

STATUS OF BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

by

George M. Watters and Mark N. Maunder

CONTENTS

1. Executive summary.....	109
2. Data.....	111
3. Assumptions and parameters	115
4. Stock assessment.....	118
5. Stock status	127
6. Simulated effects of future fishing operations	132
7. Future directions	137
Figures	138
Tables.....	164
Appendix 1.....	169
References.....	209

1. EXECUTIVE SUMMARY

This document 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, is used to conduct this assessment. The analysis method is described by Maunder and Watters (2000), and readers are referred to that manuscript for technical details.

The stock assessment requires a substantial amount of information. Data on landings, discards, fishing effort, and the size compositions of the catches from a number of different fisheries have been analyzed. Various assumptions regarding processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality, fishing mortality, and stock structure have also been made. Environmental influences on recruitment and fishing efficiency have also been considered in the assessment.

There have been important changes in the amount of fishing mortality exerted by the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. On average, the fishing mortality on bigeye less than about 14 quarters old was negligible until about 1993 (Figure 4.3, panels labeled “Ages 2-5, 6-9, and 10-13”). Since 1993, the expansion of fisheries that catch bigeye in association with floating objects and the widespread use of FADs has, on average, caused the fishing mortality on these young fish to increase substantially (Figure 4.3). Purse-seine sets on floating objects select mostly young bigeye that are about 5 to 16 quarters old. It is assumed that bigeye from 2 to 5 quarters old are discarded while the catch taken around floating objects is sorted. Purse-seine sets on unassociated schools of tuna select bigeye that span a wide range of ages, and, since 1990, fish that were about 7 to 20 quarters old were most selected by this mode of fishing. In the area north of 15°N, the longline fleet selects bigeye that are about 10 to 26 quarters old; south of this parallel, bigeye become relatively vulnerable to longline fishing after they are about 17 quarters old. The southern longline fishery typically selects bigeye that are older than those selected by any of the other fisheries operating in the EPO. The catchability of bigeye by purse-seine vessels has changed over time, and these changes have been caused mostly by random events that affect the relationship between fishing effort and fishing mortality. There have, however, been changes in fishing technology and the behavior of the fishermen that have caused the catchability of bigeye by purse-seine vessels to change.

Recruitment of bigeye tuna to the fisheries in the EPO is variable, and the mechanisms that explain variation in recruitment cannot currently be identified. The abundance of bigeye recruited to the fisheries in the EPO appears to be unrelated to sea-surface temperature (SST) anomalies at the time when these fish were assumed to have hatched. Over the range of spawning biomasses estimated by the A-

SCALA method, the abundance of bigeye recruited to the fishery also appears to be unrelated to the biomass of adult females present at the time of hatching.

Extremely large numbers of bigeye tuna are estimated to have been recruited to the fisheries in the EPO during 1997 and the first quarter of 1998. These recruitments were about 1.7 to 3.5 times the estimated level of average recruitment. Recruitment was estimated to be above average during most of 1995-1997 but below average during most of 1983-1991 and since the second quarter of 1998. There is considerable uncertainty in the estimated levels of recruitment. This uncertainty extends over the whole time series and can be attributed to two factors. First, the available data contain relatively little information about recruitment prior to 1993 (because few small bigeye were caught prior to that time). Second, there is uncertainty in recent estimates of recruitment because most of these fish have been vulnerable only to the surface fishery. Uncertainty in the recent levels of recruitment will probably be reduced when these fish are represented in the catches of the longline fleet. It is likely that the estimates of recruitment for 1997-1999 will be imprecise until about 2002-2004. It is important to note that, in 1999, the surface fleet did not catch many bigeye that were about 50 cm in length. This recent absence of small fish in the catches of the surface fleet can be interpreted as evidence either of reduced recruitment during 1999 or of a change in the age-specific pattern of selectivity by the surface fleet.

It is estimated that the biomass of bigeye tuna that were 1+ year old was relatively stable at about 468,000 mt during 1975-1980, increased steadily during 1981-1984, and reached an historic high level of about 581,000 mt by the second quarter of 1985. It then decreased, and reached an historic low level of around 326,000 mt by the fourth quarter of 1995. Following this historic low, the assessment model estimates that there has been a steady increase in the biomass of 1+-year-old bigeye, and that it had reached a level of about 538,000 mt by the start of 2000. Spawning biomass has generally followed a trend similar to that of the biomass of 1+ year olds. The highest level of spawning biomass was estimated to be about 117,000 mt at the start of the third quarter of 1985, and the lowest level about 45,000 mt at the start of the third quarter of 1997. Spawning biomass at the start of 2000 is estimated to have been about 96,000 mt. There is considerable uncertainty in the estimated biomasses of both 1+-year-old bigeye and of spawners, and the trends described above should be viewed with caution.

The average weights of bigeye tuna taken by the various surface fisheries that operate in the EPO generally declined from 1993 through 1998, but increased during 1999. In 1999, the average weight of bigeye taken in purse-seine sets on floating objects was about 13 to 17 kg, and in sets on unassociated schools of tuna about 30 kg. The average weights of bigeye taken by the longline fleet have been relatively stable since 1975, at about 35 kg in the area north of 15°N and about 50 kg south of this parallel.

At the beginning of 2000, the spawning stock of bigeye tuna in the EPO was only slightly reduced. The estimated spawning biomass ratio (SBR) at this time was about 0.86, with lower and upper 95-percent confidence limits of about 0.63 and 1.10, respectively. Despite the uncertainty in the recent estimate of the SBR, at the beginning of 2000 the spawning stock of bigeye in the EPO was probably greater than the level that might be expected if the stock was producing the average maximum sustainable yield (AMSY). There was one period (1996-1998) when the spawning biomass was estimated to be near its expected level at AMSY.

The stock of bigeye tuna in the EPO is currently being exploited in a manner that prevents the combined fishery from maximizing the yield per recruit. At the beginning of 2000, the average weight of fish in the combined catch was less than half the estimated critical weight. The average weight of bigeye in the combined catch has, in fact, been less than the critical weight since about the end of 1994. The recent poor performance of the combined fishery, relative to an objective of maximizing the yield per recruit, can be attributed to the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects.

At the start of 2000, the biomass of bigeye tuna in the EPO is estimated to have been about twice the level that is required to support the AMSY (based on the current distribution of effort among the dif-

ferent fisheries). The recent catches have, however, been close to the AMSY level (about 73,000 mt). Under average conditions, the fishing mortality would have to be increased to about 1.6 times its present level to achieve the AMSY. It should, however, be noted that such an increase in effort would be expected to increase the average, long-term catches by only about 7 percent, while decreasing the spawning biomass by about 30 percent. Conditions in the recent past have been different from average conditions, and it is possible that the future catches of bigeye by the surface fleet may decline when the large cohorts recruited during 1995-1998 are no longer vulnerable to the purse-seine fisheries. It should, however, be noted that the estimates of recruitment during the second half of 1998 and 1999 are less than average, but are very uncertain because they are based on limited data. 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.

The strong cohorts of bigeye tuna that were apparently recruited to the fisheries in the EPO during 1995-1998 may cause the SBR to increase during 2000 and be at relatively high levels throughout 2000 and 2001. During the next two years, the spawning biomass of bigeye in the EPO may grow to levels that have not been observed since the mid-1980s.

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, the total catch of the primary surface fleet, and the total catch of the longline fleet. Increasing the level of surface fishing effort to 125 percent 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 percent of its recent average is predicted to have the opposite effects.

Preventing the catches of small bigeye tuna, which must be discarded, around floating objects, particularly around FADs, would increase the SBR, the yield per recruit, the catch taken by the surface fleet, and the catch taken by the longline fleet. Any measure that effectively reduces the mortality of bigeye that are about 2 to 5 quarters old may help the Commission to achieve a variety of management objectives.

2. DATA

Catch, effort, and size-composition data for January 1975-December 1999 were used to conduct the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The data for 1999, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases as of 17 April 2000. 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, baitboat, and longline), purse-seine set type (sets on floating objects, unassociated schools, and dolphins), time period, and IATTC length-frequency sampling area or latitude. The bigeye fisheries are defined in Table 2.1, and the spatial extent of each fishery is illustrated in Figure 2.1. The boundaries of the length-frequency sampling areas are also illustrated 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 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). For the assessment of bigeye tuna, it is assumed that it is appropriate to pool data relating to catches by baitboats, by purse-seine vessels setting on dolphins, and by purse-seine vessels setting on 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 throughout the remainder of this report.

2.2. Catch and effort data

To conduct the stock assessment of bigeye, 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 IATTC staff has adopted three definitions relating to catch data; these terms are used throughout this report.

Landings – the amount of fish (weight or numbers) removed from the population at a given time and delivered to any landing facility at a subsequent time. (The landings are not necessarily delivered to the landing facility during the same time period that the fish were removed from the population.)

Discards – the amount of fish (weight or numbers) removed from the population at a given time and NOT delivered to any landing facility at a subsequent time. (These fish are generally thrown overboard.)

Catch – the total amount of fish (weight or numbers) removed from the population at a given time (catch = landings + discards).

All three of these types of data are used to assess the stock of bigeye tuna. Removals by Fisheries 1 and 8-9 are simply landings (Table 2.1). Removals by Fisheries 2-5 and 7 are landings, plus some discards resulting from inefficiencies in the fishing process (see Section 2.2.2) (Table 2.1). Removals by Fisheries 10-13 are only discards resulting from sorting the catch taken by Fisheries 2-5 (see Section 2.2.2) (Table 2.1).

2.2.1. Catch

Trends in the catches of bigeye tuna in the EPO during each quarter between January 1975 and December 1999 are illustrated in Figure 2.2. Prior to about 1994, the longline fleet (Fisheries 8 and 9) removed more bigeye (in weight) from the EPO than did the surface fleet (purse-seine vessels and bait-boats, Fisheries 1-7 and 10-13) (Figure 2.2). Since 1994, however, the catches by the surface fleet have often 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.

There has been substantial annual and quarterly variation in the catches of bigeye tuna made by the surface fleet (Fisheries 1-7 and 10-13) (Figure 2.2). Prior to the beginning of widespread usage of FADs, in about 1993, the catch of bigeye associated with floating objects was never greater than about 2,600 metric tons (mt) in any quarter, and in many quarters, the catch was less than 800 mt (Figure 2.2, Fishery 1). Since FADs have become more widely used, the catches of bigeye associated with floating objects have increased substantially, and the total removals have frequently been greater than 10,000 mt in a single quarter (Figure 2.2, adding Fisheries 2-5). Catches of bigeye from unassociated schools were greatest prior to 1990, but throughout the 1975-1999 period the catches by these fisheries have usually been less than 300 mt per quarter (Figure 2.2, Fisheries 6 and 7).

There has also been substantial annual and quarterly variation in the longline catches of bigeye tuna (Figure 2.2). The longline catches from the area north of 15°N have been very seasonal, and the greatest catches have usually been taken during the first or fourth quarters of the year (Figure 2.2, Fishery 8). The longline catches from the area south of 15°N have changed more from year to year than from quarter to quarter (Figure 2.2, Fishery 9). They peaked at levels around 40,000 mt during the second and third quarters of 1986 and the third quarter of 1990, and have declined steadily since the latter peak. The IATTC database does not currently contain information on the longline catches during 1999 (see Section

2.2.2 for information on how effort data for longliners that operated during 1999 are treated). 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

A complicated method is used to estimate the amount of fishing effort exerted by purse-seine vessels. A short description of this method follows, but readers are referred to Maunder and Watters (2000) for additional details.

Fishing effort for purse seiners is estimated by a five-step process. In Step 1, information from the IATTC logbook database is used to compute the catch per day of fishing (CPDF) of the three main tuna species (bigeye, yellowfin, and skipjack) and all set types (floating object, dolphin, and unassociated) combined. This computation is done for each month and IATTC length-frequency sampling area (see Figure 2.1). In Step 2, the estimates of the CPDF are divided into estimates of the total landings (by month and sampling area for all three tuna species combined) from the IATTC landings database (hail weights and cannery statistics). This division raises the effort from logbook data to include effort that was not reported in vessel logbooks, providing an estimate of the total days fished for all three set types combined in each month and sampling area. In Step 3, linear regression models (one model for each year) are used to determine the average number of days fishing required to make a single set of each type. In 1990, for example, sets on floating objects, dolphins, and unassociated schools of tuna were estimated to take, respectively, averages of about 1.3, 0.9, and 0.7 days each. In Step 4, the results from the regression analyses are used in conjunction with the number of sets (by set type) recorded in the logbook database to predict the proportion of days fished per set type. Finally, in Step 5, the total days fished from Step 2 are multiplied by the proportions from Step 4 to obtain estimates of the total days fished by set type within each time-area stratum.

The fishing effort for baitboats (total days fished) is estimated by computing the CPDF from the information in the IATTC logbook database and dividing CPDF into the total landings taken from the IATTC landings database. These estimates are made for each month and sampling area (see Figure 2.1).

The longlining effort for bigeye tuna is estimated by dividing standardized estimates of the catch per unit of effort (CPUE) from the Japanese longline fleet into the total longline landings taken from the IATTC landings database (these landings include data provided to the IATTC staff by French Polynesia, Japan, the Republic of Korea, and Taiwan). Estimates of the standardized CPUE of bigeye are obtained with regression trees (Watters and Deriso, 2000). The regression trees remove some of the temporal (year and month) and spatial (5° latitude x 5° longitude quadrangle) variation in the CPUEs of the longline vessels.

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. Fishing effort for longliners (Fisheries 8 and 9) is in standardized hooks.

There has been substantial variation in the amount of fishing effort exerted by surface gears. Fishing effort directed at tunas associated with floating objects was at high levels from about 1978 to 1982 and remained relatively stable during 1983-1993 (Figure 2.3, Fishery 1), but it has increased substantially since 1993 (Figure 2.3, Fisheries 2-5). Recently, the effort directed at tunas associated with floating objects has been at a level similar to that expended during the late 1970s and early 1980s (Figure 2.3; compare sum of effort for Fisheries 2-5 to effort for Fishery 1). Fishing effort directed at tunas in unassociated schools reached its highest levels from about 1977 to 1981 (Figure 2.3, Fishery 6), and since then has remained relatively stable (Figure 2.3, Fisheries 6 and 7). 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).

There has also been substantial variation in the amount of fishing effort exerted by longliners operating in the EPO. In the area north of 15°N there have always been large, seasonal variations in fishing effort, but, on an annual scale, the fishing effort peaked during the early 1990s (Figure 2.3, Fishery 8). In the area south of 15°N, there has been much less quarterly variation in the amount of fishing effort expended by longliners. Longlining effort in this area was relatively stable during the 1980's, but increased sharply between 1986 and 1988 (Figure 2.3, Fishery 9). Longlining effort directed at bigeye tuna in the southern area reached its highest level during 1991, and has declined steadily since that time (Figure 2.3, Fishery 9). The IATTC databases do not contain catch and effort information from longlining operations conducted in the EPO during 1999. To conduct the stock assessment of bigeye tuna, it is assumed that the amount of longlining effort exerted during each quarter of 1999 was equal to that exerted during the corresponding quarter of 1998.

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 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 bigeye discarded is estimated with information collected by IATTC observers, applying methods described by Maunder and Watters (2000). Regardless of the reason that bigeye are discarded, it is assumed that all discarded fish are killed.

Estimates of discards resulting from inefficiencies in the fishing process are added to the catches made by purse-seine vessels. 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 when 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 closest time period when observer data were sufficient to estimate the discards. The addition of discards to catches from the purse-seine fleet was not done in previous assessments of bigeye tuna in the EPO.

Discards that result from the process of sorting the catch are treated as separate fisheries (Fisheries 10-13). It is important to treat these discards separately because the size-composition data collected from port sampling (see Section 2.3) cannot provide information about the size of these discarded fish. Thus, discards that result from sorting the catch represent removals for which size compositions must be obtained at sea. IATTC observers collect limited information on the sizes of discarded tunas. All that is known about the fish that are discarded during sorting is that they are mostly small fish that weigh less than about 2.5 kg (see Section 2.3 for an estimate of the maximum size of these fish). By creating fisheries whose catch is composed exclusively of small, discarded fish, it is possible to conduct a stock assessment without detailed data on the size composition of the discards. This is possible because the small fish that are discarded during sorting are likely to belong to only a few age classes. The catches taken by Fisheries 10-13 (Figure 2.2) are currently the best estimates of the amounts of fish discarded by sorting the catches taken by Fisheries 2-5. 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 infrequent in the other purse-seine fisheries.

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

2.3. Size-composition data

The fisheries of the EPO catch bigeye 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. There have been important changes in the size compositions of the catches from the fisheries in which bigeye are caught in association with floating objects (Fisheries 1-5). Prior to 1993, almost as many medium-sized bigeye (75 to 125 cm in length) were caught in association with floating objects as were small-sized bigeye (less than 75 cm in length) (Figure 2.4, Fishery 1). Since 1993, the floating-object fishery that operates off the coasts of Central and South America (Fishery 4) is the only fishery that has continued to catch significant numbers of medium-sized bigeye. Small fish dominate the catches from all other areas where bigeye are caught in association with floating objects (Figure 2.4, Fisheries 2, 3, and 5).

There have also been substantial changes in the size composition of bigeye tuna captured in unassociated schools. Prior to 1990, mostly medium-sized bigeye were captured from unassociated schools (Figure 2.4, Fishery 6). Since 1990, mostly small- and large-sized (greater than 125 cm in length) bigeye have been captured in unassociated schools (Figure 2.4, Fishery 7).

The catches taken by the two longline fisheries (Fisheries 8 and 9) have distinctly different size compositions. In the northern area, longliners catch mostly medium-sized bigeye (Figure 2.4, Fishery 8). In the southern area, they catch mostly large-sized bigeye (Figure 2.4, Fishery 9). The size compositions of the catches taken by these two longline fisheries have changed relatively little since 1975.

Data on the size compositions of discards from fisheries that catch bigeye in association with floating objects (Fisheries 10-13) are limited. IATTC observers collect information on the size composition of the discards, but they do not currently measure the fish. The observers categorize the fish into the following categories: large (greater than 15 kg), medium (2.5-15 kg), and small (less than 2.5 kg). It is assumed that the catches in Fisheries 10-13 are composed entirely of fish in the small category. Thus, using the weight-length relationship presented in Section 3.1.1, this assumption implies that the catches in Fisheries 10-13 are composed entirely of fish less than about 46 cm in length (about 2 quarters old, according to the growth curve of Hampton *et al.* (1998)).

