca continúan en sus niveles recientes (2001 y 2002), las capturas palangreras y el SBR disminuirán dramáticamente a niveles extremadamente bajos. Puesto que el caso base no incluye un modelo población-reclutamiento, el reclutamiento no disminuirá, por lo que se predice que las capturas cerqueras permanecerán en niveles moderados.

## **2. DATOS**

Se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de enero de 1975 a diciembre de 2002 para llevar a cabo la evaluación de la población de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Los datos de 2002, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT al 11 de abril de 2002. 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; estas definiciones fueron usadas en dos evaluaciones previas del patudo en el OPO (Watters y Maunder 2001, 2002; Maunder y Harley 2002). En la Figura 2.1 se ilustran la extensión espacial de cada pesquería y los límites de las zonas de muestreo de frecuencia de tallas.

En general, se definen las pesquerías de tal forma que, con el tiempo, ocurren pocos cambios en la composición por tamaño media de la captura. Se estratifican además las definiciones de las pesquerías cerqueras sobre objetos flotantes para distinguir de forma gruesa entre lances realizados principalmente sobre objetos flotantes naturales (que también incluyen desperdicios y otros objetos artificiales) (Pesquería 1), sobre dispositivos agregadores de peces (DAP, o 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 barcos cañeros, y de 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. Datos de captura y esfuerzo**

Se estratifican los datos de captura y esfuerzo en la base de datos de la CIAT conforme a las definiciones de las pesquerías en la Tabla 2.1.

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). Se ha cambiado la terminología del presente informe para que sea consistente con la terminología usada en otros informes de la CIAT. El sentido correcto de descargas es captura descargada en un año dado, aun si no fue capturada en ese año. Antes, descargas se refería a captura retenida capturada en un año dado; esta captura es ahora denominada captura retenida. En este documento, se usa el término “captura” para reflejar tanto captura total (descartes más captura retenida) como captura retenida; el contexto determina la definición apropiada.

Se usan los 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 2.2.2) (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 2.2.2).

Se incorporaron en la presente evaluación datos actualizados y nuevos de captura y esfuerzo para las pesquerías de superficie (Pesquerías 1-7 y 10-13), y se usó un nuevo método para estimar las descargas de las pesquerías de superficie que capturan patudo. En evaluaciones previas, las descargas cerqueras se basaron en estimaciones de descargas obtenidas de las enlatadoras. Desde 2000, la CIAT viene muestreando descargas directamente para obtener estimaciones de la composición por especies de las capturas retenidas para ayudar a superar algunos de los problemas para distinguir atunes aleta amarilla y patudo (Tomlinson 2002). Estas nuevas estimaciones son denominadas estimaciones de composición por especies (CE). Watters y Maunder (2001) presentaron un análisis de sensibilidad que usó las estimaciones CE de descargas cerqueras para 2000. Para la presente evaluación, se dispone de tres años de estimaciones CE, y las proporciones de patudo en las capturas son mucho mayores (en promedio 38%) que lo que se estimó previamente. Ya que creemos que las estimaciones CE son más fidedignas, están ahora incluidas en el modelo de caso base. No es apropiado incluir solamente las estimaciones CE para los tres últimos años, pero los análisis para determinar factores apropiados para escalar estimaciones históricas no fueron terminados a tiempo para poder ser considerados en la presente evaluación. Para las tres pesquerías de superficie principales (Pesquerías 2, 3 y 5), el aumento proporcional en las descargas estimadas por el método CE fue relativamente constante por trimestre y no varió mucho. Usamos el escalar proporcional trimestral medio (38%) para escalar las estimaciones de descarga de las pesquerías de superficie de las Pesquerías 2, 3, 4, 5, y 7 entre ahora y 1993, el comienzo de la pesquería sobre plantados en el OPO. En el Anexo C presentamos un análisis de sensibilidad en la que usamos estimaciones de descarga de las enlatadoras de las descargas de las pesquerías de superficie. Es importante notar que el esfuerzo supuesto no cambia. 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 y esfuerzo para las pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9). Se actualizaron los datos de captura de Japón para 1999 y 2000, y se obtuvieron datos de captura y esfuerzo nuevos de Japón (2001), y Taipei Chino (1999). Al igual que en la evaluación previa de patudo (Maunder y Harley 2002), se investigaron dos conjuntos de datos de captura palangrera coreana. El primero se basó en datos en la base de datos de la CIAT, y el segundo consistió de datos proporcionados por la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC), ampliados para representar la captura total estimada por el Instituto Nacional Coreano de Investigación y Desarrollo de Pesquerías (NFRDI). (El NFRDI proporcionó a la SPC datos de bitácora agregados, estratificados por mes y áreas de 5°, pero éstos no representan una cobertura completa de las actividades de la flota de palangreros coreanos de largo alcance; de ahí la necesidad de ampliar los datos). Se amplió la captura y el para cada año por la razón de la captura combinada de albacora, patudo, y aleta amarilla en el Pacífico occidental y central estimada a la captura combinada de albacora, patudo, y aleta amarilla en el Pacífico occidental y central de los datos de bitácora agregados. Datos revisados de captura y esfuerzo palangreros coreanos de 1987-2001 y chinos de 2001 llegaron demasiado tarde para ser incluidos en la presente evaluación. Investigaciones preliminares indican que estas descargas coreanas revisadas son más similares a estas estimaciones ampliadas por la SPC en la mayoría de los años. El

personal de la CIAT está en el proceso de incluir las descargas de varias flotas palangreras pequeñas y nuevas en la base de datos para inclusión en evaluaciones futuras.

Al igual que en las dos evaluaciones previas del patudo del OPO (Watters y Maunder 2001, 2002), se estimó la cantidad de esfuerzo palangrero dividiendo las estimaciones estandarizadas de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de la flota palangrera japonesa en las descargas palangreras totales. En evaluaciones previas (Watters y Maunder 2001, 2002, Maunder y Harley 2002), se obtuvieron las estimaciones de la CPUE estandarizada con árboles de regresión (Watters y Deriso 2000) o con el método basado en hábitat (Hinton y Nakano 1996, Bigelow *et al.* (2003)). En la presente evaluación se estimaron CPUE estandarizadas para 1975-2000 con una red neuronal descrita por Maunder y Hinton (presentada). Para sensibilidad comparamos los resultados del caso base con aquéllos basados en el método basado en hábitat en la evaluación previa (Maunder y Harley 2002) (Anexo E).

A continuación se presenta una breve descripción del método de estandarización de esfuerzo basado en redes neuronales de Maunder y Hinton (presentado). La eficacia del esfuerzo palangrero con respecto al atún patudo es fuertemente afectada por la profundidad a la que pesca el arte, debido a la preferencia del patudo por ciertas características de hábitat (temperatura y nivel de oxígeno, por ejemplo). A partir de mediados de la década de los 1970, los palangres han pescado a mayor profundidad con la meta de incrementar las capturas de patudo. Es por lo tanto importante que el esfuerzo palangrero estandarizado, usado con la captura para obtener información sobre la abundancia, tome en consideración la profundidad de los palangres y la relación entre esta profundidad y la preferencia de hábitat del patudo. Análisis que usan varios métodos diferentes para estandarizar la CPUE (métodos basados en hábitat, métodos estadísticos basados en hábitat, modelos lineales generales, y redes neuronales) indicaron que las redes neuronales funcionaron mejor con base en validación cruzada. Una red neuronal toma múltiples variables explicatorias y desarrolla una relación no lineal entre estas variables y la captura. Se integra el tiempo, en trimestres, con la red neuronal como variable categórica y se usa para representar la CPUE estandarizada. Las variables incluidas en la red neuronal fueron anzuelos por canasta (una medida de profundidad), latitud, longitud, y temperatura del agua y nivel de oxígeno a una serie de profundidades. En el análisis de CPUE se usan únicamente datos de captura y esfuerzo japoneses, porque incluyen información sobre el número de anzuelos por canasta, proporcionan la única cobertura consistente a gran escala de la zona de distribución del patudo, y representan la mayor parte del esfuerzo. Se calculan los datos de esfuerzo dividiendo la captura total de una pesquería y período de tiempo por la CPUE.

### **2.2.1. Captura**

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 2002. 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.

Para esta evaluación se dispone de datos de descargas palangreras hasta 2001 inclusive. En la evaluación, las descargas palangreras estimadas en 2001 son una función del esfuerzo palangrero en 2000, la abundancia estimada en 2002, y la selectividad y capturabilidad estimadas para las pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9).

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.

### **2.2.2. Esfuerzo**

En la Figura 2.3 se ilustran las tendencias en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las 13



pesquerías definidas para la evaluación de la población de patudo en el OPO. Se expresa el esfuerzo de pesca de artes de superficie (Pesquerías 1-7 y 10-13) en días de pesca, y aquél de palangreros (Pesquerías 8 y 9) en anzuelos estandarizados. Ha tenido lugar una variación sustancial en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por todas las pesquerías que capturan patudo del OPO. No obstante, hubo dos tendencias importantes en el esfuerzo de pesca. En primer lugar, desde aproximadamente 1993, ha ocurrido un aumento sustancial en el esfuerzo dirigido hacia atunes asociados con objetos flotantes. En segundo lugar, la cantidad de esfuerzo palangrero ejercido en el OPO, dirigido principalmente hacia el patudo, ha disminuido sustancialmente desde aproximadamente 1991.

Con respecto a 2001, la cantidad total de esfuerzo de pesca ejercido por las Pesquerías 2 y 7 aumentó durante 2002. Como porcentajes del esfuerzo ejercido en 2001, estos aumentos fueron de un 8% y 15%, respectivamente. La cantidad total de esfuerzo de pesca ejercido por las Pesquerías 3 (-11%), 4 (-11%) y 5 (-15%) disminuyó de 2001 a 2002. Estos resultados indican que la pesquería sobre objetos flotantes en la zona de altamar del sur (Pesquería 2) siguió creciendo durante 2002, al igual que en 2001 y 2000. Esfuerzo en la pesquería sobre objetos flotantes de la zona Ecuatorial (Pesquería 3) disminuyó por el segundo año seguido. Nótese, sin embargo, que la expansión espacial y contracción de esfuerzo en las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes varía mucho entre años (Watters 1999).

Ya que no se dispuso de índices estandarizados de CPUE para las pesquerías palangreras en 2001, supusimos la misma CPUE trimestral que se estimó para 2000 y calculamos el esfuerzo efectivo con base en la CPUE supuesta y las descargas reportadas. El esfuerzo de pesca palangrero efectivo supuesto disminuyó aun más en la zona Norte (Pesquería 8, -44%) y aumentó en la zona Sur (Pesquería 9, 28%) de 2000 a 2001.

Se supone que el esfuerzo de pesca en las Pesquerías 10-13 es igual a aquél en las Pesquerías 2-5 (Figura 2.3) porque las capturas en las Pesquerías 10-13 se derivan de las capturas en las Pesquerías 2-5 (Sección 2.2.3).

Tal como se señala en la Sección 2.2.1, las bases de datos de la CIAT no contienen información de captura y esfuerzo de operaciones palangreras realizadas en el OPO durante 2002 y se dispuso de índices estandarizados de CPUE solamente hasta el fin de 2000. Supusimos que la CPUE trimestral en 2001 fue igual que en 2000. Se estimó el esfuerzo efectivo para 2001 dividiendo las descargas reportadas por la CPUE supuesta. Se supuso que el esfuerzo efectivo trimestral en 2002 fue igual al que se ejerció durante el trimestre correspondiente de 2000. Un examen del esfuerzo nominal de 2000 y 2001 sugiere que este supuesto es razonable.

Las grandes variaciones entre trimestres en el esfuerzo de pesca ilustradas en la Figura 2.3 resultan parcialmente de la definición de las pesquerías para la evaluación de poblaciones. Los buques pesqueros suelen pescar en distintas zonas en distintas épocas del año y, si estas zonas están muy separadas, esto puede incrementar la variabilidad del esfuerzo de pesca en una pesquería en particular.

### **2.2.3. 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 ambos casos 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. Se incluyen en el análisis nuevos datos de descartes para 2001 y 2002.

Las estimaciones de descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca son sumadas a las capturas 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/descargas) es igual a la tasa de descarte del mismo trimestre en el año anterior o, si no se dispone de ésta, la del año previo.

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 (ver Figura 4.5). Watters y Maunder (2001) presentan una breve 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 2.4 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. Con la excepción de un trimestre para la Pesquería 2, la proporción de la captura descartada ha sido baja durante los cuatro últimos años en comparación con 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 estimadas en los últimos años. Es también posible que reglamentos sobre los descartes de atún hayan desempeñado un papel.

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

### **2.3. Datos de composición por tamaño**

Se dispone de nuevos datos de frecuencia de talla para las pesquerías de superficie para 2002. Se actualizaron también los datos 2000 y 2001. Se dispone de nuevos datos de frecuencia de talla de la flota palangrera japonesa para 2001, y los datos de años previos han sido actualizados.

Las pesquerías del OPO capturan patudo de varios tamaños. En dos evaluaciones previas (Watters y Maunder 2001, 2002) 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 capturan típicamente patudo pequeño (< 75 cm) y mediano (75 a 125 cm) (Figura 4.2, Pesquerías 1-5). Antes de 1993, la captura de patudo pequeño fue aproximadamente igual a la de patudo mediano (Figura 4.2, Pesquería 1), pero desde 1993 predomina el patudo pequeño en las capturas de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes (Figura 4.2, Pesquerías 2-5).

Antes de 1990, este método de pesca capturaba principalmente patudo mediano (Figura 4.2, Pesquería 6), pero desde esa fecha ha capturado más patudo pequeño y grande (de más de 125 cm) (Figura 4.2, 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, los palangreros capturan principalmente patudo mediano, y la composición por tamaño media muestra dos picos notorios (Figura 4.2, Pesquería 8); en la zona sur, capturan cantidades sustanciales de patudos medianos y grandes, y la composición de tamaños tiene una sola moda (Figura 4.2, Pesquería 9).

Durante cualquier trimestre dado, los datos de composición por tamaño recabados de una pesquería no serán necesariamente similares a las condiciones promedio ilustradas en la Figura 4.2. Los datos presentados en las Figuras 4.3a y b ilustran este punto. Las composiciones por tamaño más recientes (2002) de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes contienen más patudo de tamaño menor que las muestras de 2001 y una falta de patudo mediano y grande, debido a las cohortes fuertes que pasan por las pesquerías y los reclutamientos pobres de 1998 a 2001.

### 3. SUPUESTOS Y PARAMETROS

#### 3.1. Información biológica y demográfica

##### 3.1.1. Crecimiento

Se estructura el modelo de crecimiento para permitir estimar los incrementos individuales de crecimiento (entre edades sucesivas) como parámetros libres. Se pueden constreñir estos incrementos de crecimiento para que sean similares a una curva de crecimiento específica (tomada quizá de la literatura) o fijados para permitir tratar la curva de crecimiento como algo conocido con certeza. Si se estiman los incrementos de crecimiento como parámetros libres, se constriñen para que la talla media sea una función de la edad que aumenta monotónicamente. Se diseña el modelo modificado de tal forma que se necesita especificar el tamaño y la edad a las cuales se reclutan inicialmente los peces a la pesquería. Para la presente evaluación, se supone que el patudo es reclutado a las pesquerías de descarte (Pesquerías 10-13) a una talla de 30 cm y una edad de dos trimestres.

En una evaluación previa del patudo (Watters y Maunder 2002), se usó el método A-SCALA para comparar el desempeño estadístico de los distintos supuestos sobre el crecimiento. Se comparó una evaluación en la cual se fijaron los incrementos de crecimiento y iguales a los de la curva de crecimiento de von Bertalanffy estimada por Suda y Kume (1967) con una evaluación en la cual se estimaron los incrementos de crecimiento como parámetros libres. En la primera evaluación, se generaron los incrementos de crecimiento fijos de una curva de von Bertalanffy con  $L_{\infty} = 214,8$  cm,  $k = 0,2066$ , la talla de reclutamiento a las pesquerías de descarte = 30 cm, y la edad de reclutamiento a la pesquería = 2 trimestres. El análisis previo señaló que fijar el crecimiento era estadísticamente mejor que estimar el crecimiento. No obstante, se eligió estimar el crecimiento en esta evaluación usando la curva de crecimiento de von Bertalanffy de Suda y Kume (1967) como distribución previa fuerte solamente para las clases de edad mayores (12 a 40 trimestres). Esta decisión se basa en que la evaluación del atún aleta amarilla del OPO (Maunder 2002) y evaluaciones de atunes en el Pacífico occidental y central (Hampton y Fournier 2001a, b; Lehodey *et al.* 1999) sugieren que el crecimiento de los atunes no sigue una curva de crecimiento de von Bertalanffy en las edades menores. Se usa la distribución previa para las edades mayores porque la información en los datos de frecuencia de talla es generalmente insuficiente para estimar tallas medias para los peces de mayor edad. Evaluaciones previas del atún patudo en el OPO (Watters y Maunder 2001) produjeron estimaciones de la variación de talla a edad inverosimilmente altas, y por lo tanto se usa la variación a edad estimada a partir de los datos de otolitos obtenidos en el Pacífico occidental y central. Las estimaciones de la variación de talla a edad de la evaluación MULTIFAN-CL del atún patudo del Pacífico entero fueron consistentes con los datos de otolitos obtenidos en el Pacífico occidental y central (Hampton y Fournier 2001b). La cantidad de variación a edad es asimismo consistente con las estimaciones basadas en datos de espinas dorsales (Sun *et al.* 2001) y las estimaciones del aleta amarilla en el OPO (Maunder 2002).

Para sensibilidad a la evaluación del caso base, estimamos el modelo lineal entre talla media a edad y varianza en la talla a edad. La curva de crecimiento y variación estimadas fueron similares al caso base, por lo que no se presentan aquí los resultados.

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. Reclutamiento y reproducción

Se supone que el patudo puede ser reclutado a la población pescable durante cada trimestre del año. Cabe destacar que este supuesto es diferente a uno hecho en evaluaciones previas del patudo del OPO (por ejemplo, Anónimo, 1999), en las que se supuso que los patudos eran reclutados a la pesquería solamente

dos veces al año. Es posible que el reclutamiento ocurra más de dos veces al año porque peces individuales pueden desovar casi cada día si la temperatura del agua es adecuada (Kume 1967).

El método A-SCALA permite especificar una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957). Se parametriza la curva de Beverton-Holt para que la relación entre la biomasa reproductora y el reclutamiento sea determinada mediante la estimación del reclutamiento medio producido por una población no explotada (reclutamiento virgen), 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 cual caso el reclutamiento es una función lineal de la biomasa reproductora) y 1,0 (en cual caso el reclutamiento es independiente de la biomasa reproductora). En la práctica es a menudo difícil estimar la inclinación debido a una falta de contraste en la biomasa reproductora y porque hay otros factores (por ejemplo, influencias ambientales) que causan que el reclutamiento sea altamente variable. Por lo tanto, para estimar la inclinación es a menudo necesario especificar la distribución estadística de este parámetro (se denomina esto especificar una distribución previa).

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, la inclinación estimada 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 supone también que el reclutamiento no debería ser más de un 25% inferior a, ni más de cuatro veces mayor que, su nivel promedio más de aproximadamente el 1% del tiempo. Estas limitaciones implican que, con pasos trimestrales, estos reclutamientos extremadamente grandes o pequeños no deberían ocurrir más de una vez cada 25 años, aproximadamente.

Para la presente evaluación se han cambiado los insumos de reproducción de los que supusieron Maunder y Harley (2002). Estudios biológicos recientes emprendidos por la CIAT indican que el tamaño de madurez es mucho mayor de lo que se supuso previamente. Además, corregimos inconsistencias en la forma de calcular la fecundidad a edad y las proporciones de hembras por edad.

Se supone que el 50% de las hembras son maduras a los 5 años de edad (20 trimestres), a diferencia de la madurez en filo de cuchillo de 3.5 años supuesta por Maunder y Harley (2002) (Figura 3.2). Examinamos varios estudios que presentan proporciones de hembras por edad o talla. En la presente evaluación usamos estimaciones basadas en el análisis de un conjunto de datos que comprende estimaciones históricas de Kume y Joseph (1966) y estimaciones recientes publicadas en el Informe Trimestral de la CIAT de octubre-diciembre de 2002 (Figura 3.2 y Tabla 3.1). Estas estimaciones son similares a las de muestras de la flota palangrera japonesa para el OPO (Dr. N. Miyabe, comunicación personal). Se supone que el índice de fecundidad a edad es igual al peso medio a edad estimado mediante la inserción de las tallas medias de la curva de crecimiento de Suda y Kume (1967) en la relación peso-talla de Nakamura y Uchiyama (1966) (ver Sección 3.1.1). En la Tabla 3.1 se presentan las proporciones por edad de patudos hembra y los índices de fecundidad usados en la presente evaluación.

Es posible que los supuestos acerca de los parámetros biológicos cambien de nuevo en el futuro a medida que avanzan las investigaciones.

### **3.1.3. 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.

#### **3.1.4. Mortalidad natural**

Los vectores de mortalidad natural ( $M$ ) por edad usados en la evaluación previa del atún patudo (Watters y Maunder 2001, 2002; Maunder y Harley 2002) se basaban en ajustes a proporciones de hembras por edad, madurez a edad, y estimaciones de mortalidad natural de Hampton (2000). Ya que las dos primeras de estas cantidades han sido revisadas en la presente evaluación, se estimaron nuevos vectores de mortalidad natural por edad fuera del modelo de evaluación (Harley y Maunder, análisis inédito). Estas nuevas estimaciones son ligeramente más bajas que las estimaciones previas y aumentan a edades mayores debido a la madurez más tardía supuesta. 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 produciría el RMSP (Watters y Maunder 2001). En esta evaluación se presentan resultados solamente del vector de mortalidad natural por edad del caso base.

#### **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 desplazamiento neto entre estas dos zonas. El personal de la CIAT está colaborando con científicos del Programa de Pesquerías Oceánicas del SPC y del Instituto Nacional de Investigación de Pesquerías de Ultramar del Japón en una evaluación del patudo del Pacífico entero. 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 A-SCALA.

### **3.2. Influencias ambientales**

Las condiciones oceanográficas podrían afectar el reclutamiento de atún patudo a las pesquerías en el OPO. A fin de incorporar esta posibilidad, se integra una variable ambiental en el modelo de evaluación de la población, y se determina si dicha variable explica una cantidad significativa de la variación en las estimaciones de reclutamiento. Para la presente evaluación, se hizo una modificación de A-SCALA para permitir valores faltantes en el índice ambiental que se cree está relacionado con el reclutamiento. Esto nos permite iniciar el modelo de la población en 1975, cinco años antes del principio de la serie de tiempo del índice ambiental. Al igual que en las evaluaciones previas (Watters y Maunder 2001, 2002; Maunder y Harley 2002), se usan 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 calcularon las anomalías de velocidad zonal como promedios trimestrales de las anomalías de la climatología mensual a largo plazo (enero de 1980 a diciembre de 2002). Se incluyeron estos datos en el modelo de evaluación tras retrasarlos dos trimestres porque se supuso que el reclutamiento de patudo en cualquier trimestre del año podría depender de las condiciones ambientales en el trimestre durante el cual fueron criados los peces. 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>. Las modificaciones del modelo de evaluación permiten que falten datos en las covariables ambientales que se piensa están relacionadas con el reclutamiento. Esto permitió extender el modelo hasta 1975 y al mismo tiempo incluir la influencia del medio ambiente sobre el reclutamiento.

En evaluaciones previas (Watters y Maunder 2001, 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 última evaluación se supuso una influencia ambiental sobre capturabilidad para la Pesquería 3 solamente. Descubrimos que incluir este efecto mejoró mucho los resultados, y no incluimos efectos ambientales sobre la capturabilidad cerquera en la presente evaluación.

Esto permitió también que se extendiese el modelo hacia atrás hasta 1975, ya que no se disponía de datos ambientales supuestamente relacionados con cambios en capturabilidad para años anteriores a 1980, y el modelo actual no puede acomodar valores faltantes para índices ambientales que se cree están relacionados con capturabilidad.

#### **4. EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN**

Se usa actualmente el método A-SCALA (Maunder y Watters 2003) para evaluar la condición de la población de atún patudo en el OPO. Se usó este método también para realizar las tres evaluaciones previas del patudo (Watters y Maunder 2001, 2002, Maunder y Harley 2002). Se incluye en dichos trabajos de evaluación una descripción general del método A-SCALA, y en Maunder y Watters (2003) se describen los detalles técnicos. La versión de A-SCALA usada en esta evaluación es la misma que describen Watters y Maunder (2002). Se ajusta el modelo de evaluación a los datos observados (capturas 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 esfuerzo de pesca ejercida por cada pesquería. Muchos de los constreñimientos impuestos sobre esta verosimilitud son identificados como supuestos en la Sección 3, pero a continuación se identifican otros constreñimientos importantes usados para ajustar el modelo de evaluación:

1. El patudo es reclutado a las pesquerías de descarte (Pesquerías 10-13) 2 trimestres después de la cría, y dichas pesquerías capturan solamente peces de las primeras pocas clases de edad.
2. El patudo es reclutado a las pesquerías de descarte antes de ser reclutado a las otras pesquerías del OPO.
3. Si una pesquería puede capturar peces de una edad particular, debería también ser capaz de capturar peces mayores y menores (es decir, las curvas de selectividad deberían ser relativamente suaves).
4. A medida que envejece el patudo, se vuelve más vulnerable a los palangres en la zona al sur de 15°N, y los peces de mayor edad son los más vulnerables a esta arte (es decir, la curva de selectividad para la Pesquería 9 aumenta monótonicamente).
5. Hay eventos aleatorios que pueden causar que la relación entre esfuerzo de pesca y mortalidad por pesca cambie ligeramente entre trimestres.
6. Los datos de pesquerías que capturan patudo de cardúmenes no asociados (Pesquerías 6 y 7) y pesquerías cuya captura consiste de descartes de clasificación (Pesquerías 10-13) brindan relativamente poca información sobre niveles de biomasa. Este constreñimiento se basa en que estas pesquerías no dirigen su esfuerzo hacia el patudo.
7. Es extremadamente difícil para los pescadores capturar más de un 60% de los peces de una sola cohorte durante un solo trimestre del año.

Es importante notar que el modelo de evaluación puede hacer predicciones que no se atienen estrictamente a los Constreñimientos 3-7 ni a aquéllos detallados en la Sección 3. Los constreñimientos están diseñados de tal forma que pueden ser violados si los datos observados brindan buena evidencia en contra de ellos.

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 2003 (incluye estimación del reclutamiento virgen, anomalías del reclutamiento, y un efecto ambiental);
2. Coeficientes de capturabilidad para las 13 pesquerías que capturan patudo del OPO (incluye estimación de una capturabilidad media para cada pesquería y efectos aleatorios);
3. Curvas de selectividad para 9 de las 13 pesquerías (Pesquerías 10-13 tienen curvas de selectividad supuestas);

4. Un solo incremento medio de crecimiento entre las edades de 2 y 5 trimestres y el incremento de crecimiento trimestral de peces de más de 5 trimestres de edad;
5. 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 edad (Figura 3.1);
2. proporciones de sexos por edad (Tabla 3.1 y Figura 3.2);
3. calendario de maduración por edad (Sección 3.1.2 y Figura 3.2);
4. índices de fecundidad por edad (Tabla 3.1 y Figura 3.2);
5. curvas de selectividad para las pesquerías de descarte (Figura 4.5, Pesquerías 10-13);
6. la inclinación de la relación población-reclutamiento;
7. parámetros de un modelo lineal que relaciona las desviaciones estándar en la talla a edad con la talla a edad promedio.

Los factores de ponderación para las penas por suavidad de selectividad (ver Maunder y Watters 2003) en la evaluación previa fueron 1, 0, 1, y -1, para las diferencias primera, segunda, tercera, y la pena basada en talla, respectivamente. Se aplicó un factor de ponderación de 1000 también a una pena monotónica sobre la selectividad de la pesquería palangrera del sur. Una validación cruzada (apartando 20% de los datos de frecuencia de talla como conjunto de datos de prueba), usando la evaluación de Maunder y Harley (2002), indicó que un factor de ponderación de 1 en la tercera diferencia es apropiado para selectividades en forma de domo (Pesquerías 1-8), y un factor de ponderación de 0.1 en la primera diferencia con una pena basada en talla de -1 y una pena monotónica de 1000 son apropiados para curvas de selectividad asintóticas (Pesquería 9).

En evaluaciones previas se usaron dos métodos para determinar la mortalidad por pesca o esfuerzo que se usaría en los cálculos de rendimiento y proyecciones a futuro: 1) mortalidad por pesca promediada sobre los dos años más recientes para el cálculo del rendimiento, y esfuerzo promediado sobre los dos años más recientes multiplicado por capturabilidad promediada sobre los dos años más recientes para las proyecciones a futuro, y 2) esfuerzo promediado sobre los dos años más recientes multiplicada por la capturabilidad media durante el período entero. Estos dos métodos produjeron resultados sustancialmente diferentes para la evaluación de Maunder y Harley (2002), debido probablemente a que la capturabilidad de patudo ha aumentado para las pesquerías sobre objetos flotantes en los últimos pocos años. Sin embargo, usar las estimaciones más recientes de capturabilidad podría no ser la mejor alternativa, porque estas estimaciones son las más inciertas. Usamos análisis retrospectivos para determinar sobre cuáles años es más apropiado promediar la capturabilidad y esfuerzo. Se realizó el análisis retrospectivo, en el que se elimina un año de datos de captura y frecuencia de talla en análisis consecutivos, pero incluyendo los datos de esfuerzo para el período entero de la evaluación de la población. Se generó el esfuerzo usado para los períodos cuyos datos fueron eliminados con datos de varios años diferentes para promediar la capturabilidad y esfuerzo. Se compararon entonces las capturas estimadas de estos períodos con las capturas reales. En el caso del patudo, estimamos tendencias temporales en la mortalidad por pesca y capturabilidad, o sea que ha de balancear el uso de estimaciones de capturabilidad y mortalidad por pesca más antiguas que tal vez sean mejor estimadas, pero no son pertinentes, contra estimaciones más recientes pero menos ciertas. Para acomodar este problema, para las proyecciones usamos esfuerzo promediado sobre los dos últimos años (2001 y 2002) y capturabilidad promediada, no sobre el último año, sino los dos años previas (2000 y 2001). El equivalente para los cálculos de rendimiento es promediar la mortalidad por pesca no sobre el último año, sino los dos años previos (2000 y 2001).

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. Al igual que en las evaluaciones previas (por ejemplo, Maunder y Watters, 2001, Watters y Maunder 2001) se expresa incertidumbre en la forma de (1) intervalos de confianza aproximados alrededor de estimaciones de reclutamiento (Sección 4.2.2), biomasa (Sección 4.2.3), y el cociente de biomasa reproductora (SBR; Sección 5.1), y (2) 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. Índices de abundancia**

Se han presentado las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) en evaluaciones anteriores del patudo del OPO (por ejemplo, Watters y Maunder 2001, 2002; Maunder y Harley, 2002). Las CPUE son indicadores de desempeño pesquero, pero las tendencias en la CPUE no siempre siguen las tendencias en biomasa o abundancia. En la Figura 4.1 se ilustran las CPUE de las 13 pesquerías definidas en la evaluación del patudo, pero se deben interpretar las tendencias en la figura con cautela. En la Sección 4.2.3 se comentan las tendencias en la biomasa estimada. Las CPUE de patudo de la flota de superficie (Pesquerías 1-7) y palangrera (Pesquerías 8 y 9) han variado sustancialmente (Figura 4.1). Ocurren tendencias notables en la CPUE en las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. En promedio, las CPUE de estas pesquerías aumentaron sustancialmente desde 1997 hasta 2000, pero disminuyeron en 2001 excepto en la Pesquería 4 (Figura 4.1, Pesquerías 2-5). Ocurrieron también tendencias notables en la CPUE para las dos pesquerías palangreras. Las CPUE estandarizadas con redes neuronales de ambas pesquerías palangreras disminuyeron marcadamente entre 1985 y 2000 (Figura 4.1, Pesquerías 8 y 9). Los índices de CPUE basados en hábitat usados por Maunder y Harley (2002), y aquí como análisis de sensibilidad, sugieren que la CPUE de la pesquería palangrera del Sur (Pesquería 9) ha aumentado desde 1997 (Figura E.5).

Una comparación de las CPUE de las pesquerías de superficie de 2002 con aquellas de 2001 señala que el desempeño de estas pesquerías es bastante variable. Las CPUE de las Pesquerías 3 y 4 fueron mayores que las CPUE muy bajas de 2001. Las CPUE de las Pesquerías 2 y 7 fueron más bajas en 2002, y las de la Pesquería 4 son similares en ambos años (Tabla 4.1). Las CPUE de las pesquerías de descarte (Pesquerías 10-13) han sido generalmente bajas en los cuatro últimos años, lo cual es consistente con reclutamiento pobre (Sección 4.2.2).