2.4. Auxiliary data

No auxiliary data (*e.g.* data from tagging studies) were available for use in the current assessment of bigeye tuna from the EPO.

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

For the purposes of stock assessment, the growth of bigeye tuna is assumed to occur in two phases. In the first phase of growth, the average lengths of fish 2-6 quarters old are not assumed to follow any particular growth curve. Two assumptions are made about growth during this phase. First, it is assumed that bigeye must become longer as they age. Second, it is assumed that the average length of bigeye that have been recruited to the discard fisheries must be less than about 46 cm, the estimated maximum size of discarded fish (see Section 2.3). During the second phase of growth, the average lengths of bigeye 7-42 quarters old are assumed to increase following a von Bertalanffy curve. Suda and Kume (1967) provided von Bertalanffy growth parameters ($L_{\infty} = 214.8$ cm; annual $k = 0.2066$; and $t_0 = 0.0249$ years) that predict average lengths at age that are similar to those used in previous assessments of bigeye in the EPO (see Uosaki and Bayliff 1999). Therefore, Suda and Kume's (1967) estimate of k was used in the current assessment. Their estimate of L_{∞} was also used to constrain the average length for bigeye 42 quarters old. A two-phase growth curve was used in the assessment because pure von Bertalanffy curves, such as those of Kume and Joseph (1966), Suda and Kume (1967), and Hampton *et al.*

(1998), did not provide good fits to the size-composition data used in the stock assessment, particularly with respect to the youngest and oldest fish.

The following weight-length relationship, from Nakamura and Uchiyama (1966), was used to convert lengths to weights in this 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. It should be noted that this assumption is different from one made in previous assessments of bigeye from the EPO (*e.g.* Anonymous, 1999). In previous assessments, bigeye were assumed to be recruited to the fishery only twice per year. Recruitment may occur more than twice per year because individual fish can spawn almost every day if the water temperatures are in the appropriate range (Kume 1967).

No assumptions are made about the relationship between adult biomass (or abundance) and recruitment in the stock assessment of bigeye. An assumption is made, however, about the way that recruitment can vary around its average level. It is assumed that recruitment should not be less than 25 percent of its average level and not greater than four times its average level more often than about 1 percent 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.

Bigeye tuna are assumed to be recruited to the discard fisheries in the EPO at 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 10-13).

For the purposes of this stock assessment, adult biomass is defined as the biomass of female bigeye that are at least 3 years old. The age-specific proportions of female bigeye in the EPO were estimated by fitting a model of age-specific variation in the rate of natural mortality to the sex-ratio data provided by Hampton *et al.* (1998) (see Section 3.1.4). The estimated, age-specific proportions of female bigeye are provided in Table 3.1.

3.1.3. Movement

Virtually nothing is known about the movements of bigeye within the EPO, so the current assessment does not consider movement explicitly. For the purposes of the current assessment, 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.

3.1.4. Natural mortality

Throughout much of the Pacific, the ratio of male to female bigeye in the catch changes in favor of males as the size of the fish in the catch increases (Iversen 1955, Kikawa 1966, Kume 1969, Hampton *et al.* 1998). This trend can be interpreted in at least three ways. First, it is possible that large females are less vulnerable to fishing than large males (perhaps because large females do not occur in the main fishing areas). Second, it is possible that females grow more slowly than males. Third, it is possible that large females die at a more rapid rate than do large males (perhaps because the physiological costs of reproduction are higher for females). The third interpretation has been used in the current stock assessment of bigeye from the EPO.

For the current stock assessment, it is assumed that, as bigeye tuna grow older, the natural mortality rate (M) changes. This assumption is different from that made in previous assessments, for which the natural mortality rate was assumed to be constant (with annual values of $M = 0.4, 0.6,$ or 0.8) over all ages

(*e.g.* Anonymous 1999). Males and females are not treated separately in the current stock assessment, and the natural mortality rate is treated as a rate for males and females combined.

A combined natural mortality curve that changes with age is biologically justifiable. It is assumed that the mortality curve is composed of three phases (Figure 3.1). Early in life, in the first phase of the mortality curve, M is assumed to be high because bigeye tuna of both sexes are small and vulnerable to predation by other fishes. As the fish grow through the first phase, they become less vulnerable to predation, and the natural mortality rate is assumed to decline (Figure 3.1). Data from bigeye tagged and recaptured in the western and central Pacific suggest that the trend described above is reasonable (Hampton, 2000).

After the onset of sexual maturity, in the second phase of the natural mortality curve, it is assumed that the combined M increases as age increases (Figure 3.1). This increase is consistent with the third interpretation of changes in size-specific sex ratios described in the first paragraph of this section. Mature males are assumed to have a constant annual natural mortality rate of 0.4.

Late in life, in the third phase of the mortality curve, the combined natural mortality rate is assumed to decrease (Figure 3.1). This decrease occurs because the high rate on females during the second phase of the mortality curve would have removed most of the females from the population. Under these conditions, the combined natural mortality rate decreases and eventually becomes equal to the assumed rate for males (annual $M = 0.4$) when all the females have died.

The values of M actually used in the current stock assessment are plotted in Figure 3.1. These values were obtained by making the assumptions described above and fitting a curve to some of the natural mortality estimates of Hampton (2000) and the sex-ratio data provided by Hampton *et al.* (1998).

3.1.5 Stock structure

There are not enough data available to determine whether there is 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.

3.2. Environmental influences

The current stock assessment includes the assumption that oceanographic conditions might influence recruitment of bigeye tuna in the EPO. This assumption is supported by observations that spawning of bigeye is temperature-dependent (Kume 1967). To incorporate the possibility of an environmental influence on recruitment of bigeye in the EPO, a temperature variable is incorporated into the stock assessment model, and it is determined whether there is a statistically-significant relationship between this temperature variable and estimates of recruitment. For the current assessment, sea-surface temperature (SST) anomalies in an area from about 11°N-14°S latitude and about 81°W-150°W longitude are used as the candidate environmental variable for affecting recruitment. These data were included in the stock assessment model after they had been offset by two quarters. The temperature data were offset because it was assumed that recruitment of bigeye in any quarter of the year might be dependent on temperatures in the quarter during which the fish were hatched (*e.g.* recruitment in quarter 4 might be dependent on the average temperature experienced by fish hatched in quarter 2). The SST data were obtained from the U.S. National Oceanic and Atmospheric Administration Climate Diagnostics Center at <http://www.cdc.noaa.gov/cgi-bin/Timeseries/timeseries1.pl> (Kalnay *et al.* 1996).

It is also assumed that oceanographic conditions might influence the efficiency of the various fisheries described in Section 2.1. It is widely recognized that oceanographic conditions influence the behavior of fishing gear. For example, current shear changes the shape of tuna longlines and affects how deep this gear can effectively fish (Mizuno *et al.* 1997). In the current assessment of bigeye tuna in the EPO, it is assumed that environmental conditions might affect the efficiency of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects (Fisheries 1-5). Although there are many oceanographic vari-

ables that might affect the performance of these fisheries (*e.g.* thermocline depth or wind stress), it is assumed that SST data can be used to approximate the effects of these variables. To incorporate the possibility of environmental influences on fishery performance, temperature data are included in the stock assessment, and it is determined whether there are statistically-significant relationships between these data and estimates of the efficiency of various fisheries. For the current assessment, SST anomalies from “core areas” inside the fishery boundaries (illustrated in Figure 2.1) were included as candidate environmental variables. The boundaries of these core areas are provided in Table 3.2, and the temperature data were obtained from Kalnay *et al.* (1996).

It should be noted that environmental conditions were assumed not to affect the efficiencies of the fisheries that catch bigeye from unassociated schools (Fisheries 6 and 7), of the longline fisheries (Fisheries 8 and 9), and of the “discard fisheries” (Fisheries 10-13). This assumption was made for the longline fisheries because, by standardizing the CPUEs from these fisheries (see Section 2.2.1), environmental effects were previously removed from the estimates of fishing effort. This assumption was made for Fisheries 6-7 and 10-13, because the catch and effort data from these fisheries are assumed to be so variable that they cannot provide the information needed to determine whether there is a significant environmental effect (see Section 4).

4. STOCK ASSESSMENT

An age-structured population dynamics model and information contained in catch, effort, and size-composition data are used to assess the status of the bigeye tuna stock in the EPO. The model is described by Maunder and Watters (2000), and readers are referred to that manuscript for technical details. The stock assessment model, termed an age-structured statistical catch-at-length analysis (A-SCALA), is based on the method described by Fournier *et al.* (1998). The term “statistical” indicates that the method 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 assessment model uses quarterly time steps to describe the population dynamics. The parameters of the stock assessment model are estimated by comparing the predicted catches and size compositions to data collected from the fishery. After the parameters of the model have been estimated, the model is used to estimate quantities that are useful for managing the stock.

The A-SCALA method includes several features that increase the ability of the assessment model to make predictions that are in agreement with the observed data (*i.e.* to provide a good fit). The A-SCALA method recognizes that, from quarter to quarter, there are short-term, random changes in the relationship between fishing effort and fishing mortality, and that there are also long-term trends in the efficiencies of different fisheries. The A-SCALA method also recognizes that there is temporal variation in recruitment, that the environment may influence the recruitment and the efficiencies of different fishing gears, and that different fishing methods usually catch fish of different ages.

The A-SCALA method includes the assumption that fishing mortality rates can be separated into an age-specific effect (selectivity) and a temporal effect (catchability). It is assumed that the age-specific effect is constant over time. Therefore, the A-SCALA method differs from the cohort analysis method that has been used to conduct previous assessments of bigeye tuna in the EPO (*e.g.* Anonymous 1999). Cohort analysis allows the age-specific component of the fishing mortality to vary over time. In the A-SCALA method, if there is evidence that selectivity should change over time, two fisheries are defined from the data so that there can be different selectivity curves for the two time periods. In the assessment of bigeye, for example, there are two fisheries that capture bigeye from unassociated schools (Fisheries 6 and 7). These fisheries are separated on a temporal basis (Table 2.1) because the size composition of the catches for this set type has changed over time (Figure 2.4). Catchability (the temporal effect on fishing mortality) is assumed to have three components, (1) the combined effect of fishing technology and the behavior of fishermen, (2) the environmental effect, and (3) a random effect that alters the relationship

between fishing effort and fishing mortality from quarter to quarter. These three components are multiplied together to obtain overall estimates of catchability for a single fishery.

Unlike cohort analysis, the A-SCALA method does not require size-composition data from every fishery in every time period. The A-SCALA method uses a population dynamics model to predict the size composition of the population during times when there are no data. This method recognizes that the size-composition data collected for a single fishery do not perfectly represent the sizes of fish in the catch of that fishery. This assumption is consistent with the fact that the IATTC staff collects size-composition data from a very small proportion of the fish that are caught. Specifically, only a few samples are taken from each area-time-fishing method stratum, and the typical sample consists of only 50 fish. Because the size-composition data are from small samples of the catch, there will be times when the observed size-composition data are considerably different from those predicted by the assessment model.

Since fisheries data are complex, the ways in which the stock assessment model is allowed to fit to the observed data are constrained. The model is fitted to the observed data by finding a set of population dynamics and fishing parameters that maximize the likelihood of having observed the catch and size-composition data, given the amount of fishing effort expended by each fishery. This likelihood is calculated under a set of constraints. Many of these constraints are identified as assumptions in Section 3, but the following list identifies other important constraints that are used to fit the assessment model to the observed data on bigeye tuna:

1. Bigeye tuna are recruited to the discard fisheries 2 quarters after hatching, and these discard fisheries (Fisheries 10-13) catch fish of only 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 is able to catch fish that are of somewhat lesser and greater ages.
4. Bigeye tuna become more vulnerable to longlining as they age, and the oldest fish are the most vulnerable to this gear.
5. Fishermen usually become more (or less) effective at catching fish over time. It should be noted that fishermen might become less effective at catching fish of one species if they direct their effort at another species.
6. There are random events that can cause the relationship between fishing effort and fishing mortality to change slightly from quarter to quarter.
7. The data for fisheries that catch bigeye tuna from unassociated schools (Fisheries 6 and 7) and fisheries whose catch is composed of 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.
8. It is extremely difficult for fishermen to catch more than about 60 percent 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 3-8 above 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 2000 (This includes estimation of average recruitment, recruitment anomalies, and an environmental effect.);

2. catchability coefficients for the 13 fisheries that take bigeye from the EPO (This includes estimation of technological and behavioral effects, environmental effects, and random effects.);
3. selectivity curves for 9 of the 13 fisheries (Fisheries 10-13 have an assumed selectivity curve.);
4. average lengths at age during the first phase of growth (Section 3.1.1);
5. average lengths at age during the second phase of growth (Section 3.1.1);
6. 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. natural mortality at age (Figure 3.1);
2. sex ratio at age (Table 3.1);
3. age-specific maturity schedule (Section 3.1.2);
4. growth rate (Section 3.1.1);
5. amount of variation in length at age;
6. selectivity curves for the discard fisheries (Fisheries 10-13).

It is important to recognize that there is uncertainty in the results of the stock assessment. This uncertainty arises because, as previously mentioned, the data collected from fisheries 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. In the current assessment, uncertainty is expressed as (1) confidence intervals around estimates of recruitment (Section 4.2.2), biomass (Section 4.2.3), and a value termed the spawning biomass ratio (Section 5.1), and (2) coefficients of variation (CVs). Confidence intervals are estimates of lower and upper bounds that are expected to bracket the true values of outcomes such as recruitment and biomass about 95 percent of the time. Relatively narrow confidence intervals indicate that there is relatively less uncertainty in an estimated outcome. Conversely, relatively wide confidence intervals indicate that there is relatively more uncertainty in an estimated outcome. The CV is useful for quantifying uncertainty in an estimated outcome. When an estimate has a large CV, there is uncertainty in that estimate. The lower bound of the CV is zero; if an estimate has a CV of zero there is no uncertainty about that estimate. CVs can be used to compare the amount of uncertainty in one estimate to that in another estimate. The confidence intervals and CVs have been estimated under the assumption that the stock assessment model perfectly represents the dynamics of the system. Since, as previously mentioned, this assumption is not likely to be satisfied, these values may underestimate the amount of uncertainty in the results of the current stock assessment.

4.1. Indices of abundance

Catches per unit of effort (CPUEs) have been used as indices of abundance in previous assessments of bigeye tuna in the EPO (*e.g.* Anonymous 1999). It is important to note, however, that trends in CPUE will not always follow trends in biomass or abundance. There are many reasons why this could be the case. For example, if fishermen become more efficient at catching fish while the biomass is not changing CPUEs will increase despite the lack of trend in biomass. The CPUEs of the 13 fisheries defined for the current assessment of bigeye in the EPO are illustrated in Figure 4.1, but trends in CPUE 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 of the surface fleet (Figure 4.1, Fisheries 1-7). The CPUEs from floating-object sets were mostly above average during 1984, 1985, and 1990 and mostly below average during 1986-1990 (Figure 4.1, Fishery 1). Since early 1993, the trends in the CPUEs of bigeye associated with floating objects are complicated by differences among fishing areas, but, generally, they were below average during 1993 (when the use of FADs first became important) and

above average during 1999 (when FADs were widely used) (Figure 4.1, Fisheries 2-5). During 1975-1989, the CPUEs of bigeye caught in unassociated schools were variable, but generally decreased (Figure 4.1, Fishery 6); during the 1990s they were also variable, but relatively constant (Figure 4.1, Fishery 7). The trends in CPUE of bigeye discarded while sorting the catches of Fisheries 2-5 have roughly followed the trends of these fisheries (Figure 4.1; compare Fisheries 10-13 to Fisheries 2-5).

There has also been substantial variation in the CPUEs of the longline fleet (Figure 4.1, Fisheries 8 and 9). The CPUEs of bigeye tuna for the longline vessels fishing in the area north of 15°N were mostly above average during 1975 through 1989, but there was a short period (1979-1981) when the CPUEs were below average (Figure 4.1, Fishery 8). Since 1989, the CPUEs of longline-caught bigeye in the area north of 15°N have been mostly below average. In the area south of 15°N, the CPUEs of longline-caught bigeye generally increased during 1975-1986 (Figure 4.1, Fishery 9). Between 1987 and 1991, the longline CPUEs were extremely variable in the southern area, but since 1991 they have been below average. It should be recalled that the two time series of longline fishing effort were standardized before they were entered into the assessment model.

4.2. Assessment results

The A-SCALA method provides a reasonably good fit to the catch and size-composition data collected for the 13 fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. The assessment model is constrained to fit the time series of catches made by each fishery almost perfectly, and the 13 time series of bigeye catches predicted with the A-SCALA method are nearly identical to those plotted in Figure 2.2. It is important to predict the catch data closely because it is difficult to estimate the 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 that is necessary for modeling recruitment and growth, and, thus, for estimating the impact of fishing on the stock. 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 size compositions and the average predicted size compositions of the catches taken by these nine fisheries. (It should be recalled that size-composition data are not available for discarded fish, so Fisheries 10 through 13 are not included in this discussion.) The size compositions for the fisheries that catch most of the bigeye taken from the EPO are reasonably well predicted (Figure 4.2, Fisheries 2, 3, 5, 8, and 9). The A-SCALA method predicts that, since 1993, mostly small bigeye (less than 75 cm in length) have been captured in association with floating objects, and that longline fisheries catch mostly medium-sized bigeye (75-125 cm in length) in the area north of 15°N and mostly large bigeye (greater than 125 cm in length) south of this parallel. The size compositions for Fisheries 1, 4, and 6 are also reasonably well predicted.

Unless otherwise noted, all of the ages reported in the following sections refer to times after hatching. These ages were determined under the assumption that bigeye tuna are recruited to the discard fisheries 2 quarters after hatching (Section 3.1.2).

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 the biomass and of the recruitment in recent years.

4.2.1. Fishing mortality

There have been important changes in the amount of fishing mortality caused by the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO (Figure 4.3). On average, the fishing mortality on bigeye less than about 14 quarters old was negligible until about 1993 (Figure 4.3, panels labeled “Ages 2-5, 6-9, and 10-13”). Since 1993, the expansion of fisheries that catch bigeye in association with floating objects and the wide-

spread use of FADs has, on average, caused the fishing mortality on these young fish to increase substantially (Figure 4.3). On average, the fishing mortality on bigeye that are 14+ quarters old was greatest during 1986-1995 and least during 1975-1985 and 1996-1999 (Figure 4.3, panels labeled “Ages 14-17, 18-21, 22-25, 26-29, 30-33, 34-37, and 38-41”).

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

Selectivity curves estimated for the 13 fisheries defined in the stock assessment of bigeye tuna are shown in Figure 4.4. Purse-seine sets on floating objects select mostly bigeye that are about 5-16 quarters old (Figure 4.4, Fisheries 1 through 5), but, prior to 1993, some fish that were 17-19 quarters old were also selected by this fishery (Figure 4.4, Fishery 1). Purse-seine sets on unassociated schools select bigeye whose ages span a wide range (Figure 4.4, Fisheries 6 and 7). Prior to 1990, it appears that many bigeye selected by sets on unassociated schools were about 7-20 quarters old (Figure 4.4, Fishery 6). Around 1990, there was a change in the selectivity of purse-seine sets on unassociated schools, and many of the bigeye selected by this method now appear to have been about 16-27 quarters old (Figure 4.4, Fishery 7).

The longline fisheries for bigeye tuna also select a wide range of age classes (Figure 4.4, Fisheries 8 and 9). In the area north of 15°N fish that are about 10-26 quarters old appear to be most selected (Figure 4.4, Fishery 8). Longline effort in the northern area is highly seasonal (Figure 2.3, Fishery 8), and it is possible that the seasonal aspect of this fishery causes its selectivity curve to have multiple peaks. Multiple peaks in the selectivity curve might be estimated if bigeye of different sizes occur in the northern area at different times of the year. In the area south of 15°N, bigeye become more vulnerable to longlining after they have become about 17 quarters old, and as they grow older, they tend to become more and more vulnerable to this fishery (Figure 4.4, Fishery 9). (It should be noted that the model was constrained so that this would occur.) The southern longline fishery typically selects bigeye that are older than those selected by any of the other fisheries operating in the EPO.

The discards resulting from sorting bigeye tuna caught in association with floating objects are assumed to be composed only of fish that are 2-4 quarters old (Figure 4.4, Fisheries 10 through 13). (Additional information regarding the treatment of discards appears in Section 2.2.2.)

The ability of purse-seine vessels to capture bigeye tuna in association with floating objects has changed substantially over time. Prior to 1993, when fishing on floating objects occurred mostly off the Central and South American coasts, the catchability (q) of bigeye by purse-seine vessels setting on floating objects was influenced mostly by random events that changed the relationship between fishing effort and fishing mortality (Figure 4.5a, Fishery 1, bold line). Changes in fishing technology and the behavior of the fishermen also influenced the catchability during this period (Figure 4.5a, Fishery 1, dashed line), but this was generally not true for SST anomalies (Figure 4.5a, Fishery 1, thin line). Prior to 1993, the overall catchability was greatest during 1977-1985. During this period the catchability was frequently more than twice the estimated technological and behavioral component of catchability during the first quarter of 1975 (Figure 4.5a, Fishery 1, bold line). Since 1993, the ability of purse-seine vessels to catch bigeye in association with floating objects has varied by area. In the offshore area mostly south of the equator, the catchability has been influenced by random events (Figure 4.5a, Fishery 2, bold line), but not by technology and behavior of the fishermen, nor by the environment (Figure 4.5a, Fishery 2, dashed and thin lines). For this fishery, random events affecting the relationship between fishing mortality and fishing effort caused the overall trend in catchability to be different from the trend based only on technology and behavior (Figure 4.5a, Fishery 2, bold and dashed lines). Around the Galapagos Islands, the catchability increased during 1993-1995 and decreased during 1996-1999 (Figure 4.5a, Fishery 3, bold

line). The variation in catchability for this fishery is explained by changes in technology and behavior (Figure 4.5a, Fishery 3, dashed line) and random events that affect the relationship between fishing mortality and fishing effort (Figure 4.5a, Fishery 3, bold line), but not by variations in SST anomalies (Figure 4.5a, Fishery 3, thin line). Off the coasts of Central and South America, the catchability has been highly variable, with little or no trend over time (Figure 4.5a, Fishery 4, bold line). Neither technological and behavioral effects nor SST anomalies appear to have affected the catchability of bigeye by this fishery (Figure 4.5a, Fishery 4, dashed and thin lines), and the changes in catchability have been dominated by the effects of random events (Figure 4.5a, Fishery 4, bold line). In offshore areas mostly north of the equator, the catchability was more than twice its initial level (based only on technology and behavior) during most of 1995 and 1996 (Figure 4.5a, Fishery 5, bold line). Neither technological and behavioral changes nor SST anomalies were estimated to have substantial effects on the catchability of bigeye in this fishery (Figure 4.5a, Fishery 5, dashed and thin lines).

Over time, there has been relatively little change in the ability of purse-seine vessels to capture bigeye tuna in unassociated schools. Prior to 1990, bigeye were most catchable by this fishing method during 1975-1981. During this period, the catchability was frequently more than four times the initial estimate of this parameter that is based only on technology and behavior (Figure 4.5b, Fishery 6, bold line). During 1982-1989, bigeye were relatively less catchable by this fishing method (Figure 4.5b, Fishery 6, bold line). Since 1990, the catchability by this method has been variable, but relatively stable (Figure 4.5b, Fishery 7, bold line). Neither technological and behavioral nor environmental effects on catchability were estimated for the two fisheries that catch bigeye in unassociated schools (Fisheries 6 and 7).

The assessment model predicts that there has been almost no change in the catchability of bigeye tuna by the longline fleet (Figure 4.5b, Fisheries 8 and 9, bold lines). This result is to be expected because the effort data for these fisheries were standardized prior to being incorporated into the stock assessment model (Section 2.2.2).

The catchabilities of small bigeye tuna by the discard fisheries are determined by random events that affect the relationship between fishing mortality and fishing effort (Figure 4.5c, Fisheries 10-13, bold lines). There has been substantial variation in the catchability of small, discarded bigeye over time and among fishing areas. Neither technological and behavioral nor environmental effects on catchability were estimated for small, discarded bigeye.

4.2.2. Recruitment

The abundance of bigeye tuna being recruited to fisheries in the EPO appears to be unrelated to SST anomalies at the time that these fish were assumed to have hatched (Figure 4.6, upper panel). It is, however, possible that other oceanographic variables influence the recruitment, and the IATTC staff intends to consider other environmental indices as candidates for explaining the variation in recruitment. This will include offsetting the environmental index by one quarter (rather than two), to see whether recruitment is related to the environmental conditions during the early juvenile phase (rather than the larval phase). Identifying one or more environmental variables that are correlated with recruitment would be useful for making predictions about future recruitment.

Over the range of spawning biomasses estimated by the A-SCALA method and illustrated in Figure 4.9, the abundance of bigeye recruits appears to be unrelated to the biomass of adult females at the time of hatching (where adult females are tentatively defined as fish that are at least 3 years old) (Figure 4.6, lower panel). Previous assessments of bigeye in the EPO (*e.g.* Anonymous 1999) have also failed to show a relationship between adult biomass and recruitment over the estimated range of spawning biomasses.

The estimated time series of bigeye recruitment is shown in Figure 4.7, and the total recruitment estimated to occur during each year is presented in Table 4.1. The estimate of average recruitment be-

tween the beginning of 1975 and the beginning of 2000 is about 6.6 million bigeye per quarter, with lower and upper 95-percent confidence limits of about 5.4 million and 8.1 million, respectively. The most conspicuous feature of the time series shown in Figure 4.7 is the extremely large recruitments estimated to have occurred during 1997 and the first quarter of 1998. These recruitments were estimated to be about 1.7 to 3.5 times the estimated average recruitment (Figure 4.7, bold and thin lines). Prior to 1997, the recruitment was never more than about twice its average level. There were many quarters during 1975-1999 in which the recruitment was below average, but two periods of low recruitment are noteworthy. The recruitment was mostly below average during 1983-1991 and since the second quarter of 1998. The mechanisms that have produced the recruitments shown in Figure 4.7 cannot currently be identified. As noted in the previous two paragraphs of this section, neither the candidate series of SST anomalies nor the biomass of mature females at the time of hatching appear to affect recruitment.

It is important to note that there is considerable uncertainty in the estimated levels of recruitment for bigeye tuna in the EPO. This uncertainty extends over the whole time series of recruitment estimates (Figure 4.7, thin lines), and the average CV of the recruitment estimates is about 0.42. For the years prior to 1993, before the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects, this uncertainty probably results from the fact that relatively few small bigeye were caught (Figures 2.2 and 2.4, Fishery 1). Thus, the available data contain relatively little information about recruitment prior to 1993. Since 1993, there is uncertainty in the estimates of bigeye recruitment because most of the fish recruited during this time have been vulnerable only to the surface fishery. It should be recalled that in the area south of 15°N, where most of the large fish are captured (Figures 2.2 and 2.4, Fishery 9), bigeye are relatively invulnerable to longlining until about 4 years after they are recruited to the surface fishery (Section 4.2.1 and Figure 4.4). Uncertainty in the levels of recruitment estimated to have occurred since 1993 will probably be reduced in future assessments, when these fish are represented in the catches of the longline fisheries. Given the current selectivity patterns of the fisheries that catch bigeye in the EPO (Figure 4.4), it seems likely that the estimates of recruitment will be uncertain for about 5 to 7 years after the fish first become vulnerable to the surface fleet. This conclusion implies that the estimates of recruitment for 1997-1999 are likely to be imprecise until about 2002-2004.

Uncertainty in the recent estimates of recruitment is also highlighted by Figure 4.8. This figure shows the observed and predicted size compositions of the catches taken by the fisheries that currently catch bigeye tuna in association with floating objects (Fisheries 2-5). There are clear temporal trends in both the observed and predicted size compositions of the catches taken by these four fisheries. Prior to the first quarter of 1999, these fisheries caught many bigeye that were about 50 cm in length. Since the first quarter of 1999, this has not been the case. This suggests that the recruitment was below average during the latter half of 1998 and 1999. An alternative interpretation would be that the observed size-composition data do not provide information on recruitment during 1999 because the methods employed in these four fisheries have been modified so as to catch larger bigeye (*i.e.* the selectivity curves for these fisheries have changed). This latter interpretation is also problematic. There have been times prior to 1999 when the bigeye caught in association with floating objects covered a wide range of sizes, including fish about 50 cm in length (*e.g.* the third quarter of 1997, Figure 4.8). This observation lends support to the reduced recruitment hypothesis because, if normal amounts of recruits had been present during 1999, the floating-object fisheries would have captured some of them.

4.2.3. Biomass

Trends in the biomass of bigeye tuna in the EPO are shown in Figure 4.9, and estimates of the biomass at the start of each year are presented in Table 4.1. During 1975-1980, the biomass of bigeye that were 1+ year old is estimated to have been relatively stable, at a level of about 468,000 mt. The biomass of this age group increased steadily during 1981-1984, and reached an historic high of about 581,000 mt during the second quarter of 1985. It then decreased, and reached an historic low of about 326,000 mt during the fourth quarter of 1995. Following this, the assessment model indicates a steady increase in the biomass of 1+-year-olds, to a level of about 538,000 mt by the beginning of 2000.

The estimated trend in spawning biomass is shown in Figure 4.9, and estimates of the spawning biomass at the start of each year are presented in Table 4.1. As noted in Section 4.2.2, the spawners are assumed to be females that are at least 3 years old. The spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 1+-year-olds (see previous paragraph), but there are slight differences in the timing of the highest and lowest estimates of spawning biomass because the spawners are relatively old. The highest level of spawning biomass, about 117,000 mt, occurred at the start of the third quarter of 1985. The lowest level of spawning biomass, about 45,000 mt, occurred at the start of the third quarter of 1997. The spawning biomass at the beginning of 2000 is estimated to have been about 96,000 mt.

There is uncertainty in the estimated biomasses of both 1+-year-old bigeye and spawners. The confidence intervals for both biomass time series are so wide that the trends outlined in the previous two paragraphs should be viewed with caution (Figure 4.9). It is important to note that although the confidence intervals illustrated in Figure 4.9 appear to relatively narrow for the estimates of spawning biomass, the average CVs of the biomass estimates of 1+-year-old bigeye and spawners were very similar (0.18 and 0.17 respectively). This indicates that there is as much uncertainty in the estimates of spawner biomass as there is in the estimates of biomass of 1+-year-old fish.

Given the amount of uncertainty in both the estimates of biomass (see preceding paragraph) and the estimates of recruitment (Section 4.2.2), it is difficult to determine whether, in the EPO, trends in the biomass of bigeye have been influenced more by variation in fishing mortality or by variation in recruitment. Nevertheless, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye present in the EPO. This conclusion was drawn from the results of a simulation in which the population of bigeye tuna estimated to be present in the EPO at the start of 1975 was allowed to grow, using the time series of recruitment estimates illustrated in Figure 4.7, in the absence of fishing. The simulated biomass estimates are always greater than the biomass estimates from the stock assessment model (Figure 4.10).

4.2.4. Average weights of fish in the catch

There have been important changes in the average weights of bigeye tuna caught by the surface fleet. These changes are illustrated in Figure 4.11. Prior to 1993, the average weight of bigeye caught in association with floating objects was about 18 kg (Figure 4.11, Fishery 1). During 1993-1998, the average weight of bigeye caught in purse-seine sets on floating objects declined, but larger fish were caught by these fisheries during 1999 (Figure 4.11, Fisheries 2-5). The average weights of bigeye caught in association with floating objects during the fourth quarter of 1999 were about 13, 15, 17, and 13 kg for Fisheries 2-5, respectively. Prior to 1990, the average weight of bigeye caught in unassociated schools was stable at about 21 kg (Figure 4.11, Fishery 6), but, since 1990, the average weight of bigeye in the catch taken in unassociated schools has varied between about 20 and 35 kg, with an average of about 31 kg (Figure 4.11, Fishery 7). The average weight of bigeye caught in unassociated schools increased during 1999. The average weight of bigeye caught by the combined surface fleet, not including the discard fisheries, during 1975-1999 was about 18 kg (Figure 4.11, Fisheries 1-7). The increased average weight of bigeye caught by the surface fleet during 1999 is important because it indicates that the surface fleet is currently catching fish that, on average, are older than those it caught during 1993-1998. This trend can also be seen in the size-composition data for Fisheries 2-5 (Figure 4.8). The assessment model currently treats this increase as evidence of low recruitment from the latter half of 1998 through 1999 (Figure 4.7), but it is also possible that the surface fleet has become capable of catching greater proportions of larger bigeye (Section 4.2.2).

The average weights of bigeye tuna taken by longliners operating in the EPO have remained relatively stable (Figure 4.11, Fisheries 8 and 9). The average weights of longline-caught bigeye taken in the areas north and south of 15°N have been about 35 and 52 kg, respectively. When both longline fisheries are combined, the average weight of bigeye in the catch is estimated to have been stable at around 50 kg (Figure 4.11, Fisheries 8 and 9).

4.3. Comparisons to external data sources

The estimated growth curve for bigeye in this assessment is similar to those developed by previous workers (Figure 4.12). The average lengths at age estimated with the assessment model are similar to those estimated by Suda and Kume (1967), which is to be expected because the estimated growth curve was constrained to be like theirs (Section 3.1.1). The assessment model indicates that the average lengths at age are less than those estimated by Hampton *et al.* (1998) for bigeye less than about 21 quarters old, but greater than those estimated by Hampton *et al.* for fish more than about 22 quarters old. The growth curve developed by Hampton *et al.* was for bigeye in the central and western Pacific.

The two-phase growth curve for bigeye tuna in the EPO has an unusual shape (Figure 4.12). This shape implies that there is a substantial reduction in the growth rate of bigeye that are 3 and 4 quarters old. A biological mechanism that explains this reduction in growth rate has not been identified. It should be noted, however, that Hampton and Fournier (2000) found a similar reduction in the growth rate of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific. Slower growth at earlier ages is also consistent with a growth model for yellowfin estimated by Wild (1986).

Estimates of the average sizes of bigeye in the EPO are presented in Table 4.2.

4.4. Sensitivity to assumptions

It has frequently been noted that assessments of bigeye tuna in the EPO are sensitive to the assumed level of natural mortality (M) (*e.g.* Anonymous 1999), and that there is substantial uncertainty in the estimates of this important parameter. The results of the current assessment are also sensitive to assumptions about the levels of natural mortality. Estimates of the biomass usually increase when higher values of M are used in the assessment (see Anonymous (1999) for an example). Similarly, the biomass estimates decrease when lower values of M are used.

In previous assessments of bigeye in the EPO (*e.g.* Anonymous 1999), sensitivity to different levels of M was considered, but sensitivity to the shape of the mortality curve is considered in the current assessment. A second stock assessment of bigeye tuna was conducted using the A-SCALA method, with the assumption that M is constant across age (quarterly $M = 0.1$; annual $M = 0.4$). The results of this second assessment are presented in Appendix 1, and, qualitatively, this set of results is similar to the set presented throughout Sections 4-6. The IATTC staff believes that it is more reasonable to assume that M varies with age, rather than being constant across age. This is why the discussion has focused on the results from the assessment conducted under the assumption that the natural mortality curve is that illustrated in Figure 3.1. It is important to note, however, that there is still considerable uncertainty as to the actual age-specific levels of natural mortality affecting bigeye in the EPO.