#### **4.2. Resultados de la evaluación**

Ya que hay varios cambios importantes de la evaluación de Maunder y Harley (2002), presentamos resultados de varias versiones del modelo de evaluación, además de los dos análisis de sensibilidad presentados por Maunder y Harley (2002). A continuación describimos los aspectos importantes de la evaluación del caso base (1) y el cambio para cada análisis de sensibilidad:

1. 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 y captura palangrera coreana basada en datos mantenidos por la CIAT, CPUE estandarizada con redes neuronales, y tamaños de muestra supuestos para los datos de frecuencia de talla;
2. Sensibilidad a la inclinación de la relación población-reclutamiento. El 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 estimaciones de capturas cerqueras. En el caso base, las estimaciones de capturas cerqueras se basaron en estimaciones de composición por especies de 2000-2002 y estimaciones



escaladas de desde 1993. Para la sensibilidad comparamos esto con estimaciones de enlatadora y descargas de capturas de patudo en las pesquerías cerqueras, usadas por Maunder y Harley (2002).

4. Sensibilidad a estimaciones de la captura palangrera coreana. Además de los datos mantenidos por la CIAT, usados en el análisis del caso base, se realizó un análisis de sensibilidad con las estimaciones más altas de la captura palangrera coreana calculadas por la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC).
5. Sensibilidad a CPUE supuesta para las pesquerías palangreras. En el caso base la CPUE palangrera fue estandarizada con una red neuronal seleccionada con base en su mejor desempeño en pruebas de validación cruzada. Para la sensibilidad usamos la CPUE palangrera estandarizada por hábitat usada por Maunder y Harley (2002).
6. Sensibilidad al tamaño de muestra supuesto para las muestras de frecuencia de talla. Se usó un procedimiento de reponderación iterativa para determinar el tamaño de muestra efectivo en el análisis de sensibilidad.

Se describen los resultados del caso base en el texto, y los análisis de sensibilidad en el texto, con figuras y tablas presentadas en los Anexos B-F. Realizamos además varios análisis de sensibilidad que no se presentan aquí. Examinamos modelos para los cuales se estimó la variación en talla a edad, se usaron las penas por suavidad de selectividad supuestas por Maunder y Harley (2002), no se incluyó una relación ambiente reclutamiento, y se estimaron los niveles de equilibrio de mortalidad por pesca antes de 1975. La mayoría de estos produjo resultados muy similares a los del caso base. Decidimos limitar nuestra presentación a análisis de sensibilidad plausibles que ejercieron un efecto sobre cantidades de ordenación. Watters y Maunder (2002) contiene una presentación más completa del análisis de sensibilidad, que incluye investigación de la estimación de crecimiento, efectos ambientales sobre el reclutamiento y la capturabilidad, y mortalidad natural.

Se constriñe la evaluación del caso base para ajustarla a las series de tiempo de capturas realizadas por cada pesquería casi perfectamente (una característica del método A-SCALA), y las 13 series de tiempo de capturas de patudo predichas con el modelo de caso base son casi idénticas a aquéllas graficadas en la Figura 2.2.

En la práctica es más difícil predecir la composición por tamaño que la captura. En la Figura 4.2 se resumen los pronósticos de las composiciones por tamaño de patudo capturado por las Pesquerías 1-9. Esta figura ilustra simultáneamente las composiciones por tamaño medias observadas y predichas de las capturas de estas nueve pesquerías. Las predicciones de la composición por tamaño media de las pesquerías que capturan la mayoría del patudo proveniente del OPO son descritas bastante bien por la evaluación del caso base (Figura 4.2, Pesquerías 2, 3, 5, 8, y 9).

Aunque la evaluación del caso base describe razonablemente la composición de tamaños media de las capturas de cada pesquería, no sirve tan bien para predecir la composición de tamaños de la captura de cada pesquería durante cualquier trimestre dado. En muchos casos esta falta de ajuste se podría deber a datos insuficientes o a variación en los procesos que describen la dinámica (por ejemplo, variación en crecimiento). Los datos de composición por tamaño más recientes de las Pesquerías 4 y 7 no son informativos (Figuras 4.3a y 4.3b). En otros casos, la evaluación del caso base suelen suavizar demasiado y no captura modas que pasan por los datos de composición por tamaño. Los datos recientes de frecuencia de talla de las Pesquerías 2, 3, y 5 acuerdan generalmente bien en relación con las modas de posición y transición, y por lo tanto el modelo los ajusta bien. Hay un acuerdo fuerte en la falta de cohortes fuertes durante 1998 y 2000 y cierta evidencia de cohortes moderadamente fuertes en el primer trimestre de 2001. El ajuste de estos datos es controlado por interacciones complejas entre las estimaciones de crecimiento, selectividad, reclutamiento, y acuerdo entre pesquerías en presencia y ausencia de modas.

De todos los constreñimientos usados para ajustar el modelo de evaluación (ver Secciones 3 y 4), los que se impusieron en el reclutamiento, crecimiento, capturabilidad, y selectividad ejercieron la mayor

influencia. Las penas por reclutamiento son menores que los que presentaron Maunder y Harley (2002) y las penas por selectividad son menores debido al cambio en los supuestos acerca de cuáles penas incluir. La lista siguiente indica las penas más importantes (un valor grande indica que el constreñimiento tuvo influencia):

Verosimilitud total = -340428.2

Verosimilitud de los datos de captura = 4.4

Verosimilitud de los datos de composición por tamaño = -340997.1

Constreñimientos y distribuciones previas para los parámetros de reclutamiento = 5.9

Constreñimientos y distribuciones previas para los parámetros de crecimiento = 49.4

Constreñimientos para las tasas de mortalidad por pesca = 0.0

Constreñimientos y distribuciones previas para los parámetros de capturabilidad = 462.5

Constreñimientos para los parámetros de selectividad = 20.5

Los constreñimientos para capturabilidad y selectividad representan la suma de muchos constreñimientos pequeños para parámetros múltiples estimados para cada pesquería.

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.

#### **4.2.1. 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 patudo de menos de unos 20 trimestres de edad ha aumentado desde 1993, y la de peces de más de unos 24 trimestres ha disminuido (Figura 4.4). 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 de menos de 20-25 trimestres de edad (Figura 4.5), y han ejercido una cantidad de esfuerzo de pesca relativamente grande desde 1993 (Figura 2.3). La disminución en la mortalidad por pesca media de peces mayores puede ser atribuida a la reducción de la contracción de la pesquería palangrera que faena al sur de 15°N (Pesquería 9). Esta pesquería selecciona principalmente peces de más de 12 trimestres de edad (Figura 4.5). (Nótese que la curva de selectividad para esta pesquería está constreñida para que aumente de forma monotónica.) Tanto la cantidad de patudo capturado (Figura 2.2) como la cantidad de esfuerzo ejercida (Figura 2.3) por esta pesquería han disminuido desde 1993.

En la Figura 4.6a 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 (ver Sección 2.2.2 y Figura 2.3) y cambios en la capturabilidad. En los párrafos siguientes se describen los cambios en la capturabilidad. La tendencia temporal en la tasa de mortalidad por pesca demuestra asimismo que la mortalidad por pesca ha aumentado para los peces pequeños y disminuido para los mayores desde aproximadamente 1993. Estimaciones recientes indican un aumento grande en la mortalidad por pesca de peces jóvenes, pero estas estimaciones deberían ser tratadas con cautela, ya que son bastante inciertas (Figura 4.6b). En el Anexo I (Tabla I.1) se presenta un resumen anual de las estimaciones de la mortalidad por pesca total.

En la primera evaluación de patudo del OPO usando A-SCALA (Watters y Maunder 2001) se consideró que la capturabilidad ( $q$ ) consistía de tres efectos: efectos de cambios tecnológicos y en el comportamiento de los pescadores, efectos ambientales, y efectos aleatorios que cambian provisionalmente la relación entre el esfuerzo de pesca y la mortalidad por pesca. La evaluación del caso

base descrita en este informe y la de las dos evaluaciones más recientes (Watters y Maunder 2002, Maunder y Harley 2002) no incluyen el primer componente, y la presente evaluación no estima un efecto ambiental para ninguna de las pesquerías. Se retienen los efectos aleatorios sobre  $q$  en la evaluación del caso base, y estos efectos han dominado las tendencias temporales en  $q$  para todas las pesquerías (Figuras 4.7a, 4.7b, y 4.7c).

En el caso de las pesquerías de superficie principales (Pesquerías 2, 3, y 5), hay tendencias crecientes fuertes en la capturabilidad en años recientes que indican que el esfuerzo efectivo (capacidad) de la flota va en aumento.

No han ocurrido apenas cambios en la capturabilidad de patudo por la flota palangrera (Figura 4.7b, Pesquerías 8 y 9, líneas gruesas). Este resultado es de esperar, ya que los datos de esfuerzo de estas pesquerías fueron estandarizados antes de ser incorporados en el modelo de evaluación de la población (Sección 2.2.2).

#### **4.2.2. Reclutamiento**

La abundancia del patudo reclutado a las pesquerías en el OPO parece estar relacionada con anomalías de la velocidad zonal a 240 m durante el período en el que se supone que se criaron los peces (Figura 4.8, recuadro superior). El mecanismo responsable de esta relación no ha sido identificado, y las correlaciones entre el reclutamiento y los índices ambientales son a menudo espurias; en vista de esto, se debería considerar la relación entre la velocidad zonal y el reclutamiento de patudo con cierto 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. Un análisis de sensibilidad en el que no se incluyeron índices ambientales produjo estimaciones de reclutamiento muy similares a las del modelo de caso base. 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.

Dentro del rango de biomasa reproductoras estimadas ilustradas en la Figura 4.10, la abundancia de reclutas de patudo no parece estar relacionada con el potencial reproductor de hembras adultas en el momento de cría (Watters y Maunder 2002, Figura 4.8). Evaluaciones previas del patudo en el OPO (por ejemplo, Watters y Maunder 2001, 2002) tampoco señalaron una relación entre biomasa adulta y reclutamiento sobre el rango estimado de biomasa reproductoras. Tal como se señala en la Sección 3.1.2, la ausencia de una relación emergente entre la población y el reclutamiento no indica que no exista esta relación, ya que es posible que el tamaño de la población no haya sido suficientemente reducido, que no contemos con una medida fidedigna de la biomasa reproductora, o que la variación ambiental oculte la relación. En la presente evaluación, hubo cambios importantes con respecto a los parámetros biológicos y éstos podrían cambiar de nuevo en el futuro a medida que continúe la investigación. 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. 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 4.9 se ilustra la serie de tiempo estimada del reclutamiento de patudo, y en la Tabla 4.2 el reclutamiento total que se estima ocurre durante cada año. En 1977, 1979, 1982-1983, 1992, 1994, y 1995 el reclutamiento fue superior al promedio. Sin embargo, los límites inferiores de confianza de estas estimaciones fueron mayores que la estimación de reclutamiento virgen solamente para 1994 y 1997, por lo que no es seguro que estos reclutamientos fueron en realidad mayores que el reclutamiento virgen. 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. Se estima una cohorte mayor al promedio para el primer trimestre de 2001, pero esta estimación es incierta.

El reclutamiento ha sido muy inferior al promedio desde el segundo trimestre de 1998 hasta el fin de 2000, y los límites superiores de confianza de muchas de estas estimaciones de reclutamiento son

inferiores al reclutamiento virgen. Estos reclutamientos bajos son evidenciados por las CPUE reducidas de algunas de las pesquerías sobre objetos flotantes y de descarte (Tabla 4.1 y Figuras 2.4 y 4.1), los datos de frecuencia de talla (Maunder y Harley 2002, Figuras 4.3a, 4.3b, y 4.3c), y por condiciones ambientales pobres para el reclutamiento. La serie de tiempo extendida de reclutamientos bajos es importante porque es probable que produzca una secuencia de años en los el cociente de biomasa reproductora (el cociente de la biomasa reproductora actual a la de la población no explotada) estará por debajo del nivel que soportaría el rendimiento máximo sostenible promedio (RMSP) (ver Sección 5.1).

Existe una incertidumbre considerable con respecto a los niveles de reclutamiento estimados, particularmente en los años antes de la expansión de la pesca sobre objetos flotantes. El CV medio de las estimaciones de reclutamiento es aproximadamente 0.37. La mayor parte de la incertidumbre en el reclutamiento resulta de que los datos observados pueden ser ajustados igual de bien por un modelo con estimaciones diferentes de los parámetros de evaluación. Además, las estimaciones anteriores a 1993 son particularmente inciertas, ya que no operaban las pesquerías sobre objetos flotantes, que capturan patudo pequeño. La incertidumbre en las estimaciones más recientes de reclutamiento es, sin embargo, también causada por el hecho que el patudo reclutado recientemente se encuentra representado en tan sólo unos pocos conjuntos de datos de frecuencia de talla.

#### **4.2.3. Biomasa**

En la Figura 4.10 (recuadro superior) se ilustran las tendencias en la biomasa de patudo de edad 1+ en el OPO, y en la Tabla 4.2 estimaciones de la biomasa al principio de cada año. La biomasa de patudo de 1+ años de edad aumentó durante 1981-1984, y alcanzó su nivel máximo de unas 530,000 toneladas en 1986. Tras alcanzar este pico, disminuyó a un nivel mínimo histórico de unas 185,000 toneladas al principio de 2003. Desde el pequeño pico en 2000 la reducción de la biomasa ha acelerado.

En la Figura 4.10 (recuadro inferior) se ilustra la tendencia estimada en la biomasa reproductora, y en la Tabla 4.3 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 1+ años, pero con un retraso de dos ó tres años. En el Anexo I (Figura I.1) se presenta un resumen de las estimaciones por edad de la abundancia de patudo en el OPO al principio de cada año.

Existe incertidumbre en las biomazas estimadas de patudo de 1+ años y de reproductores también. El CV medio de las estimaciones de la biomasa de patudo de 1+ años de edad es 0.16, y el de las estimaciones de biomasa reproductora es 0.23.

Dado el grado de incertidumbre en las estimaciones de biomasa y en las estimaciones de reclutamiento (Sección 4.2.2), resulta difícil determinar si las tendencias en la biomasa de patudo son más afectadas por variación en la mortalidad por pesca o por variación en el reclutamiento. 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 permitió crecer a la biomasa de patudo que se estima estuvo presente en el OPO al principio del primer trimestre de 1975, usando la serie de tiempo de anomalías estimadas del reclutamiento, el efecto ambiental estimado, y la curva de población-reclutamiento ilustrada en la Figura 4.8, sin pesca. Las estimaciones de biomasa simuladas son siempre mayores que las estimaciones de biomasa del modelo de evaluación del caso base (Figura 4.11). En segundo lugar, la biomasa de patudo puede ser incrementada sustancialmente por reclutamientos fuertes. Ambos picos en la biomasa de patudos de 1+ años de edad (1985 y 2000; Figura 4.10) fueron precedidos por niveles pico de reclutamiento (1982-1983, y 1995-1997, respectivamente; Figura 4.9).

#### **4.2.4. Peso promedio de los peces en la captura**

En la Figura 4.12 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 de, en promedio, menos del peso crítico, indicando que estas pesquerías no maximizan el rendimiento por recluta (ver Sección 5.2). Durante 1999, el peso medio de patudo

capturado en asociación con objetos flotantes aumentó sustancialmente (Figura 4.12, Pesquerías 2-5). Durante el segundo semestre de 2000, sin embargo, el peso medio del pescado capturado por las Pesquerías 2, 3, y 5 disminuyó (Figura 4.12). Las Pesquerías 7 y 8 capturan patudo de, en promedio, peso medio 30% menor que el peso crítico. El peso medio del patudo capturado por la Pesquería 8 aumentó desde 1999 (Figura 4.12). El peso medio del patudo capturado por la pesquería palangrera que faena al sur de 15°N (Pesquería 9) ha estado siempre alrededor del peso crítico, indicando que esta pesquería suele maximizar el rendimiento por recluta (ver Sección 5.2). En general el peso medio del patudo capturado por todas las pesquerías de superficie combinadas (con la excepción de las pesquerías de descarte) aumentó durante 1998 y principios de 1999 y luego disminuyó (Figura 4.12). El peso medio del patudo capturado por las dos pesquerías palangreras combinadas parece haber disminuido a principios de 1997, 1998, y 1999, y luego aumentado (Figura 4.12). Estas dos tendencias, para las pesquerías de superficie combinadas y las pesquerías palangreras combinadas, fueron causadas probablemente por las cohortes fuerte de 1995–1997 que pasan por las pesquerías de superficie y a las pesquerías palangreros y el reclutamiento pobre subsiguientes de 1998 a 2000 (Figura 4.9).

### **4.3. Comparaciones con fuentes externas de datos**

En la evaluación del caso base, se estiman los incrementos de crecimiento correspondientes al patudo más joven. La talla a edad media estimada es menor que la de Suda y Kume (1967: Tabla 4.3 y Figura 4.13). La evaluación más reciente del atún patudo en el Océano Pacífico occidental y central (Hampton 2002) estimó también tasas de crecimiento reducidos para patudo joven, y esto es consistente también con el crecimiento reducido encontrado en estudios de crecimiento y marcado (Lehody *et al.* 1999).

### **4.4. Diagnósticos**

En octubre de 2002 se celebró en La Jolla, California (EE.UU.) una reunión técnica sobre diagnósticos. El resultado de la misma fue (1) un conjunto de diagnósticos que deberían ser evaluados regularmente, (2) un conjunto de diagnósticos que deberían ser evaluados periódicamente, y (3) una lista de temas de investigación específicos. Se han incluido varias de estas recomendaciones en la presente evaluación. Presentamos éstos en tres secciones; 1) gráficos de residuales, 2) correlaciones de parámetros, y 3) análisis retrospectivos.

#### **4.4.1. Gráficos de residuales**

Los gráficos de residuales ilustran las diferencias entre las observaciones y las predicciones del modelo. Los residuales presentarían características similar a los supuestos usados en el modelo. Por ejemplo, si la función de verosimilitud se basa en una distribución normal y supone una desviación estándar de 0.2, los residuales deberían estar normalmente distribuidos con una desviación estándar de aproximadamente 0.2.

Se supone que la proporción observada de peces capturados en una clase de talla está normalmente distribuida alrededor de la proporción predicha, con la desviación estándar igual a la varianza binomial, con base en las proporciones observadas, divididas por el cuadrado del tamaño de muestra (Maunder y Watters 2003). Los residuales de la frecuencia de talla parecen ser menores que la desviación estándar supuesta (Figuras A.1 y A.3, o sea, el tamaño de muestra supuesto es demasiado pequeño; ver Secciones 4.5 y 5.6 y Anexo F para un análisis de sensibilidad al tamaño de muestra de frecuencia de talla), tienen un sesgo negativo (Figura A.1), y son más variables para algunas tallas que para otras (Figura A.1), pero suelen ser consistentes con el tiempo (Figura A.2). El sesgo negativo se debe al gran número de observaciones cero. Una observación cero causa un residual negativo, y también una pequeña desviación estándar, que infla el residual normalizado.

En la Figura A.4 se presentan las desviaciones del esfuerzo trimestrales estimadas graficadas contra tiempo. Se supone que estos residuales están distribuidos normalmente (el residual es exponenciado antes de multiplicar por el esfuerzo, por lo que la distribución es en realidad logarítmica normal) con un promedio de cero y una desviación estándar dada. Una tendencia en los residuales indica que queda violado el supuesto que la CPUE es proporcional a la abundancia. La evaluación supone que la pesquería

palangrero del Sur (Pesquería 9) provee la información más razonable acerca de la abundancia (desviación estándar = 0.2), las pesquerías sobre objetos flotantes y palangrera del Norte tienen un mínimo de información (desviación estándar = 0.4), y las pesquerías de descarte no tienen información (desviación estándar = 2). Por lo tanto, una tendencia es menos probable en la pesquería palangrera del Sur (Pesquería 9) que en las demás pesquerías. Las tendencias en las desviaciones del esfuerzo son estimaciones de las tendencias en la capturabilidad (ver Sección 4.2.1). La Figura A.4 no indica ninguna tendencia general en las desviaciones de esfuerzo de la pesquería palangrera del sur, pero hay algunos residuales consecutivos que están todas por encima de o todos por debajo del promedio. La desviación estándar de los residuales es mucho mayor que el 0.2 supuesto para esta pesquería. Para las demás pesquerías, las desviaciones estándar de los residuales son todas mayores que las supuestas, excepto en el caso de las pesquerías de descarte. Estos resultados indican que la evaluación asigna más peso a la información de CPUE de lo que debería (ver más adelante y Sección 4.5 para indicaciones adicionales que se debería asignar menos peso a la información de CPUE y más a los datos de frecuencia de talla). Los residuales de esfuerzo de las pesquerías sobre objetos flotantes muestran una tendencia creciente con el tiempo. Estas tendencias podrían estar relacionadas con tendencias reales en la capturabilidad.

#### **4.4.2. Correlaciones de parámetros**

A menudo cantidades tales como estimaciones recientes de desvíos de reclutamiento y mortalidad por pesca pueden estar altamente correlacionadas. Esta información indica una superficie de solución plana, lo cual implica que estados alternativos de naturaleza tienen verosimilitudes similares. Los desvíos de esfuerzo y de reclutamiento en años recientes son tanto inciertos como correlacionados. Para tomar esto en cuenta, excluimos los desvíos de esfuerzo y mortalidad por pesca recientes estimados para 2002 de los cálculos y proyecciones de rendimiento (ver Sección 4).

Hay una correlación negativa (alrededor de 0.4) entre los actuales desvíos de esfuerzo estimados para cada pesquería y desvíos de reclutamiento estimados con retrasos para representar cohortes que entran a cada pesquería, particularmente para las pesquerías de descarte. Los desvíos de esfuerzo anteriores están positivamente correlacionados con estos desvíos de reclutamiento.

La biomasa reproductora actual está positivamente correlacionada (alrededor de 0.4) con desvíos de reclutamiento con retrasos para representar cohortes que entran a la población de biomasa reproductora. Esta correlación es mayor para las estimaciones anteriores de biomasa reproductora. Se observan correlaciones similares para el reclutamiento y la biomasa reproductora.

#### **4.4.3. 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.

Presentamos dos análisis retrospectivos: 1) eliminación de los datos de captura y frecuencia de talla de 2002, y 2) eliminación de los datos de captura y frecuencia de talla de 2001 y 2002. En ambos análisis seguimos modelando la población hasta el principio de 2003, usando los mismos datos de esfuerzo pero escalados por los desvíos medios del esfuerzo estimados para 2000 y 2001 para tomar en cuenta tendencias en la capturabilidad. No estimamos desviaciones de reclutamiento ni esfuerzo para los años cuyos datos fueron excluidos. Esto permite predecir la abundancia condicionada sobre el esfuerzo “conocido”. Los resultados indican que el modelo es bastante robusto, pero que hay cierta evidencia de

que la información anterior sobre las cohortes de 1999 a 2001 indicaron que las cohortes fueron menos fuertes de lo que fueron en realidad. Estas cohortes son todavía inferiores al promedio. Además, las cohortes fuertes en 1995–1997 fueron ligeramente más fuertes de lo que sugirieron los datos anteriores (Figuras G.1 a G.3). La fuerza de las clases anuales anteriores a 1999 es indicada por la tendencia en el SBR.

#### 4.4. Análisis de sensibilidad

Se consideran cinco análisis de sensibilidad en la presente evaluación: sensibilidad a la relación población-reclutamiento (Anexo B), sensibilidad al método usado para estimar las capturas en las pesquerías de superficie (Anexo C), sensibilidad a las estimaciones de la SPC de los datos de captura palangrera coreana (Anexo D), sensibilidad a los índices de CPUE palangrera usados en la evaluación previa de Maunder y Harley (2002) (Anexo E), y sensibilidad al tamaño de muestra supuesto de los datos de frecuencia de talla (Anexo F). No se presentan los análisis de sensibilidad adicionales realizados, y Watters y Maunder (2002) presentaron varios análisis de sensibilidad. Aquí describimos diferencias en el ajuste del modelo y predicción del modelo y aplazamos nuestra discusión de diferencias en los rendimientos y condición de la población hasta la Sección 5.6.

Para el análisis con inclinación de 0,75 de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957), las estimaciones de biomasa (Figura A.1) y reclutamiento (Figura A.2) son esencialmente iguales que las del caso base. Esto ocurre probablemente por dos motivos: (1) hay suficiente información en los datos de captura a talla para todos los años y (2) hay poco contraste en la biomasa reproductora, por lo que el modelo de población-reclutamiento ejerce poco efecto. Por lo tanto, la relación población-reclutamiento no brinda información adicional para la evaluación de la población en términos de biomasa o reclutamiento.

Cuando se usan las estimaciones de enlatadora y descarga de las capturas cerqueros (como en Maunder y Harley, 2002), tanto la biomasa (Figura C.1) como el reclutamiento (Figura C.2) son más bajos. Dichos estimaciones de captura son mucho más bajas, especialmente en 2001 y 2002 (Figura C.5).

El efecto de cambios en las capturas palangreras es mayor que aquél de cambios en las capturas cerqueras. Si se usa la captura palangrera coreana estimada por la SPC, tanto la biomasa (Figura D.1) como el reclutamiento (Figura D.2) aumenta. La biomasa es un 50% mayor en 1975 y doble en 2003. Esto es de esperar, ya que se requiere biomasa adicional para compensar la mayor extracción para lograr la misma tendencia (representada por la CPUE), pero las diferencias son mayores que las que encontraron Maunder y Harley (2002). Las capturas palangreras coreanas estimadas por la SPC son generalmente mayores durante todo el período, pero especialmente durante 1985-1987 y 1990-1992 (Figura D.5).

El modelo es sensible a la CPUE palangrera, ya que se supone que es proporcional a la abundancia. Cuando se compara con el caso base, la CPUE estandarizada por hábitat muestran una disminución mayor para la Pesquería 8, pero un incremento mayor en años recientes para la Pesquería 9 (Figura E.5). Las tendencias en las biomasa son similares en el medio de la serie de tiempo, pero mayores al principio y fin en el caso del análisis de sensibilidad (Figura E.1). Las patrones de reclutamiento son generalmente similares (Figura E.2).

Se realizó un análisis de sensibilidad para determinar la influencia del tamaño de la muestra de frecuencia de talla. McAllister e Ianelli (1997) usaron un método analítico para determinar el tamaño de muestra efectivo para los datos de captura a edad, con base en la captura a edad proporcional observada y predicha. Usaron un método de modificación iterativa del tamaño de muestra basado en este cálculo hasta que el cambio en el tamaño de muestra fuese solamente pequeño. Normalmente esto requirió de solamente tres ó cuatro iteraciones. Usamos este método para determinar un nuevo tamaño de muestras para cada conjunto (pesquería y período de tiempo) de datos de frecuencia de talla. El tamaño de muestra original usado en el caso base se basó en el número de bodegas muestreado para las artes de superficie. En el caso de las artes palangreras, modificamos el tamaño de muestra de tal forma que el tamaño de

muestra medio de la pesquería palangrera del Sur fuese igual al tamaño de muestra medio de la pesquería de superficie con el tamaño de muestra medio máximo (Pesquería 2). En la Tabla F.1 se presenta el tamaño de muestra medio por pesquería para el caso base y para la sensibilidad de reponderación iterativa. Las Figuras F.7a y F.7b ilustran las distribuciones de frecuencia para el escalar usado para incrementar el tamaño de muestra en el análisis de sensibilidad. El tamaño de muestra reponderado es mucho mayor que el caso base para todas las pesquerías (Tabla F.1 y Figuras F.7a y F.7b). El tamaño de muestra es incrementado en promedio entre unas 15 veces en el caso de las pesquerías de superficie y unas 229 y 107 veces en el caso de las pesquerías palangreras del Norte y del Sur, respectivamente. Esto indica que el tamaño de muestra cerquero efectivo es todavía menor que el número de peces medidos (unos 50 por bodega) y que el tamaño de muestra palangrero efectivo es todavía sustancialmente menor que el número de peces medidos, pero los conjuntos de datos palangreros tienen un tamaño de muestra efectivo mucho mayor que las muestras de frecuencia de talla de las pesquerías de superficie.

Los resultados de la sensibilidad de reponderación son bastante diferentes del caso base en muchos aspectos. La trayectoria de la biomasa es similar en el medio de la serie (1985-1997), pero menos de la mitad durante la parte temprana de la serie (1975-1982), son consistentes hasta 1997, en cual momento disminuye marcadamente, tal como se observa en el caso base (Figura F.1). El reclutamiento es mucho más variable, y generalmente más extremo (Figura F.2a), y las estimaciones son mucho más precisas (Figura F.2b), con un CV promedio de 0.13, comparado con 0.37 para el caso base. El modelo ahora no ajusta excesivamente los datos de frecuencia de talla de un punto de vista de los residuales (Figura F.5), lo cual no es sorprendente, ya que el método usado para determinar el tamaño de muestra efectivo se basa en estos residuales. El cambio en las trayectorias de la biomasa ilustra el balance entre los datos de frecuencia de talla y CPUE. La Figura F.6 indica una fuerte tendencia en los desvíos del esfuerzo (y por ende la capturabilidad) para la Pesquería 9. Esta es la mayor pesquería palangrera cuya CPUE es estandarizada y que se cree refleja la abundancia.

#### **4.5. Comparación con evaluaciones previas**

A pesar del gran número de cambios en supuestos e insumos importantes del modelo—mortalidad natural, CPUE, y penas de selectividad—las tres últimas tres evaluaciones producen un escenario muy similar a la evaluación del caso base para 2003. Las trayectorias de la biomasa son muy similares (Figura 4.14), y la evaluación previa que comenzó en 1975 (la de 2000) produce resultados muy similares a esta evaluación pero no sugiere que las cohortes fuertes durante 1995-1997 fueron sobreestimadas en la evaluación de 2000.

Para poder hacer comparaciones válidas de los cambios en las estimaciones de biomasa reproductora, aplicamos los valores de madurez y fecundidad supuestos en la presente evaluación a la estructura de edades estimadas de las evaluaciones previas. Esto no es completamente satisfactorio, puesto que la evaluación de 2001 (Watters y Maunder 2002) supuso una relación población-reclutamiento, suponiendo una biomasa reproductora diferente. Los patrones son similares, pero las diferencias aumentan cuando se comparan con la comparación de la biomasa (Figura 4.15). De nuevo, los resultados de la evaluación de 2002 son más similares a la presente evaluación.

#### **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 20 trimestres de edad ha aumentado sustancialmente desde 1993, y la de peces de más de unos 24 trimestres ha disminuido un poco desde entonces. El aumento en la mortalidad por pesca media sobre los peces más jóvenes fue causado por la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. La evaluación de caso base sugiere que 1) el uso de plantados ha incrementado sustancialmente la capturabilidad de patudo por las pesquerías que capturan atunes asociados con objetos flotantes, y 2) que el patudo es sustancialmente más capturable cuando se encuentra asociado con objetos flotantes en zonas de alta mar.



El reclutamiento de patudo a las pesquerías en el OPO es variable, y los mecanismos que explican la variación en el reclutamiento no han sido identificados. No obstante, la abundancia de patudo reclutado a las pesquerías en el OPO parece estar relacionada con anomalías de velocidad zonal en 240 m en el momento supuesto de cría de estos peces. Por todo el rango de biomasa reproductoras estimadas por la evaluación de caso base, la abundancia de los reclutas de patudo no parece estar relacionada con el potencial reproductor de hembras adultas en el momento de cría.

La serie de tiempo estimada de patudo tiene dos características importantes. En primer lugar, ocurrieron reclutamientos superiores al promedio en 1977, 1979, 1982-1983, 1992, 1994, y 1995-1997. Sin embargo, los límites inferiores de confianza de estas estimaciones fueron mayores que el reclutamiento virgen estimado en tan sólo dos años, 1994 y 1997, por lo que es incierto si estos reclutamientos fueron en realidad mayores que el reclutamiento virgen. Se estima una cohorte superior al promedio para el primer trimestre de 2001, pero esta estimación es incierta. En segundo lugar, el reclutamiento ha sido muy inferior al promedio durante la mayor parte del período reciente desde el segundo trimestre de 1998 hasta el fin de 2000, y los límites de confianza superiores de muchas de estas estimaciones de reclutamiento son inferiores al reclutamiento virgen. Estos reclutamientos bajos son evidenciados por las CPUE reducidas logradas por algunas de las pesquerías sobre objetos flotantes y de descarte, los datos de frecuencia de talla, y condiciones ambientales pobres para el reclutamiento. La serie extendida de reclutamientos bajos es importante porque es probable que produzca una serie de años en los que el cociente de biomasa reproductora esté por debajo del nivel que soportaría el rendimiento máximo sostenible promedio (RMSP).

La biomasa de patudos de 1+ años de edad aumentó durante 1980-1984, y alcanzó su nivel pico de unas 530,000 toneladas en 1986. Tras alcanzar dicho pico, la biomasa de peces de 1+ años disminuyó a una mínima histórica de unas 185,000 toneladas al principio de 2003. En general, la biomasa reproductora ha seguido una tendencia similar a de la biomasa de peces de 1+ años, pero con un retraso de 2-3 años. Hay incertidumbre en las biomasa estimadas de tanto los patudos de 1+ años como de reproductores. No obstante, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo presente en el OPO; se predice que ambos estarán en sus niveles más bajos para el fin de 2003. Ha ocurrido una disminución acelerada de la biomasa desde el pequeño pico en 2000.