4.5. Summary of results from the assessment model

There have been important changes in the amount of fishing mortality exerted by the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. On average, the fishing mortality on bigeye less than about 14 quarters old was negligible until about 1993 (Figure 4.3, panels labeled “Ages 2-5, 6-9, and 10-13”). Since 1993, the expansion of fisheries that catch bigeye in association with floating objects and the widespread use of FADs has, on average, caused the fishing mortality on these young fish to increase substantially (Figure 4.3). Purse-seine sets on floating objects select mostly young bigeye that are about 5 to 16 quarters old. It is assumed that bigeye from 2 to 5 quarters old are discarded while the catch taken around floating objects is sorted. Purse-seine sets on unassociated schools of tuna select bigeye that span a wide range of ages, and, since 1990, fish that were about 7 to 20 quarters old were most selected by this mode of fishing. In the area north of 15°N, the longline fleet selects bigeye that are about 10 to 26 quarters old; south of this parallel, bigeye become relatively vulnerable to longline fishing after they are about 17 quarters old. The southern longline fishery typically selects bigeye that are older than those selected by any of the other fisheries operating in the EPO. The catchability of bigeye by purse-seine vessels has changed over time, and these changes have been caused mostly by random events that affect the relationship between

fishing effort and fishing mortality. There have, however, been changes in fishing technology and the behavior of the fishermen that have caused the catchability of bigeye by purse-seine vessels to change.

Recruitment of bigeye tuna to the fisheries in the EPO is variable, and the mechanisms that explain variation in recruitment cannot currently be identified. The abundance of bigeye recruited to the fisheries in the EPO appears to be unrelated to SST anomalies at the time when these fish were assumed to have hatched. Over the range of spawning biomasses estimated by the A-SCALA method, the abundance of bigeye recruited to the fishery also appears to be unrelated to the biomass of adult females present at the time of hatching.

Extremely large numbers of bigeye tuna are estimated to have been recruited to the fisheries in the EPO during 1997 and the first quarter of 1998. These recruitments were about 1.7 to 3.5 times the estimated level of average recruitment (Figure 4.7). Recruitment was estimated to be above average during most of 1995-1997 but below average during most of 1983-1991 and since the second quarter of 1998. There is considerable uncertainty in the estimated levels of recruitment. This uncertainty extends over the whole time series, and can be attributed to two factors. First, the available data contain relatively little information about recruitment prior to 1993 (because few small bigeye were caught prior to that time). Second, there is uncertainty in recent estimates of recruitment because most of these fish have been vulnerable only to the surface fishery. Uncertainty in the recent levels of recruitment will probably be reduced when these fish are represented in the catches of the longline fleet. It is likely that the estimates of recruitment for 1997-1999 will be imprecise until about 2002-2004. It is important to note that, in 1999, the surface fleet did not catch many bigeye that were about 50 cm in length. This recent absence of small fish in the catches of the surface fleet can be interpreted as evidence either of reduced recruitment during 1999 or of a change in the age-specific pattern of selectivity by the surface fleet.

It is estimated that the biomass of bigeye tuna that were 1+ year old was relatively stable at about 468,000 mt during 1975-1980 (Figure 4.9), increased steadily during 1981-1984, and reached an historic high level of about 581,000 mt by the second quarter of 1985. It then decreased, and reached an historic low level of around 326,000 mt by the fourth quarter of 1995. Following this historic low, the assessment model estimates that there has been a steady increase in the biomass of 1+ year old bigeye, and that it had reached a level of about 538,000 mt by the start of 2000. Spawning biomass has generally followed a trend similar to that of the biomass of 1+-year-olds. The highest level of spawning biomass was estimated to be about 117,000 mt at the start of the third quarter of 1985, and the lowest level about 45,000 mt at the start of the third quarter of 1997. Spawning biomass at the start of 2000 is estimated to have been about 96,000 mt. There is considerable uncertainty in the estimated biomasses of both 1+-year-old bigeye and of spawners, and the trends described above should be viewed with caution.

The average weights of bigeye tuna taken by the various surface fisheries that operate in the EPO generally declined from 1993 through 1998, but increased during 1999 (Figure 4.11). In 1999, the average weight of bigeye taken in purse-seine sets on floating objects was about 13 to 17 kg, and in sets on unassociated schools of tuna about 30 kg. The average weights of bigeye taken by the longline fleet have been relatively stable since 1975, at about 35 kg in the area north of 15°N and about 50 kg south of this parallel.

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 average maximum sustainable yield (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 three subsections.

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 is termed the “spawning biomass ratio” (SBR). 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 might 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 somewhere in the range 0.3 to 0.5, and that some fish populations are not able to produce the AMSY if the SBR 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 ($\text{SBR}_{\text{AMSY}} = S_{\text{AMSY}}/S_{F=0}$). S_{AMSY} is the spawning biomass at AMSY (see Section 5.3 for details regarding calculation of the AMSY and related quantities).

Estimates of SBR_t for bigeye 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 2000). 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. The average level of recruitment used in this calculation is that estimated by the stock assessment model (Section 4.2.2). $S_{F=0}$ is estimated to be about 111,000 mt, with lower and upper 95-percent confidence limits of about 89,000 and 134,000 mt, and SBR_{AMSY} is estimated to be about 0.38.

At the beginning of 2000, the spawning stock of bigeye tuna in the EPO was only slightly reduced. The estimate SBR at this time was about 0.86, with lower and upper 95-percent confidence limits of about 0.63 and 1.10. It is important to note that the estimate of the lower confidence limit is greater than the estimate of SBR_{AMSY} (0.38), indicating that, at the start of 2000, the spawning stock of bigeye in the EPO was probably greater than the level that might be expected if the stock was producing the AMSY.

A time series of SBR estimates for bigeye tuna in the EPO is shown in Figure 5.1. Between the beginning of 1975 and the beginning of 1982, the SBR averaged about 0.68 (Figure 5.1, bold line). This is consistent with the fact that the stock of bigeye in the EPO was being utilized before 1975. The SBR increased during 1982-1985, and, by the beginning of the third quarter of 1985, it was greater than 1.0 (Figure 5.1, bold line). This increase can probably be attributed to the above-average levels of recruitment that are estimated to have occurred during 1982 (Figure 4.7). It is interesting to note that this peak in spawning biomass was immediately followed by peaks in the longline catch (Figure 2.2, Fisheries 8 and 9). After 1985, the SBR gradually decreased to about 0.40 by the third quarter of 1997 (Figure 5.1, bold line). This depletion can be attributed mostly to a long period (1983-1992) during which the recruitment was mostly less than its average level (Figure 4.7). It is important to note, however, that the SBR continued to decrease during the period when the fisheries that catch bigeye in association with floating objects were expanding (1993-1998) (Figures 2.2 and 2.3). During 1996 and 1997, the spawning

biomass of bigeye in the EPO was close to the level that might be expected to occur if the stock was producing the AMSY (Figure 5.1, bold and thin lines), but, since the start of 1998, the SBR has increased (Figure 5.1, bold line). This increase can probably be attributed to the relatively high levels of recruitment that are estimated to have occurred during 1995 and 1996 (Figure 4.7), but it is worthwhile to note that, during 1998 and 1999, the IATTC approved management measures that were intended to control the catches of bigeye by the surface fleet.

In general, the SBR estimates for bigeye in the EPO are reasonably precise; the average CV of these estimates is about 0.09. The relatively narrow confidence intervals around the SBR estimates suggest that for most quarters during 1975-2000 the spawning biomass of bigeye in the EPO was probably greater than the level that would be expected to occur if the population was producing the AMSY (Section 5.3). This level is shown as the dashed line drawn at 0.38 in Figure 5.1. As previously mentioned, however, there was one period (1996-1998) when the spawning biomass was estimated to be near the AMSY level.

5.2. Assessment of stock status based on yield per recruit

Yield-per-recruit calculations are also useful for assessing the status of a stock. Growth and natural mortality rates define how the total biomass of a cohort changes as the fish in that cohort become older. The total biomass of a cohort is usually a dome-shaped function of age. Just after the age at recruitment, the total biomass of a cohort increases because the gains due to growth exceed the losses due to natural mortality. Later, as the fish age, the losses due to natural mortality exceed the gains due to growth, and the total biomass of the cohort decreases. There is a point, however, when the gains due to growth exactly balance the losses due to natural mortality. This point is termed the “critical age.” If the fish are harvested when they reach this critical age, the fishery will, on average, obtain the maximum yield from each fish that was recruited to the cohort. The critical age can be converted to a “critical weight,” using a growth curve and a weight-length relationship. This conversion makes the concept of maximizing the yield per recruit more practical. If the average weight of the fish in the catch is close to the critical weight, the fishery is probably close to maximizing the yield from each recruit. If the average weight of fish in the catch is less than the critical weight, the fishery is, on average, removing fish before potential gains from growth have been maximized. If the average weight of fish in the catch is greater than the critical weight, the fishery is, on average, losing yield from losses due to natural mortality.

For tuna fisheries, it is not feasible for the average weight of fish in the catch to be equal to the critical weight, and, in general, one should consider that the objective of maximizing the yield per recruit is being satisfactorily achieved if the average weight is close to the critical weight. The yield per recruit is affected both by the amount of fishing effort that is expended and by the age-specific pattern of selectivity. If the average weight of fish in the catch is not close to the critical weight, adjusting either of these controls can help to optimize the yield per recruit. If the fishing effort is less than an optimum level, the yield per recruit will not be maximized because many fish will die from natural mortality. If the fishing effort is greater than an optimum level, the yield per recruit will not be maximized because many fish will be caught before potential gains from growth have been realized. The previous two statements are based on the assumption that there is a fixed pattern of age-specific selectivity. In practice, it is difficult to control the age-specific pattern of selectivity. Nevertheless, the total age-specific pattern of selectivity for all fishing methods combined, and therefore the yield per recruit, can be modified by changing the distribution of effort among fishing methods with different patterns of age-specific selectivity. For example, if the average weight of fish in the catch is less than the critical weight, it would be possible to increase the yield per recruit by decreasing the amount of fishing effort expended by the fisheries that catch young fish. It should be noted that controlling the age-specific pattern of selectivity so that only fish of the critical age are caught is not an appropriate strategy for optimizing the yield per recruit because this strategy implies that the level of fishing mortality should be infinitely high.

The critical weight for bigeye tuna in the EPO has been estimated to be about 35 kg, under the assumption of constant recruitment, using the natural mortality and growth curves from the assessment model (Figures 3.1 and 4.12 respectively). In the following discussion, this weight is used as a reference point and compared to the average weight of fish in the combined catch (from all 13 fisheries for bigeye).

The average weight of bigeye tuna in the combined catches of the fisheries operating in the EPO was only about 15 kg by the end of 1999 (Figure 5.2); this is considerably less than the critical weight. The average weight of bigeye in the combined catches has, in fact, been substantially less than the critical weight since about the end of 1994 (Figure 5.2). The recent poor performance of the combined fishery, relative to an objective of maximizing yield per recruit, can be attributed to the expansion of fisheries that catch bigeye in association with floating objects and the widespread use of FADs.

Prior to the end of 1994, the average weight of bigeye in the combined catch was mostly greater than the critical weight (Figure 5.2). This suggests that some yield was being lost because many bigeye were dying before they were being captured by the combined fishery. It is, however, important to note that discards have not been included in the catches prior to about 1993 (Section 2.2.3), and, therefore, these earlier estimates of average weight are probably too great.

5.3. Assessment of stock status based on AMSY

Reference points based on AMSY are also useful for managing fish stocks, and maintaining tuna 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. Theoretically, under average conditions, there is a fishing mortality rate that maximizes the yield from the combined fishery. If the fishing mortality rate remains at this level for a long time, the population size, under average conditions, will remain at a constant level. This population size is defined as the biomass at AMSY (B_{AMSY}). There is a similar definition for the spawning biomass at AMSY (S_{AMSY}). If the management objective is to achieve the AMSY, recent catch levels (C_{1999} , defined as the total catch in 1999) should be close to AMSY and recent biomass levels, B_{2000} and S_{2000} (defined as the biomass levels at the start of 2000), should be close to B_{AMSY} and S_{AMSY} , respectively. Therefore, the ratios C_{1999}/AMSY , B_{2000}/B_{AMSY} , and S_{2000}/S_{AMSY} should be close to 1.0. It should be noted that even if the system is close to the levels that can produce the AMSY, fluctuations in the dynamics of the system (*e.g.* fluctuations in recruitment and catchability) may cause these ratios to differ from 1.0. Similarly, fluctuations in the dynamics of the system may also cause these ratios to be close to 1.0 when the system is not close to the levels capable of producing the AMSY.

The AMSY-based calculations for bigeye tuna in the EPO are based on the assumption that there is no relationship between stock size and recruitment (Section 4.2.2). Therefore, the results presented in the following paragraphs will be equivalent to the results from yield-per-recruit analyses conducted in previous assessments of this stock (*e.g.* Anonymous 1999).

It should also be noted that the AMSY-based calculations were computed with the parameter estimates from the stock assessment model. Thus, the AMSY-based results are currently presented as point estimates, but it should be noted that there are uncertainties in these results. The IATTC staff considers that quantifying the uncertainty in the AMSY-based results is an important topic for future work.

At the beginning of 2000, the biomass of bigeye tuna in the EPO appears to have been above the level that would be expected to produce the AMSY, but the recent catches have been close to the AMSY level. Estimates of the AMSY-based quantities for bigeye in the EPO are as follows:

$$\text{AMSY} = 73,177 \text{ mt per year};$$

$$B_{\text{AMSY}} = 254,908 \text{ mt};$$

$$S_{\text{AMSY}} = 41,884 \text{ mt};$$

$$C_{1999}/\text{AMSY} = 1.07;$$

$$B_{2000}/B_{\text{AMSY}} = 2.11; \text{ and}$$

$$S_{2000}/S_{\text{AMSY}} = 2.29.$$

B_{2000} and B_{AMSY} are defined as the biomasses of bigeye that are 1+ years old, and S_{2000} and S_{AMSY} are defined as the biomasses of mature females.

If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity (Figure 4.4) are maintained, the level of fishing effort that is estimated to produce AMSY is about 1.6 times the current level of effort. It is important to note, however, that the curve relating the average sustainable yield to fishing mortality is very flat around the AMSY level, but the spawning stock biomass decreases substantially with increases in fishing mortality (Figure 5.3). This indicates that increasing the effort to 1.6 times its present level would increase the catch by about 7 percent, but decrease the spawning biomass by about 30 percent.

It is important to understand how the recent catches can be close to the AMSY level despite the facts that (1) the biomass is estimated to be about twice the level that is expected to produce the AMSY, and (2) it is estimated that higher levels of fishing effort are required to achieve the AMSY. The recent catches may be close to the AMSY because recruitment was estimated to be above its average level for most of the 1995-1998 period (Figure 4.7). The AMSY-based quantities were estimated by assuming average conditions, but the conditions during 1995-1998 were not average. This has potentially important implications for the surface fisheries; 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 may decline when the large cohorts recruited during 1995-1998 are no longer vulnerable to the purse-seine fisheries.

Estimation of the AMSY, and its associated quantities, is 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 that was calculated from the current allocation of effort among fisheries. Different allocations of fishing effort would change this combined selectivity pattern. It is possible to increase the AMSY if a fishery catches fish that are close to the critical weight (Section 5.2). To illustrate how the AMSY might change if the effort is reallocated among the various fisheries (other than the discard 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 longline fisheries (Fisheries 8 and 9) will perform the best, and the fisheries that catch bigeye by making purse-seine sets mostly on FADs (Fisheries 2, 3, and 5) will perform the worst (Table 5.1). If an additional management objective is to maximize S_{AMSY} , the fishery that has recently been catching bigeye from unassociated schools of tuna (Fishery 7) will perform the best, followed by the southern longline fishery (Fishery 9) (Table 5.1). The surface fisheries that catch bigeye by making purse-seine sets mostly on FADs (Fisheries 2, 3, and 5) will perform the worst at maximizing S_{AMSY} . None of the fisheries operating in the EPO has an age-specific pattern of selectivity that performs best with respect to both AMSY and S_{AMSY} .

The southern longline fishery (Fishery 9) is probably closest to simultaneously satisfying the objectives of maximizing the AMSY and S_{AMSY} . This is particularly true given that the fishery that has recently been catching bigeye from unassociated schools of tuna (Fishery 7) takes a very small proportion of the total catch, and it seems unlikely that this fishery would be able to achieve its estimate of AMSY (99,000 mt). It is, however, important to note that 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 Summary of stock status

At the beginning of 2000, the spawning stock of bigeye tuna in the EPO was only slightly reduced. The estimate SBR at this time was about 0.86, with lower and upper 95-percent confidence limits of about 0.63 and 1.10, respectively. Despite the uncertainty in the recent estimate of the SBR, at the beginning of 2000 the spawning stock of bigeye in the EPO was probably greater than the level that might be expected if the stock was producing the AMSY. There was one period (1996-1998) when the spawning biomass was estimated to be near its expected level at AMSY.

The stock of bigeye tuna in the EPO is currently being exploited in a manner that prevents the combined fishery from maximizing the yield per recruit. At the beginning of 2000, the average weight of fish in the combined catch was less than half the estimated critical weight. The average weight of bigeye in the combined catch has, in fact, been less than the critical weight since about the end of 1994 (Figure 5.2). The recent poor performance of the combined fishery, relative to an objective of maximizing the yield per recruit, can be attributed to the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects and the widespread use of FADs.

At the start of 2000, the biomass of bigeye tuna in the EPO is estimated to have been about twice the level required to support the AMSY (based on the current distribution of effort between the different fisheries). The recent catches have, however, been close to the AMSY level (about 73,000 mt). Under average conditions, the fishing mortality would have to be increased to about 1.6 times its present level to achieve the AMSY. It should, however, be noted that such an increase in effort would be expected to increase the average, long-term catches by only about 7 percent, while decreasing the spawning biomass by about 30 percent. Conditions in the recent past have been different from average conditions, and it is possible that the future catches of bigeye by the surface fleet may decline when the large cohorts recruited during 1995-1998 are no longer vulnerable to the purse-seine fisheries. It should, however, be noted that the estimates of recruitment during the second half of 1998 and 1999 are less than average (Figure 4.7), but are very uncertain because they are based on limited data. 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 (Fishery 9).

6. SIMULATED EFFECTS OF FUTURE FISHING OPERATIONS

A simulation study was conducted to gain further understanding of 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.