Las estimaciones de reclutamiento y biomasa son sensibles tanto a la forma en que se parametriza el modelo de evaluación como a los datos que se incluyen en la evaluación. La inclusión de la captura palangrera coreana estimada por la SPC incrementó las estimaciones de biomasa y reclutamiento, pero la inclusión de una relación población-reclutamiento no las cambió. La reponderación del tamaño de muestra de frecuencia de talla produjo las mayores diferencias en las trayectorias de biomasa. Sin embargo, las tendencias en los desvíos del esfuerzo para las pesquerías palangreras fueron inconsistentes con datos CPUE que habían sido estandarizadas. En general, los resultados de los análisis de sensibilidad y los de Watters y Maunder (2002) respaldan la opinión que las estimaciones de biomasa del caso base son inciertas.

## **5. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN**

Se evalúa la condición de la población de patudo en el OPO considerando cálculos basados en la biomasa reproductora, rendimiento por recluta, y 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. 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. Posibles candidatos de puntos de referencia son:

1.  $S_{RMSP}$ , la biomasa reproductora cuando la población está en el nivel de RMSP, como punto de

- referencia objetivo,
2.  $F_{RMS}$  como punto de referencia límite,
  3.  $S_{min}$ , la biomasa reproductora mínima observada durante el período del modelo, como punto de referencia límite.

Mantener las poblaciones de atunes en niveles capaces de producir el RMSP es el objetivo de ordenación especificado en la Convención de la CIAT. El punto de referencia  $S_{min}$  se basa en la observación que la población se ha recuperado de este tamaño en el pasado. Desgraciadamente, es posible que éste no sea un punto de referencia apropiado para el patudo, ya que los niveles históricos han estado por encima del nivel que produciría el RMSP. Se proseguirá el desarrollo de puntos de referencia que sean consistentes con el enfoque precautorio en el ordenamiento pesquero.

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

El cociente de la biomasa reproductora durante un período con pesca a la que se acumularía sin pesca es útil para evaluar la condición de una población. Este cociente, denominado el SBR (*spawning biomass ratio*), es descrito por Watters y Maunder (2001). La ecuación que define el SBR es

$$SBR_t = \frac{S_t}{S_{F=0}}$$

donde  $S_t$  es la biomasa reproductora en cualquier momento ( $t$ ) durante un período de explotación, y  $S_{F=0}$  es la biomasa reproductora que estaría presente de no haber pesca durante un período extendido (es decir, la biomasa reproductora de equilibrio si  $F = 0$ ). El límite inferior del SBR es 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.

Se ha usado el SBR para definir puntos de referencia en muchas pesquerías. Varios estudios (Clark 1991, Francis 1993, Thompson 1993, Mace 1994, entre otros) sugieren que ciertas poblaciones de peces pueden producir el RMSP cuando el SBR está entre 0,3 y 0,5, y que otras no pueden 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 consideradas 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 para una población que está produciendo el 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 4.2.2 se presentan estimaciones de la biomasa reproductora durante el período de pesca. Se estima la biomasa reproductora de equilibrio de una población no explotada en aproximadamente 159,000 t, con límites de confianza superior e inferior ( $\pm 2$  desviaciones estándar) de aproximadamente 137,000 t y 182,000 t. Se estimó el SBR que se esperaría si la población estuviese produciendo el RMSP ( $SBR_{RMSP}$ ) en un 0.18. Esto es mucho menos que lo que se estimó para la evaluación previa debido a cambios en los supuestos sobre madurez, fecundidad, y mortalidad natural. Estos cambios cambian también nuestra interpretación de tendencias en el SBR de evaluaciones previas.

Al principio de enero de 2003, la biomasa reproductora de patudo en el OPO era ligeramente inferior que en 1975 y mayor de lo observado desde hace varios años. El SBR estimado en ese momento fue aproximadamente 0.27, con límites de confianza inferior y superior ( $\pm 2$  desviaciones estándar) de 0.15 y 0.39. Ya que el límite inferior es tan sólo ligeramente inferior a 0.18, la biomasa reproductora de patudo en el OPO era probablemente superior al nivel necesario para que la población produjera el RMSP.

En la Figura 5.1 se presenta una serie de tiempo de estimaciones del SBR para el patudo en el OPO. Al principio de 1975, el SBR era aproximadamente 0.35 (Figura 5.1). Esto es consistente con el hecho que la población de patudo en el OPO fue explotada durante un largo período antes de 1975 y que la biomasa reproductora consiste de individuos de mayor edad que posiblemente sean extraídos más rápidamente de una población explotada. El SBR aumentó durante 1983-1987 y, al principio del primer trimestre de 1987, fue mayor que 0.45 (Figura 5.1). Este aumento puede ser atribuido a las grandes cohortes reclutadas durante 1982 y 1983 (Figura 4.9) y a las capturas relativamente pequeñas de las pesquerías de superficie durante este período (Figura 2.2, Pesquerías 1 y 6). Este pico en la biomasa reproductora fue seguido inmediatamente por un pico en la captura palangrera (Figura 2.2, Pesquería 9). Después de 1987, el SBR disminuyó a un nivel de aproximadamente 0.20 en el primer trimestre de 1999 (Figura 5.1). 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 1985-1995 (Figura 2.2, Pesquería 9). En 2000, el SBR aumentó a aproximadamente 0.31 para el primer trimestre de 2002 (Figura 5.1). Este aumento puede ser atribuido a los niveles de reclutamiento relativamente altos que se estima ocurrieron durante 1997 (Figura 4.9). Hacia fines de 2002 el SBR disminuyó rápidamente debido a las clases anuales débiles durante 1998-2001 y las mayores capturas de las pesquerías de superficie.

Las estimaciones del SBR son bastante precisas; su CV medio es aproximadamente 0.17. Los intervalos de confianza relativamente estrechos ( $\pm 2$  desviaciones estándar) de las estimaciones del SBR sugieren que en la mayoría de los trimestres entre enero de 1975 y enero de 1997 la biomasa reproductora de patudo en el OPO fue superior al nivel que se esperaría si la población produjese el RMSP (Sección 5.3), representado por la línea de trazos en 0.18 en la Figura 5.1.

En la Figura 5.1 se presentan también estimaciones del SBR promedio proyectado para 2003-2007 (ver Sección 6 para mayor detalle sobre las proyecciones). Los resultados de la proyección indican que es probable que el SBR alcance un nivel bajo histórico en 2006 y que permanezca por debajo del nivel que se esperaría si la población produjese el RMSP hasta más allá de 2008. Es probable que ocurra esta disminución independientemente de las condiciones ambientales y de la cantidad de pesca en el futuro cercano porque las estimaciones de SBR proyectadas son impulsadas por las pequeñas cohortes producidas durante 1999-2001 (Figura 4.9).

## **5.2. Evaluación de la condición de la población con base en el rendimiento por recluta**

Se han usado también cálculos del rendimiento por recluta en evaluaciones previas del patudo del OPO. Watters y Maunder (2001) analizaron el concepto de “peso crítico,” y compararon el peso medio del patudo capturado por todas las pesquerías combinadas con el peso crítico. Se usó esta comparación para evaluar el desempeño de la pesquería combinada con respecto al objetivo de lograr el rendimiento por recluta máximo posible. Si el peso medio en la captura es cercano al peso crítico, se considera que la pesquería está logrando este objetivo de forma satisfactoria. Si la pesquería combinada no está logrando este objetivo, se puede acercar el peso medio al peso crítico cambiando la distribución del esfuerzo de pesca entre los métodos de pesca con distintos patrones de selectividad por edad.

A partir de las curvas de mortalidad natural y crecimiento de la evaluación del caso base (Figuras 3.1 y 4.13, respectivamente), se estima el peso crítico del atún patudo en el OPO en unos 54.7 kg. Esto es más que las estimaciones previas debido a cambios en la mortalidad natural supuesta en la presente evaluación. La edad crítica de 18 trimestres es menor que la edad en la cual se supone que el 50% de hembras son maduras. Esto ocurre porque la edad crítica y los cálculos de rendimiento por recluta no consideran la madurez, fecundidad, ni relación población-reclutamiento.

La Figura 5.2 indica que la pesquería estuvo capturando, en promedio, patudo cercano al peso crítico durante 1975-1993, pero la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes, que captura patudo de menos del peso crítico, causó que el peso promedio del patudo capturado desde 1993 fuese inferior al peso crítico.

### 5.3. Evaluación de la condición de la población con base en RMSP

Mantener las poblaciones de atunes a niveles capaces de producir 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 hicieron las estimaciones basadas en RMSP con los parámetros estimados de la evaluación del caso base y patrones estimados de mortalidad por pesca promediados para 2000 y 2001. 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 la evaluación previa más reciente (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 2003, la biomasa de patudo en el OPO parece haber sido un 25% menor que el nivel que se espera produciría el RMSP (Tabla 5.1), pero se estima que las capturas recientes han estado un 40% por encima del nivel de RMSP.

Si la mortalidad por pesca es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad (Figura 4.5), el nivel de esfuerzo de pesca que se estima produciría el RMSP es aproximadamente el 79% del nivel actual de esfuerzo (multiplicador de  $F$  en la lista anterior). Reducir el esfuerzo un 21% de su nivel actual incrementaría el rendimiento medio a largo plazo en solamente un 2%, pero incrementaría el potencial de desove de la población en un 50% (Figura 5.3). Los resultados del análisis de sensibilidad (Sección 5.4) presentan los resultados de una evaluación con una relación población-reclutamiento.

Es posible que las capturas recientes fueron mayores que el RMSP porque cohortes grandes fueron reclutadas a la pesquería durante la mayor parte del período de 1995-1998 y los niveles actuales de mortalidad por pesca no sean sostenibles (Figura 4.9). 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. De ser éste el caso, es probable que las capturas de patudo por dicha flota disminuyan cuando las cohortes grandes reclutadas durante 1995-1998 ya no sean vulnerables a estas 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 de esfuerzo de pesca entre pesquerías diferentes 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 pesquería. Si un objetivo adicional de la ordenación es maximizar el RMSP, la pesquería palangrera del Sur (Pesquería 9) produciría los mejores resultados, y las pesquerías sobre objetos flotantes (Pesquerías 2-5) los peores (Tabla 5.2). Si el objetivo de la ordenación es maximizar  $S_{\text{RMSP}}$ , la pesquería que recientemente captura patudo de cardúmenes no asociados

(Pesquería 7) produciría los mejores resultados, seguida por la pesquería palangrera del sur (Pesquería 9) (Tabla 5.3). Sin embargo, la Pesquería 7 captura muy poco patudo, y requeriría un aumento inverosimilmente grande del esfuerzo (97 veces) para lograr el RMSP; por lo tanto se hará caso omiso de los resultados de la Pesquería 7. Las pesquerías de superficie que capturan patudo en lances cerqueros sobre objetos flotantes (Pesquerías 2-5) producen asimismo los peores resultados con respecto a incrementar  $S_{RMSP}$  al máximo.

La pesquería palangrera del Sur (Pesquería 9) es la que más se aproxima a los objetivos simultáneos de maximizar RMSP y  $S_{RMSP}$ . Cambiar la distribución actual de esfuerzo de pesca para que solamente un tipo de pesquería continúe operando en el OPO es poco realista, dado el carácter diverso de la flota y la importancia comercial de las otras especies de atún.

#### **5.4. Potencial de reproducción de vida entera**

Una meta común de la ordenación es la conservación de la biomasa reproductora. Conservar la biomasa reproductora permite un suministro adecuado de huevos, evitando efectos perjudiciales para el reclutamiento futuro. Si es necesario reducir la captura para proteger la biomasa reproductora, es conveniente saber la edad de los peces que no se debe pescar para lograr el beneficio máximo para la biomasa reproductora. Esto es posible mediante la estimación del potencial de reproducción total (de vida entera) de cada clase de edad. Si no es capturado, un pez de una edad dada tiene un cierto potencial total de reproducción esperado (el promedio de muchos peces de la misma edad); es decir, el número esperado de huevos que ese pez producirá durante el resto de su vida. Este valor es una función de la fecundidad del pez en las distintas etapas del resto de su vida y de la mortalidad (natural y por pesca) a la cual es sujeto. Como mayor la mortalidad, menos probabilidad tiene el pez de sobrevivir y seguir reproduciendo.

Pareciera que los peces más jóvenes tienen un período más largo en el cual reproducir, y por lo tanto un mayor potencial de reproducción total, pero, ya que la tasa de mortalidad natural de peces jóvenes es mayor, su vida esperada es más corta. Un pez de mayor edad, que ya sobrevivió las etapas de alta mortalidad natural, tiene una duración de vida esperada mayor, y su potencial total de reproducción podría ser asimismo mayor. Es posible que las tasas de mortalidad sean mayores a edades máximas y que reduzcan la vida esperada de peces de esas edades, reduciendo el potencial total de reproducción. Es por lo tanto posible que el potencial total de reproducción sea máximo a una edad intermedia.

Se calculó el potencial total de reproducción para cada clase trimestral de edad. Ya que se incluye la mortalidad por pesca actual, los cálculos se basan en cambios marginales (el cambio marginal en la producción de huevos si se elimina un individuo o una unidad de peso de la población) y cambios grandes en la captura provocarían resultados algo diferentes debido a cambios en las tasas futuras de mortalidad por pesca.

En los cálculos se usa la mortalidad por pesca media a edad de 2000 y 2001. Los cálculos basados en evitar la captura de un solo individuo señalaron que se lograría el beneficio máximo para la biomasa reproductora si se evitara un individuo a la edad de 25 trimestres (Figura 5.4, recuadro superior). Esto sugiere que restringir la captura de las pesquerías que capturan patudo de edad mayor resultaría en el mayor beneficio para la biomasa reproductora. Sin embargo, esta comparación no es justa porque un individuo de 25 trimestres de edad pesa considerablemente más que un individuo reclutado a la pesquería a la edad de 2 trimestres. Se repitieron los cálculos con base en evitar la captura de una sola unidad de peso, y estos señalaron que se lograría el beneficio máximo para la biomasa reproductora si se evitara un pez reclutado a la pesquería a la edad de 2 trimestres (Figura 5.4, recuadro inferior). Esto sugiere que restringir la captura de las pesquerías que capturan patudo joven resultaría en el mayor beneficio para la biomasa reproductora. Los resultados sugieren también que reducir la captura por una tonelada de patudo joven protegería aproximadamente la misma cantidad de biomasa reproductora que una reducción de unas dos toneladas en la captura de patudo de edad mayor.

## 5.5. $RMS_{ref}$ y $SBR_{ref}$

En la Sección 5.3 se discute cómo el RMS y el SBR en RMS dependen de la selectividad de las distintas pesquerías y la distribución del esfuerzo entre las mismas. El RMS puede ser incrementado o reducido mediante la aplicación de más esfuerzo a una pesquería u otra. Si fuese posible modificar la selectividad a voluntad, existe un rendimiento óptimo que se puede obtener (RMS Global Beddington y Taylor 1973; Getz 1980; Reed 1980). Maunder (2002b) demostró que el rendimiento óptimo puede ser aproximado (normalmente con exactitud) mediante la aplicación de un aprovechamiento pleno o parcial en una sola edad. Maunder (2002b) denominó este aprovechamiento  $RMS_{ref}$  y sugirió que dos tercios de  $RMS_{ref}$  podría ser un punto de referencia límite apropiado (*e.g.* la distribución del esfuerzo y los patrones de selectividad deberían producir un RMS igual a o por encima de  $2/3$  de  $RMS_{ref}$ ). La sugerencia de dos tercios se basó en análisis de otros investigadores que indicaron los mejores patrones prácticos de selectividad eran capaces de producir el 70-80% de  $RMS_{ref}$ , que la evaluación del aleta amarilla en ese momento (Maunder y Watters 2002a) estimó que las pesquerías sobre delfines producen aproximadamente este RMS, y que dos tercios es una fracción conveniente.

El  $RMS_{ref}$  está asociado con un SBR ( $SBR_{ref}$ ) que podría también ser un punto de referencia apropiado. El  $SBR_{ref}$  no depende de la selectividad del arte de pesca ni la distribución del esfuerzo entre las artes. Por tanto,  $SBR_{ref}$  podría ser más apropiado que  $SBR_{RMS}$  para poblaciones con múltiples pesquerías y deberían ser más precautorias porque  $SBR_{ref}$  es normalmente mayor que  $SBR_{RMS}$ . Sin embargo, cuando se supone que reclutamiento es constante (es decir, no hay una relación población-reclutamiento),  $SBR_{ref}$  podría todavía ser peligroso para la población reproductora porque es posible que el  $RMS_{ref}$  ocurra antes de que los individuos sean completamente maduros. Aunque podría ser posible que un patrón general de ciclo vital en el cual el crecimiento es reducido o la mortalidad natural es incrementada cuando los individuos maduran podría producir un balance entre crecimiento y mortalidad natural después de la edad de madurez que protege el SBR. Se observa esto en el caso de un 90% de las poblaciones presentadas por Maunder (2002b).  $SBR_{ref}$  podría ser un punto de referencia más apropiado que el  $SBR_{x\%}$  normalmente propuesto (por ejemplo  $SBR_{30\%}$  a  $SBR_{50\%}$ ; ver Sección 5.1) porque se estima  $SBR_{ref}$  usando la biología de la población. Sin embargo,  $SBR_{ref}$  podría ser sensible a la incertidumbre en los parámetros biológicos, tales como la inclinación de la relación población-reclutamiento, mortalidad natural, madurez, fecundidad, y crecimiento.

Se estima el  $RMS_{ref}$  en 143,967 t y el  $SBR_{ref}$  en 0.04 (Figura 5.5). El  $SBR_{ref}$  bajo es función de la falta de inclusión de una relación población-reclutamiento en el modelo de caso base. Esto es asimismo consistente con que la edad crítica (18 trimestres) sea menor que la edad en la cual se supone que el 50% de las hembras es madura. El RMS con la distribución actual del esfuerzo es solamente el 47% del  $RMS_{ref}$ . Si se explotara la pesquería suponiendo el mismo patrón de selectividad que en la Pesquería 9 (pesquería palangrero del Sur), el RMS sería el 85% del  $RMS_{ref}$ . Es necesaria una mayor investigación para determinar si los puntos de referencia basados en  $RMS_{ref}$  y  $SBR_{ref}$  son apropiadas. En la Sección 5.6 se compara el  $RMS_{ref}$  que supone una relación población-reclutamiento.

## 5.6. 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. El caso base usó la mortalidad por pesca promedio de 2000 y 2001.

Si se incluye un modelo población-reclutamiento con una inclinación de 0.75, se estima que el SBR requerido si la población estuviese produciendo el RMSP sería 0.29, comparado con 0.18 para el caso base y 0.36 para la evaluación previa (Maunder y Harley 2002) (Tabla 5.1). Este valor no cambia mucho para ninguno de los otros análisis de sensibilidad. Los análisis de sensibilidad a inclinación y reponderación estiman multiplicadores de  $F$  menores que el caso base (0.53 y 0.54, respectivamente), mientras que otros son mayores, pero solamente el análisis de sensibilidad a datos palangreros coreanos las estimaciones producen un valor de más de 1 (1.08) (Tabla 5.1 y Figuras B.4, C.4, D.4, E.4, y F.4).

Este análisis estima asimismo un RMS 16% mayor que el caso base.

El multiplicador de  $F$  es mucho más sensible que otras cantidades de ordenación a los períodos de mortalidad por pesca supuestos en los cálculos (Tablas 5.2, H.1, y H.2, y Figuras H.1 y H.2). Suponer las estimaciones recientes (2001 y 2002) de mortalidad por pesca produce  $F$  mucho más bajos (caso base = 0.57), y usar la mortalidad por pesca estimada de 1999 y 2000 produce multiplicadores de  $F$  ligeramente mayores de 1. Con la mortalidad por pesca reciente, todos los análisis de sensibilidad estiman multiplicadores de  $F$  de mucho menos que 1 — el análisis de sensibilidad más optimista predice que el esfuerzo de pesca debería ser reducido un 17%. Si se supone que el esfuerzo de las pesquerías palangreras permanece constante y el multiplicador de  $F$  estimado para las pesquerías cerqueras solamente, la estimación es de 0.03, lo cual sugiere que el esfuerzo de estas pesquerías debería ser reducido un 97%.

### 5.7. Resumen de la condición de la población

Al principio de enero de 2003, la biomasa reproductora de atún patudo en el OPO estaba empezando a disminuir de un nivel alto reciente. En ese momento el SBR era aproximadamente 0.27, un 49% mayor que el nivel que se esperaría produciría el RMSP ( $SBR_{RMSP}$ ), con límites de confianza superior e inferior ( $\pm 2$  desviaciones estándar) de aproximadamente 0.15 y 0.39. La estimación del límite de confianza inferior es tan sólo ligeramente menor que la estimación de  $SBR_{RMSP}$  (0.18), lo cual sugiere que, al principio de enero de 2003, la biomasa reproductora de patudo en el OPO estuvo por encima del nivel necesario para producir el RMSP.

Los intervalos de confianza relativamente estrechos ( $\pm 2$  desviaciones estándar) alrededor de las estimaciones de SBR sugieren que, en la mayoría de los trimestres entre enero de 1975 y enero de 1997, la biomasa reproductora de patudo en el OPO fue probablemente mayor que el nivel que se esperaría ocurrir si la población estuviese produciendo el RMSP. La línea de trazos en 0.18 en la Figura 5.1 representa este nivel.

Estimaciones del SBR promedio que se proyecta ocurrirá durante 2003-2007 (Figura 5.1) indican que es probable que el SBR alcance un nivel bajo histórico en 2006 y permanezca por debajo del nivel necesario para que la población produzca el RMSP hasta 2007, y probablemente en años posteriores también. Es probable que ocurra esta disminución independientemente de las condiciones ambientales y la cantidad de pesca que ocurra en el futuro cercano porque las estimaciones de SBR futuros son impulsadas por las cohortes pequeñas producidas durante 1998-2000.

El peso promedio del pescado en la captura de todas las pesquerías combinadas ha estado por debajo del peso crítico (unos 54.7 kg) desde 1993, lo cual sugiere que el patrón reciente de mortalidad por pesca por edad no es satisfactorio del punto de vista de rendimiento por recluta.

La distribución del esfuerzo entre los métodos de pesca afecta tanto el rendimiento por recluta de equilibrio como el rendimiento de equilibrio. Cuando las pesquerías sobre objetos flotantes capturan una gran proporción de la captura total, el rendimiento por recluta máximo posible es menos que cuando predominan las capturas palangreras. Además, si predominan las capturas palangreras, se puede obtener el rendimiento por recluta máximo (o un valor cercano al mismo) con un amplio rango de multiplicadores de  $F$ . Cuando las pesquerías sobre objetos flotantes capturan una gran proporción de la captura total, un rango más limitado de multiplicadores de  $F$  produce un rendimiento por recluta cercano al máximo. Cuando las pesquerías sobre objetos flotantes capturan una gran proporción de la captura total y existe un relación población-reclutamiento, cantidades extremadamente grandes de esfuerzo de pesca causarían un colapso de la población. Cuando predominan las capturas palangreras, la población puede aguantar tasas de mortalidad por pesca sustancialmente mayores. Estas conclusiones son válidas solamente si se mantiene el patrón de selectividad por edad de cada pesquería.

Se estima que las capturas recientes han estado un 40% por encima del nivel de RMSP. 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 que se estima produciría el RMSP es aproximadamente el 79% de

nivel de esfuerzo actual. Reducir el esfuerzo al 79% de su nivel actual incrementaría el rendimiento promedio a largo plazo en solamente un 2%, pero incrementaría el potencial reproductor de la población un 50%. Es posible que la captura de patudo por la flota de superficie sea determinada principalmente por la fuerza de las cohortes que son reclutadas a la pesquería; por lo tanto, las capturas de patudo por la flota de superficie probablemente disminuirán una vez que las cohortes grandes reclutadas durante 1995-1998 ya no sean vulnerables a las pesquerías de superficie. 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.

Con la excepción de la sensibilidad a la inclinación, los análisis sugieren que al principio de 2003 la biomasa reproductora estaba por encima del nivel que estaría presente si la población estuviese produciendo el RMSP. El RMSP y el multiplicador de  $F$  son sensibles a la parametrización del modelo, los datos que se incluyen en la evaluación, y los períodos que se supone representan la mortalidad por pesca media.

En la Figura 5.1 se presentan también estimaciones del SBR promedio que se proyecta ocurrirá durante 2003-2007. Los resultados de la proyección indican que es probable que el SBR alcance un nivel bajo histórico en 2006 y permanezca por debajo del nivel necesario para que la población produzca el RMSP hasta después de 2008. Es probable que ocurra esta disminución independientemente de las condiciones ambientales y la cantidad de pesca que ocurra en el futuro cercano porque las estimaciones de SBR futuros son impulsadas por las cohortes pequeñas producidas durante 1999-2001.

## **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 realizaron 101 simulaciones para cada uno de los escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Las simulaciones comentadas en las subsecciones siguientes fueron realizadas para un período de cinco años, abarcando 2003 a 2007 (con intervalos trimestrales). Se realizaron asimismo simulaciones de este tipo en evaluaciones previas de patudo de Watters y Maunder (2001, 2002) y Maunder y Harley (2002). Se usa este método para la evaluación del caso base y para ciertos análisis de sensibilidad.

Además de la evaluación del caso base, se incluye un análisis de sensibilidad a los supuestos usados en el cálculo de la capturabilidad usada en las proyecciones. La diferencia entre los análisis es el período durante el cual se toman los desvíos del esfuerzo. En la evaluación del caso base se calcula la capturabilidad futura como la capturabilidad promedio multiplicada por los desvíos medios del esfuerzo por trimestre de 2000 y 2001. En el análisis de sensibilidad, se consideraron dos alternativas, (1) suponer capturabilidad media con desvíos de esfuerzo desvíos de 1999 y 2000, y (2) capturabilidad media con desvíos de esfuerzo de 2001 y 2002.

Además del método usado en la evaluación previa, se aplicó un nuevo método con base en la aproximación normal al perfil de verosimilitud. El método usado previamente no toma en consideración incertidumbre en los parámetros; considera solamente incertidumbre acerca de reclutamiento futuro. Una parte sustancial de la incertidumbre total en la predicción de eventos futuros es causada por incertidumbre en las estimaciones de los parámetros del modelo y en las estimaciones de la condición actual. Esta incertidumbre debería ser considerada en cualquier proyección a futuro. Desgraciadamente, los métodos apropiados son a menudo no 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 tanto incertidumbre en los parámetros e incertidumbre acerca del reclutamiento futuro. Este método es aplicado mediante la extensión del modelo



de evaluación durante 5 años adicionales con datos de esfuerzo basados en el promedio de 2001 y 2002, por trimestre, y desvíos de capturabilidad y esfuerzo de 2000 y 2001 (de nuevo por trimestre). Estos son los mismos supuestos usados en el método estándar para proyecciones. No se incluyen datos de captura ni de frecuencia de talla para estos años, y las proyecciones se basan en la capturabilidad media estimada (dentro del modelo de proyección) durante el período de 1975-2002. Se estiman los reclutamientos de los 5 años de la misma forma que en el modelo de evaluación con una pena logarítmica normal con una desviación estándar de 0.6. Se generan aproximaciones normales al perfil de verosimilitud para el SBR, la captura de superficie, y la captura palangrera. Las descripciones a continuación se refieren solamente al método usado en evaluaciones previas.

## **6.1. Supuestos sobre las operaciones de pesca**

### **6.1.1. Esfuerzo de pesca**

Se especificaron los escenarios siguientes para describir la cantidad hipotética de esfuerzo de pesca que podría ejercer la flota de superficie durante 2003-2007.

1. La flota de superficie ejercería una cantidad de esfuerzo equivalente al 75% de la cantidad media de esfuerzo que ejerció durante 2001-2002.
2. La flota de superficie ejercería una cantidad de esfuerzo equivalente a la cantidad media de esfuerzo que ejerció durante 2001-2002.
3. La flota de superficie ejercería una cantidad de esfuerzo equivalente al 125% de la cantidad media de esfuerzo que ejerció durante 2001-2002.
4. La pesquería de superficie no descartaría atún patudo pequeño, o sea, las Pesquerías 10-13 tendrían esfuerzo cero.

Estos escenarios se basan en niveles trimestrales de esfuerzo de pesca. Por ejemplo, en el primer escenario, el esfuerzo en el cuarto trimestre de 2003, 2004, 2005, 2006 y 2007 equivale al 75% del esfuerzo medio ejercido durante el cuarto trimestre de 2001 y 2002.

Se realizaron todas las simulaciones bajo el supuesto que, de 2003 a 2007, la flota palangrera ejercería una cantidad de esfuerzo igual a la que ejerció durante 2000 y 2001 (también por trimestre).

### **6.1.2. Selectividad y capturabilidad**

Se hicieron dos supuestos acerca de la selectividad (el componente por edad de la mortalidad por pesca). En primer lugar, se supuso que la curva de selectividad para cada pesquería incluida en la simulación no cambia durante el curso de la misma. En segundo lugar, se supuso que la curva de selectividad para cada pesquería incluida en la simulación es la misma que estimó el modelo de evaluación de la población (es decir, las curvas de selectividad son las mismas que se presentan en la Figura 4.5).

Se supuso además que la capturabilidad del patudo para cada pesquería incluida en la simulación no cambia durante el curso de la misma. En la Sección 6 se describe la determinación de los niveles futuros de capturabilidad.

### **6.1.3. Descartes**

Se especificaron dos escenarios para describir la situación futura de los descartes de patudo. En el primero se supone que todo el patudo descartado muere; en el segundo, que no hubo descartes porque los peces que normalmente se descartan no son capturados o, al mismo efecto, que todos los patudos descartados sobreviven. La intención no es que el supuesto de no haber descartes represente un escenario en el cual los peces pequeños son retenidos en la captura, ya que esto no fue modelado explícitamente en este estudio de simulación. En la mayoría de los casos, suponer que los peces pequeños serán retenidos es equivalente a suponer que los peces descartados morirán. Por lo tanto, se deben considerar las simulaciones realizadas bajo el primer escenario para ver los resultados de retener peces que normalmente

serían descartados. Sin embargo, cabe también destacar que retención futura de peces pequeños causaría que se subestimaran las capturas simuladas de la flota primaria de superficie (Pesquerías 2 a 5 y 7).

## **6.2. Supuestos sobre la dinámica de población**

Se realizó el estudio de simulación bajo el supuesto que, en el futuro, los parámetros biológicos y demográficos que rigen la dinámica de la población de patudo en el OPO serían similares a los que la rigieron entre enero de 1975 y enero de 2003. En particular, se supuso que la relación población-reclutamiento, función de crecimiento, relación peso-talla, calendario de fecundidad, y curva de mortalidad natural eran iguales a las que se estimaron con o usaron en la evaluación del caso base (Secciones 3 y 4). Con respecto a la evaluación del caso base, se supuso también que el patudo se desplaza por el OPO con suficiente rapidez como para asegurar que la población esté mezclada al azar al principio de cada trimestre (Sección 3.1.3), y que hay una sola población de patudo en el OPO (Sección 3.1.5).

Se añade estocasticidad a cada simulación mediante un muestreo aleatorio de la distribución de anomalías del reclutamiento. Se supone que estas anomalías provienen de la misma distribución que las de la evaluación del caso base. Nótese que las estimaciones de reclutamiento del modelo de evaluación de la población parecen estar autocorrelacionadas (Figura 4.7) pero, en el estudio de simulación, el rendimiento no estuvo autocorrelacionado. Añadir autocorrelación a las series de tiempo de reclutamiento simuladas causaría que los resultados de la simulación fuesen más variables.

## **6.3. Resultados de la simulación**

Se usaron las simulaciones para pronosticar los niveles futuros del SBR, el peso medio del patudo en la captura de todas las pesquerías combinadas, 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 y la Tabla 6.1. La cantidad de incertidumbre es probablemente subestimada porque las simulaciones fueron realizadas bajo el supuesto que los parámetros estimados por y usados en el modelo de evaluación de la población describen correctamente la dinámica del sistema. Tal como se comenta en la Sección 4, no es probable que se cumpla este supuesto.

A menos que se indique lo contrario, todas las comparaciones se basarán en comparar el cuartil de 50% para un análisis de sensibilidad con el cuartil de 50% correspondiente para las proyecciones de esfuerzo medio.

### **6.3.1. SBR predichos**

Dentro del rango de escenarios especificados para el estudio de simulación, se predice que cambios futuros en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie tendrán efectos moderados sobre el SBR (Figura 6.1 y Tabla 6.1). Se predice que incrementar el esfuerzo de superficie al 125% de su nivel medio reciente causará que la estimación mediana del SBR disminuya un 28% para el fin de 2007 (Tabla 6.1). Se predice que reducir el esfuerzo de superficie al 75% de su promedio reciente incrementará la estimación mediana del SBR un 57% (Tabla 6.1).