The results from simulation studies should be interpreted with caution because these studies are conducted under a set of assumptions that, in the future, may prove to be false. Readers should look for general patterns and trends in the results from a set of simulations, rather than the values predicted by a single simulation. For example, rather than considering the predicted level of future biomass from a single simulation, it is more appropriate to consider whether multiple simulations (*e.g.* conducted under multiple recruitment scenarios) tend to predict that future biomasses will be less than or greater than some level. One hundred simulations were conducted for each of the scenarios outlined in Sections 6.1 and 6.2. It is also appropriate to consider the results of a simulation study by comparing the relative outcomes of making different assumptions about the future.

It is generally best to conduct simulations that make predictions about the short-term future. Short-term simulations are appropriate because it is difficult to accurately predict how, given its past behavior, a system will behave in the future. For example, there has been so much variation in the catchabilities of bigeye tuna taken by the fisheries of the EPO (Figure 4.5) that it is difficult to know how

these parameters might change in the future. Short-term simulations can reduce the degree to which inappropriate assumptions about the future dynamics of the system affect predictions from the model. The simulations discussed below were conducted for a time span of 5 years, covering the period of 2000 through 2004 (with quarterly time steps).

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 2000-2004.

1. The surface fleet will exert an amount of effort that is equal to 75 percent of the average amount of effort it exerted during 1998-1999.
2. The surface fleet will exert an amount of effort that is equal to the average amount of effort it exerted during 1998-1999.
3. The surface fleet will exert an amount of effort that is equal to 125 percent of the average amount of effort it exerted during 1998-1999.

These scenarios are based on quarterly levels of fishing effort. For example, in the first scenario, the effort in the fourth quarters of 2000, 2001, 2002, 2003, and 2004 is equal to 75 percent of the average effort exerted during the fourth quarters of 1998 and 1999.

All of the simulations were conducted under the assumption that, from 2000 through 2004, the longline fleet will exert an amount of effort equal to the amount of effort it exerted during 1998 (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 4.4).

It was further assumed that the catchability of bigeye 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 1998 and 1999 (the averages for fishing effort are computed on a quarterly basis).

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 that either there are no discards because the fish that are usually discarded will not be caught or, equivalently, that all discarded bigeye survive. It is important to note that the assumption of no discards is not intended to represent a scenario in which small fish are retained in the catch. The retention of small fish that might normally be discarded 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 through 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 would be similar to those that governed the dynamics of the stock during 1975-1999. In particular, the growth function, weight-length relationship, maturity curve, and natural mortality curve were assumed to be the same as those estimated by or used in the stock assessment model (Sections 3 and 4). As for the assessment model, it was also assumed that movement of bigeye around the EPO is rapid 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 (Section 3.1.5). The recruitment during 2000 through 2004 was assumed to vary randomly around the same average level and to be as variable as the recruitment during 1975-1999. 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.

6.3. 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). 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 and used in the stock assessment model correctly describe the dynamics of the system. As mentioned in Section 4, this assumption is not likely to be fulfilled.

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 6.1 and Table 6.1). Increasing the surface effort to 125 percent of its recent, average level is predicted to cause the median estimate of the SBR to decrease by about 10 percent by the end of 2004 (Table 6.1; compare the 50-percent quantiles for “Average surface effort” to those for “125% surface effort”). Decreasing the surface effort to 75 percent of its recent average is predicted to increase the median estimate of the SBR by about 16 percent (Table 6.1; compare 50-percent quantiles for “Average surface effort” to those for “75% surface effort”). Under all of the simulated effort scenarios, it is predicted that at the end of 2004 the SBR would probably be greater than SBR_{AMSY} (Table 6.1; compare the 20-percent quantiles for the SBR to the estimated SBR_{AMSY} of 0.38). This result is consistent with the previous estimate that, under average conditions, current levels of fishing effort could be increased to about 1.6 times their previous level to achieve the AMSY (Section 5.3).

It is worthwhile to note that the SBR is always predicted to increase during 2000 and to be at relatively high levels throughout 2000 and 2001 (Figure 6.1). This trend is caused by the series of above-average recruitments that are estimated to have occurred during 1995-1997 (Figure 4.7). During 2000 and 2001, the fish in these strong cohorts will be simultaneously maturing (Section 3.1.2) and reaching the critical age (Section 5.2 and Figure 5.2). Thus, during the next two years, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO may grow to levels that have not been observed since the mid-1980s (Figure 6.1). It should, however, be noted that there is substantial uncertainty in the estimates of recruitment (Section 4.2.2 and Figure 4.7).

If the surface fleet continues to exert an average amount of fishing effort, the SBR is also predicted to be moderately sensitive to assumptions about the status of discarded bigeye tuna (Figure 6.1 and Table 6.1). If small bigeye that are usually discarded are not captured, or if the discarded fish survive, the SBR is predicted to be about 16 percent greater than that predicted when the discarded bigeye are as-

sumed to die (Table 6.1; compare 50-percent quantiles for “Average surface effort” to those for “Average surface effort, no discards”). This is an important result because it suggests that preventing discards of small bigeye from the catches taken around floating objects can increase the spawning stock.

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

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 bigeye tuna caught by fisheries operating in the EPO (Figure 6.2 and Table 6.1). Increasing the surface effort to 125 percent of its recent average is, after 5 years, predicted to cause the average weight of fish in the combined catch to decrease by about 13 percent (Table 6.1; compare 50-percent quantiles for “Average surface effort” to those for “125% surface effort”). Decreasing the surface effort to 75 percent of its recent average is predicted to increase the average weight of bigeye in the catch by about 24 percent (Table 6.1; compare 50-percent 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 2004 is predicted to be substantially less than the critical weight (compare the estimated critical weight of about 35 kg to the 80-percent 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) bigeye or if discards are prevented.

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 considerably increase the average weight of fish in the combined catch during 2004 (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 moderated if discards are prevented.

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 (Section 6.1.2) and that the recruitment will vary randomly around the average, increases in future levels of surface fishing effort should cause short-term increases in the catches taken by these fisheries (Fisheries 2 through 5 and 7). The reverse is also true: a decrease in the future level of surface fishing effort should cause a short-term decrease in the catch. These results are trivial, and apparent in Figure 6.3. It is, however, important to note that if the future level of effort increases (or decreases) by 25 percent, the catch will not necessarily increase (or decrease) by the same percentage. For example, if the future level of effort increases by 25 percent, the quarterly catches taken by the surface fleet during 2004 are predicted to be only about 15 percent greater than those predicted under average levels of effort (Table 6.1; compare 50-percent quantiles from “Average surface effort” to those from “125% surface effort”). Similarly, if the future levels of fishing effort decrease by 25 percent, the quarterly catches taken by the surface fleet during 2004 are predicted to be about 15 percent less than those predicted under average levels of effort (Table 6.1; compare 50-percent quantiles from “Average surface effort” to those from “75% surface effort”). These results are consistent with the facts that the curve relating average sustainable yield to fishing mortality 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 fairly close to the AMSY (Section 5.3 and Figure 5.3).

It should be noted that the predicted catches for 2004 are usually less than those that have been taken by the surface fleet in recent years (Figure 6.3). The surface fleet is clearly capable of catching more than 10 thousand mt of bigeye tuna in a single quarter (Figure 6.3), but most of the simulations predict that the catches taken during 2004 would be less than that amount (Table 6.1; compare 80-percent

quantiles to the value of 10,000 mt). This difference may be caused by the lack of autocorrelation in the simulated time series of recruitments. As mentioned in Section 5.3, the recent large catches of bigeye taken by the surface fleet may have resulted from the series of large recruitments that are estimated to have occurred during 1995-1998 (Figure 4.7).

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 is predicted to increase the quarterly surface catch during 2004 by about 17 percent (Table 6.1; compare 50-percent quantiles from “Average surface effort” to those from “Average surface effort, no discards”). Preventing discards can increase the catch taken by the surface fleet because an increased number of small fish can survive and the total biomass of recruiting cohorts can 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 quarterly longline catch during 2004 is predicted to increase by about 14 percent if surface fishing effort is reduced to 75 percent of its recent average for the next 5 years (Table 6.1; compare 50-percent quantiles from “Average surface effort” to those from “75% surface effort”). Similarly, the quarterly longline catch during 2004 is predicted to decrease by about 9 percent if the surface fishing effort is increased to 125 percent of its recent average (Table 6.1; compare 50-percent quantiles from “Average surface effort” to those from “125% surface effort”).

The future catch taken by longline vessels is predicted to be 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 is predicted to increase the quarterly longline catch during 2004 by about 13 percent (Table 6.1; compare 50% quantiles from “Average surface effort” to those from “Average surface effort, no discards”). This result is consistent with the prediction that the SBR will also increase if discards are prevented, and, therefore, the simulations clearly suggest that preventing discards would increase the biomass of older bigeye. It is interesting to note that this conclusion can be drawn despite the relatively high level of natural mortality affecting bigeye of the sizes that are discarded while sorting catches taken around floating objects (Figure 3.1).

6.4. Summary of the simulation results

The strong cohorts of bigeye tuna that were apparently recruited to the fisheries in the EPO during 1995-1998 (Figure 4.7) may cause the SBR to increase during 2000 and be at relatively high levels throughout 2000 and 2001 (Figure 6.1). During the next two years, the spawning biomass of bigeye in the EPO may grow to levels that have not been observed since the mid-1980s.

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, the total catch of the primary surface fleet (Fisheries 2 through 5 and 7), and the total catch of the longline fleet (Fisheries 8 and 9) (Table 6.1). Increasing the level of surface fishing effort to 125 percent of its recent average is predicted to decrease the SBR (Figure 6.1), decrease the average weight of fish in the combined catch (Figure 6.2), increase the total catch taken by the surface fleet (Figure 6.3), and decrease the total catch taken by the longline fleet (Figure 6.4). Reducing the level of surface fishing effort to 75 percent of its recent average is predicted to have the opposite effects.

Preventing the discards of small bigeye tuna from catches taken around floating objects, particularly around FADs, is predicted to increase the SBR, the yield per recruit, the catch taken by the surface fleet, and the catch taken by the longline fleet. Any measure that effectively reduces the mortality of bigeye that are about 2-5 quarters old may help the Commission to achieve a variety of management objectives.

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. New data collected during 2000 and updated data from 1999 will be incorporated into the next stock assessment. In addition, as new data become available from the tagging study that is currently being conducted by the IATTC staff, this information will, as far as possible, be incorporated into future stock assessments.

The IATTC staff also intends to screen other types of environmental data for use in the stock assessment model.

7.2. Refinements to 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, if available, information obtained from the current tagging study can be used to obtain estimates of natural mortality and movement rates among areas within the EPO. The staff also intends to develop indices of bigeye abundance from 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.

The IATTC staff also intends to develop methods for estimating uncertainty in MSY-based quantities.

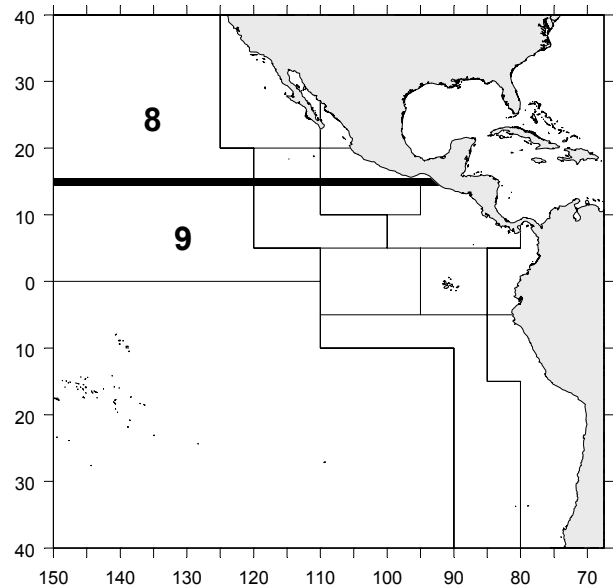
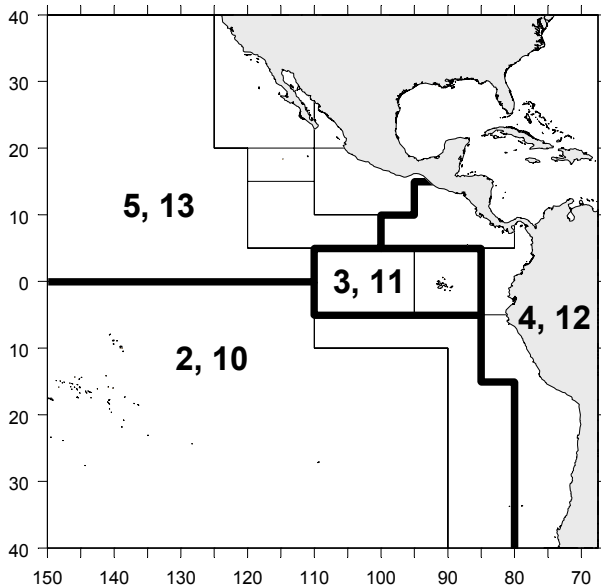
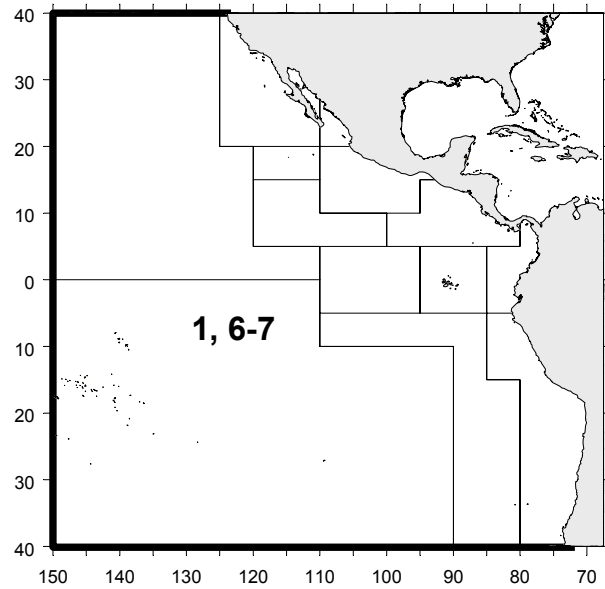


FIGURE 2.1. Spatial extents of the fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold numbers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

FIGURA 2.1. Extensión espacial de las pesquerías definidas por el personal de la CIAT para la evaluación del 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 del stock, y los números en negritas las pesquerías correspondientes a estos últimos límites. En la Tabla 2.1 se describen las pesquerías.

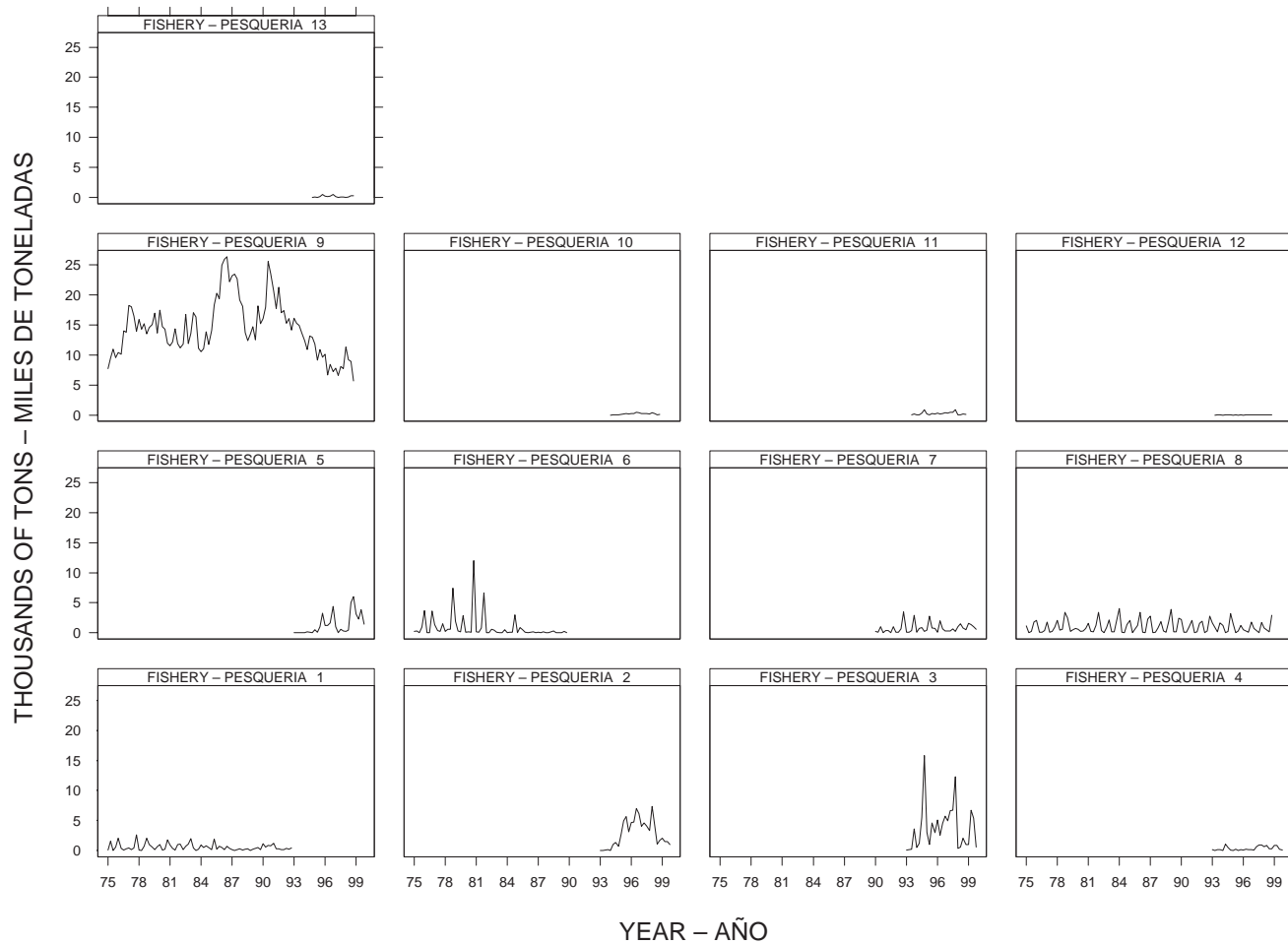


FIGURE 2.2. Catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were analyzed on a quarterly basis, there are four observations of catch for each year. Although all the catches are displayed as weights, the stock assessment model uses catch in numbers 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 del stock de atún patudo 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 8 y 9. Se estiman las capturas de las Pesquerías 8 y 9 en peso multiplicando las capturas en número de peces por estimaciones del peso promedio.