Tal como se señala en la Sección 5.1, se predice que el SBR disminuirá durante 2003, y es probable que siga inferior al  $SBR_{RMSP}$  (0.18) hasta 2005 y siga disminuyendo durante 2005 (Figuras 6.1a y 6.1b). Esta tendencia se debe a la serie de cohortes pequeñas que se estima fueron reclutadas durante 1998-2000 y a la mortalidad por pesca alta de las mismas (Figura 4.9). Esta disminución ocurrirá independientemente de las condiciones ambientales y la cantidad de esfuerzo de pesca ejercida durante los dos años próximos. Se proyecta que la tasa de aumento subsecuente de la biomasa reproductora a partir de 2006 dependerá de los niveles futuros de esfuerzo de pesca de superficie, y un aumento en los niveles de esfuerzo resultará en que cualquier aumento ocurra más lentamente (Figura 6.1a). Cabe notar que se suponen condiciones

ambientales medias durante todo el período de la proyección. Si las condiciones ambientales afectan el reclutamiento (tal como sugieren los resultados presentados en la Sección 4.2.2), las condiciones durante los dos años próximos afectarán solamente el grado al cual aumenta el SBR a partir del fin del período de proyección.

Si la flota de superficie continúa ejerciendo una cantidad media de esfuerzo de pesca, se predice que el SBR será moderadamente sensible a supuestos sobre la situación del atún patudo descartado (Figura 6.1a y Tabla 6.1). Si no se captura el patudo pequeño que normalmente se descarta, o si los peces descartados sobreviven, se predice que el SBR será un 14% mayor que lo que se predice si se supone que el patudo descartado muere (Tabla 6.1a). Este resultado sugiere que evitar descartes de patudo pequeño de las capturas sobre objetos flotantes incrementaría la población reproductora.

Si se incluye en el análisis la incertidumbre en la estimación de los parámetros, más la incertidumbre acerca del reclutamiento futuro (ver Sección 6.5), los resultados para el SBR proyectado son sustancialmente menos seguros (Figura 6.1b), pero los intervalos de confianza de 95% del SBR en 2005-2007 todavía no abarcan el  $SBR_{RMSP}$ .

### **6.3.2. Peso promedio predicho del patudo en la captura combinada**

Dentro del rango de escenarios especificados para el estudio de simulación, se predice que cambios futuros en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie tendrá efectos moderados sobre el peso promedio del patudo capturado por pesquerías operando en el OPO (Figura 6.2 y Tabla 6.1). Se predice que, al cabo de cinco años, incrementar el esfuerzo de superficie al 125% de su nivel medio reciente causará que el peso promedio de peces en la captura combinada disminuya en un 14% (Tabla 6.1). Se predice que reducir el esfuerzo de superficie al 75% de su promedio reciente incrementará el peso promedio de peces en la captura en un 23% (Tabla 6.1). Bajo todos los escenarios del esfuerzo simulado, se predice que el peso promedio de peces en la captura durante 2006 será inferior al peso crítico (compárense el peso crítico estimado de unos 54.7 kg con los cuantiles de 80% en la Tabla 6.1). Estos resultados sugieren que será difícil maximizar el rendimiento por recluta sin reducir la cantidad de esfuerzo de pesca ejercida por la flota de superficie a niveles inferiores al 75% del promedio reciente.

Si las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes continúan ejerciendo una cantidad media de esfuerzo, evitar descartes (o asegurar que los peces descartados sobrevivan) incrementará el peso promedio de peces en la captura combinada en un 18% para el fin de 2006 (Figura 6.2 y Tabla 6.1). Este resultado es de esperar porque las pesquerías de descarte (Pesquerías 10-13) capturan grandes cantidades de peces pequeños, y esto influye sobre la estimación del peso promedio. El punto importante es que evitar descartes aumentará sustancialmente el rendimiento por recluta. Se concluyó previamente que sería necesaria una reducción sustancial en la cantidad de esfuerzo de pesca de superficie para maximizar el rendimiento por recluta, pero se puede moderar esta reducción si se evitan los descartes.

### **6.3.3. Capturas predichas de las pesquerías de superficie primarias**

Si el nivel futuro de esfuerzo aumenta en un 25%, se predice que las capturas trimestrales de la flota de superficie durante 2006 disminuirán un 3% (Tabla 6.1). Similarmente, si el nivel futuro de esfuerzo disminuye en un 25%, se predice que las capturas trimestrales de la flota de superficie durante 2006 serán sólo un 7% menores que aquéllas predichas con niveles promedio de esfuerzo (Tabla 6.1). Esta disminución con esfuerzo aumentado es consistente con que el multiplicador de  $F$  sea menos de 1.

Si las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes continúan ejerciendo una cantidad media de esfuerzo, evitar descartes (o asegurar que los peces descartados sobrevivan) podría incrementar las capturas futuras de la flota de superficie (Figura 6.3 y Tabla 6.1). Se predice que evitar descartes aumentará la captura de superficie durante 2006 en un 5% (Tabla 6.1). Evitar descartes puede incrementar la captura de la flota de superficie porque sobreviviría un mayor número de peces pequeños y la biomasa total de las cohortes a las que son reclutados puede aumentar gracias a ganancias debidas a

crecimiento (Sección 5.2).

#### **6.3.4. Capturas predichas de la flota palangrera**

Los resultados del estudio de simulación sugieren que cambios futuros en la cantidad de esfuerzo ejercido por la flota de superficie pueden afectar las capturas de la flota palangrera (Figura 6.4 y Tabla 6.1). Se predice que la captura palangrera durante 2006 aumentará en un 18% si se reduce el esfuerzo de pesca de superficie al 75% de su promedio reciente para los 5 años próximos (Tabla 6.1). Similarmente, se predice que la captura palangrera durante 2006 disminuirá en un 27% si se aumenta el esfuerzo de pesca de superficie al 125% de su promedio reciente (Tabla 6.1).

Se predice que la captura futura palangrera es moderadamente sensible a que la flota de superficie continúe descartando patudo pequeño al clasificar las capturas sobre objetos flotantes (Figura 6.4 y Tabla 6.1). Evitar descartes no afectaría la captura palangrera trimestral durante 2006 de forma sustancial (Tabla 6.1).

#### **6.4. Sensibilidad al método usado para calcular las tasas de mortalidad por pesca**

Los resultados de las proyecciones son sensibles al período promediado para calcular la capturabilidad futura. El caso base supone la capturabilidad (incluyendo desvíos del esfuerzo) de 2000 y 2001 – comparamos esto con proyecciones basadas en la capturabilidad en 1999 y 2000, y 2001 y 2002 (Tablas H.3 y H.4 y Figuras H.3 a H.6). El uso de capturabilidad de 1999 y 2000 produce resultados generalmente similares, pero predice capturas futuras ligeramente menores y SBR marginalmente mayores. La capturabilidad de 2001 y 2002 predice capturas mucho mayores para las pesquerías de cerco y capturas palangreras menores. El SBR es reducido a casi la mitad de las proyecciones del caso base. Usar la capturabilidad de 2001 y 2002 con una inclinación de 0.75 esencialmente extingue la población.

#### **6.5. Resultados usando la aproximación normal al perfil de verosimilitud**

En general, las estimaciones de la aproximación normal al perfil de verosimilitud son iguales a las estimaciones que usan el método previo, ya que ambas usan los mismos supuestos sobre esfuerzo y capturabilidad. La diferencia ocurre en los intervalos de confianza, que son mucho más anchos en el caso del método de perfil de verosimilitud. Estas estimaciones de los intervalos de confianza son más realistas porque incluyen incertidumbre en los parámetros.

#### **6.6. Resumen de resultados de la simulación**

Las cohortes pequeñas de atún patudo que fueron aparentemente reclutadas a las pesquerías en el OPO durante 1998-2000 deberían causar que el SBR disminuye durante 2003 y que sea sustancialmente inferior al  $SBR_{RMSP}$ . Durante 2003, la biomasa reproductora de patudo en el OPO debería disminuir a niveles históricamente bajos, y seguir disminuyendo posteriormente. Se predice que esta disminución ocurrirá independientemente de la cantidad de pesca y de las condiciones ambientales en el futuro cercano. Se proyecta que el SBR seguirá disminuyendo durante 2004-2006.

Se predice que cambios en el nivel de esfuerzo de pesca de superficie afectarán el SBR, el peso promedio del pescado en la captura de todas las pesquerías combinadas, y la captura total de la flota palangrera. Se predice que incrementar el nivel de esfuerzo de pesca de superficie al 125% de su promedio reciente reducirá el SBR, reducirá el peso promedio del pescado en la captura combinada, incrementará la captura total tomada por la flota de superficie, y reduciría la captura total tomada por la flota palangrera. Se predice que reducir el nivel del esfuerzo de pesca de superficie al 75% de su promedio reciente tendría el efecto contrario.

Prevenir los descartes de patudo pequeño de las capturas en lances sobre objetos flotantes (o asegurar que los peces descartados sobrevivan) incrementaría el SBR, el rendimiento por recluta, la captura tomada por la flota de superficie, y la captura tomada por la flota palangrera. Por lo tanto, cualquier medida que en efecto reduzca la mortalidad de patudo de unos 2-5 trimestres de edad podría ayudar a lograr varios objetivos de ordenación.

El análisis de sensibilidad indica que, si las tasas de mortalidad por pesca continúan en sus niveles recientes (2001 y 2002), las capturas palangreras y el SBR disminuirán dramáticamente a niveles extremadamente bajos. Ya que el caso base no incluye una relación población-reclutamiento, el reclutamiento no disminuirá, por lo que se predice que las capturas cerqueras permanecerán en niveles moderados.

## **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 de 2002 y nuevos datos recabados durante 2003.

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, procuraremos obtener datos para pesquerías recientemente desarrolladas y crecientes.

La colección y análisis de datos de otolitos de patudos capturados en el OPO, actualmente en proceso, ayudará a determinar la talla a edad media y la variación en la talla a edad.

### **7.2. Refinamientos del modelo y métodos de evaluación**

El personal de la CIAT piensa continuar el desarrollo del método A-SCALA y seguir refinando la evaluación de la población de atún patudo en el OPO. En particular, se piensa extender el modelo para permitir incorporar en los análisis de A-SCALA información sobre tasas de mezcla y mortalidad por pesca obtenida de los estudios de marcado realizados por la CIAT. Se piensa también investigar de nuevo los índices de abundancia de patudo de las CPUE de buques cerqueros pescando en el OPO. Si la investigación tiene éxito, se integrarán los resultados, en todo caso posible, en evaluaciones futuras de la población.

Se desarrollará una función de verosimilitud que condicione los datos de otolitos sobre las frecuencias de talla de la población para producir estimaciones de variación en la talla a edad.

El método de perfil de verosimilitud para realizar proyecciones será elaborado más en un intento de reemplazar el método usado en evaluaciones previas.

El personal de la CIAT continuará análisis de datos de marcado para examinar hipótesis sobre tasas de mezcla y para la integración de datos de recaptura en el modelo para ayudar en la estimación de tasa de mortalidad por pesca.

Se proseguirá el desarrollo de puntos de referencia consistentes con el enfoque precautorio a la ordenación de pesquerías.

Continuará la colaboración con la SPC en el modelo del patudo del Pacífico entero.

## REFERENCE-REFERENCIAS

- 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., Stand. Comm. Tuna Billfish 15, Work Pap. BET-1*: 37 p.
- 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., Stand. Comm. Tuna Billfish 14, Work Pap. BET-1*: 31 p.
- 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., Stand. Comm. Tuna Billfish 12, Work Pap. BET-2*: 18 p.
- 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 Assessment Report*, 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. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep.* 4: in press,
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-*

- Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. 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.
- McAllister, M. K. and J. N. Ianelli. 1997. Bayesian stock assessment using catch-age data and the Sampling/Importance Resampling Algorithm. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 284-300.
- Nakamura, E.L. and J.H. Uchiyama. 1966. Length-weight relations of Pacific tunas. In Proc., Governor's [Hawaii] Conf. Cent. Pacif. Fish. Resources, edited by T.A. Manar, Hawaii: 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.
- 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 Asses. 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 Asses. 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 Asses. Rep. 2: 147-246.

**STATUS OF STRIPED MARLIN IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2002  
AND OUTLOOK FOR 2003-2004**

by

**Michael G. Hinton and Mark N. Maunder**

**CONTENTS**

1. Executive summary.....	287
2. Data.....	288
3. Assumptions and parameters .....	288
4. Stock assessment.....	289
5. Stock status .....	291
6. Future directions .....	291
References.....	308
Figures .....	293
Tables.....	299

The stock structure of striped marlin, *Tetrapturus audax*, is not well known in the Pacific Ocean. There are indications that there is only limited exchange of striped marlin between the eastern Pacific Ocean (EPO) and the central and western Pacific Ocean, so it is considered herein that examinations of local depletions and independent assessments of the striped marlin of the EPO are meaningful.

This report is an update of the information presented by Hinton and Bayliff (2002). As such, it is abbreviated and does not repeat large sections of information contained therein which have gone essentially unchanged. Instead it focuses specifically on the recommendation of Section 6.3 that “As more data become available these analyses should be updated to ensure that, if there develop indications that the condition of the stock(s) of striped marlin has deteriorated, action could be considered and taken in a timely manner.”

## **1. EXECUTIVE SUMMARY**

Striped marlin occur throughout the Pacific Ocean between about 45°N and 45°S. They are caught mostly by the longline fisheries of Far East and Western Hemisphere nations. Lesser amounts are caught by recreational, gillnet, and other fisheries. During recent years the greatest catches in the EPO have been taken by fisheries of Japan, Costa Rica, and Korea.

Striped marlin reach maturity when they are about 40 cm long, and spawning occurs in widely-scattered areas of the Pacific Ocean.

Few tagging data are available on the movements of striped marlin. Tagged fish released off the tip of the Baja California peninsula generally have been recaptured near where they were tagged, but some have been recaptured around the Revillagigedo Islands, a few around Hawaii, and one near Norfolk Island.

The catch rates of striped marlin off California and Baja California tend to be greater when the sea-surface temperatures are higher and when the thermocline is shallow. The catch rates are greater on the shallower hooks of longlines, especially when the thermocline is shallow.

The stock structure of striped marlin is uncertain. An analysis of trends in catch rates in temporally-static subareas of the EPO suggests that the fish in the EPO consist of one stock. Genetic studies (Graves and McDowell, 1994) suggested that there are separate stocks in the eastern and western south Pacific and that there may be separate stocks with centers of distribution in the regions proximate to Hawaii in the north-central Pacific and to Ecuador and to Mexico in the EPO. A preliminary examination of the distributions of lengths of fish landed in northern and southern subareas of the EPO supports the results of the genetic studies. Thus the conclusions reached herein for a single-stock model, chosen on the basis of



trends in catch rates, should be considered tentative, and efforts should be undertaken to resolve the question of stock structure of striped marlin in the EPO.

To this end a collaborative study to investigate the stock structure and status of striped marlin in the Pacific has been undertaken. Results from analysis of genetic samples from about 800 fish is soon to be completed, but preliminary analyses indicate that the striped marlin in the regions off Mexico and Ecuador in the EPO are from a single stock. The collaborative research into the structure and status of stocks of striped marlin in the Pacific will probably continue, as it is unlikely that the above mentioned analysis will answer all the questions about the stock structure.

Analyses of stock status were made using two production models taking into account the time period when billfish were targeted by longline fishing in the EPO. The results from a Pella-Tomlinson model yielded estimates of average maximum sustainable yield (AMSY) of 3,700 to 5,000 metric tons (t), with a current depletion ratio, or ratio of current biomass (B) to the estimated unfished population biomass ( $B_0$ ), of about 0.47. The ratio of B to the biomass that may be expected to yield AMSY ( $B_{AMSY}$ ) ranged from about 1.0 to 1.9. The results from analyses using the Deriso-Schnute delay-difference population model yielded estimates of AMSY of 8,700 to 9,200 t, with current depletion ratios of 0.68 to 0.70, and B to  $B_{AMSY}$  ratios of about 1.2 to 1.6.

The current analysis of updated catch rate data obtained by using new models and methods produces results consistent with those presented in the previous assessment of striped marlin. Landings and standardized fishing effort for striped marlin in the EPO decreased from 1990-1991 through 1998, and this general decline has continued, reaching new lows in preliminary estimates of retained catch in 2000 and 2001 of about 1,500 t, which are well below estimated AMSY harvest levels. This may result in a continued increase in the biomass of the stock in the EPO.

Based on the analyses and hypotheses herein, it is considered that the striped marlin stocks in the EPO are in good condition, with current and near-term anticipated fishing effort less than  $F_{AMSY}$ , that amount necessary to produce the AMSY.

## **2. DATA**

### **2.1. Effort, catch, and landing data**

Landings of billfish are fairly well known due to the value of these fish in commerce. However, there remain unreported landings from artisanal and recreational fisheries and from some components of the commercial longline fisheries operating in the region.

Most of the commercially-landed striped marlin are taken by the longline fisheries of Far East and Western Hemisphere nations. Lesser amounts of striped marlin are or have been landed by the other fisheries described by Hinton and Bayliff (2002, Section 2.1). Data on the commercial landings of striped marlin in the EPO are shown in Table 2.1.1.

## **3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS**

### **3.1. Environmental influences**

Information on the relationship of striped marlin to their environment is given by Squire (1974a, 1985, and 1987b), Hanamoto (1974, 1978, and 1979), Miyabe and Bayliff (1987), Holts and Bedford (1990), Nakano and Bayliff (1992), Brill *et al.* (1993), Uosaki and Bayliff (1999), and Okamoto and Bayliff (2003).

Squire (1974a) found that the catch rates for striped marlin per half-month period for San Diego-based recreational fishing vessels were 40.5 fish per period when the sea-surface temperatures (SSTs) were less than 20°C, 99.2 fish per period when the SSTs were between 20° and 21.1°C, and 122.7 fish per period when the SSTs were greater than 21.1°C. When the 21.1°C isotherm was continuous the catch rates were greater than when it was discontinuous. Squire (1985) found that the landings from off Southern

California were greatest when there were continuous isotherms of 22.2°C. He stated that "it is reasonable to assume that the ocean temperatures ... never attain values that would result in a maximum catch ... because catches appear to be increasing at the peak continuous isotherm recorded (... 22.2°C)." Squire (1987b) reported that the landings of striped marlin were distributed further to the north during the 1983 El Niño event than during "normal" years. Hanamoto (1974) reported that the catch rates of striped marlin for longliners are greater off Baja California when the thermocline is shallow and attributed this to more abundant supplies of food during such conditions. Nakamura (1985) reported that the distribution of this species was generally bounded by the 20° and 25°C isotherms, at least in the western Pacific Ocean.

Holts and Bedford (1990) described the vertical movements of 11 striped marlin that were tracked with ultrasonic tags off Southern California. The fish spent most of their time in the upper mixed layer, at temperatures of 19° to 20°C, but sometimes descended to depths where the temperatures were less than 12°C. Four of the fish occupied greater depths at night than during the day. The maximum depth to which a fish descended was about 90 m. Brill *et al.* (1993) tracked six striped marlin in the vicinity of Hawaii. The fish spent about 80 percent of their time in waters with temperatures between 25° and 27°C, and never occupied water with temperatures less than 18°C. The maximum depth to which a fish descended was about 170 m. Abitia *et al.* (1998) stated that in the vicinity of Cape San Lucas, Baja California Sur, striped marlin feed on pelagic fishes during the day and "occasionally migrate to deeper waters to consume prey which live near or on the sandy bottoms."

Analyses of the compiled data for this study indicated that the majority of the records with striped marlin occurred in waters with SSTs between 25° and 27°C, with only 32 records of catch in area with SSTs less than 17°C. These records were identified as outliers during preliminary data screening (see analysis using S-Plus below), and in the final analysis the areas within the region considered habitat for striped marlin were those areas with bimonthly period SST >16°C.

### **3.2. Stock structure**

The stock structure of striped marlin in the Pacific Ocean has not been well determined. Striped marlin are distributed throughout the temperate and warmer waters of the Pacific (Nakamura, 1985). Yoshida (1981) indicated hypotheses of either a single pan-Pacific stock, or two stocks, one north and one south of the equator, with mixing in the EPO. Hinton and Bayliff (2002, Section 3.3) considered that the most of the information available at the time supported the hypothesis of one stock in the EPO, and recommended further study of the stock structure of striped marlin in the Pacific.

Results from analysis of genetic samples from about 800 fish is expected to be completed in the next few months, but at this time it is suggested from preliminary analyses that the striped marlin in the regions off Mexico and Ecuador in the EPO are comprised of a single stock (Dr. John Graves, Virginia Institute of Marine Science, personal communication, May 2003). As a result, this analysis was restricted to updating the previously-suggested model (Hinton and Bayliff, 2002).

## **4. STOCK ASSESSMENT**

### **4.1. Indices of abundance and previous assessments**

Trends in catch rates of striped marlin in the EPO have previously been calculated, using data from longline fisheries, as catch per unit of nominal effort (CPUE; Kume and Schaefer, 1966; Kume and Joseph, 1969; Joseph *et al.*, 1974; Shingu *et al.*, 1974; Miyabe and Bayliff, 1987; Skillman, 1989; Suzuki, 1989; Nakano and Bayliff, 1992; Uosaki and Bayliff, 1999; Anonymous, 2002; Okamoto and Bayliff, 2003). Skillman (1989) considered that there was a single Pacific stock, and, using data for 1952-1984 in production modeling, concluded that "the Pacific fishery for striped marlin is apparently still in the development stage, and the MSY [maximum sustainable yield] level has not yet been approached by the fishery." Suzuki (1989) used catch-rate-based boundaries for northern and southern stocks at the equator west of 130°W and at 10°N east of 130°W. He found that for the northern stock there were sustained

landings over a wide range of fishing effort and no trend in CPUE. From this he “inferred that the fishing impact on the north stock may not be high enough to be a dominant factor in changing stock size.” For the southern stock, he used data for 1952-1985 and production modeling to estimate that the AMSY of this stock was on the order of 6,000 to 9,000 t and that the fishery was then exploiting the stock at near optimum levels.

Holts and Prescott (2001; Figure 1b) show the catch rates of striped marlin by recreational fishermen off Baja California. There was no significant trend in these catch rates ( $p = 0.4$ ) which varied between about 0.3 and 0.8 fish per angler day from 1969 to 2000. They also show that the rates for recreational fishermen off Southern California remained nearly constant, at less than 0.2 fish per angler day, except for rates of about 0.3 fish per angler day in 1985, and that the catch rates for fishermen in Hawaii have increased steadily from 1969 until about 1986 and after that have remained relatively constant at about 0.1 fish per angler day.

The assessment of Hinton and Bayliff (2002) was obtained using a series of  $\Delta$ -distribution models (Pennington, 1996) fit using general linear models (GLMs) to obtain annual abundance indices, and the Deriso-Schnute delay-difference population model (Quinn and Deriso, 1999) was used with catch and effort data for 1955-1998 from the area east of 150°W to investigate the dynamics of striped marlin stocks in the EPO. Recruitment was modeled with a Beverton-Holt recruitment curve (Ricker, 1975). They concluded that the stock(s) of striped marlin in the EPO were at or near the level expected to provide landings at the AMSY level of about 4,500 t (range: 4,300 to 4,700 t), and that the 1998 stock biomass was about 1.01 times the biomass expected at AMSY ( $B/B_{\text{AMSY}}$  ratio = 1.01).

## 4.2. Assessment

Standardized measures of CPUE were obtained by minimizing a log-likelihood function of observed and estimated catch obtained using GLMs and the statistical habitat-based model (statHBS: Hinton and Nakano, 1996, Hinton, 2001) with and without GLM components. Model selection followed guidelines and recommendations summarized by Hinton and Maunder (2003), with selection of the final two models for consideration in dynamics based on cross-validation selection criteria of Maunder and Hinton (Submitted).

Standardized effort for striped marlin was obtained at 2° latitude by 5° longitude by bimonthly resolution for the 1963 to 2001 period for the longline fishery of Japan. The first year in the series was judged to be that in which the fishery was well distributed over much of the area, though more recently the fishery in the northeastern region of the EPO has experienced significant decreases in fishing effort by this fleet (Hinton and Bayliff, 2002). The period from 1964 to 1974 has been noted to be a period with specific targeting of billfishes, particularly in the northeasternmost portions of the EPO (Miyabe and Bayliff, 1987), and this is addressed in the dynamics models examined in analyses presented herein by incorporating two coefficients of catchability ( $q$ ), one for the 1964 to 1974 period, and one for all other years.

Initial analyses using SPlus were made to help determine the constant to be added to catch to prevent problems encountered when attempting to take the natural logarithm of zero. These included examination of residuals and diagnostic plots from GLM models fitted to selections of the data, which provided information on outliers (see section on environmental influences above). Once this preliminary step was completed, catch rate standardization models were fitted using AD-Model Builder, and the dynamics model was fitted using Solver [Microsoft Excel 2002 (SP-2)].

The final two standardization models selected were a GLM, with cross-validation score (cvs) equal to 62 percent of the score achieved by fitting the nominal effort series (hereafter GLM+), and a statHBS model (Hinton, 2001) with GLM components, which had a cvs of 63 percent of the nominal score (hereafter HBS+). Results of fitting the models, and trends in total catch and estimated total standardized effort based on GLM+ are shown in Figure 4.2.1. The lower the cvs the better the performance of the model in predicting the values of catch observed in a set of data randomly selected from the full data set available

for fitting the model, but not used in model development or fitting. Standard regression diagnostics from the fitting are presented in Figures 4.2.2-4.2.4.

An analysis of the dynamics of the population using a Pella-Tomlinson model (Pella and Tomlinson, 1969) using GLM+, one and two coefficients of catchability as described above, and not fitting to recruitment residuals, across a range of  $B_{\text{AMSY}}/B_0$  from 0.1 to 0.5, yielded estimates of the AMSY on the range of 3,400 to 4,100 t, and 3,700 to 5,000 t for one and two  $qs$  (Figure 4.2.5). The current depletion ratio is estimated to be about 0.33 and 0.48. The biomass level with respect to  $B_{\text{AMSY}}$  is dependent on the value used for  $B_{\text{AMSY}}/B_0$ . There was no significant difference ( $\chi^2_1; p < 0.84$ ) in the log likelihood values observed across the range of  $B_{\text{AMSY}}/B_0$  for the two- $q$  model (Table 4.2.1). Model fits were obtained using Solver [Microsoft Excel 2002 (SR-2)].

The results from an analysis of the dynamics of the population using the Deriso-Schnute delay difference population model (Quinn and Deriso, 1999) fitted to GLM+ using two  $qs$  is summarized in Table 4.2.2. The model was fit across a range of estimates of survival and growth (Hinton and Bayliff, 2002, Section 4.2) while controlling steepness. The results appear more sensitive to estimates of growth and survival than to steepness: there is no significant difference ( $\chi^2_1; p < 0.58$ ) between fits with log likelihoods greater than 110, but the differences between these likelihoods and those with lower observed values are significant ( $\chi^2_1; p < 0.026$ ). For fits with log likelihoods greater than 100, estimates of AMSY were 8,700 to 9,200 t, with current depletion ratios of 0.68 to 0.70.

The results from these analyses are consistent with the results obtained using the Deriso-Schnute delay-difference population model, using catch and effort data for 1955-1998 period, as presented by Hinton and Bayliff (2002, Section 4).

## 5. STOCK STATUS

The results cited indicate that striped marlin in the EPO are at or above the level expected to provide landings at AMSY for the Pella-Tomlinson one- $q$  model when  $B_{\text{AMSY}}/B_0 < 0.35$ , and for the two- $q$  model for all values of  $B_{\text{AMSY}}/B_0$  investigated. The current production is estimated at about 3300 to 3800 t, which is substantially more than the current catch. The results from the Deriso-Schnute model with two  $qs$  indicated that striped marlin are above the level expected to provide landings equivalent to AMSY, and that the current depletion ratio is greater than indicated by the Pella-Tomlinson model.

There has been a decreasing trend in standardized fishing effort since about 1990-1991. Early indications are that the nominal fishing effort will continue for the next few years at or below levels observed in recent years. Based on the analyses and hypotheses herein, it is considered that the striped marlin stocks in the EPO are in good condition, with current and near-term anticipated fishing effort less than  $F_{\text{AMSY}}$ , the amount necessary to produce the AMSY.

## 6. FUTURE DIRECTIONS

### 6.1. Collection of new and/or updated information

In general, previous recommendations made concerning data and information on striped marlin remain true.

There remain questions about the stock structure of striped marlin in the EPO. New genetic analyses are expected and collaborative effort to analyze the status of stocks of striped marlin that utilize information from those studies, and to incorporate available biological and tagging data, will continue when those genetic results are available. As a result, this analysis was restricted to updating the previously suggested model of Hinton and Bayliff (2002).

Assessment analyses would benefit significantly from improved information on the growth rates and natural mortality rates of striped marlin. This species exhibits sexual dimorphic growth, and improved esti-

mates of sex-specific size at age, with estimates of the landings by sex, would be expected to increase confidence in the results. These improvements would require increased on-board sampling for biological data, and improvements in techniques for aging of striped marlin.

Estimates of total removals of fish from a population are critical to stock assessment. There remain undocumented and unreported landings of striped marlin from the EPO. Efforts have been undertaken to increase reporting of landings made by recreational, artisanal and small-scale commercial fisheries, and attempts are being made to obtain estimates of landings of components of the large-scale longline fisheries for which data are not now available. Though there have been improvements in these areas during the intervening period, these efforts should be pursued with diligence.

## **6.2. Assessment model development**

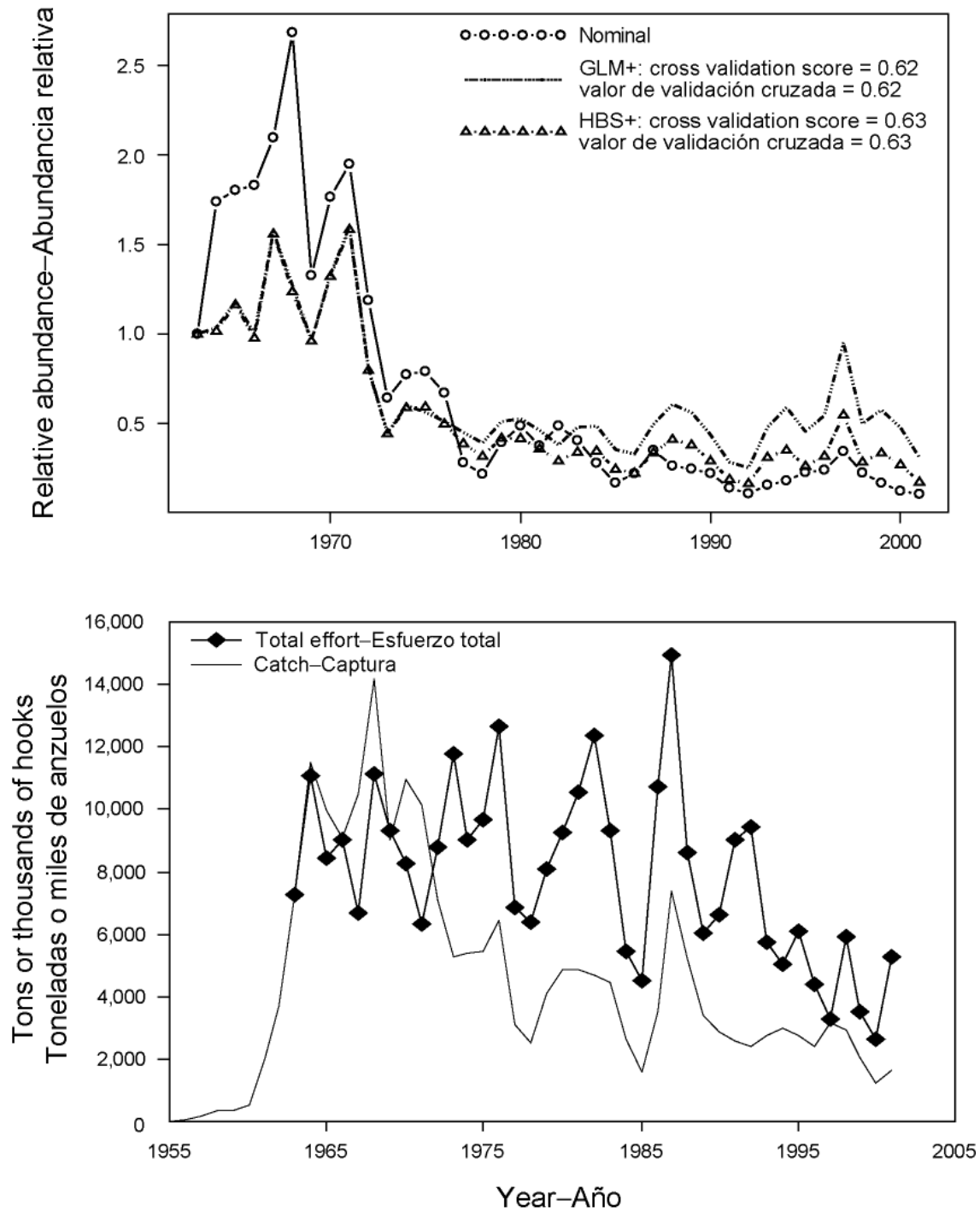
Significant progress has been made during the year in developing a consistent approach to model development and selection criteria (Hinton and Maunder, 2003, Maunder *et al.*, 2002, Maunder and Hinton, Submitted).

A more detailed analysis of the distribution of relative abundance and of length frequencies of striped marlin on small spatial and temporal scales in the EPO should be made to determine if there exist identifiable stocks with dynamic stock boundaries in the region. If such are found, then updated analyses of stock status may be made.

A collaborative effort examining the stock structure and status of striped marlin in the Pacific Ocean was initiated during 2002. Progress has been made on compiling data bases and on preparing initial analyses of parts of the data, and it is expected that this effort will continue through 2003. Hypotheses analyzed in this effort will include those developed from analyses of genetic information, and information based on fisheries (*e.g.* Squire and Suzuki, 1990).

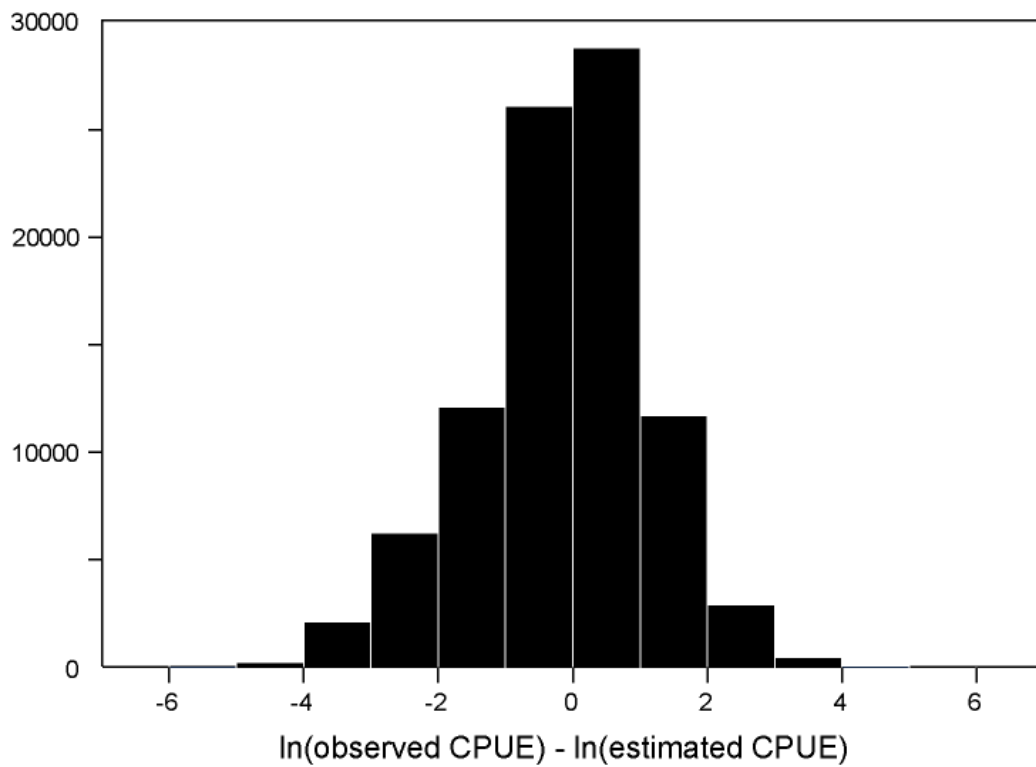
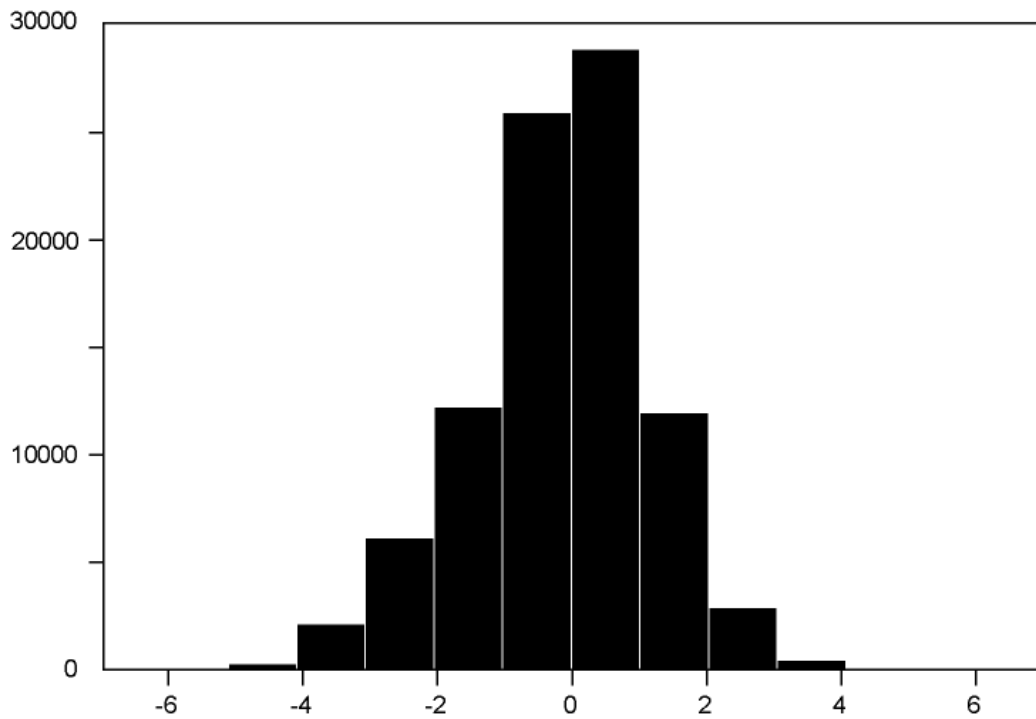
## **6.3. General**

As more data become available these analyses should be updated to ensure that, if there develop indications that the condition of the stock(s) of striped marlin has deteriorated, action could be considered and taken in a timely manner.

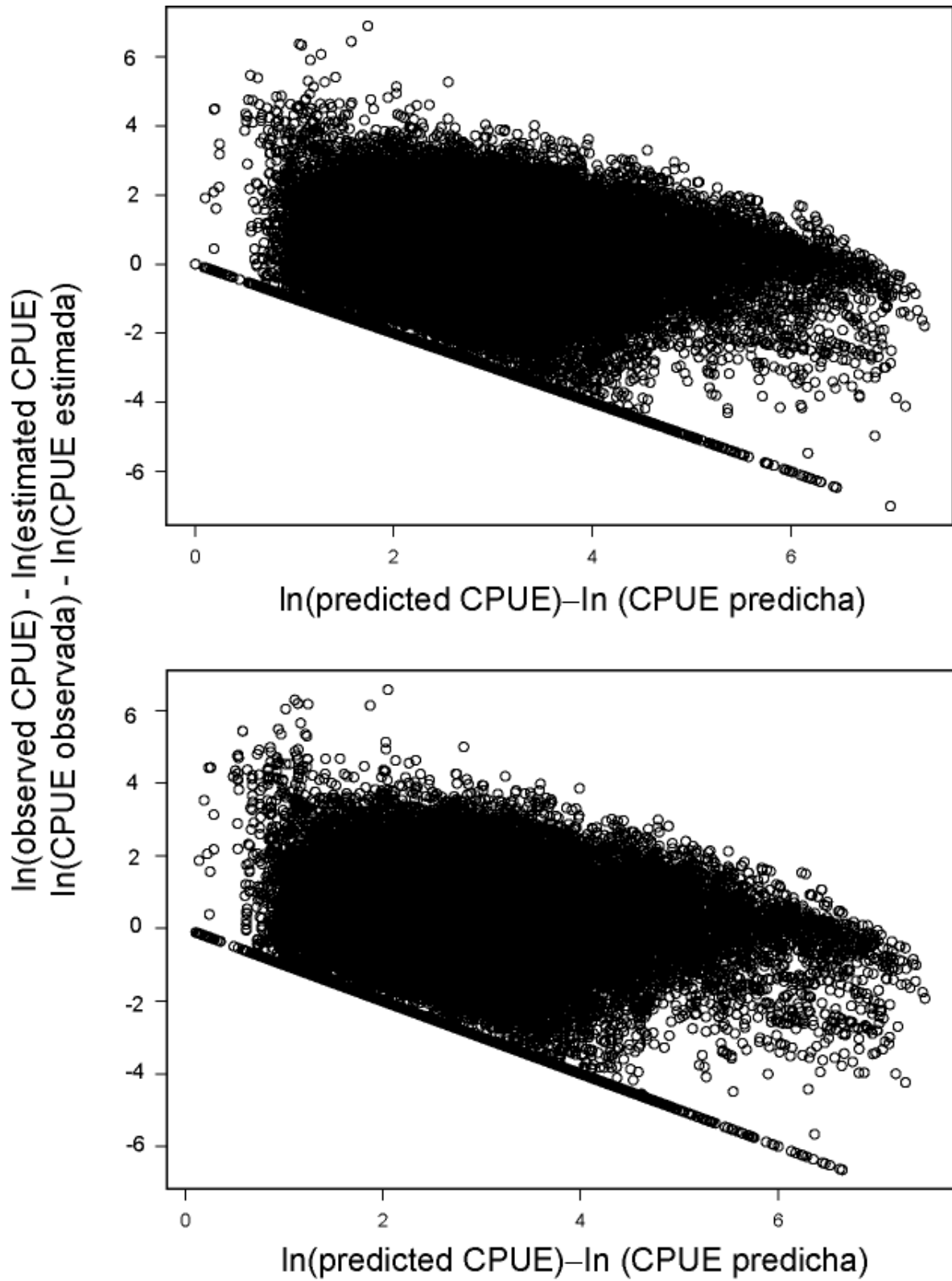


**FIGURE 4.2.1.** Upper: Fitted GLM+ and HBS+ versus nominal catch rates for striped marlin in the eastern Pacific Ocean (EPO), 1963-2001. Lower: Total catch (metric tons, 1954-2001) and estimated total standardized effort based on GLM+ (1963-2001) for striped marlin in the EPO.

**FIGURA 4.2.1.** Superior: MLG+ y APC+ versus tasas de captura nominal de marlín rayado en el Océano Pacífico oriental (OPO), 1963-2001. Inferior: Captura total (toneladas métricas, 1954-2001) y esfuerzo total estandarizado estimado basado en MLG+ (1963-2001) de marlín rayado en el OPO.

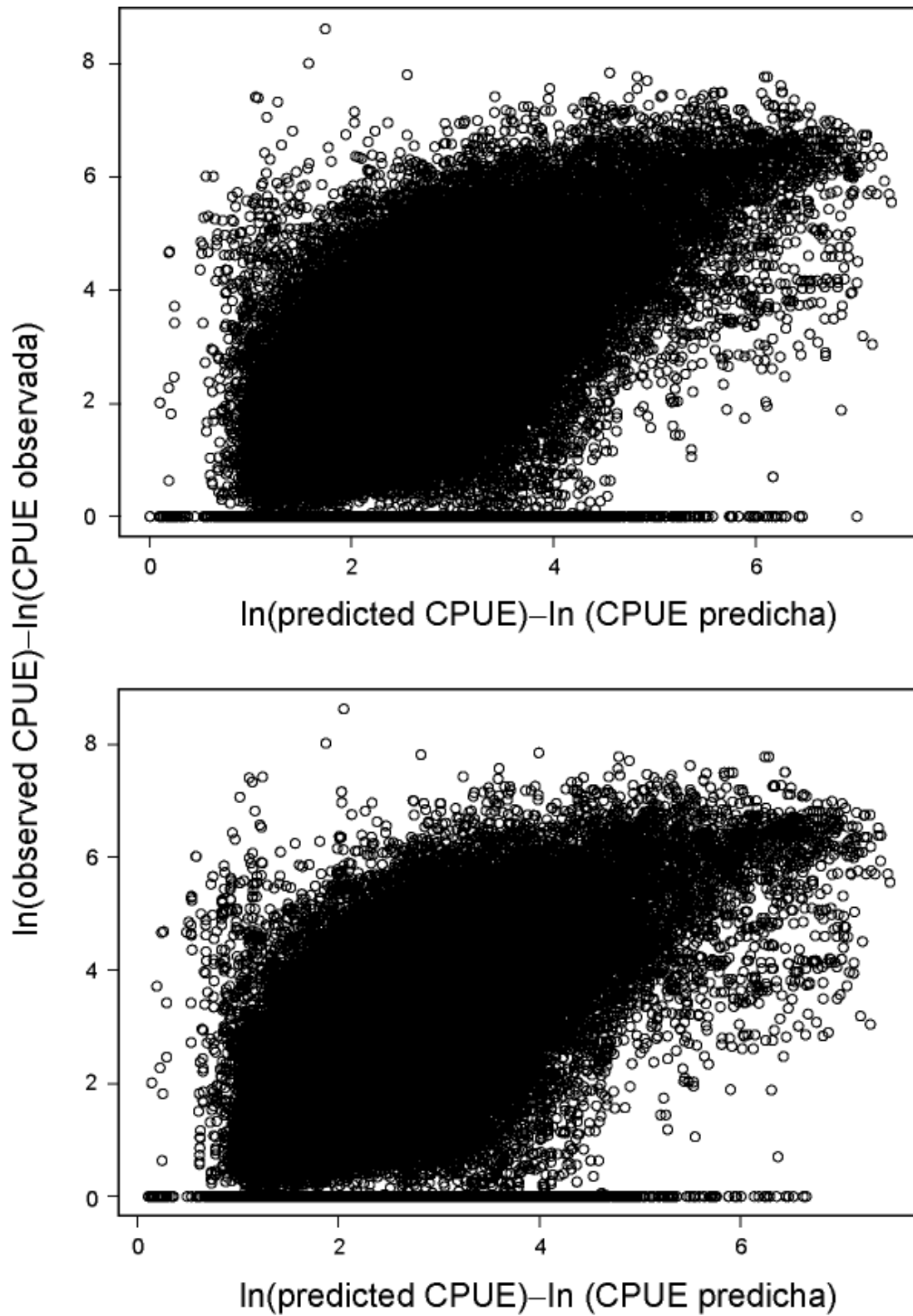


**FIGURE 4.2.2.** Frequency distribution of residuals from fitted GLM (upper) and HBS (lower) models.  
**FIGURA 4.2.2.** Distribuciones de frecuencia de residuales de modelos MLG (superior) y APC (inferior) ajustados.

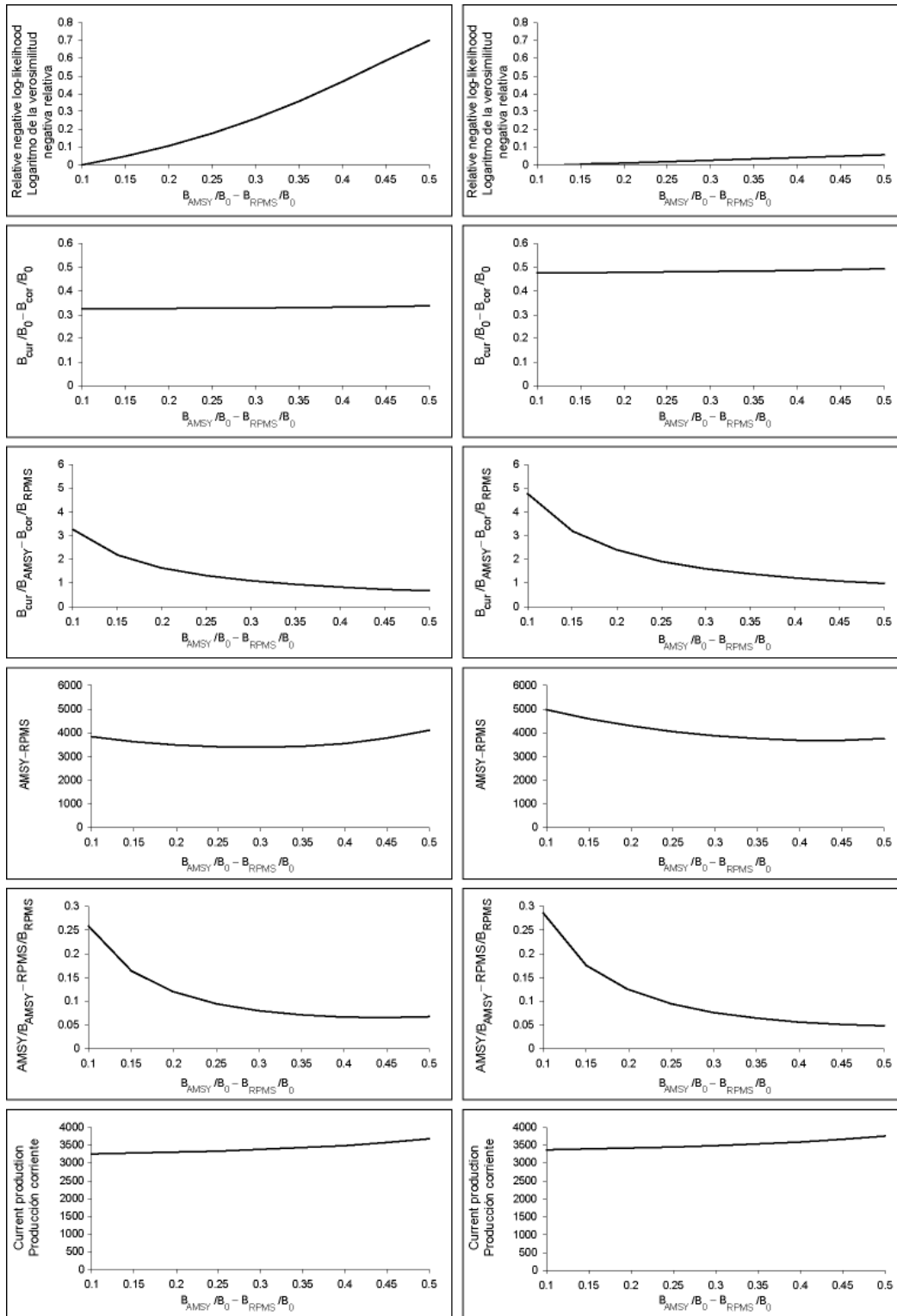


**FIGURE 4.2.3.** Deviance residuals for fitted GLM (upper) and HBS (lower) models.  
**FIGURA 4.2.3.** Residuales de desvío de modelos MLG (superior) y APC (inferior) ajustados.



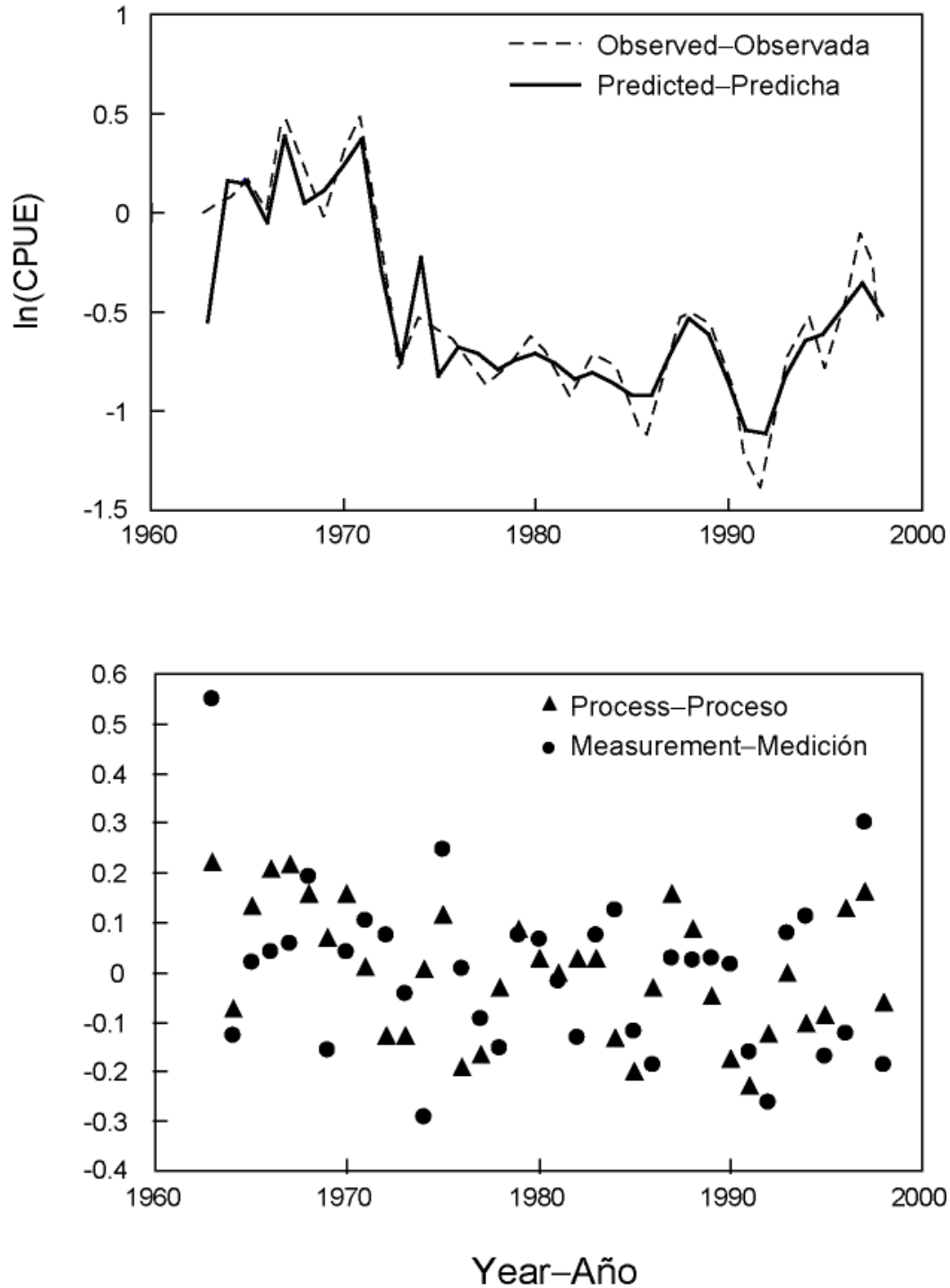


**FIGURE 4.2.4.** Fitted versus observed values for GLM (upper) and HBS (lower) models.  
**FIGURA 4.2.4.** Valores ajustados y observados para los modelos MLG (superior) y APC (inferior).



**FIGURE 4.2.5.** Results from the Pella-Tomlinson model fit to the GLM+ index of abundance with one  $q$  (left) and two  $q$ s (right) for different levels of  $B_{AMSY}/B_0$ .

**FIGURA 4.2.5.** Resultados del modelo Pella-Tomlinson ajustados al índice de abundancia MLG+ con un  $q$  (izquierda) y dos  $q$  (derecha) para distintos niveles de  $B_{RMSP}/B_0$ .



**FIGURE 4.2.6.** Observed and predicted relative abundance of striped marlin in the EPO from a Deriso-Schnute delay difference model (upper) and process and measurement residuals (lower): Steepness = 0.7, Brody growth = 0.4, Survival = 0.3.

**FIGURA 4.2.6.** Abundancia relativa observada y predicha de marlín rayado en el OPO de un modelo de poblaciones con retardos temporales Deriso-Schnute (superior) y residuales de proceso y medición (inferior): Inclinación = 0.7, Crecimiento Brody = 0.4, Supervivencia = 0.3.

**TABLE 2.1.1.** Preliminary estimates of retained catch (t) of striped marlin from the eastern Pacific Ocean. 0 = more than zero but less than 0.5 t; ... = data not available; unattainable; data not separately available but included in another category.

**TABLA 2.1.1.** Estimaciones preliminares de captura retenida (t) de marlín rayado del Océano Pacífico oriental. 0 = más que cero pero menos que 0.5 t; ... = datos no disponibles; imposibles de obtener; datos no disponibles por separado pero incluidos en otra categoría.

Year	Japan	Chinese Taipei	Mexico	Costa Rica	French Polynesia	Republic of Korea	USA	Total
Año	Japón	Taipei Chino	México	Costa Rica	Polinesia Francesa	República de Corea	EE.UU.	Total
1954	23	...	...	...	...	...	...	23
1955	16	...	...	...	...	...	...	16
1956	67	...	...	...	...	...	...	67
1957	150	...	...	...	...	...	...	150
1958	326	...	...	...	...	...	...	326
1959	371	...	...	...	...	...	...	371
1960	530	...	...	...	...	...	...	530
1961	2034	...	...	...	...	...	...	2034
1962	3720	...	...	...	...	...	...	3720
1963	7245	...	...	...	...	...	...	7245
1964	11467	...	...	...	...	...	...	11467
1965	9936	...	...	...	...	...	...	9936
1966	9064	...	...	...	...	...	...	9064
1967	10370	144	...	...	...	...	...	10513
1968	14138	55	...	...	...	...	...	14193
1969	9011	12	...	...	...	...	...	9022
1970	10949	27	...	...	...	...	...	10976
1971	10049	69	...	...	...	...	...	10118
1972	6981	124	...	...	...	...	...	7106
1973	5116	161	...	...	...	...	...	5277
1974	5229	174	...	...	...	...	...	5402
1975	5361	59	...	...	...	10	...	5429
1976	6410	49	...	...	...	14	...	6473
1977	3020	47	...	...	...	19	...	3086
1978	2170	34	...	...	...	292	...	2496
1979	4056	23	...	...	...	43	...	4123
1980	4771	85	0	...	...	23	...	4879
1981	4096	41	...	...	...	733	...	4870
1982	4162	38	...	...	...	482	...	4682
1983	3457	16	193	...	...	790	...	4455
1984	2306	7	...	...	...	339	...	2652
1985	1329	5	93	...	...	165	...	1592
1986	2535	24	976	...	...	...	...	3534
1987	5043	56	2184	...	...	251	...	7533
1988	3412	28	1636	...	...	178	...	5253
1989	3153	48	59	...	...	140	...	3400
1990	2812	11	...	...	...	305	...	3128
1991	2321	8	...	188	...	384	4	2906
1992	2006	136	...	147	16	538	12	2855
1993	2237	160	5	243	1	738	14	3398
1994	2379	129	11	270	64	475	3	3333
1995	2211	11	30	306	80	495	17	3151
1996	1961	22	0	237	90	614	10	2933
1997	2617	67	...	272	88	908	7	3959
1998	2272	21	29	281	65	640	16	3323
1999	1284	45	11	334	115	621	25	2434
2000	818	45	32	190	80	364	3	1533
2001	1132	45	5	274	73	286	3	1817

**TABLE 4.2.1.** Values of management parameters of interest obtained from fitting of a Pella-Tomlinson production model with one value of catchability ( $q$ ) and with two time periods (see text) with differing values of  $q$  across a range of  $B_{\text{AMSY}}/B_0$ . Standardized catch rates used were obtained from a general linear model (GLM+). Two- $q$  models provide a significantly better fit to the data compared to one- $q$  models ( $\chi^2_1$ ;  $p \leq 0.023$ ). Standardized catch rate data were from GLM+ (see text).

**TABLA 4.2.1.** Valores de los parámetros de ordenación de interés obtenidos del ajuste de un modelo de producción Pella-Tomlinson con un valor de capturabilidad ( $q$ ) y con dos períodos de tiempo (ver texto) con distintos valores de  $q$  a través de un rango de  $B_{\text{RMSP}}/B_0$ . Las tasas de captura estandarizada fueron obtenidas de un modelo lineal general (GLM+). Modelos con dos  $q$  producen un ajuste a los datos significativamente mejor que los de un  $q$  ( $\chi^2_1$ ;  $p \leq 0.023$ ). Los datos de tasa de captura estandarizada provienen de GLM+ (ver texto).

One value for catchability over the entire time period								
Un valor de capturabilidad durante todo el período de tiempo								
$B_{\text{AMSY}}/B_0$	$B_0$	$m$	$p$	AMSY	$B_{\text{AMSY}}$	$B/B_{\text{AMSY}}$	$B/B_0$	log likelihood
$B_{\text{RMSP}}/B_0$	$B_0$	$m$	$p$	RMSP	$B_{\text{RMSP}}$	$B/B_{\text{RMSP}}$	$B/B_0$	Logaritmo de la verosimilitud
0.25	143936	0.50	0.095	3407	35984	1.31	0.33	14.76
0.30	141273	0.68	0.080	3387	42330	1.10	0.33	14.68
0.35	137867	0.91	0.071	3433	48237	0.94	0.33	14.58
0.40	133506	1.19	0.067	3557	53442	0.83	0.33	14.47
0.45	127972	1.55	0.065	3772	57605	0.74	0.33	14.35
0.50	120869	2.00	0.068	4107	60435	0.67	0.34	14.24

Two time periods with differing values for catchability								
Dos períodos de tiempo con distintos valores de capturabilidad								
$B_{\text{AMSY}}/B_0$	$B_0$	$m$	$p$	AMSY	$B_{\text{AMSY}}$	$B/B_{\text{AMSY}}$	$B/B_0$	log likelihood
$B_{\text{RMSP}}/B_0$	$B_0$	$m$	$p$	RMSP	$B_{\text{RMSP}}$	$B/B_{\text{RMSP}}$	$B/B_0$	Logaritmo de la verosimilitud
0.25	143936	0.50	0.095	3407	35984	1.31	0.33	14.76
0.30	141273	0.68	0.080	3387	42330	1.10	0.33	14.68
0.35	137867	0.91	0.071	3433	48237	0.94	0.33	14.58
0.40	133506	1.19	0.067	3557	53442	0.83	0.33	14.47
0.45	127972	1.55	0.065	3772	57605	0.74	0.33	14.35
0.50	120869	2.00	0.068	4107	60435	0.67	0.34	14.24

**TABLE 4.2.2.** Values of management parameters of interest obtained from fitting of a Deriso-Schnute delay difference model with the Beverton-Holt stock-recruitment relationship and indicated values of Brody growth coefficient and annual survival rate, and with a two time periods with differing values for catchability across ranges of steepness, growth, and survival.  $B_0$  = unexploited stock biomass,  $AMS_Y$  = average maximum sustainable yield,  $B_{AMS_Y}$  = biomass at  $AMS_Y$ . Standardized catch rate data were from GLM+ (see text).

**TABLA 4.2.2.** Valores de los parámetros de ordenación de interés obtenidos del ajuste de un modelo de poblaciones con retardos temporales Deriso-Schnute con la relación población-reclutamiento de Beverton y Holt y valores indicados de coeficiente de crecimiento Brody y tasa anual de supervivencia, y con dos períodos de tiempo con distintos valores de capturabilidad a través de rangos inclinación, crecimiento y supervivencia.  $B_0$  = biomasa de la población no explotada,  $RMSP$  = rendimiento máximo sostenible promedio,  $B_{RMSP}$  = biomasa en  $RMSP$ . Los datos de tasa de captura estandarizada provienen de GLM+ (ver texto).

Steepness	Brody growth coefficient	Survival	$B_{AMS_Y}/B_0$	$B/B_0$	$B/B_{AMS_Y}$	$AMS_Y$	$B_{AMS_Y}$	log likelihood
Inclinación	Coefficiente de crecimiento Brody	Supervivencia	$B_{RMSP}/B_0$	$B/B_0$	$B/B_{RMSP}$	$RMSP$	$B_{RMSP}$	Logaritmo de la verosimilitud
0.7	0.4	0.4	0.445	0.689	1.550	8766	8768	103.1
0.7	0.4	0.5	0.320	0.696	2.177	7990	8084	93.0
0.7	0.4	0.6	0.315	0.694	2.201	6932	9916	79.1
0.7	0.4	0.7	0.310	0.652	2.099	5866	12147	62.8
0.7	0.60	0.3	0.523	0.684	1.308	8930	8931	107.8
0.7	0.75	0.3	0.486	0.687	1.412	8860	8861	105.6
0.7	0.90	0.3	0.452	0.691	1.527	8793	8794	103.4
0.7	0.40	0.3	0.570	0.680	1.193	8980	8980	110.4
0.7	0.40	0.5	0.327	0.700	2.141	8164	8168	93.7
0.7	0.40	0.9	0.280	0.249	0.891	3387	19709	17.5
1.0	0.40	0.3	0.616	0.689	1.119	9174	9174	110.3
1.0	0.40	0.4	0.504	0.700	1.390	9159	9160	104.2
0.7	0.40	0.4	0.445	0.689	1.550	8766	8768	103.1
0.5	0.40	0.4	0.372	0.648	1.741	7276	7962	98.4

# CONDICIÓN DEL MARLÍN RAYADO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2002 Y PERSPECTIVAS PARA 2003-2004

por

Michael G. Hinton y Mark N. Maunder

## ÍNDICE

1. Resumen ejecutivo .....	302
2. Datos .....	303
3. Supuestos y parámetros.....	303
4. Evaluación de la población .....	304
5. Condición de la población .....	306
6. Direcciones futuras .....	307
Referencias.....	308
Figuras .....	293
Tablas.....	299

Los conocimientos de la estructura de la población de marlín rayado, *Tetrapturus audax*, en el Océano Pacífico son limitados. Hay indicaciones de que ocurre intercambio limitado de la especie entre el Océano Pacífico oriental (OPO) y el Pacífico central y occidental, por lo que se considera en este informe que análisis de reducciones locales y evaluaciones independientes del marlín rayado del OPO tienen sentido.