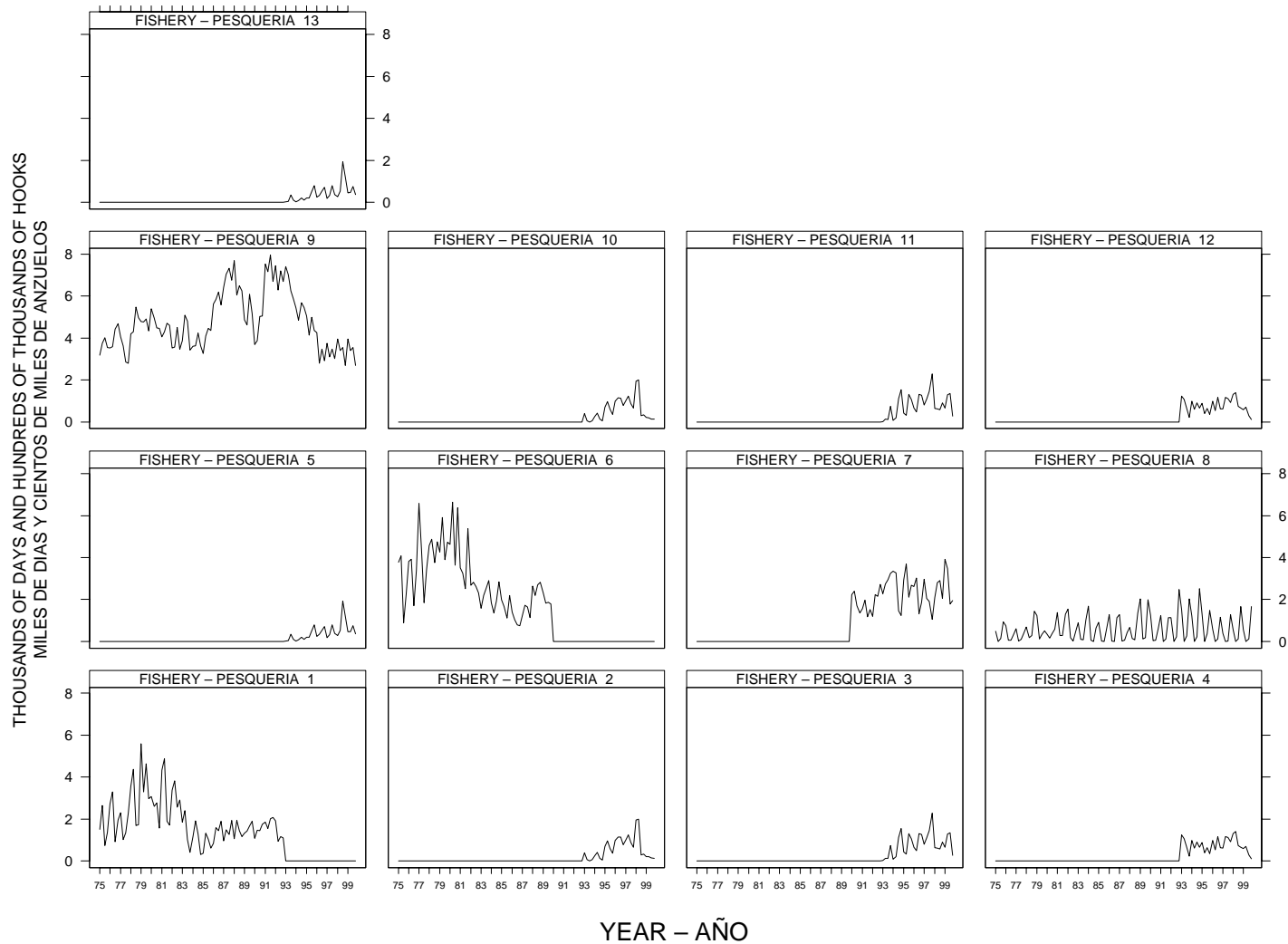


FIGURE 2.3. Fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of effort for each year. The effort for Fisheries 1-7 and 10-13 is in days fished, and that for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

FIGURA 2.3. Esfuerzo de pesca ejercido por las pesquerías definidas para la evaluación del stock 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.

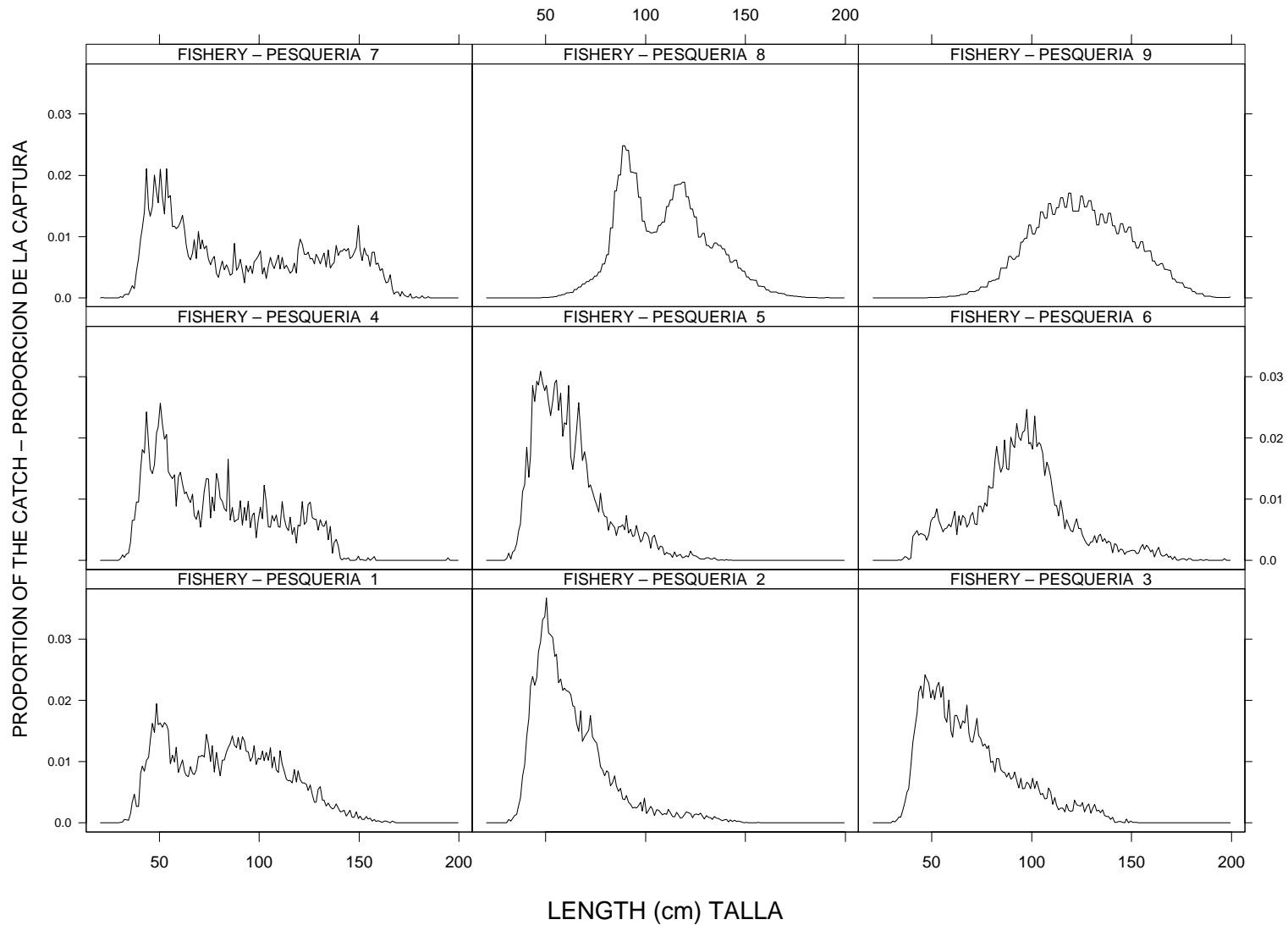


FIGURE 2.4. Average size compositions of the catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). The data cover the period of January 1975 through December 1999.
FIGURA 2.4. Composición media por tamaño de las capturas realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún patudo en el OPO (Tabla 2.1). Los datos abarcan el período de enero de 1975 a diciembre de 1999.

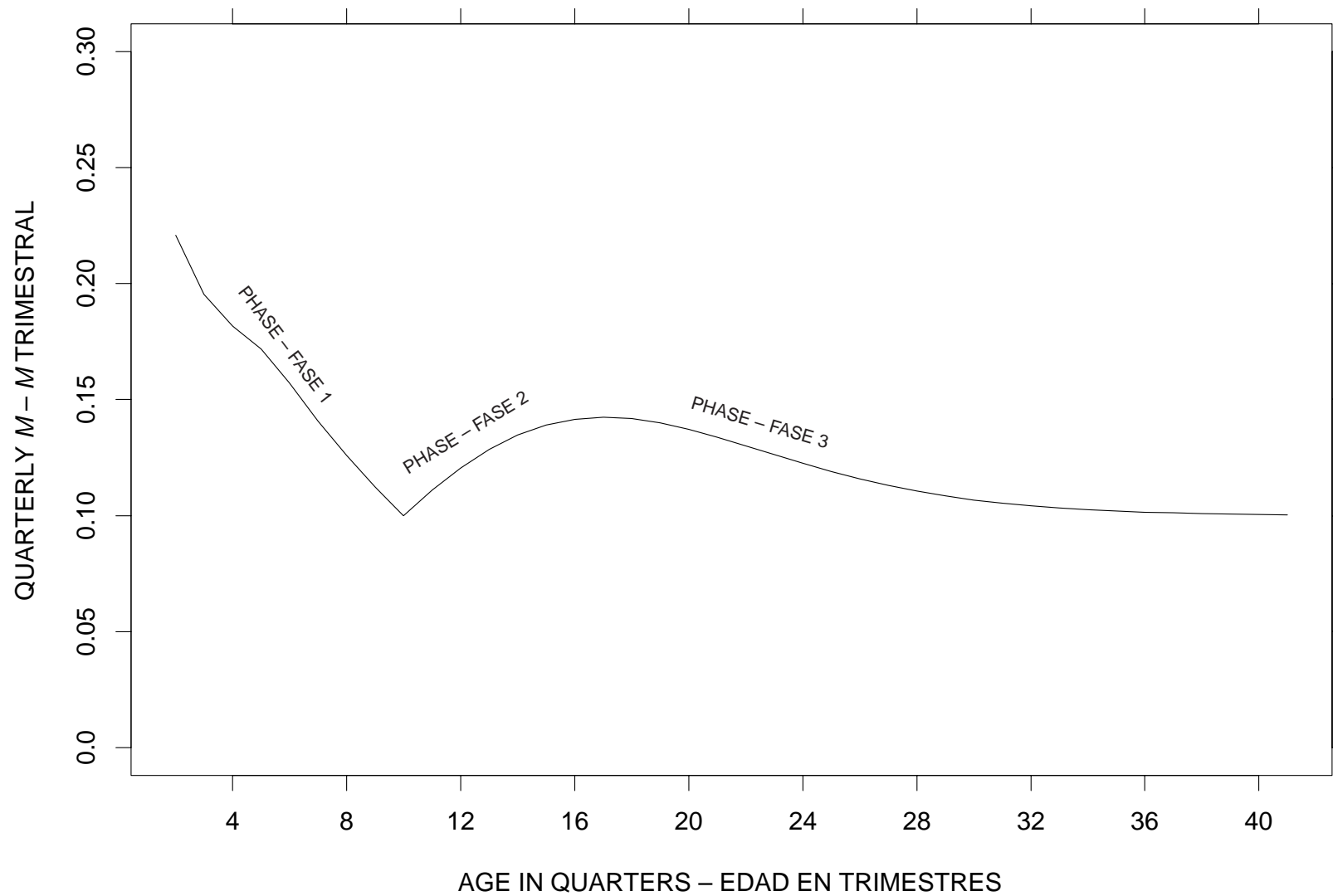


FIGURE 3.1. Natural mortality (M) rates, at quarterly intervals, used for the assessment of bigeye tuna in the EPO. Descriptions of the three phases of the mortality curve are provided in Section 3.1.4.

FIGURA 3.1. Tasas de mortalidad natural (M), a intervalos trimestrales, usados para la evaluación del atún patudo en el OPO. En la Sección 3.1.4 se describen las tres fases de la curva de mortalidad.

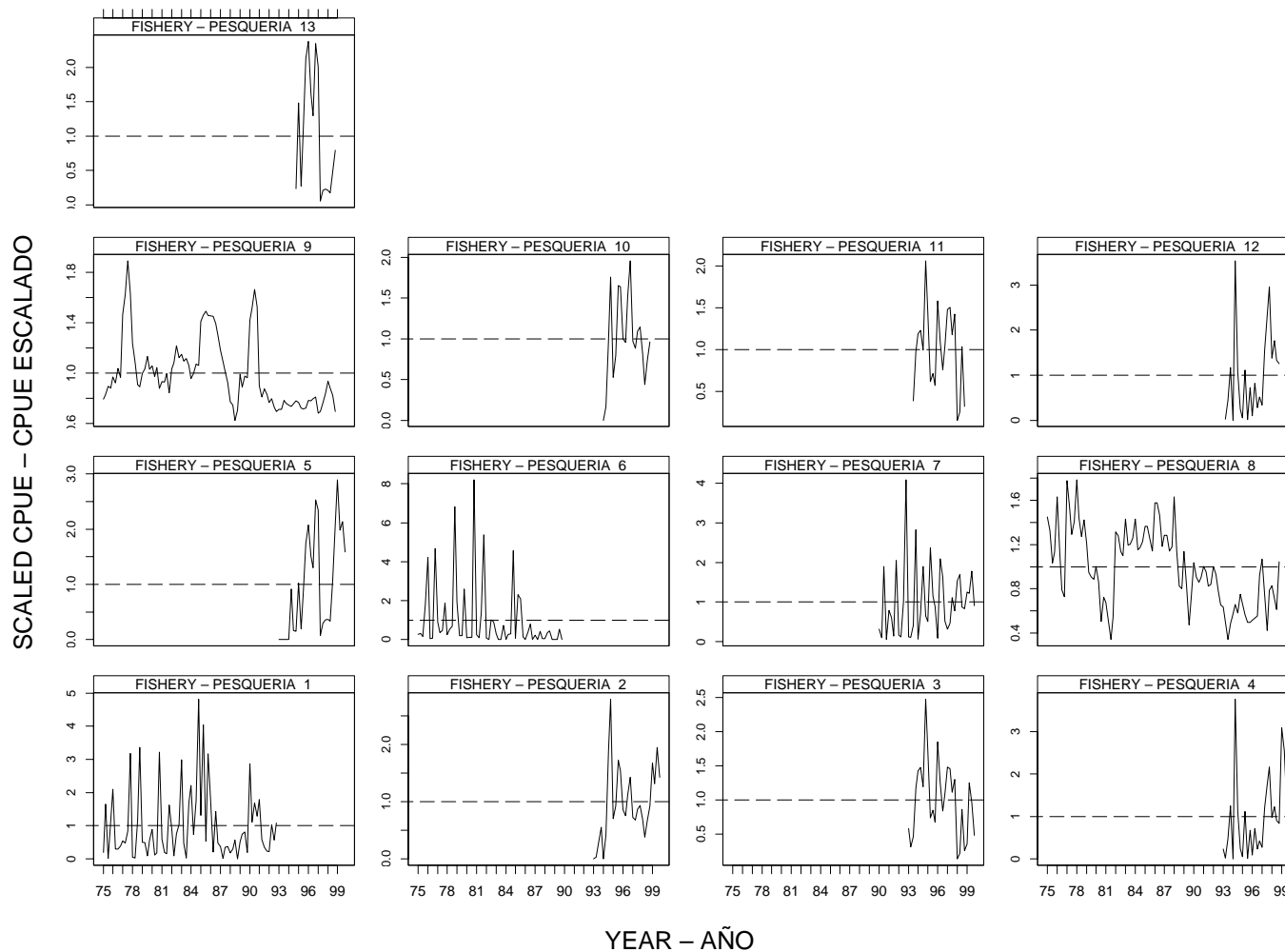


FIGURE 4.1. CPUEs for the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). Since the data were summarized on a quarterly basis, there are four observations of CPUE for each year. The CPUEs for Fisheries 1-7 and 10-13 are in kilograms per day fished, and those for Fisheries 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. It should be noted that the vertical scales of the panels are different.

FIGURA 4.1. CPUE logradas por las pesquerías definidas para la evaluación del stock 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.