El presente informe es una actualización de la información presentada por Hinton y Bayliff (2002). Como tal, es abreviada, y no repite grandes secciones de información en dicho informe que esencialmente no ha cambiado, sino que enfoca específicamente en la recomendación de la Sección 6.3 que “a medida que se disponga de más datos, se deberían actualizar estos análisis para asegurar que, si se desarrollan indicaciones que la condición de la población o poblaciones de marlín rayado ha deteriorado, se podría considerar y tomar acción de forma oportuna.”

### 1. RESUMEN EJECUTIVO

El marlín rayado ocurre por todo el Océano Pacífico entre 45°N y 45°S. Es capturado principalmente por las pesquerías palangreras de naciones de Lejano Oriente y del hemisferio occidental. Las pesquerías con red agallera, deportivas y otras capturan cantidades menores. En años recientes las pesquerías de Japón, Costa Rica y Corea han realizado las mayores capturas en el OPO.

El marlín rayado alcanza la madurez cuando mide unos 140 cm de talla, y el desove ocurre en zonas ampliamente esparcidas del Océano Pacífico.

Se dispone de cierta información sobre los desplazamientos del marlín rayado. Peces marcados liberados frente a la punta de la península de Baja California fueron generalmente recapturados cerca de donde fueron marcados, pero algunos fueron recapturados cerca de las Islas Revillagigedo, otros cerca de Hawaii, y uno cerca de la Isla Norfolk, al norte de Nueva Zelanda.

Las tasas de captura de marlín rayado frente a California y Baja California suelen ser mayores cuando la temperatura superficial del mar es mayor y la termoclina es menos profunda. Son mayores en los anzuelos menos profundos de los palangres, especialmente cuando la profundidad de la termoclina es menor.

La estructura de la población de marlín rayado es incierta. Un análisis de las tendencias de las tasas de captura en subárea temporalmente estáticas del OPO sugiere que los peces en el OPO consisten de una sola población. Estudios de genética (Graves y McDowell, 1994) sugieren que hay poblaciones separadas en el Pacífico oriental y sudoeste y que podría haber poblaciones separadas con centros de distribución en las regiones cerca de Hawaii en el Pacífico norte-central y de Ecuador y México en el OPO. Un examen preliminar de las distribuciones de talla de peces descargados en subáreas norte y sur del OPO apoyan los

resultados de los estudios genéticos. Por lo tanto, las conclusiones en este informe sobre un modelo de una sola población, seleccionado sobre la base de tendencias en las tasas de captura, deben ser consideradas tentativas, y se deberían emprender esfuerzos por resolver la cuestión de la estructura de la población de marlín rayado en el OPO.

Con este fin se ha emprendido un estudio colaborativo para investigar la estructura y condición de la población de marlín rayado en el Pacífico. Se dispondrá próximamente de los resultados de un análisis de muestras genéticas de unos 800 peces, pero análisis preliminares indican que el marlín rayado en las regiones frente a México y Ecuador en el OPO son de una sola población. Es probable que continúe la investigación colaborativa de la estructura y condición de las poblaciones de marlín rayado en el Pacífico, ya que es poco probable que el análisis mencionado resuelva todas las dudas acerca de la estructura de la población.

Se realizaron los análisis de la condición de la población con dos modelos de producción, tomando en cuenta el período durante el cual los peces picudos fueron objeto de la pesca palangrera en el OPO. Los resultados de un modelo Pella-Tomlinson produjeron estimaciones de rendimiento máximo sostenible promedio (RMSP) de entre 3,700 y 5,000 toneladas (t), con un cociente de reducción actual, o cociente de biomasa actual (B) a la biomasa estimada sin pesca ( $B_0$ ), de un 0.47. El cociente de B a la biomasa que se esperaría produjera el RMSP ( $B_{RMSP}$ ) varió entre 1.0 y 1.9. Análisis con el modelo de poblaciones con retardos temporales Deriso-Schnute produjeron estimaciones de RMSP de entre 8,700 y 9,200 toneladas, con cocientes de reducción actual de 0.68 a 0.70, y cocientes  $B/B_{RMSP}$  de 1.2 a 1.6.

El análisis actual de los datos de tasa de captura actualizados obtenidos con nuevos modelos y métodos produce resultados consistentes con los que se presentaron en la evaluación previa del marlín rayado. Las descargas y el esfuerzo de pesca estandarizado de marlín rayado en el OPO disminuyeron entre 1990-1991 y 1998, y esta declinación general ha continuado, alcanzando nuevas mínimas en las estimaciones preliminares de la captura retenida en 2000 y 2001 de unas 1,500 toneladas, nivel bien inferior a los niveles estimados de captura de RMSP. Esto podría llevar a una continuación del aumento en la biomasa de la población en el OPO.

Con base en los análisis y hipótesis en el presente informe, se considera que las poblaciones de marlín rayado en el OPO están en buena condición, con el esfuerzo de pesca actual y anticipado a corto plazo por debajo de  $F_{RMSP}$ , el nivel necesario para producir el RMSP.

## **2. DATOS**

### **2.1. Datos de esfuerzo y captura retenida**

Las estimaciones de captura retenida de peces picudos son bastante exactas, debido al valor de los mismos en el comercio. Sin embargo, hay capturas no reportadas de pesquerías artesanales y deportivas y de algunos componentes de las pesquerías palangreras comerciales que faenan en la región.

La mayor parte del marlín rayado capturado por pesquerías comerciales es tomado por las pesquerías palangreras de naciones de Lejano Oriente y el hemisferio occidental. Son o fueron capturadas cantidades menores de la especie por las otras pesquerías descritas por Hinton y Bayliff (2002, Sección 2.1). En la Tabla 2.1.1 se presentan datos de descargas comerciales de marlín rayado en el OPO.

## **3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS**

### **3.1. Influencias ambientales**

Squire (1974a, 1985, y 1987b), Hanamoto (1974, 1978, y 1979), Miyabe y Bayliff (1987), Holts y Bedford (1990), Nakano y Bayliff (1992), Brill *et al.* (1993), Uosaki y Bayliff (1999), y Okamoto y Bayliff (2003) presentan información sobre la relación del marlín rayado con su medio ambiente.

Squire (1974a) descubrió que la tasa de captura de marlín rayado por período de medio mes de buques de pesca deportiva basados en San Diego (EE.UU.) era 40,5 peces cuando la temperatura superficial del mar



(TSM) era menos de 20°C, 99,2 peces cuando estaba entre 20° y 21,1°C, y 122,7 peces con TSM de más de 21,1°C. Cuando el isóbaro de 21,1°C era continuo las tasas de captura eran mayores que cuando no lo era. Squire (1985) descubrió que las capturas frente al sur de California fueron máximas cuando hubo isóbaros de 22,2°C continuos. Dijo que "es razonable suponer que la temperatura del océano ... nunca alcanza un valor que resultaría en una captura máxima ... porque las capturas parecen estar aumentando en el isóbaro continuo máximo registrado (... 22,2°C)." Squire (1987b) reportó que las capturas de marlín rayado estuvieron distribuidas más al norte durante el evento de El Niño de 1983 que durante años "normales". Hanamoto (1974) reportó que las tasas de captura de marlín rayado por buques palangreros frente a Baja California son mayores cuando la profundidad de la termoclina es baja y lo atribuyó a una mayor abundancia de alimento durante estas condiciones. Nakamura (1985) reportó que la distribución de esta especie estaba generalmente limitada por los isóbaros de 20° y 25°C, al menos en el Pacífico occidental.

Holts y Bedford (1990) describieron los desplazamientos verticales de 11 marlines rayados rastreados con marcas ultrasónicas frente al sur de California. Los peces pasaron la mayor parte del tiempo en la capa superior de mezcla, a temperaturas de 19° a 20°C, pero a veces descendieron a profundidades donde la temperatura era menos que 12°C. Cuatro de los peces ocuparon profundidades mayores de noche que de día. La profundidad máxima a la que descendieron fue de unos 90 m. Brill *et al.* (1993) rastrearon seis marlines rayados cerca de Hawaii. Los peces pasaron un 80% del tiempo en aguas entre 25° y 27°C, y nunca de menos de 18°C. La profundidad máxima a la que descendieron fue de unos 170 m. Abitia *et al.* (1998) manifestaron que cerca de Cabo San Lucas, Baja California Sur, los marlines rayados se alimentan de peces pelágicos de día y "ocasionalmente realiza migraciones hacia aguas de mayor profundidad para consumir presas que vivan cerca o sobre los fondos arenosos."

Análisis de los datos compilados para el presente estudio indicaron que la mayoría de los registros con marlines rayados ocurrieron en aguas con TSM entre 25° y 27°C, con solamente 32 registros de capturas en zonas con TSM de menos de 17°C. Estos registros fueron identificados como atípicos durante un examen preliminar de los datos (ver análisis con S-Plus más adelante), y en el análisis final las zonas en la región consideradas hábitat para marlín rayado fueron aquéllas con TSM bimestral > 16°C.

### **3.2. Estructura de la población**

La estructura de la población de marlín rayado en el Pacífico no ha sido bien determinada. La especie se encuentra distribuida por todas las aguas templadas y más cálidas del Pacífico (Nakamura, 1985). Yoshida (1981) señaló hipótesis de una sola población pan-Pacífica, o dos poblaciones, una al norte de la línea ecuatorial y la otra al sur, con mezcla en el OPO. Hinton y Bayliff (2002, Sección 3.3) consideraron que la mayoría de la información disponible en ese momento apoyaba la hipótesis de una población en el OPO, y recomendaron mayores estudios de la estructura de la población de marlín rayado en el Pacífico.

En los próximos meses se espera contar con los resultados de un análisis de muestras genéticas de unos 800 peces, pero análisis preliminares indican que el marlín rayado en las regiones frente a México y Ecuador en el OPO forma una sola población (Dr. John Graves, Virginia Institute of Marine Science, comunicación personal, mayo de 2003). Por lo tanto, el presente análisis fue limitado a una actualización del modelo previamente propuesto (Hinton y Bayliff, 2002).

## **4. EVALUACIÓN DE LAS POBLACIONES**

### **4.1. Índices de abundancia y evaluaciones previas**

Se calcularon previamente tendencias en las tasas de captura de marlín rayado en el OPO, usando datos de pesquerías palangreras, como captura por unidad de esfuerzo nominal (CPUE: Kume y Schaefer, 1966; Kume y Joseph, 1969; Joseph *et al.*, 1974; Shingu *et al.*, 1974; Miyabe y Bayliff, 1987; Skillman, 1989; Suzuki, 1989; Nakano y Bayliff, 1992; Uosaki y Bayliff, 1999; Anónimo, 2002; Okamoto y Bayliff, 2003). Skillman (1989) consideró que hubo una sola población en el Pacífico, y, usando datos de 1952-1984 en un modelo de producción de población, concluyó que "la pesquería en el Pacífico de marlín ra-

yado está aparentemente todavía en etapa de desarrollo, y la pesquería todavía no se ha aproximado al nivel de RMS [rendimiento máximo sostenible].” Suzuki (1989) usó límites basados en tasas de captura para poblaciones norte y sur en la línea ecuatorial al oeste de 130°O y en 10°N al este de 130°O. Descubrió que para la población del norte hubo capturas sostenidas sobre un amplio rango de esfuerzo de pesca, y no hubo tendencia en la CPUE. De esto “infirió que el impacto de la pesca sobre la población del norte podría no ser suficientemente alto como para ser un factor dominante en cambios del tamaño de la población.” Para la población del sur, usó datos de 1952-1985 y modelos de producción para estimar que el RMSP de esta población era alrededor de 6.000 a 9.000 toneladas y que la pesquería estaba explotando la población a niveles cercanos al óptimo.

Holts y Prescott (2001; Figura 1b) presentan tasas de captura de marlín rayado por pescadores deportivos frente a Baja California. No hubo ninguna tendencia significativa en estas tasas de captura ( $p = 0,4$ ), que variaron entre unos 0,3 y 0,8 peces por día de pescador entre 1969 y 2000. Demuestran también que las tasas para pescadores deportivos frente al sur de California permanecieron casi constantes, en menos de 0,2 peces por día de pescador, excepto unas tasas de aproximadamente 0,3 peces por día de pescador en 1985, y que las tasas de captura de pescadores en Hawái aumentaron constantemente desde 1969 hasta 1986 y que posteriormente han seguido relativamente constantes en aproximadamente 0,1 peces por día de pescador.

Se elaboró la evaluación de Hinton y Bayliff (2002) con una serie de modelos de distribución  $\Delta$  (Pennington, 1996) ajustados con modelos lineales generales (MLG) para obtener índices de abundancia anual, y se usó el modelo de poblaciones con retardos temporales de Deriso-Schnute (Quinn y Deriso, 1999) con datos de captura y esfuerzo de 1955-1998 de la zona al este de 150°O para investigar la dinámica de las poblaciones de marlín rayado en el OPO. El reclutamiento fue modelado con una curva de reclutamiento de Beverton-Holt (Ricker, 1975). Concluyeron que la población (o poblaciones) de marlín rayado en el OPO estaban en o cerca del nivel que produciría descargas en el nivel de RMSP de unas 4,500 toneladas (rango: 4,300 a 4,700 toneladas), y que la biomasa de la población en 1998 fue aproximadamente 1.01 veces la biomasa esperada en RMSP (cociente  $B/B_{RMSP} = 1.01$ ).

#### 4.2. Evaluación

Se obtuvieron medidas estandarizadas de CPUE mediante una minimización de una función de verosimilitud logarítmica de captura observada y estimada obtenida con MLG y el modelo estadístico basado en hábitat (statHBS: Hinton y Nakano, 1996; Hinton, 2001) con y sin componentes de MLG. La selección del modelo siguió los lineamientos y recomendaciones resumidas por Hinton y Maunder (2003), con la selección de los dos modelos finales para consideración en dinámica basada en los criterios de selección de validación cruzada de Maunder y Hinton (presentado).

Se obtuvo esfuerzo estandarizado para marlín rayado en una resolución de 2° de latitud por 5° de longitud por bimestre para el período de 1963 a 2001 para la pesquería palangrera de Japón. Se juzgó que en el primer año en la serie la pesquería estuvo bien distribuida sobre gran parte de la zona, aunque más recientemente la pesquería en la región noreste del OPO ha vivido reducciones importantes en el esfuerzo de pesca de esta flota (Hinton y Bayliff, 2002). Se ha notado que el período de 1964 a 1974 fue un período de pesca dirigida específicamente hacia peces picudos, particularmente en las porciones más al noreste del OPO (Miyabe y Bayliff, 1987), y se considera esto en los modelos de dinámica examinados en los análisis presentados en este informe mediante la incorporación de dos coeficientes de capturabilidad ( $q$ ), uno para el período de 1964 a 1974, y el otro para todos los otros años.

Se realizaron análisis iniciales usando *SPlus* para ayudar a determinar la constante por añadir para evitar los problemas encontrados al intentar tomar el logaritmo natural de cero. Estos incluyeron exámenes de residuales y gráficos diagnósticos de modelos MLG ajustados a selecciones de los datos, los que proveyeron información sobre valores atípicos (ver sección sobre influencias ambientales más arriba). Una vez completado este paso preliminar, se ajustaron modelos de estandarización de tasa de captura con *AD-Model Builder*, y se ajustó el modelo de dinámica con *Solver* [Microsoft Excel 2002 (SP-2)].

Los dos modelos de estandarización finales seleccionados fueron un MLG, con un valor de validación cruzada (cvs) igual a 62% del valor logrado con un ajuste de la serie de esfuerzo nominal (en lo sucesivo MLG+), y un modelo statHBS (Hinton, 2001) con componentes MLG, que tuvo un cvs de 63% del valor nominal (en lo sucesivo HBS+). En la Figura 4.2.1 se ilustran los resultados del ajuste de los modelos, y las tendencias en captura total y esfuerzo estandarizado total estimado basado en MLG+. Como más bajo el cvs, mejor funciona el modelo para predecir los valores de captura observada en un conjunto de datos seleccionados al azar del conjunto de datos entero disponible para ajustar el modelo, pero no usado en la elaboración ni el ajuste del mismo. En las Figuras 4.2.2-4.2.4 se presentan los diagnósticos de regresión estándar del ajuste.

Un análisis de la dinámica de la población con un modelo Pella-Tomlinson (Pella y Tomlinson, 1969) usando MLG+, uno y dos coeficientes de capturabilidad, antes descritos, y sin ajuste a los residuales de reclutamiento, en un rango de  $B_{RMSP}/B_0$  de 0.1 a 0.5, produjo estimaciones del RMSP de entre 3,400 y 4,100 toneladas, y de 3,700 a 5,000 toneladas para uno y dos  $q$  (Figura 4.2.5). Se estima el cociente de reducción actual en entre 0.33 y 0.48. El nivel de biomasa con respecto a  $B_{RMSP}$  depende del valor usado para  $B_{RMSP}/B_0$ . No hubo una diferencia significativa ( $\chi^2 p = 0.84$ ) en los valores del logaritmo de la verosimilitud observados por todo el rango de  $B_{RMSP}/B_0$  para el modelo de dos  $q$  (Tabla 4.2.1). Se obtuvieron ajustes del modelo con *Solver* [Microsoft Excel 2002 (SR-2)].

En la Tabla 4.2.2 se resumen los resultados de un análisis de la dinámica de la población usando el modelo de poblaciones con retardos temporales de Deriso-Schnute (Quinn y Deriso, 1999) ajustado a MLG+ usando dos  $q$ . El modelo fue ajustado por todo un rango de estimaciones de supervivencia y crecimiento (Hinton y Bayliff, 2002, Sección 4.2), controlando la inclinación. Los resultados parecen ser más sensibles a estimaciones de crecimiento y supervivencia que a inclinación: no hay una diferencia significativa ( $\chi^2 p = 0.58$ ) entre ajustes con logaritmos de la verosimilitud de más de 110, pero las diferencias entre estas verosimilitudes y aquéllas con valores observados más bajos son significativas ( $\chi^2 p < 0.026$ ). En el caso de ajustes con logaritmos de verosimilitud de más de 100, las estimaciones de RMSP fueron entre 8,700 y 9,200 toneladas, con cocientes de reducción actual de entre 0.68 y 0.70.

Los resultados de estos análisis son consistentes con los resultados obtenidos con el modelo de poblaciones con retardos temporales de Deriso-Schnute (Quinn y Deriso, 1999), usando datos de captura y esfuerzo del período de 1955-1998, presentados por Hinton y Bayliff (2002, Sección 4).

## 5. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

Los resultados citados indican que el marlín rayado en el OPO está en o por encima del nivel que se esperaría produciría descargas en RMSP para el modelo Pella-Tomlinson de un  $q$  cuando  $B_{RMSP}/B_0 < 0.35$ , y para el modelo de dos  $q$  para todos los valores de  $B_{RMSP}/B_0$  investigados. Se estima la producción actual en unas 3300 a 3800 toneladas, sustancialmente más que la captura actual. Los resultados del modelo de poblaciones con retardos temporales de Deriso-Schnute con dos  $q$  indicaron que el marlín rayado está por encima del nivel que se esperaría produciría descargas equivalentes al RMSP, y que el cociente de reducción actual es mayor de lo que indica el modelo Pella-Tomlinson.

Hay una tendencia decreciente en el esfuerzo de pesca estandarizado desde aproximadamente 1990-1991. Las primeras indicaciones son que el esfuerzo de pesca nominal continuará durante los próximos pocos años en o por debajo de los niveles observados en años recientes. Con base en los análisis e hipótesis en el presente informe, se considera que las poblaciones de marlín rayado en el OPO están en buena condición, con el esfuerzo de pesca actual y anticipado en el futuro próximo por debajo de  $F_{RMSP}$ , la cantidad necesaria para producir el RMSP.

## 6. DIRECCIONES FUTURAS

### 6.1. Colección de información nueva y/o actualizada

En general, valen todavía las recomendaciones previas sobre datos y información para el marlín rayado.

Siguen presentes dudas sobre la estructura de la población de marlín rayado en el Pacífico. Se esperan nuevos análisis genéticos, y una vez se disponga de los mismos, continuarán esfuerzos colaborativos para analizar la condición de poblaciones de marlín rayado que utilicen información de estos estudios, e incorporen los datos biológicos y de marcado disponibles. Por lo tanto, el presente análisis se limitó a actualizar el modelo previamente propuesto de Hinton y Bayliff (2002).

Sería de beneficio considerable para los análisis de evaluación mejor información sobre las tasas de crecimiento y mortalidad natural del marlín rayado. El crecimiento de la especie es sexualmente dimórfico, y estimaciones más precisas del tamaño a edad por sexo, con estimaciones de la captura retenida por sexo, incrementarían probablemente la confianza en los resultados. Estas mejoras precisarían un muestreo a bordo más amplio de datos biológicos, y mejoras de las técnicas para determinar la edad del marlín rayado.

Las estimaciones de extracciones totales de peces de una población son críticas para la evaluación de poblaciones. Existen capturas no documentadas y no reportadas de marlín rayado del OPO. Se han emprendido esfuerzos para incrementar el nivel de informes sobre la captura retenida realizada por pesquerías deportivas, artesanales y comerciales a escala pequeña, y se está intentando obtener estimaciones de los componentes de las pesquerías palangreras a gran escala para los que no se dispone de datos en la actualidad. Aunque se han logrado avances en estos aspectos, se deberían proseguir enérgicamente estos esfuerzos.

## **6.2. Desarrollo del modelo de evaluación**

Se han logrado avances importantes durante el año en la elaboración de un enfoque consistente a la elaboración del modelo y criterios de selección (Hinton y Maunder, 2003; Maunder *et al.*, 2002; Maunder y Hinton, presentado).

Se debería realizar un análisis más detallado de la distribución de abundancia relativa y de las frecuencias de talla del marlín rayado a pequeñas escalas espaciales y temporales en el OPO para determinar si existen poblaciones identificables con límites dinámicos de población en la región. Si se descubren, entonces se podrían actualizar los análisis de la condición de la población.

Durante 2002 se inició un esfuerzo colaborativo para examinar la estructura y condición de la población de marlín rayado en el Océano Pacífico. Se ha avanzado con la compilación de bases de datos y la preparación de análisis iniciales de partes de los datos, y se espera que este esfuerzo continuará en 2003. Las hipótesis analizadas en este esfuerzo incluirán las que se elaboren de análisis de información genética, e información basada en pesca (por ejemplo, Squire y Suzuki, 1990).

## **6.3. General**

A medida que se disponga de más datos, se deberían actualizar estos análisis para asegurar que, si se desarrollan indicaciones que la condición de la población o poblaciones de marlín rayado ha deteriorado, se podría considerar y tomar acción de forma oportuna.

## REFERENCIAS

- Abitia, Leonardo A., Felipe Galván, and Arturo Muhlia. 1998. Espectro trófico del marlín rayado *Tetrapturus audax* (Philippi, 1887) en el área de Cabo San Lucas, Baja California Sur, México. *Rev. Biol. Mar. Ocean.*, 33 (2): 277-290.
- Anonymous. 2002. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission: 171 p.
- Brill, R. W., D. B. Holts, R. K. C. Chang, S. Sullivan, H. Dewar, and F. G. Carey. 1993. Vertical and horizontal movements of striped marlin (*Tetrapturus audax*) near the Hawaiian Islands, determined by ultrasonic telemetry, with simultaneous measurement of oceanic currents. *Mar. Biol.*, 117 (4): 567-574.
- Graves, John E., and Jan R. McDowell. 1994. Genetic analysis of striped marlin (*Tetrapturus audax*) population structure in the Pacific Ocean. *Canad. Jour. Fish. Aqua. Sci.*, 51 (8): 1762-1768.
- Hanamoto, Eiji. 1974. Fishery-oceanographic studies of the striped marlin, *Tetrapturus audax*, in waters off Baja California. I. Fishing conditions in relation to the thermocline. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep., NMFS SSRF-675 (2): 302-308.
- Hanamoto, Eiji. 1978. Fishery oceanography of striped marlin—III. Relation between fishing ground of striped marlin and submarine topography in the southern Coral Sea. *Kanagawa Pref. Fish. Exper. Sta., Bull.*, 258: 19-26.
- Hanamoto, Eiji. 1979. Fishery oceanography of striped marlin—IV. Swimming layer in the tuna longline fishing grounds. *Japan. Soc. Sci. Fish., Bull.*, 45 (6): 687-690.
- Hinton, Michael G. 2001. Status of blue marlin in the Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 1: 284-319.
- Hinton, Michael G., and William H. Bayliff. 2002. Status of striped marlin in the eastern Pacific Ocean in 2001 and outlook for 2002. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 3: 328-364.
- Hinton, Michael G., and Mark N. Maunder. 2003. Methods for standardizing CPUE and how to select among them. *Inter. Comm. Cons. Atl. Tuna, SCRS/2003/034*, 11 p.
- Hinton, Michael G., and Hideki 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.*, 21 (4): 169-200.
- Holts, David, and Dennis Bedford. 1990. Activity patterns of striped marlin in the Southern California Bight. In Stroud, Richard H. (editor), *Planning the Future of Billfishes: Research and Management in the 90s and Beyond*. Proceedings of the Second International Billfish Symposium, Kailua-Kona, Hawaii, August 1-5, 1988, Part 2: Contributed Papers, National Coalition for Marine Conservation, Inc., Savannah, Georgia: 225-233.
- Holts, David B., and Douglas W. Prescott. 2001. 2001 Billfish newsletter. U. S. Nat. Mar. Fish. Serv., Southwest Fisheries Science Center: 9 p.
- Joseph, James, Witold L. Klawe, and Craig J. Orange. 1974. A review of the longline fishery for billfishes in the eastern Pacific Ocean. U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep., NMFS SSRF-675 (2): 309-331.
- Kume, Susumu, and James Joseph. 1969. The Japanese longline fishery for tunas and billfish in the eastern Pacific Ocean east of 130°W, 1964-1966. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.*, 13 (2): 275-418.

- Kume, Susumu, and Milner B. Schaefer. 1966. Studies of the Japanese long-line fishery for tuna and marlin in the eastern tropical Pacific Ocean during 1963. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.*, 11 (3): 101-170.
- Maunder, Mark N., and Michael G. Hinton. (Submitted). Estimating relative abundance from catch and effort data using neural networks. *Ecological Modelling*.
- Maunder, Mark N., Michael G. Hinton, Keith A. Bigelow, and Shelton J. Harley. 2002. Statistical comparisons of habitat standardized effort and nominal effort. Secretariat of the Pacific Community, 15th meeting of the Standing Committee on Tuna and Billfish, Methods Working Group, 7: 18 p.
- Miyabe, Naozumi, and William H. Bayliff. 1987. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1971-1980. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.*, 19 (1): 1-163.
- Nakamura, Izumi. 1985. Billfishes of the world. *FAO Fish. Synop.* 5(125), 65 p.
- Nakano, Hideki, and William H. Bayliff. 1992. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1981-1987. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.*, 20 (5): 183-355.
- Okamoto, Hiroaki, and William 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 (4): 219-431.
- Pella, Jerome J., and Patrick K. Tomlinson. 1969. A generalized stock production model. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.*, 13 (3): 419-496.
- Pennington, Michael. 1996. Estimating the mean and variance from highly skewed marine data. *U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull.*, 94: 498-505.
- Quinn, Terrance J., and Richard B. Deriso. 1999. *Quantitative Fish Dynamics*. Oxford University Press, New York, 542 p.
- Ricker, William E. 1975. *Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fish Populations*. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, 191. 382 p.
- Shingu, Chiomi, Patrick K. Tomlinson, and Clifford L. Peterson. 1974. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1967-1970. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.*, 16 (2): 65-230.
- Skillman, R. A. 1989. Status of Pacific billfish stocks. *In* Stroud, Richard H. (editor), *Planning the Future of Billfishes: Research and Management in the 90s and Beyond*. Proceedings of the Second International Billfish Symposium, Kailua-Kona, Hawaii, August 1-5, 1988, Part 1: Fishery and Stock Synopses, Data Needs and Management, National Coalition for Marine Conservation, Inc., Savannah, Georgia: 179-195.
- Squire, James L., Jr. 1974a. Catch distribution and related sea surface temperature for striped marlin (*Tetrapturus audax*) caught off San Diego, California. *U.S. Nat. Mar. Fish. Serv., NOAA Tech. Rep., NMFS SSRF-675 (2)*: 188-193.
- Squire, James L., Jr. 1985. Relationship of sea surface temperature isotherm patterns off northwestern Mexico to the catch of striped marlin, *Tetrapturus audax*, off Southern California. *Mar. Fish. Rev.*, 47 (3): 43-47.
- Squire, James L. 1987b. Relation of sea surface temperature changes during the 1983 El Niño to the geographical distribution of some important recreational pelagic species and their catch temperature parameters. *Mar. Fish. Rev.*, 49 (2): 44-57.

- Squire, James L., and Ziro Suzuki. 1990. Migration trends of striped marlin (*Tetrapturus audax*) in the Pacific Ocean. Proceedings of the Second International Billfish Symposium, Kailua-Kona, Hawaii, August 1-5, 1988, Part 2: Contributed Papers, National Coalition for Marine Conservation, Inc., Savannah, Georgia: 67-80.
- Suzuki, Ziro. 1989. Catch and fishing effort relationships for striped marlin, blue marlin and black marlin in the Pacific Ocean, 1952 to 1985. In Stroud, Richard H. (editor), Planning the Future of Billfishes: Research and Management in the 90s and Beyond. Proceedings of the Second International Billfish Symposium, Kailua-Kona, Hawaii, August 1-5, 1988, Part 1: Fishery and Stock Synopses, Data Needs and Management, National Coalition for Marine Conservation, Inc., Savannah, Georgia: 165-177.
- Uosaki, Koji, and William H. Bayliff. 1999. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1988-1992. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 21 (6): 273-488.
- Yoshida, Howard O. 1981. Status report: striped, blue, and black marlin. In Status Reports on World Tuna and Billfish Stocks. Rep. of the Tuna Research Workshop, Dec. 15-17, 1980, San Clemente, California, USA. NOAA-TM-NMFS-SWFC-15: 277-300.

# SAMPLING THE TUNA CATCH OF THE EASTERN PACIFIC OCEAN FOR SPECIES COMPOSITION AND LENGTH-FREQUENCY DISTRIBUTIONS

by

Patrick K. Tomlinson

## CONTENTS

1. Introduction.....	311
2. Exceptions to the sampling model.....	312
3. The standard method <i>versus</i> the species-composition method.....	312
4. Estimation of error in the estimates.....	313
Literature cited.....	314
Figures.....	315
Tables.....	319
Appendix.....	320

## 1. INTRODUCTION

The area of concern to the Inter-American Tropical Tuna Commission, referred to in this report as the eastern Pacific Ocean (EPO), is defined as that between 40 degrees North and 40 degrees South and from 150 degrees West to the western edge of the North and South American continents. Tomlinson (2002) presented a model to be used for simultaneous estimation of the surface fishery catch of individual species of tunas from the EPO and their length-frequency distributions.

The catch of the surface fishery for tunas in the EPO consists of five major species, plus some other minor tunas and tuna-like species. Of the five major species, only the catches of yellowfin, skipjack, and bigeye tuna are considered, with some reference to Pacific bluefin tuna, but nothing about albacore tuna. The EPO surface fishery is divided into 12 calendar months, 13 areas (Figure 1), and the following 7 fishing methods:

1. pole-and-line vessels (includes also bolicheras and jigboats);
2. small purse seiners (<364 metric tons (mt) capacity) setting on schools associated with floating objects;
3. small purse seiners setting on unassociated schools;
4. small purse seiners setting on schools associated with dolphins;
5. large purse seiners ( $\geq 364$  mt capacity) setting on schools associated with floating objects;
6. large purse seiners setting on unassociated schools;
7. large purse seiners setting on schools associated with dolphins.

This results in 1092 categories, which will be referred to as strata. The estimation procedure of a hypothetical stratum is given in the Appendix. To estimate for the monthly or annual totals, the procedure is to estimate for each stratum separately, and then sum the results for all of the appropriate strata.

The procedure for sampling is as follows. First, the sampler selects a vessel that is being unloaded and determines if any wells being unloaded have fish from only one stratum. Wells containing a mixture of tunas from different strata are not sampled. Second, the sampler counts, independently from measuring, the number of each species in a random sample of several hundred fish. Third, the sampler randomly removes a number of fish of each species (usually 50) and measures and records the lengths of each to the nearest millimeter. In addition to the sampled data, an estimate of the total catch (yellowfin + skipjack + bigeye) for each stratum is needed. There have been exceptions to these rules, which will be discussed later. For a more complete explanation of the model, see the Appendix.



## 2. EXCEPTIONS TO THE SAMPLING MODEL

There were 903, 1091, and 916 wells sampled during 2000, 2001, and 2002, respectively (Table 1), a total of 2909 wells. There may be a few samples that have not been processed yet. Also, information provided by vessels (logbooks), dolphin observer records, and cannery reports are all important in determining the catch by stratum, but some of these are incomplete. Therefore, this report should be considered as preliminary. Of the sampled wells, species counts were made for 780, 875, and 816 wells, respectively. The other wells were assigned estimates of species composition and size frequency based on other criteria, described below. Of the 439 wells without counts, 208 contained a single species, and are therefore equivalent to samples with species counts. This leaves 231 wells that required a different treatment. Also, 676 of the 2909 wells came from vessels that sorted the fish by size and/or species before unloading (hereafter referred to as split wells), making it impossible to obtain either a random species count or a random sample of each species for measuring from the well. The treatment of these is again described below, except to point out that the vessel's estimates of the species composition in weight, by species, for the sampled well was utilized.

Split wells were treated in such a way as to produce a sample from each such well that has the same data organization as the samples that were obtained from the unsplit wells. This involves first estimating the number of fish of each species in each of the split wells by sampling a number of fish for size, computing the average weight, and dividing this into the total weight of fish in the split well, provided by the vessel. Summing these estimates provides an estimate of the species composition of the well that is used in place of the random count. Using this species-composition estimate, the fish that were measured are resampled with probability proportional to the species-composition estimate. These resampled measurement data are then substituted for the original measurement data. This provides a data set that has the same structure as that of the unsplit wells, which facilitates the use of the estimation algorithms given in the Appendix.

Finally, there is the problem of strata with catches, but no samples, which exists primarily for strata with catches of less than 1000 mt per month. Based on previous experience and the belief that data for other areas, gears, or months can be used to represent the strata without samples, data from sampled strata are copied for use as samples from the unsampled strata. This provides data bases that can be used to obtain the estimates for every stratum with catch.

## 3. THE STANDARD METHOD *VERSUS* THE SPECIES-COMPOSITION METHOD

The standard method, which has been used for many years, involves treating each species as a separate sampling problem (see Tomlinson *et al.*, 1992), and in many cases only one species was measured when there may have been more than one species in the well. Therefore, it is not possible to apply the species-composition method to data for past years. It is possible, however, to use the data collected in 2000, 2001, and 2002 as if it were collected by the standard method. The main differences between the two methods lie in the construction of a table showing the catch by stratum. For the standard method, the vessel's logbook data, dolphin observer data, and cannery statistics are treated as being correct with respect to species, and a separate estimate is made for each species for each stratum. For the species-composition method, the species are added together in each of these data sets and treated as total catch of yellowfin, skipjack, and bigeye combined before estimating the total catch by stratum, and then the sampling data are used to separate these stratum totals into catch by species.

Applying both methods to their respective data sets, estimating catch by stratum by species, and then summing strata within months and then across months provides monthly and annual estimates by species that can be compared (Table 2, Figure 2).

The annual length-frequency distributions, by species, obtained by the standard method and by the species-composition method are similar (Figures 3a, 3b, and 3c). The greatest differences are for bigeye,

with the species-composition method estimating more fish for most length groups, especially in 2000 in the 90- to 110-cm interval, in 2001 in the 40- to 100-cm and 115- to 150-cm intervals, and in 2002 in the 40- to 150-cm interval. For a few lengths, the species-composition method estimated fewer fish than did the standard method.

#### **4. ESTIMATION OF ERROR IN THE ESTIMATES**

For the standard method, the statistics on total catch by species do not involve sampling. The standard method depends on the buyers or processors providing statistics on the weight of each species purchased. However, availability of these data lags behind the time of unloading the catches, and some of the values were based on data from other sources. Thus, the values given in this report are subject to change.

With the species-composition method, the same type of lag in the final data exists, but for the combined catch it is not as serious, since it is not nearly as difficult to estimate the total catch on board a vessel as it is to estimate the amounts by species, as required by the standard method. Since there are three sources of variation that can be considered for the species-composition method (differences among wells, differences in sizes of fish, and differences in the species composition), it is possible to construct an estimate of the error associated with the estimates. We will discuss only the estimation of error associated with the annual estimates of catch in weight for yellowfin, skipjack, and bigeye, since the species-composition method has not been applied to bluefin.

The assumptions utilized for the estimation are:

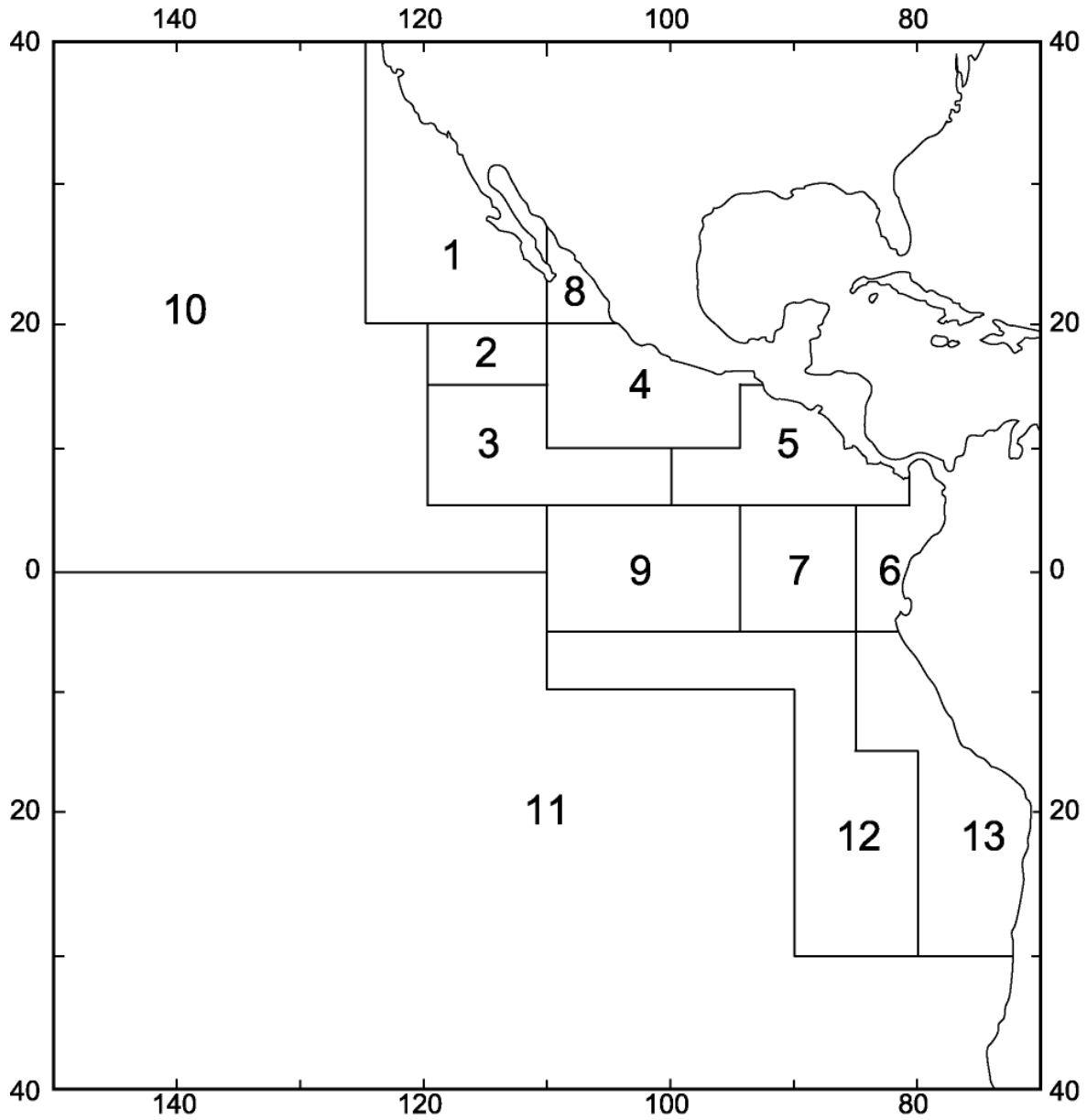
1. The wells sampled within a stratum (or the substitutes mentioned above) are a simple random sample of the wells from that stratum and can be resampled at random, with replacement, to obtain among-well variance.
2. The fish sampled for measurement are a simple random sample from the well, and provide estimates of the average size, and its standard deviation, for each species present. These means and standard deviations can be used to resample from a population with those means and standard deviations. This, together with step 3, provides estimates of the variation in number, by species, within the well.
3. The fish counted within a well are a simple random sample with a trinomial distribution. Assuming that the trinomial estimated is the population trinomial, resampling from the distribution provides an estimate of the within-well variance in species composition.

Resampling the sample data  $N$  times provides  $N$  estimates of the catch by species. These  $N$  estimates can be used to provide a mean and standard deviation of the  $N$  estimates. Tomlinson (2002) showed that these distributions are approximately normal. Therefore, the standard deviations obtained from the resampling were used to obtain 95-percent confidence intervals of the estimates.

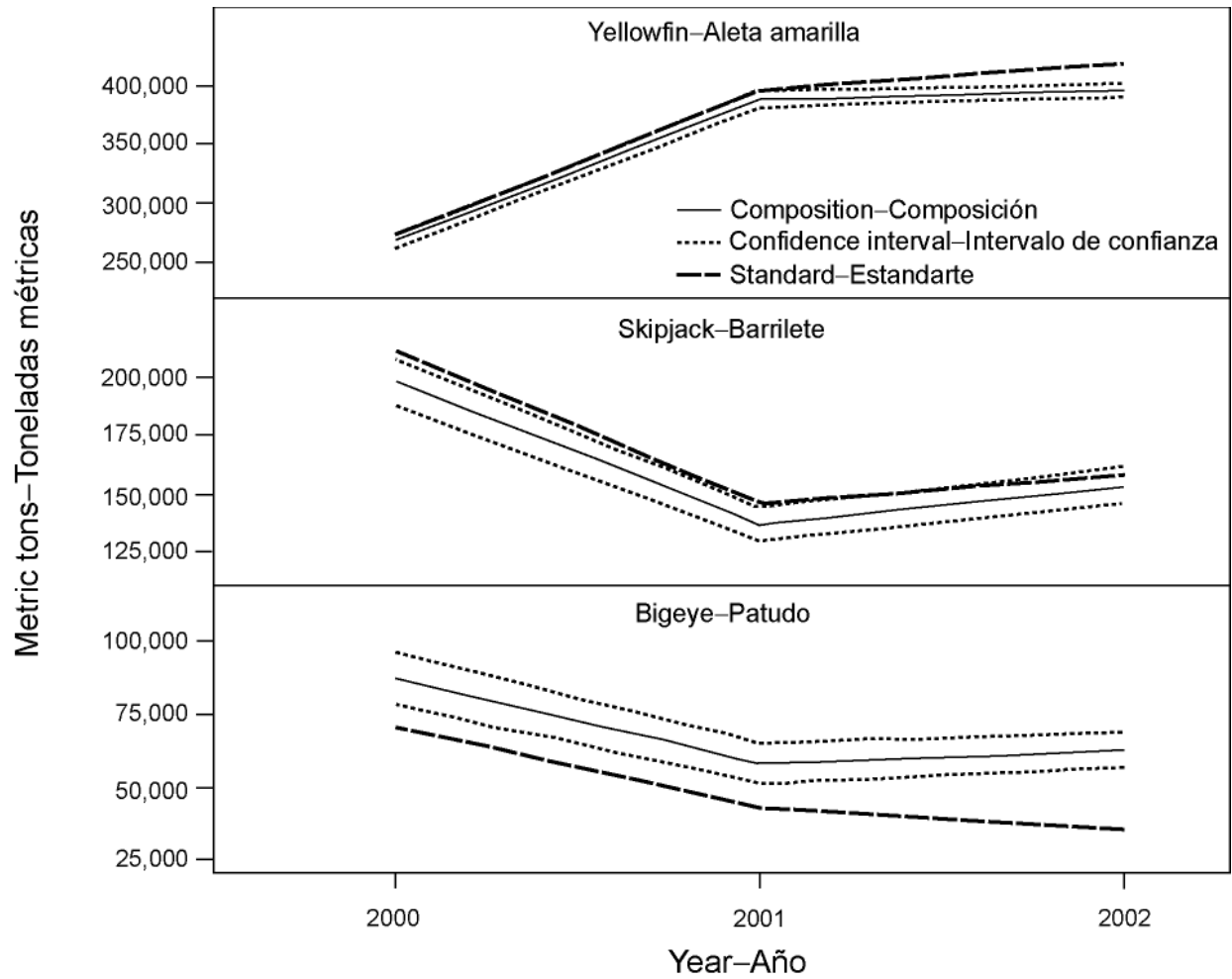
This resampling technique (Tomlinson, 2002) was also used to determine the importance of each of the three types of sampling (wells, average weight, counts). The results showed that most of the variance comes from among wells and that the three sources of error are probably independent of each other. Reductions in standard deviations could best be obtained by increasing the number of wells, while retaining the same number of fish counted and measured. In theory, the number counted and measured could be reduced, but there is an assumption of randomness where no rigorous random procedure exists, and the larger numbers help to ensure that this assumption is met. Because of the high proportion of wells that contain fish from more than one stratum and the cost of placing samplers at more unloading sites, it is impractical to sample more wells. Besides, the standard deviations obtained give coefficients of variation of less than 10 percent (which is often used as a criterion). However, there are still many strata with catches of less than 1000 tons that are not sampled.

### LITERATURE CITED

- Tomlinson, Patrick K. 2002. Progress on sampling the eastern Pacific Ocean tuna catch for species composition and length-frequency distributions. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep., 2: 339-365.
- Tomlinson, Patrick K., Sachiko Tsuji, and Thomas P. Calkins. 1992. Length-frequency estimation for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) caught by commercial fishing gear in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 20 (6): 357-398.

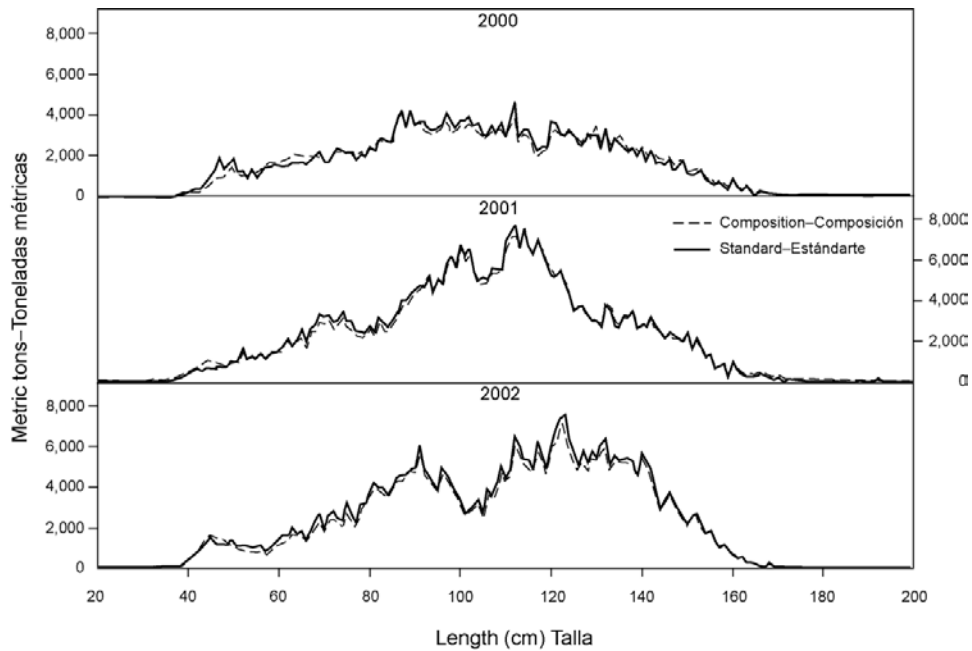


**FIGURE 1.** Areas used for sampling lengths of surface-caught tunas in the eastern Pacific Ocean (EPO).  
**FIGURA 1.** Zonas usadas para el muestreo de talla de atunes capturados con artes de superficie en el Océano Pacífico oriental (OPO).



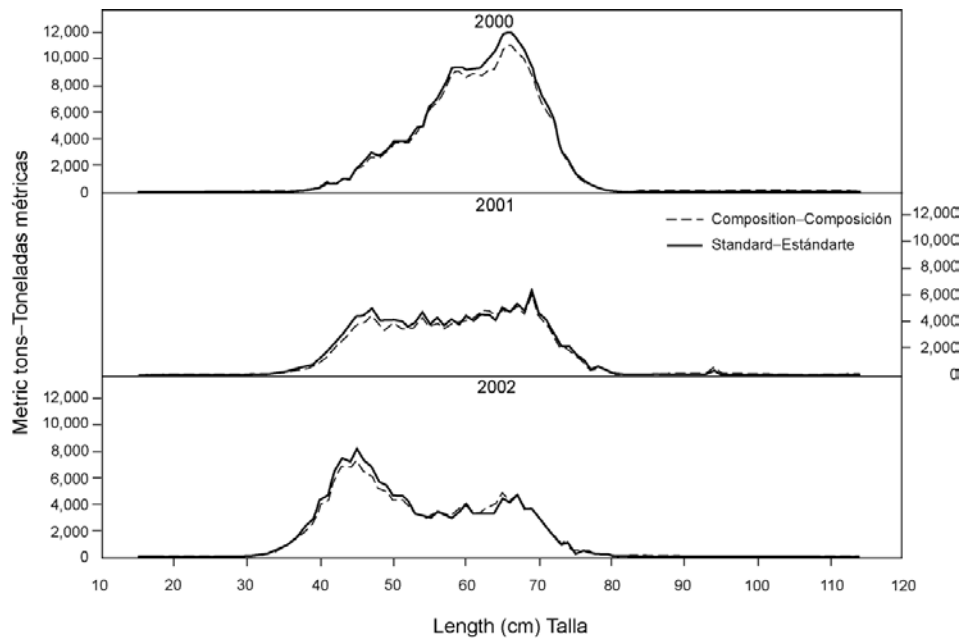
**FIGURE 2.** Catches of yellowfin, skipjack, and bigeye estimated by the standard and species-composition methods.

**FIGURA 2.** Capturas de aleta amarilla, barrilete, y patudo, estimadas con los métodos estándar y de composición por especies.



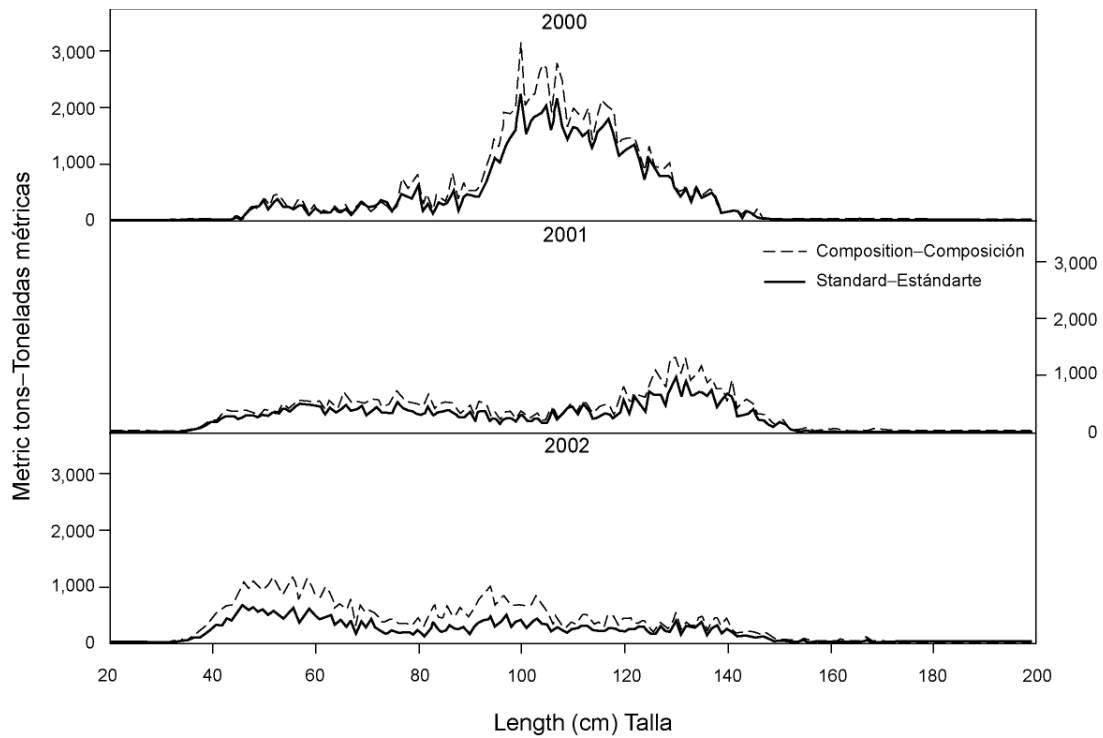
**FIGURE 3a.** Length frequencies of yellowfin caught by the surface fishery, estimated by the standard and species-composition methods.

**FIGURA 3a.** Frecuencias de talla de aleta amarilla capturado por la pesquería de superficie. estimadas con los métodos estándar y de composición por especies.



**FIGURE 3b.** Length frequencies of skipjack caught by the surface fishery, estimated by the standard and species-composition methods.

**FIGURA 3b.** Frecuencias de talla de barrilete capturado por la pesquería de superficie. estimadas con los métodos estándar y de composición por especies.



**FIGURE 3c.** Length frequencies of bigeye caught by the surface fishery, estimated by the standard and species-composition methods.

**FIGURA 3c.** Frecuencias de talla de patudo capturado por la pesquería de superficie. estimadas con los métodos estándar y de composición por especies.

**TABLE 1.** Numbers of wells sampled and numbers of fish measured, 2000-2002.**TABLA 1.** Número de bodegas muestreadas y número de peces medido, 2000-2002

	2000	2001	2002
Number of wells sampled—Número de bodegas muestreadas			
Unsplit wells—Bodegas no divididas	769	829	635
Split wells—Bodegas divididas	134	262	280
Total	903	1091	915
Number of fish measured—Número de peces medidos			
Yellowfin—Aleta amarilla	33,083	48,858	46,600
Skipjack—Barrilete	22,121	23,920	20,573
Bigeye—Patudo	7,616	9,307	8,506
Bluefin—Aleta azul	4,922	6,596	2,567
Total	67,742	88,681	78,246

**TABLE 2.** Comparison of the standard estimation values to those from species composition sampling. The estimates in bold face are significantly different from the standard estimates.**TABLA 2.** Comparación de los valores de la estimación estándar con los del muestreo de composición por especies. Las estimaciones en negritas son significativamente diferentes de las estimaciones estándar.

	Standard catch Captura estándar	Species composition Composición por especies		
		Estimated Estimada	Low Baja	High Alta
<b>2000</b>				
Yellowfin—Aleta amarilla	273,245	268,492	262,305	274,779
Skipjack—Barrilete	211,252	<b>198,449</b>	188,412	208,486
Bigeye—Patudo	70,153	<b>86,755</b>	77,849	95,661
<b>2001</b>				
Yellowfin—Aleta amarilla	396,122	<b>388,734</b>	381,936	395,532
Skipjack—Barrilete	145,626	<b>136,952</b>	129,444	144,460
Bigeye—Patudo	42,846	<b>58,040</b>	51,268	64,812
<b>2002</b>				
Yellowfin—Aleta amarilla	418,967	<b>396,763</b>	391,480	402,046
Skipjack—Barrilete	158,043	153,048	145,489	160,607
Bigeye—Patudo	35,201	<b>62,396</b>	56,334	68,458



## APPENDIX

### SAMPLING THE CATCH SIMULTANEOUSLY FOR SPECIES COMPOSITION AND LENGTH FREQUENCIES IN THE MULTI-SPECIES SURFACE FISHERY FOR TUNAS OF THE EASTERN PACIFIC OCEAN

#### DEFINITION OF THE POPULATION AND THE SAMPLING MODEL

Given the 13 areas (Figure 1), 12 months, and 7 fishing methods, there is a total of 1,092 strata for each year. The population is defined as the annual catch for all strata combined. Summaries across areas, months, or gear categories, or any combination of these, are obtained by summing the estimates for the appropriate strata. Therefore, it is necessary only to define the sampling model for a single stratum and redefine the population as the catch within one stratum.

Within each stratum with catch, the sampling is done during the unloading of a vessel. Each vessel has several compartments, called wells. These wells of fish are the first stage, and the individual fish within the well are the second stage, in a stratified two-stage sampling scheme. Unfortunately, neither the number of wells in a stratum nor the number of fish in a well will be known in advance. Therefore, the wells to be sampled are selected as time and availability permit, and it will be assumed that this is equivalent to a simple random sample of the wells.

1. There are several possible sources of error in the assumption of a simple random sample of wells. The first, which has been mentioned, prohibits truly randomizing the selection process. Associated with the assumption of randomness of wells selected is the assumption that the wells within the same vessel being unloaded are independent of each other. In some cases, at least, this will not be true. At times, the fish from more than one well will be unloaded simultaneously, so the samples will come from more than one well. In these cases the multiple wells will be treated as a single well.
2. Many wells filled with purse seine-caught fish contain fish that were caught in more than one month, or in more than one area, or by more than one gear category (fish caught in sets of different types loaded into the same well). These wells must be excluded from the sampling. It is necessary to assume that this does not introduce a problem. In other words, the assumption is that wells filled with a single set type (of the possible three) are representative of all sets of the same type made within the stratum.

Some of the problems associated with using wells as the first-stage unit could be solved if sets were used as the first stage, but, since the sampling cannot be done at sea, it is not possible to do this. Within each well sampled, there will be one or more species, and a good approximation of the total weight of all fish within the well will be available. Approximations of the weight of fish of each species, which might be available, will not be considered as usable values. Until experience dictates otherwise, it will be assumed that the entire catch will consist of one to three species of tuna (yellowfin, skipjack, and/or bigeye). Most strata will have a least two species and the others will have all three or only one. The fish to be sampled from the well are to be selected one at a time as circumstances permit. As with the first-stage units, it is not possible to guarantee a truly random selection of fish, so randomness will be assumed by assuming that the order of unloading the fish is random.

Define

$S$  = number of species;

$Q$  = number of wells landed in the stratum;

$N_{ij}$  = number of fish of species  $i$  in well  $j$ ; ..... (1)

$$N_j = \sum_i^S N_{ij} = \text{total number of fish of all species in well } j; \dots\dots\dots (2)$$

$$N_i = \sum_j^Q N_{ij} = \text{total number of fish of species } i \text{ in the stratum}; \dots\dots\dots (3)$$

$$N = \sum_i^S \sum_j^Q N_{ij} = \text{total number of fish of all species landed in the stratum}; \dots\dots\dots (4)$$

$$W_{ij} = \text{weight of fish of species } i \text{ in well } j; \dots\dots\dots (5)$$

$$W_j = \sum_i^S W_{ij} = \text{total weight of fish of all species in well } j; \dots\dots\dots (6)$$

$$W_i = \sum_j^Q W_{ij} = \text{total weight of species } i \text{ in the stratum}; \dots\dots\dots (7)$$

$$W = \sum_i^S \sum_j^Q W_{ij} = \text{total weight of fish of all species landed in the stratum}; \dots\dots\dots (8)$$

$$\bar{W} = W \div N = \text{average weight of all species combined in the stratum}; \dots\dots\dots (9)$$

$$\bar{W}_i = W_i \div N_i = \text{average weight of species } i \text{ in the stratum}; \dots\dots\dots (10)$$

$$\bar{W}_j = W_j \div N_j = \text{average weight of all species combined in well } j; \dots\dots\dots (11)$$

$$\bar{W}_{ij} = W_{ij} \div N_{ij} = \text{average weight of species } i \text{ in well } j; \text{ and } \dots\dots\dots (12)$$

$$F_{ij} = N_{ij} \div N_j = \text{fraction of catch in number of fish of species } i \text{ in well } j. \dots\dots\dots (13)$$

Since

$$\bar{W}_{ij} F_{ij} = (W_{ij} \div N_{ij}) (N_{ij} \div N_j) = W_{ij} \div N_j \dots\dots\dots (14)$$

then

$$\sum_i^S \bar{W}_{ij} F_{ij} = \sum_i^S (W_{ij} \div N_j) = (1 \div N_j) \sum_i^S W_{ij} = \bar{W}_j \dots\dots\dots (15)$$

If

$$P_{ij} = W_{ij} \div W_j = \text{fraction of catch of species } i \text{ in well } j,$$

then

$$P_{ij} = (\bar{W}_{ij} N_{ij}) \div (\bar{W}_j N_j) = (\bar{W}_{ij} F_{ij}) \div \bar{W}_j \dots\dots\dots (16)$$

Continuing,

$$F_i = N_i \div N = \text{fraction of total stratum catch, in numbers, of species } i; \dots\dots\dots (17)$$

$$P_i = W_i \div W = \text{fraction of total stratum catch, in weight, of species } i; \dots\dots\dots (18)$$

$$L_{ijh} = \text{length of the } h\text{th fish of species } i \text{ in well } j;$$

$w_{ijh}$  = weight of the  $h$ th fish of species  $i$  in well  $j$ ; and

$w_{ijh} = aL_{ijh}^b$  = estimate of  $w_{ijh}$ , where  $a$  and  $b$  are parameters of the weight-length relationship.

Assume that  $W_{ij} = \sum_h^{N_{ij}} aL_{ijh}^b$  ..... (19)

$T$  = number of length groups, each group encompassing 1 cm of length;

$N_{ijk}$  = number of fish in the  $k$ th length group of species  $i$  in well  $j$ ; and ..... (20)

$F_{ijk} = N_{ijk} \div N_{ij}$  = fraction of species  $i$ , in number, in well  $j$  that belong to length group  $k$ . ..... (21)

Then,

$$N_{ij} = \sum_k^T N_{ijk} \dots\dots\dots (22)$$

Note: The value of  $k$  is found by measuring the fish to the nearest millimeter and then truncating the length measurement to centimeters. For example, a 431-mm fish would belong to length group 43 and an 1132-mm fish to group 113.

Then,

$W_{ijk}$  = total weight of the  $N_{ijk}$  fish; ..... (23)

$$W_{ij} = \sum_k^T W_{ijk}; \text{ and} \dots\dots\dots (24)$$

$P_{ijk} = W_{ijk} \div W_{ij}$  = fraction of species  $i$ , in weight, in well  $j$  that belong to length group  $k$ . ..... (25)

Then,

$$N_{ik} = \sum_j^Q N_{ijk} = \text{total number of species } i \text{ in length group } k \text{ in the stratum}; \dots\dots\dots (26)$$

$$W_{ik} = \sum_j^Q W_{ijk} = \text{total weight of species } i \text{ in length group } k \text{ in the stratum}; \dots\dots\dots (27)$$

$F_{ik} = N_{ik} \div N_i$  = fraction of catch, in numbers, of species  $i$  in length group  $k$  in the stratum; and (28)

$P_{ik} = W_{ik} \div W_i$  = fraction of the catch, in weight, of species  $i$  in length group  $k$  in the stratum... (29)

**OBJECTIVES**

There are two primary objectives to be accomplished through sampling of the catch. The first is to obtain an estimate of Equation 7 (species composition by weight), and the second is to obtain an estimate of Equation 26 (catch in numbers by length group). The secondary objectives are to obtain an estimate of Equation 10 (average weight by species) and of Equation 27 (catch in weight by length group).

For each well that enters the sampling, it will be assumed that the  $W_j$  (Equation 6) is known and for each stratum,  $W$  (Equation 8) is known. Also, for each sampled well, the sample data will allow estimation of  $\bar{W}_{ij}$  (Equation 12) and  $F_{ij}$  (Equation 13). These two estimates are used to estimate  $\bar{W}_j$  (Equation 15) and  $N_j = W_j \div \bar{W}_j$  (Equation 2). The sampling data can also be used to estimate  $F_{ijk}$  (Equation 21) and  $P_{ij}$  (Equation 16).

## WITHIN-WELL ESTIMATION

First, a well from a single stratum is chosen at random, without replacement. Two independent sampling schemes are carried out as the fish are unloaded from the chosen well. The first consists of counting a fixed number (Equation 36) of fish (approximately 400 will be counted to begin the program) at random, without replacement, identifying the species and recording the numbers of fish of each species (Equation 30). The second consists of removing approximately 50 fish (Equation 37) at random without replacement for each species observed and recording the species and length in millimeters (Equation 31) of each of these. An estimate of the total catch in weight of all species combined (Equation 6) in the sampled well is also recorded and treated as if it were the exact weight.