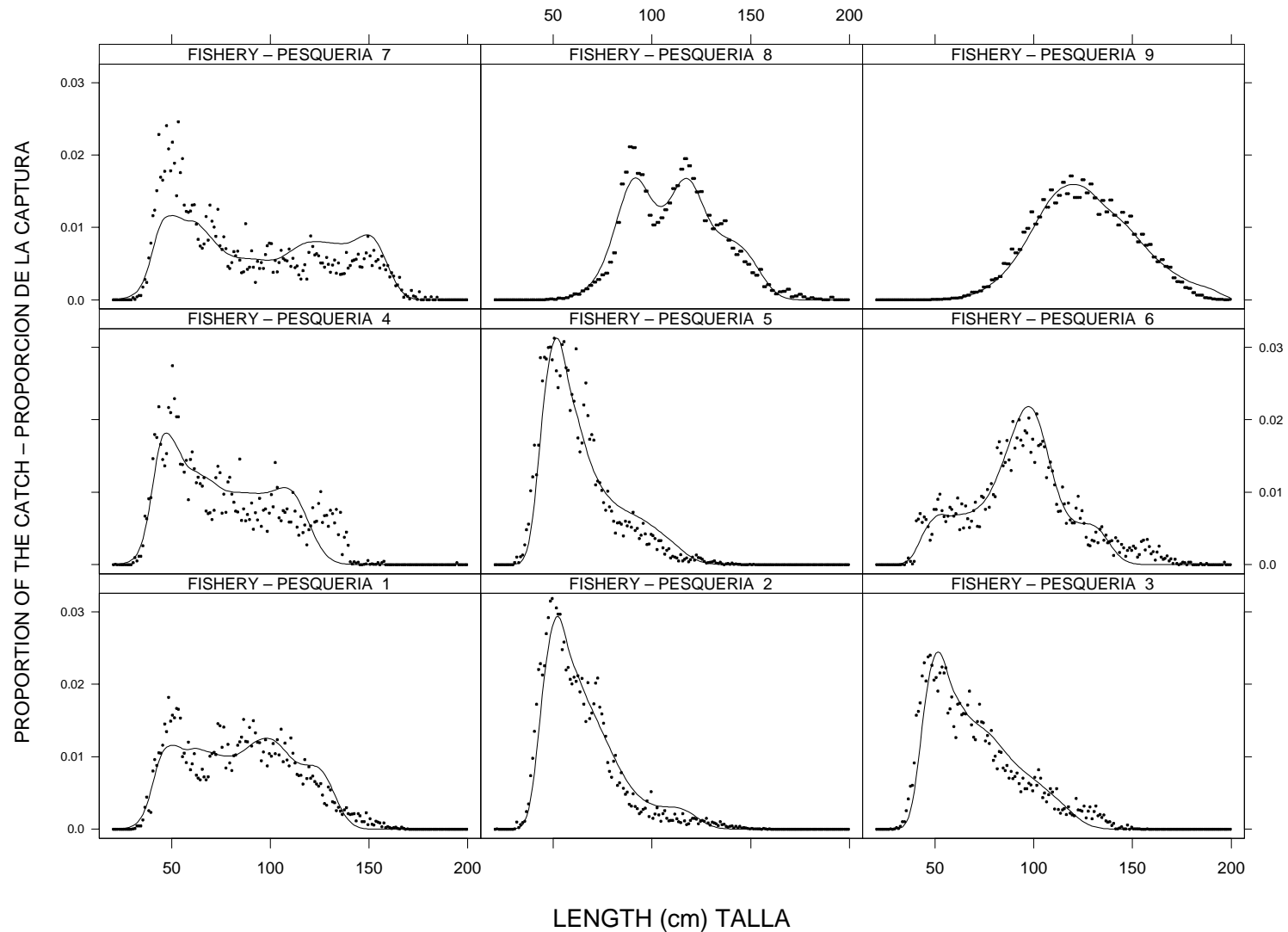


FIGURE 4.2. Average observed (solid circles) and predicted (curves) size compositions of the catches taken by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO.

FIGURA 4.2. Composición media por tamaño observada (círculos sólidos) y predicha (curvas) de las capturas realizadas por las pesquerías definidas para la evaluación del stock de atún patudo en el OPO.

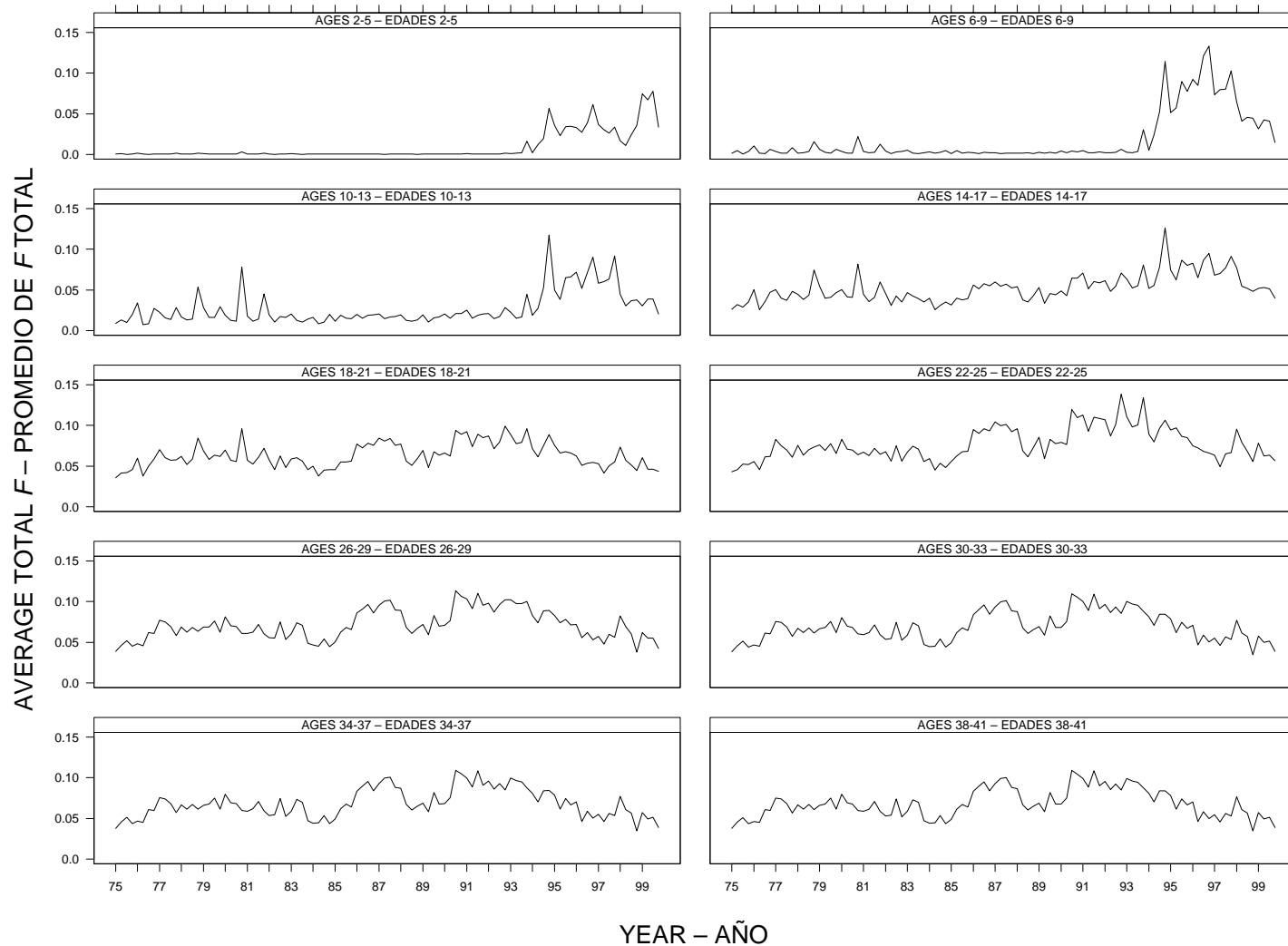
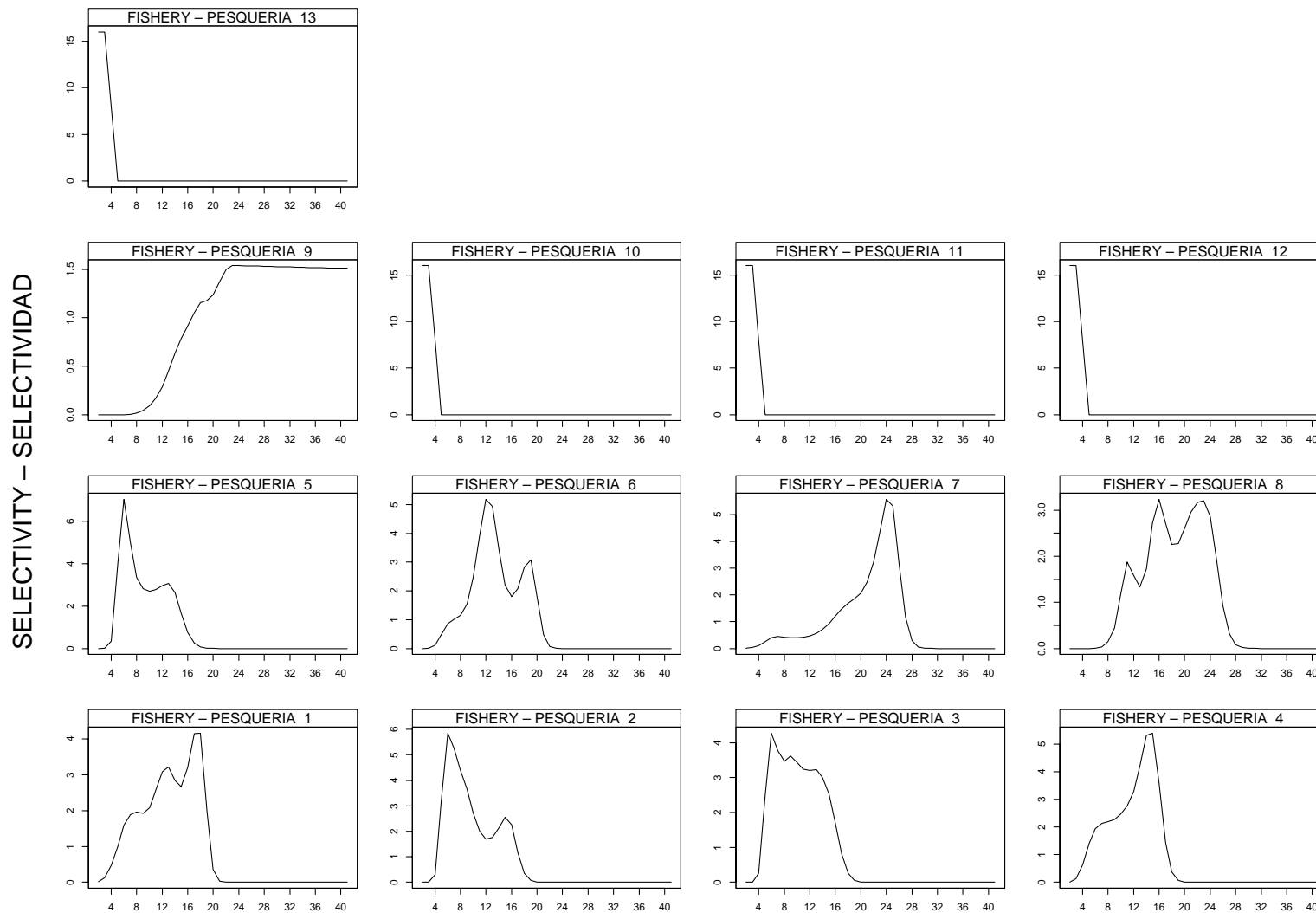


FIGURE 4.3. Time series of average total quarterly fishing mortality of bigeye tuna that have been recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates an average of four quarterly fishing mortality vectors that affected the fish that were as old as the range of ages indicated in the title of 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 4.3. 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.



AGE IN QUARTERS – EDAD EN TRIMESTRES

FIGURE 4.4. 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. The curves for Fisheries 10-13 are based on assumptions.

FIGURA 4.4. 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 la Pesquerías 10-13 se basan en supuestos.

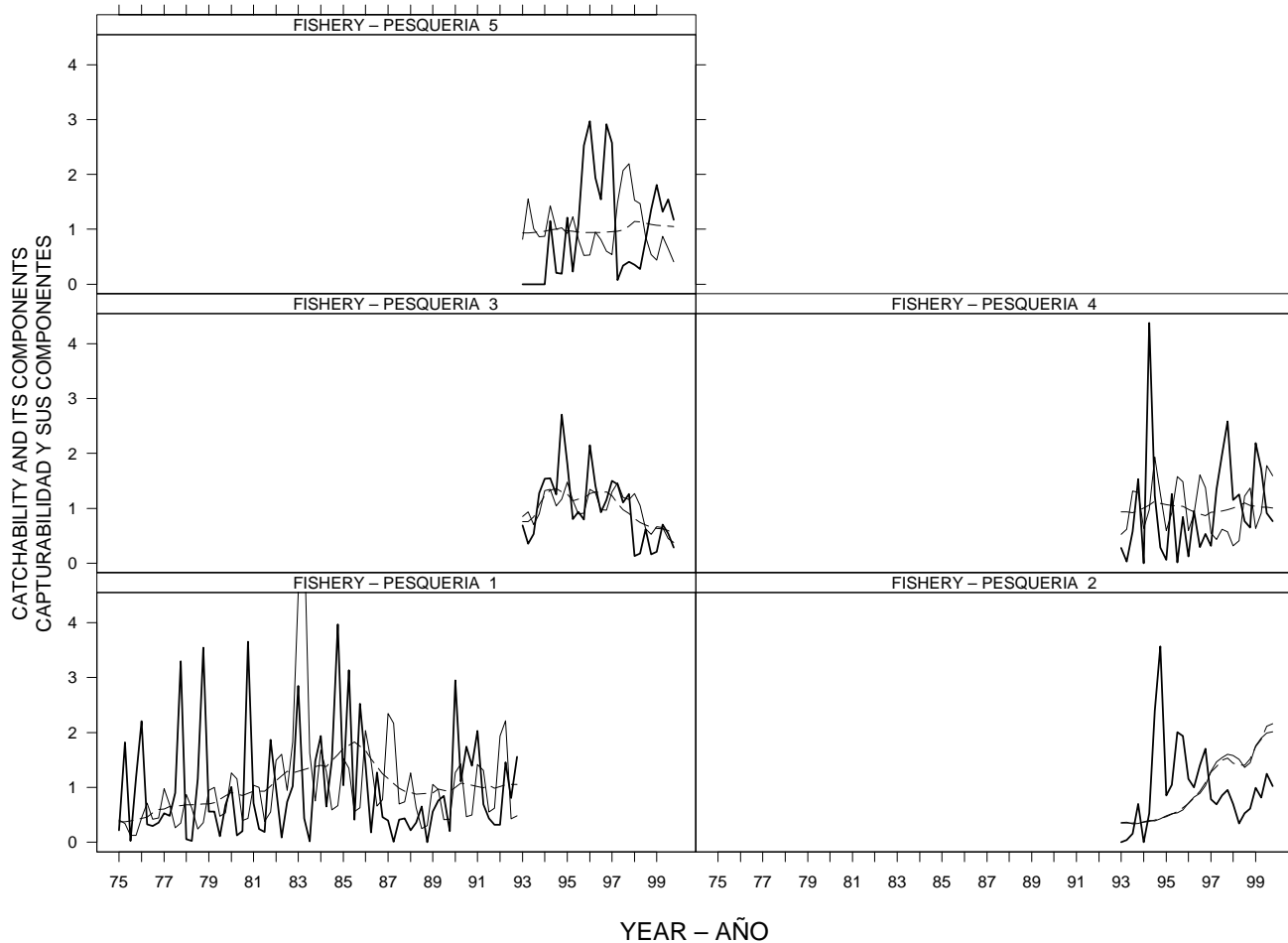


FIGURE 4.5a. Trends in catchability (q) for the 13 fisheries that take bigeye tuna in the EPO. The estimates are scaled to the initial technological and behavioral components of q . The dashed lines illustrate trends caused by temporal changes in fishing technology and the behavior of fishermen. The thin lines illustrate how environmental effects alter the effects of technology and behavior. The bold lines include random effects, and illustrate the overall trends in catchability. When the thin lines and bold lines follow the same trend the environmental conditions may be considered to affect catchability.

FIGURA 4.5a. Tendencias en capturabilidad (q) para las 13 pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. Se escalan las estimaciones a los componentes iniciales tecnológicos y de comportamiento de q . Las líneas de trazos ilustran tendencias causadas por cambios temporales en la tecnología de pesca y el comportamiento de los pescadores. Las líneas delgadas ilustran cómo los efectos ambientales cambian los efectos de tecnología y comportamiento. Las líneas gruesas incluyen efectos aleatorios, e ilustran las tendencias generales en capturabilidad. Cuando las líneas delgada y gruesa siguen la misma tendencia, se puede considerar que las condiciones ambientales afectan la capturabilidad.

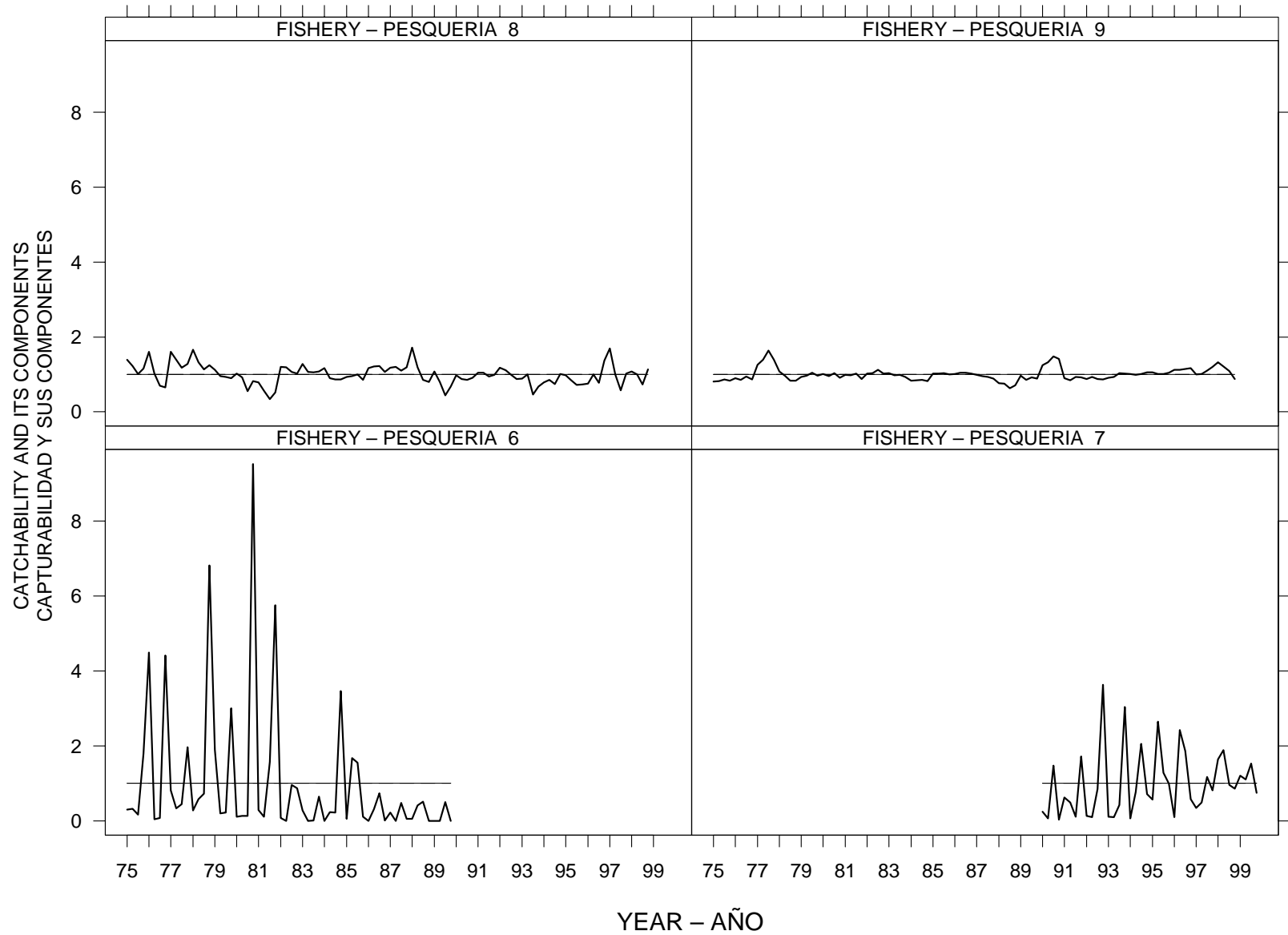


FIGURE 4.5b. Trends in catchability (q) for the 13 fisheries that take bigeye tuna in the EPO. See Figure 4.5a for additional details.
FIGURA 4.5b. Tendencias en capturabilidad (q) para las 13 pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. Ver Figura 4.5a para mayor detalle.