Let

$$n_{ij} = \text{number of fish of species } i \text{ from well } j \text{ recorded during the counting sample; } \dots\dots\dots (30)$$

$$l_{ijh} = \text{length of the } h\text{th fish of species } i \text{ measured from well } j; \text{ and } \dots\dots\dots (31)$$

$$w_{ijh} = al_{ijh}^b = \text{estimated weight of the } h\text{th fish of species } i \text{ measured from well } j. \dots\dots\dots (32)$$

$$\text{Let } k = \text{integer part of } (l_{ijh} \div 10) \dots\dots\dots (33)$$

$$m_{ijk} = \text{number of fish measured of length group } k \text{ of species } i \text{ in well } j; \dots\dots\dots (34)$$

$$w_{ijk} = \text{total weight of the } m_{ijk} \text{ fish based on the } w_{ijh} ; \text{ and } \dots\dots\dots (35)$$

$$n_j = \sum_i^S n_{ij} = \text{number of fish counted from well } j. \dots\dots\dots (36)$$

Let  $k_{\max}$  be the length group of the longest fish.

$$m_{ij} = \sum_{k=1}^{k_{\max}} m_{ijk} = \text{number of fish of species } i \text{ measured from well } j; \dots\dots\dots (37)$$

$$w_{ij} = \sum_{k=1}^{k_{\max}} w_{ijk} = \text{weight of fish of species } i \text{ measured from well } j; \dots\dots\dots (38)$$

$$\hat{f}_{ij} = n_{ij} \div n_j = \text{estimate of } F_{ij} \text{ (Equation 13); } \dots\dots\dots (39)$$

$$\hat{f}_{ijk} = m_{ijk} \div m_{ij} = \text{estimate of } F_{ijk} \text{ (Equation 21); } \dots\dots\dots (40)$$

$$\bar{w}_{ij} = w_{ij} \div m_{ij} = \text{estimate of } \bar{W}_{ij} \text{ (Equation 12); } \dots\dots\dots (41)$$

$$\bar{w}_j = \sum_i^S \bar{w}_{ij} \hat{f}_{ij} = \text{estimate of } \bar{W}_j \text{ (Equations 11 and 15); } \dots\dots\dots (42)$$

$$\bar{w}_i = \sum_j^q \bar{W}_{ij} \div \sum_j^q \hat{N}_{ij} = \text{estimate of } \bar{W}_i \text{ (Equation 10); } \dots\dots\dots (43)$$

$$\hat{N}_j = W_j \div \bar{w}_j = \text{estimate of } N_j \text{ (Equation 2); } \dots\dots\dots (44)$$

$$\hat{N}_{ij} = \hat{N}_j \hat{f}_{ij} = \text{estimate of } N_{ij} \text{ (Equation 1); } \dots\dots\dots (45)$$

$$\hat{N}_{ijk} = \hat{N}_{ij} \hat{f}_{ijk} = \text{estimate of } N_{ijk} \text{ (Equation 20);} \dots\dots\dots (46)$$

$$\hat{p}_{ij} = \frac{\hat{w}_{ij} \hat{f}_{ij}}{\bar{w}_j} = \text{estimate of } P_{ij} \text{ (Equation 16);} \dots\dots\dots (47)$$

$$\hat{p}_{ijk} = w_{ijk} \div w_{ij} = \text{estimate of } P_{ijk} \text{ (Equation 25);} \dots\dots\dots (48)$$

$$\hat{W}_{ij} = W_j \hat{p}_{ij} = \text{estimate of } W_{ij} \text{ (Equation 5); and} \dots\dots\dots (49)$$

$$\hat{W}_{ijk} = \hat{W}_{ij} \hat{p}_{ijk} = \text{estimate of } W_{ijk} \text{ (Equation 23).} \dots\dots\dots (50)$$

**WITHIN-STRATUM ESTIMATION**

Let

$q$  = number of wells sampled from a single stratum;

$$\hat{f}_{ik} = \sum_j^q \hat{N}_{ijk} \div \sum_j^q \hat{N}_{ij} = \text{estimate of } F_{ik} \text{ (Equation 28);} \dots\dots\dots (51)$$

$$\hat{p}_{ik} = \sum_j^q \hat{W}_{ijk} \div \sum_j^q \hat{W}_{ij} = \text{estimate of } P_{ik} \text{ (Equation 29);} \dots\dots\dots (52)$$

$$\bar{w} = \sum_j^q W_j \div \sum_j^q \hat{N}_j = \text{estimate of } \bar{W} \text{ (Equation 9);} \dots\dots\dots (53)$$

$$\hat{f}_i = \sum_j^q \hat{N}_{ij} \div \sum_j^q \hat{N}_j = \text{estimate of } F_i \text{ (Equation 17);} \dots\dots\dots (54)$$

$$\hat{p}_i = \sum_j^q \hat{W}_{ij} \div \sum_j^q \hat{W}_j = \text{estimate of } P_i \text{ (Equation 18);} \dots\dots\dots (55)$$

$$\hat{N} = W \div \bar{w} = \text{estimate of } N \text{ (Equation 4);} \dots\dots\dots (56)$$

$$\hat{N}_i = \hat{N} \hat{f}_i = \text{estimate of } N_i \text{ (Equation 3);} \dots\dots\dots (57)$$

$$\hat{W}_i = W \hat{p}_i = \text{estimate of } W_i \text{ (Equation 7);} \dots\dots\dots (58)$$

$$\hat{N}_{ik} = \hat{N}_i \hat{f}_{ik} = \text{estimate of } N_{ik} \text{ (Equation 26); and} \dots\dots\dots (59)$$

$$\hat{W}_{ik} = \hat{W}_i \hat{p}_{ik} = \text{estimate of } W_{ik} \text{ (Equation 27).} \dots\dots\dots (60)$$

Equations 58 and 59 satisfy the two primary objectives, and Equations 43 and 60 satisfy the two secondary objectives.

# MUESTREO DE LA COMPOSICIÓN POR ESPECIE Y DISTRIBUCIÓN DE FRECUENCIA DE TALLA DE LA CAPTURA DE ATÚN DEL OCEÁNO PACÍFICO ORIENTAL

por

Patrick K. Tomlinson

## ÍNDICE

1. Introducción.....	325
2. Excepciones al modelo de muestreo.....	326
3. Comparación del método estándar y el método de composición por especies.....	326
4. Estimación del error en las estimaciones.....	327
Literatura citada.....	328
Figuras.....	315
Tablas.....	319
Anexos.....	329

### 1. INTRODUCCION

Se define la zona de interés para la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT), denominada en este informe el Océano Pacífico oriental (OPO), como el área entre los paralelos 40°N y 40°S desde el meridiano de 150°O hasta el litoral occidental de las Américas. En Tomlinson (2002) se presenta un modelo para la estimación simultánea de la captura por la pesquería de superficie de las distintas especies de atunes del OPO, y también sus distribuciones de frecuencia de talla. En el presente informe se discutirá el uso de dicho modelo en el OPO durante 2000, 2001, y 2002. El Anexo del presente informe es idéntico al Anexo 1 del informe de 2002.

La captura de la pesquería atunera de superficie del OPO consiste de cinco especies principales de atunes, más algunos otros atunes secundarios y especies afines. De las cinco especies principales, se consideran solamente las capturas de atún aleta amarilla, barrilete, y patudo, con referencias al aleta azul del Pacífico, pero no a la albacora. Se divide la pesquería en 12 meses calendarios, 13 zonas (Figura 1), y 7 métodos de pesca, concretamente:

1. buques cañeros (incluye también bolicheras y curricaneros);
2. cerqueros pequeños (capacidad < 364 toneladas) pescando cardúmenes asociados con objetos flotantes;
3. cerqueros pequeños pescando cardúmenes no asociados con nada;
4. cerqueros pequeños pescando cardúmenes asociados con delfines;
5. cerqueros grandes (capacidad  $\geq 364$  toneladas) pescando cardúmenes asociados con objetos flotantes;
6. cerqueros grandes pescando cardúmenes no asociados con nada;
7. cerqueros grandes pescando cardúmenes asociados con delfines.

Esto resulta en 1092 categorías, denominadas estratos. En el Anexo se detalla el procedimiento de estimación de un estrato hipotético. Para estimar totales mensuales o anuales, se estima para cada estrato por separado, y entonces se suman los resultados de todos los estratos apropiados.

El procedimiento de muestreo es el siguiente. Primero, se selecciona un buque que está descargando y se determina si alguna de las bodegas contiene pescado de un solo estrato. No se muestrean las bodegas que contienen una mezcla de atunes de distintos estratos. Segundo, se cuenta, independientemente de medirlos, el número de pescados de cada especie en una muestra aleatoria de varios centenares de pescados. Tercero, se selecciona al azar un cierto número de ejemplares de cada especie (normalmente 50) y se mide y registra la talla de cada uno al milímetro más cercano. Además de los datos del muestreo, es neces-

ria una estimación de la captura total (aleta amarilla + barrilete + patudo) para cada estrato. Ocurrieron excepciones a estas reglas, comentadas a continuación. Para una explicación más completa del modelo, ver el Anexo.

## **2. EXCEPCIONES AL MODELO DE MUESTREO**

En 2000, 2001, y 2002 fueron muestreadas 903, 1091, y 916 bodegas, respectivamente (Tabla 1), un total de 2909 muestras. Es posible que haya algunas muestras que todavía no han sido procesadas. La información proveniente de los buques (cuadernos de bitácora), los registros de los observadores, y los informes de las plantas enlatadoras es también importante para determinar la captura por estrato, pero puede ser incompleta. Por consiguiente, este informe debe ser considerado preliminar. De las bodegas muestreadas, se contaron las especies en 780, 875, y 816 casos, respectivamente; a las otras se asignaron estimaciones de la composición por especies y frecuencia de talla con base en otros criterios, descritos a continuación. De las 439 bodegas en las que no contaron las especies, 208 contuvieron una sola especie y son por lo tanto equivalentes a muestras con conteo de especies. Las 231 bodegas restantes fueron tratadas de otra manera. Además, el pescado fue clasificado por tamaño y/o especie antes de ser descargado en 676 de las 2909 bodegas (denominadas en lo sucesivo “bodegas divididas”), lo cual imposibilita obtener de la bodega un conteo aleatorio de las especies o una muestra aleatoria de cada especie para medir. Se explica la forma de tratar éstas asimismo a continuación, excepto que se señala que se usaron las estimaciones del buque de la composición por especie en peso, por especie, para la bodega muestreada. Las bodegas divididas fueron tratadas de tal forma que produjeran una muestra de cada bodega de este tipo con los datos organizados de la misma manera que en las muestras obtenidas de las bodegas no divididas. Para este fin se estima primero el número de peces de cada especie en cada una de las bodegas divididas mediante un muestreo del tamaño de un número de peces, calculando luego el peso medio y dividiéndolo en el peso total del pescado en la bodega dividida, estimado por el buque. La suma de estas estimaciones produce una estimación de la composición por especies de la bodega que se usa en lugar de un conteo aleatorio. Usando esta estimación de la composición por especies, se remuestran los pescados medidos con una probabilidad proporcional a la estimación de dicha composición. Se sustituyen entonces los datos de medición originales con estos datos remuestreados. Esto produce un conjunto de datos con la misma estructura que las bodegas no divididas, lo que facilita el uso de los algoritmos de estimación presentados en el Anexo.

Finalmente, hay el problema de estratos con capturas, pero sin muestras, que afecta principalmente los estratos con capturas de menos de 1000 toneladas mensuales. Con base en experiencia previa y en el supuesto que se pueden usar datos de otras zonas, artes o meses para representar los estratos sin muestras, se copian datos de estratos muestreados para usar como muestras de los estratos no muestreados. Se obtienen así bases de datos que se pueden usar para obtener las estimaciones para cada estrato con captura.

## **3. COMPARACION DEL METODO ESTANDAR Y EL METODO DE COMPOSICION POR ESPECIES**

Con el método estándar, usado desde hace muchos años, se trata cada especie como un problema de muestreo separado (ver Tomlinson *et al.*, 1992), y en muchos casos se midió solamente una especie en una bodega aun cuando hubo posiblemente más de una presente. Es por lo tanto imposible aplicar el método de composición por especies a los datos de años previos, pero sí es posible usar los datos tomados en 2000, 2001, y 2002 como si fueran tomados usando el método estándar. Las diferencias principales entre los dos métodos yacen en la construcción de una tabla de la captura por estrato. En el método estándar, se tratan los datos de bitácora del buque, del observador, y de las enlatadoras como correctos con respecto a las especies, y se calcula una estimación separada para cada especie para cada estrato. En el método de composición por especies, se suman las especies en cada conjunto de datos y se tratan como la captura total de aleta amarilla, barrilete, y patudo combinados antes de estimar la captura total por estrato, y luego se usan los datos de muestreo para separar estos totales por estrato en captura por especie.

La aplicación de ambos métodos a sus conjuntos de datos respectivos, estimando la captura por estrato por especie, y entonces sumando los estratos dentro de meses y luego sumando los meses produce estimaciones mensuales y anuales por especie que pueden ser comparadas (Tabla 2, Figura 2).

Las distribuciones anuales de frecuencia de talla, por especie, obtenidas con el método estándar y con el método de composición por especies son similares (Figuras 3a, 3b, y 3c). Las mayores diferencias corresponden al patudo, para el cual el método de composición por especies estima más peces en la mayoría de los grupos de talla, especialmente en 2000 en el intervalo de 90-110 cm, en 2001 en los intervalos de 40-100 cm y 115-150 cm, y en 2002 en el intervalo de 40-150 cm. Para unas pocas tallas, el método de composición por especies estimó menos peces que el método estándar.

#### **4. ESTIMACION DEL ERROR EN LAS ESTIMACIONES**

Para el método estándar, las estadísticas de captura total por especie no se basan en un muestreo. Este método depende de que los compradores o procesadores proporcionen estadísticas sobre el peso de cada especie comprada, pero hay un retraso entre la descarga de las capturas y la obtención de estos datos, y algunos de los valores se basan en datos de otras fuentes. Quedan por lo tanto sujetos a cambios los valores en este documento.

Existe el mismo tipo de retraso en los datos finales con el método de composición por especies, pero no es tan grave con respecto a la captura combinada porque es mucho más fácil estimar la captura total a bordo de un buque que estimar la cantidad de cada especie, requerida por el método estándar. Ya que hay tres fuentes de variación por considerar para el método de composición por especies (diferencias entre bodegas, diferencias en el tamaño del pescado, y diferencias en la composición por especies), es posible construir una estimación del error asociado con las estimaciones. Se comentará solamente la estimación del error asociado con las estimaciones anuales de captura en peso para el aleta amarilla, barrilete, y patudo, ya que no se aplicó el método de composición por especies al aleta azul.

Los supuestos usados para la estimación son:

1. Las bodegas muestreadas dentro de un estrato (o los sustitutos arriba mencionados) son una muestra aleatoria sencilla de las bodegas de ese estrato y pueden ser remuestreadas al azar, con reemplazo, para obtener la varianza entre bodegas.
2. Los peces muestreados para la medición son una muestra aleatoria sencilla de la bodega, y proporcionan estimaciones del tamaño medio, y su desviación estándar, para cada especie presente. Se pueden usar estos promedios y desviaciones estándar para remuestrear de una población con esos promedios y desviaciones estándar. Esto, junto con el paso 3, proporciona estimaciones de la variación en número, por especie, en la bodega.
3. Los peces contados en una bodega son una muestra aleatoria sencilla con una distribución trinomial. Suponiendo que el trinomial estimado sea el trinomial de la población, un remuestreo de la distribución proporciona una estimación de la varianza dentro de las bodegas en la composición por especie.

Remuestrear los datos de las muestras  $N$  veces produce  $N$  estimaciones de la captura por especie. Se pueden usar estas  $N$  estimaciones para proporcionar un promedio y una desviación estándar de las  $N$  estimaciones. Tomlinson (2002) demostró que estas distribuciones son aproximadamente normales. Por lo tanto, las desviaciones estándar obtenidas del remuestreo fueron usadas para obtener los intervalos de confianza de 95% de las estimaciones.

Se usó esta técnica de remuestreo (Tomlinson, 2002) también para determinar la importancia de cada uno de los tres tipos de muestreo (bodegas, peso medio, conteos). Los resultados demostraron que la mayoría de la varianza proviene de entre bodegas y que las tres fuentes de error son probablemente independientes cada uno del otro. La mejor forma de reducir las desviaciones estándar sería incrementar el número



de bodegas, y retener el mismo número de peces contados y medidos. Es teóricamente posible reducir el número contado y medido, pero hay un supuesto de aleatoriedad cuando no hay un procedimiento aleatorio riguroso, y las mayores cantidades ayudan a asegurar que se satisfaga este supuesto. Debido a la alta proporción de bodegas que contienen pescado de más de un estrato y el costo de realizar muestreos en más puntos de descarga, no es práctico muestrear más bodegas. Además, las desviaciones estándar obtenidas arrojan coeficientes de variación de menos de 10% (usado a menudo como criterio). Sin embargo, hay todavía muchos estratos con capturas de menos de 1000 toneladas que no son muestreados.

#### **LITERATURA CITADA**

Tomlinson, Patrick K. 2002. Avances en el muestreo de la composición por especie y distribución de frecuencia de talla de la captura de atún del Océano Pacífico oriental. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep., 2: 339-365.

Tomlinson, Patrick K., Sachiko Tsuji, y Thomas P. Calkins. 1992. Estimación de las frecuencias de talla de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) capturado por artes comerciales en el Océano Pacífico oriental. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 20 (6): 357-398.

## ANEXO

### MUESTREO SIMULTANEO DE LA COMPOSICION POR ESPECIE Y FRECUENCIA DE TALLA DE LA CAPTURA EN LA PESQUERIA ATUNERA MULTIESPECIFICA DE SUPERFICIE EN EL OCEANO PACIFICO ORIENTAL

#### DEFINICION DE LA POBLACION Y EL MODELO DE MUESTREO

Con las 13 zonas (Figura 1), 12 meses, y 7 métodos de pesca, hay en total 1.092 estratos para cada año. Se define la población como la captura anual en todos los estratos combinados. Se obtienen resúmenes por zona, mes, o categoría de arte, o de cualquier combinación de éstos, sumando las estimaciones de los estratos correspondientes. Es por lo tanto necesario solamente definir el modelo de muestreo para un solo estrato y redefinir la población como la captura en un estrato.

Dentro de cada estrato con captura se lleva a cabo el muestreo durante la descarga del buque. Las bodegas del buque son la primera etapa, y los peces individuales en esa bodega la segunda etapa, en un esquema de muestreo estratificado de dos etapas. Desgraciadamente, no se sabe por adelantado el número de bodegas en un estrato ni el número de peces en una bodega; por lo tanto se seleccionan las bodegas a muestrear a medida que lo permita el tiempo y la disponibilidad, y se supone que esto es equivalente a una sencilla muestra aleatoria de las bodegas.

1. Hay varias fuentes posibles de error en el supuesto de una sencilla muestra aleatoria de las bodegas. La primera, ya mencionada, prohíbe que el proceso de selección sea verdaderamente aleatorio. Asociado con el supuesto de aleatoriedad de las bodegas seleccionadas es el supuesto que las bodegas en un solo buque descargado son independientes entre si. Esto no valdrá en al menos algunos casos. A veces el pescado de más de una bodega será descargado simultáneamente, por lo que las muestras provendrán de más de una bodega. En estos casos las múltiples bodegas serán tratadas como una sola.
2. Muchas bodegas llenas de pescado capturado con red de cerco contienen pescado capturado en más de un mes, o en más de una zona, o por más de una categoría de arte (pescado capturado en lances de distintos tipos cargado en la misma bodega). Estas bodegas necesitan ser excluidas del muestreo. Es necesario suponer que esto no introduce un problema. Es decir, el supuesto es que bodegas llenas de un solo tipo de lance (de las tres posibilidades) son representativas de todos los lances del mismo tipo realizados en el estrato.

Algunos de los problemas asociados con el uso de las bodegas como unidad de primera etapa podrían ser resueltos si se usaran los lances como primera etapa, pero, ya que no se puede realizar el muestreo en el mar, esto no es posible. En cada bodega muestreada habrá una o más especies, y se dispondrá de una buena aproximación del peso total de todo el pescado en la bodega. Las aproximaciones del peso de pescado de cada especie de las que se disponga no son consideradas valores utilizables. Hasta que la experiencia dicte lo contrario, se supondrá que la captura entera consistirá de una a tres especies de atún (aleta amarilla, barrilete, y/o patudo). La mayoría de los estratos contendrán al menos dos especies y las demás las tres o solamente una. Los peces muestreados de la bodega serán seleccionados individualmente, sujeto a las circunstancias. Al igual que con las unidades de primera etapa, no es posible garantizar una selección de pescado realmente aleatoria, por lo que se supondrá la aleatoriedad suponiendo que el orden en el cual se descarga el pescado es aleatorio.

Definiendo

$S$  = número de especies;

$Q$  = número de bodegas descargado en el estrato;

$N_{ij}$  = número de peces de especie  $i$  en la bodega  $j$ ;..... (1)

$$N_j = \sum_i^S N_{ij} = \text{número total de peces de todas las especies en la bodega } j; \dots\dots\dots (2)$$

$$N_i = \sum_j^Q N_{ij} = \text{número total de peces de especie } i \text{ en el estrato}; \dots\dots\dots (3)$$

$$N = \sum_i^S \sum_j^Q N_{ij} = \text{número total de peces de todas las especies descargado en el estrato}; \dots\dots\dots (4)$$

$$W_{ij} = \text{peso de peces de especie } i \text{ en la bodega } j; \dots\dots\dots (5)$$

$$W_j = \sum_i^S W_{ij} = \text{peso total del pescado de todas las especies en la bodega } j; \dots\dots\dots (6)$$

$$W_i = \sum_j^Q W_{ij} = \text{peso total de especie } i \text{ en el estrato}; \dots\dots\dots (7)$$

$$W = \sum_i^S \sum_j^Q W_{ij} = \text{peso total de todas las especies descargado en el estrato}; \dots\dots\dots (8)$$

$$\bar{W} = W \div N = \text{peso medio de todas las especies combinadas en el estrato}; \dots\dots\dots (9)$$

$$\bar{W}_i = W_i \div N_i = \text{peso medio de especie } i \text{ en el estrato}; \dots\dots\dots (10)$$

$$\bar{W}_j = W_j \div N_j = \text{peso medio de todas las especies combinadas en la bodega } j; \dots\dots\dots (11)$$

$$\bar{W}_{ij} = W_{ij} \div N_{ij} = \text{peso medio de especie } i \text{ en la bodega } j; \text{ y } \dots\dots\dots (12)$$

$$F_{ij} = N_{ij} \div N_j = \text{fracción de la captura en número de peces de especie } i \text{ en la bodega } j. \dots\dots\dots (13)$$

Ya que

$$\bar{W}_{ij} F_{ij} = (W_{ij} \div N_{ij}) (N_{ij} \div N_j) = W_{ij} \div N_j \dots\dots\dots (14)$$

entonces

$$\sum_i^S \bar{W}_{ij} F_{ij} = \sum_i^S (W_{ij} \div N_j) = (1 \div N_j) \sum_i^S W_{ij} = \bar{W}_j \dots\dots\dots (15)$$

Si

$$P_{ij} = W_{ij} \div W_j = \text{fracción de la captura de especie } i \text{ en la bodega } j,$$

entonces

$$P_{ij} = (\bar{W}_{ij} N_{ij}) \div (\bar{W}_j N_j) = (\bar{W}_{ij} F_{ij}) \div \bar{W}_j \dots\dots\dots (16)$$

Continuando,

$$F_i = N_i \div N = \text{fracción de la captura total en el estrato, en número, de especie } i; \dots\dots\dots (17)$$

$$P_i = W_i \div W = \text{fracción de la captura total en el estrato, en peso, de especie } i; \dots\dots\dots (18)$$

$$L_{ijh} = \text{talla del } h\text{-ésimo pez de especie } i \text{ en la bodega } j;$$

$w_{ijh}$  = peso del  $h$ -ésimo pez de especie  $i$  en la bodega  $j$ ; y

$w_{ijh} = aL_{ijh}^b$  = estimación de  $w_{ijh}$ , donde  $a$  y  $b$  son parámetros de la relación peso-talla.

Suponiendo que  $W_{ij} = \sum_h^{N_{ij}} aL_{ijh}^b$  ..... (19)

$T$  = número de grupos de talla, cada grupo abarcando 1 cm de talla;

$N_{ijk}$  = número de peces en el  $k$ -ésimo grupo de talla de especie  $i$  en la bodega  $j$ ; y ..... (20)

$F_{ijk} = N_{ijk} \div N_{ij}$  = fracción de especie  $i$ , en número, en la bodega  $j$  del grupo de talla  $k$ . ..... (21)

Entonces,

$$N_{ij} = \sum_k^T N_{ijk} \dots\dots\dots (22)$$

Nota: Se establece el valor de  $k$  midiendo los peces al milímetro más cercano y luego truncando la talla a centímetros. Por ejemplo, un pez de 431 mm pertenecería al grupo de talla 43 y uno de 1132 mm al grupo 113.

Entonces,

$W_{ijk}$  = peso total del pescado  $N_{ijk}$ ; ..... (23)

$$W_{ij} = \sum_k^T W_{ijk}; y \dots\dots\dots (24)$$

$P_{ijk} = W_{ijk} \div W_{ij}$  = fracción de especie  $i$ , en peso, en la bodega  $j$  que pertenece al grupo de talla  $k$  .... (25)

Entonces,

$$N_{ik} = \sum_j^Q N_{ijk} = \text{número total de especie } i \text{ en el grupo de talla } k \text{ en el estrato}; \dots\dots\dots (26)$$

$$W_{ik} = \sum_j^Q W_{ijk} = \text{peso total de especie } i \text{ en el grupo de talla } k \text{ en el estrato}; \dots\dots\dots (27)$$

$F_{ik} = N_{ik} \div N_i$  = fracción de la captura, en número, de especie  $i$  en el grupo de talla  $k$  en el estrato; y (28)

$P_{ik} = W_{ik} \div W_i$  = fracción de la captura, en peso, de especie  $i$  en el grupo de talla  $k$  en el estrato. .... (29)

**OBJETIVOS**

El muestreo de la captura tiene dos objetivos principales. El primero es obtener una estimación de la Ecuación 7 (composición por especies por peso), y la segunda es obtener una estimación de la Ecuación 26 (captura en número por grupo de talla). Los objetivos secundarios son obtener una estimación de la Ecuación 10 (peso medio por especie) y la Ecuación 27 (captura en peso por grupo de talla).

Para cada bodega incorporada en el muestreo, se supone que se sabe  $W_j$  (Ecuación 6) y que se sabe  $W$  (Ecuación 8) para cada estrato. Además, para cada bodega muestreada, los datos de la muestra permitirán estimar  $\overline{W}_{ij}$  (Ecuación 12) y  $F_{ij}$  (Ecuación 13). Se usan estas dos estimaciones para estimar  $\overline{W}_j$  (Ecuación 15) y  $N_j = W_j \div \overline{W}_j$  (Ecuación 2). También se pueden usar los datos de la muestra para estimar  $F_{ijk}$  (Ecuación 21) y  $P_{ij}$  (Ecuación 16).

## ESTIMACION DENTRO DE BODEGAS

En primer lugar se selecciona al azar una bodega de un solo estrato, sin reemplazo. Se realizan dos muestreos independientes a medida que se descarga el pescado de la bodega seleccionada. El primero consiste en contar un número fijo (Ecuación 36) de peces (se contarán unos 400 para iniciar el programa) al azar, sin reemplazo, identificando la especie y registrando el número de cada especie (Ecuación 30). El segundo consiste en extraer, al azar sin reemplazo, unos 50 peces (Ecuación 37) para cada especie observada () y registrar la especie y talla en milímetros (Ecuación 31) de cada uno. Se registra también una estimación de la captura total en peso de todas las especies combinadas (Ecuación 6) en la bodega muestreada, y se trata como si fuese el peso exacto.

Que  $n_{ij}$  = número de peces de especie  $i$  de la bodega  $j$  registrado durante el muestreo de conteo; ..... (30)

$l_{ijh}$  = talla del  $h$ -ésimo pez de especie  $i$  medido de la bodega  $j$ ; y ..... (31)

$w_{ijh} = al_{ijh}^b$  = peso estimado del  $h$ -ésimo pez de especie  $i$  medido de la bodega  $j$ ..... (32)

Que  $k$  = número entero de  $(l_{ijh} \div 10)$  ..... (33)

$m_{ijk}$  = número de peces medido del grupo de talla  $k$  de especie  $i$  en la bodega  $j$ ; ..... (34)

$w_{ijk}$  = peso total del pescado  $m_{ijk}$  basado en el  $w_{ijh}$ ; y..... (35)

$n_j = \sum_i^S n_{ij}$  = número de peces contados de la bodega  $j$ ..... (36)

Que  $k_{\max}$  sea el grupo de talla de los peces más largos.

$m_{ij} = \sum_{k=1}^{k_{\max}} m_{ijk}$  = número de peces de especie  $i$  medido de la bodega  $j$ ; ..... (37)

$w_{ij} = \sum_{k=1}^{k_{\max}} w_{ijk}$  = peso de peces de especie  $i$  medido de la bodega  $j$ ; ..... (38)

$\hat{f}_{ij} = n_{ij} \div n_j$  = estimación de  $F_{ij}$  (Ecuación 13);..... (39)

$\hat{f}_{ijk} = m_{ijk} \div m_{ij}$  = estimación de  $F_{ijk}$  (Ecuación 21); ..... (40)

$\bar{w}_{ij} = w_{ij} \div m_{ij}$  = estimación de  $\bar{W}_{ij}$  (Ecuación 12);..... (41)

$\bar{w}_j = \sum_i^S \bar{w}_{ij} \hat{f}_{ij}$  = estimación de  $\bar{W}_j$  (Ecuaciones 11 y 15);..... (42)

$\bar{w}_i = \sum_j^q \bar{w}_{ij} \div \sum_j^q \hat{N}_{ij}$  = estimación de  $\bar{W}_i$  (Ecuación 10);..... (43)

$\hat{N}_j = W_j \div \bar{w}_j$  = estimación de  $N_j$  (Ecuación 2);..... (44)

$\hat{N}_{ij} = \hat{N}_j \hat{f}_{ij}$  = estimación de  $N_{ij}$  (Ecuación 1);..... (45)

$\hat{N}_{ijk} = \hat{N}_{ij} \hat{f}_{ijk}$  = estimación de  $N_{ijk}$  (Ecuación 20);..... (46)

$$\hat{p}_{ij} = \frac{\hat{w}_{ij} \hat{f}_{ij}}{\hat{w}_j} = \text{estimación de } P_{ij} \text{ (Ecuación 16);} \dots\dots\dots (47)$$

$$\hat{p}_{ijk} = \frac{\hat{w}_{ijk}}{\hat{w}_{ij}} = \text{estimación de } P_{ijk} \text{ (Ecuación 25);} \dots\dots\dots (48)$$

$$\hat{W}_{ij} = \hat{W}_j \hat{p}_{ij} = \text{estimación de } W_{ij} \text{ (Ecuación 5); y} \dots\dots\dots (49)$$

$$\hat{W}_{ijk} = \hat{W}_{ij} \hat{p}_{ijk} = \text{estimación de } W_{ijk} \text{ (Ecuación 23).} \dots\dots\dots (50)$$

**ESTIMACION DENTRO DE ESTRATOS**

Que  $q$  = número de bodegas muestreado de un solo estrato;

$$\hat{f}_{ik} = \frac{\sum_j^q \hat{N}_{ijk}}{\sum_j^q \hat{N}_{ij}} = \text{estimación de } F_{ik} \text{ (Ecuación 28);} \dots\dots\dots (51)$$

$$\hat{p}_{ik} = \frac{\sum_j^q \hat{W}_{ijk}}{\sum_j^q \hat{W}_{ij}} = \text{estimación de } P_{ik} \text{ (Ecuación 29);} \dots\dots\dots (52)$$

$$\bar{w} = \frac{\sum_j^q W_j}{\sum_j^q \hat{N}_j} = \text{estimación de } \bar{W} \text{ (Ecuación 9);} \dots\dots\dots (53)$$

$$\hat{f}_i = \frac{\sum_j^q \hat{N}_{ij}}{\sum_j^q \hat{N}_j} = \text{estimación de } F_i \text{ (Ecuación 17);} \dots\dots\dots (54)$$

$$\hat{p}_i = \frac{\sum_j^q \hat{W}_{ij}}{\sum_j^q \hat{W}_j} = \text{estimación de } P_i \text{ (Ecuación 18);} \dots\dots\dots (55)$$

$$\hat{N} = \bar{w} \hat{w} = \text{estimación de } N \text{ (Ecuación 4);} \dots\dots\dots (56)$$

$$\hat{N}_i = \hat{N} \hat{f}_i = \text{estimación de } N_i \text{ (Ecuación 3);} \dots\dots\dots (57)$$

$$\hat{W}_i = \hat{W} \hat{p}_i = \text{estimación de } W_i \text{ (Ecuación 7);} \dots\dots\dots (58)$$

$$\hat{N}_{ik} = \hat{N}_i \hat{f}_{ik} = \text{estimación de } N_{ik} \text{ (Ecuación 26); y} \dots\dots\dots (59)$$

$$\hat{W}_{ik} = \hat{W}_i \hat{p}_{ik} = \text{estimación de } W_{ik} \text{ (Ecuación 27).} \dots\dots\dots (60)$$

Las ecuaciones 58 y 59 satisfacen los dos objetivos primarios, y las Ecuaciones 43 y 60 satisfacen los dos objetivos secundarios.