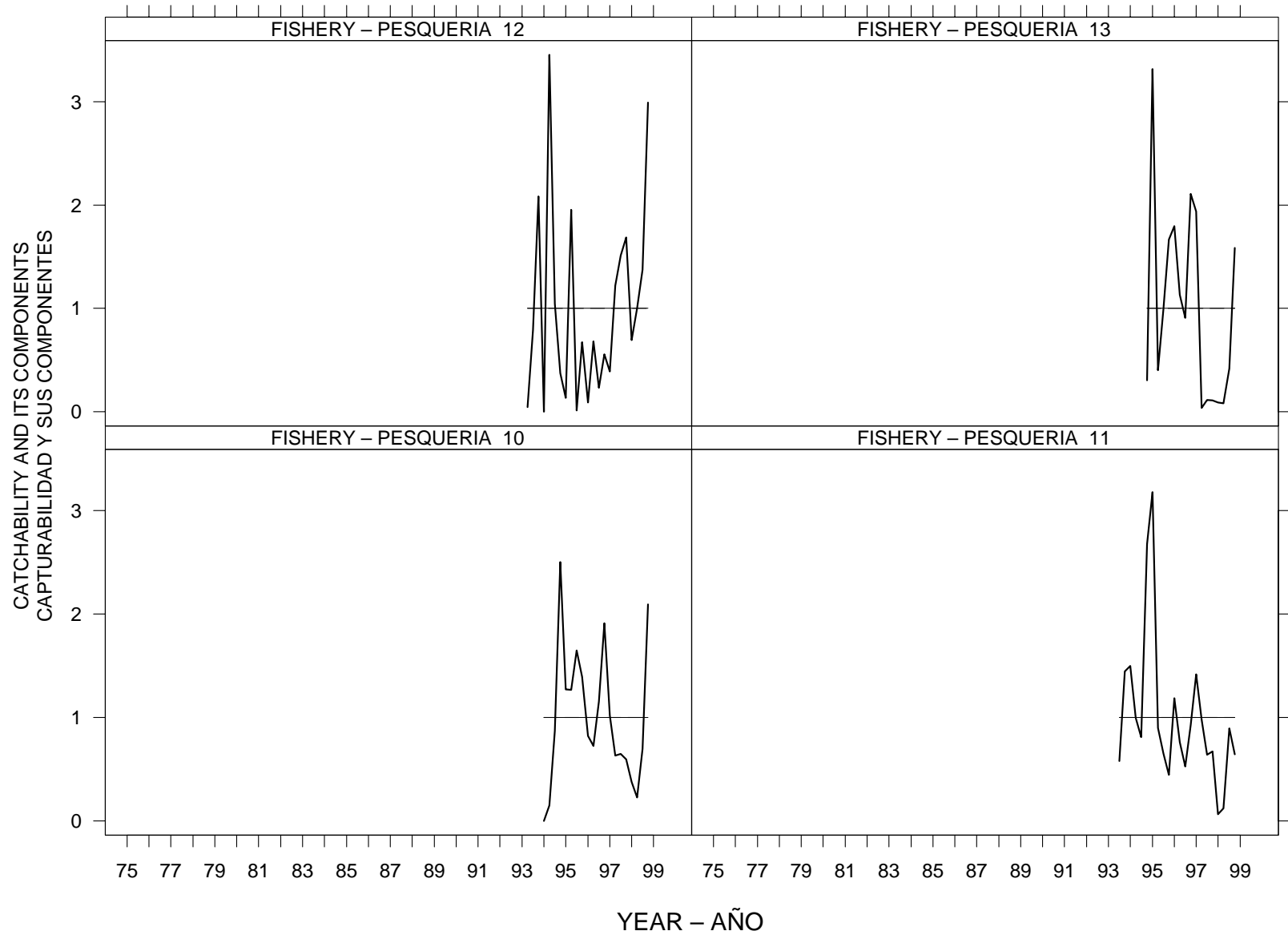


FIGURE 4.5c. Trends in catchability (q) for the 13 fisheries that take bigeye tuna in the EPO. See Figure 4.5a for additional details.

FIGURA 4.5c. Tendencias en capturabilidad (q) para las 13 pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. Ver Figura 4.5a para mayor detalle.

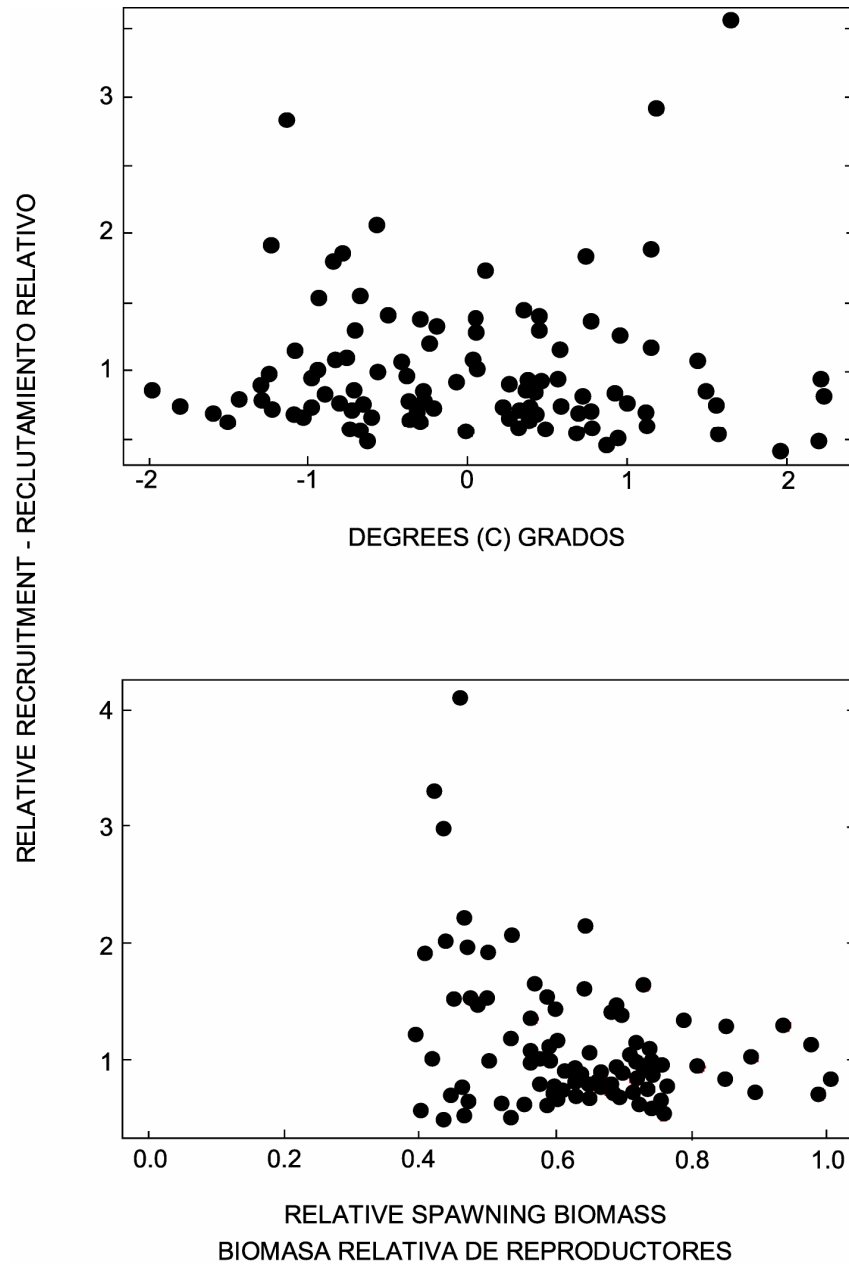


FIGURE 4.6. Estimated relationships between recruitment of bigeye tuna and SST anomalies at the assumed time of hatching (upper panel) and between recruitment and spawning biomass (lower panel). The recruitment is scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The spawning biomass (females at least 3 years old) is scaled so that the maximum estimated spawning biomass is equal to 1.0. Environmental effects have been removed from the estimates of recruitment illustrated in the lower panel.

FIGURA 4.6. Relaciones estimadas entre reclutamiento de atún patudo y anomalías de las TSM en es momento supuesto de cría (recuadro superior) y entre reclutamiento y biomasa reproductora (recuadro inferior). Se escala el reclutamiento para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0, y la biomasa reproductora (hembras de al menos 3 años de edad) para que la biomasa reproductora máxima estimada equivalga a 1,0. Se eliminaron los efectos ambientales de las estimaciones de reclutamiento ilustradas en el recuadro inferior

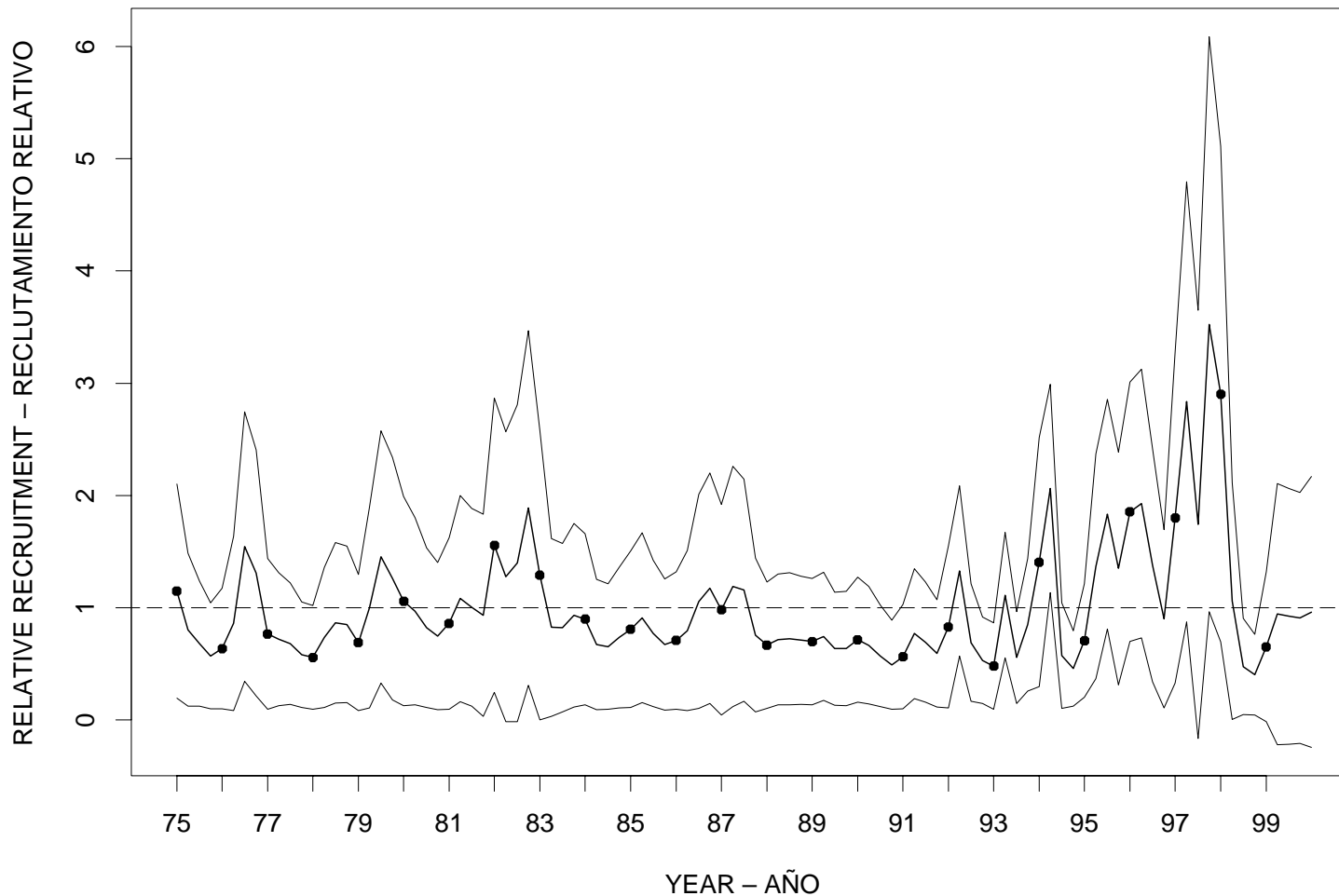


FIGURE 4.7. Estimated recruitment of bigeye tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the thin lines indicate the approximate 95-percent confidence intervals 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 patudo 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 las líneas delgadas 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.

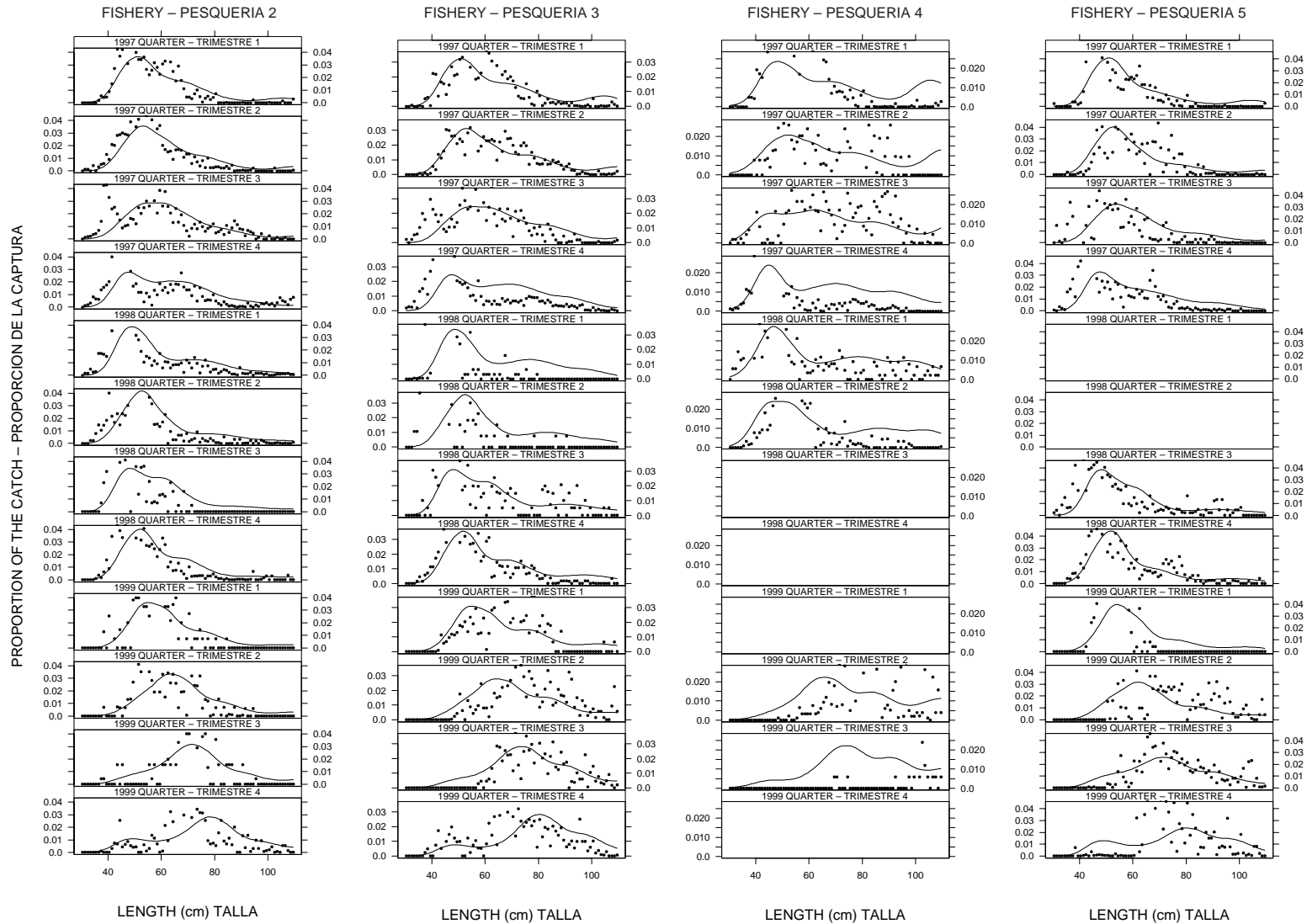


FIGURE 4.8. Observed (filled circles) and predicted (curves) size compositions of the catches recently taken by the fisheries that take bigeye tuna in association with floating objects.

FIGURA 4.8. Composiciones por tamaño observadas (círculos sólidos) y predichas (curvas) de las capturas recientes de las pesquerías que capturan atún patudo en asociación con objetos flotantes.

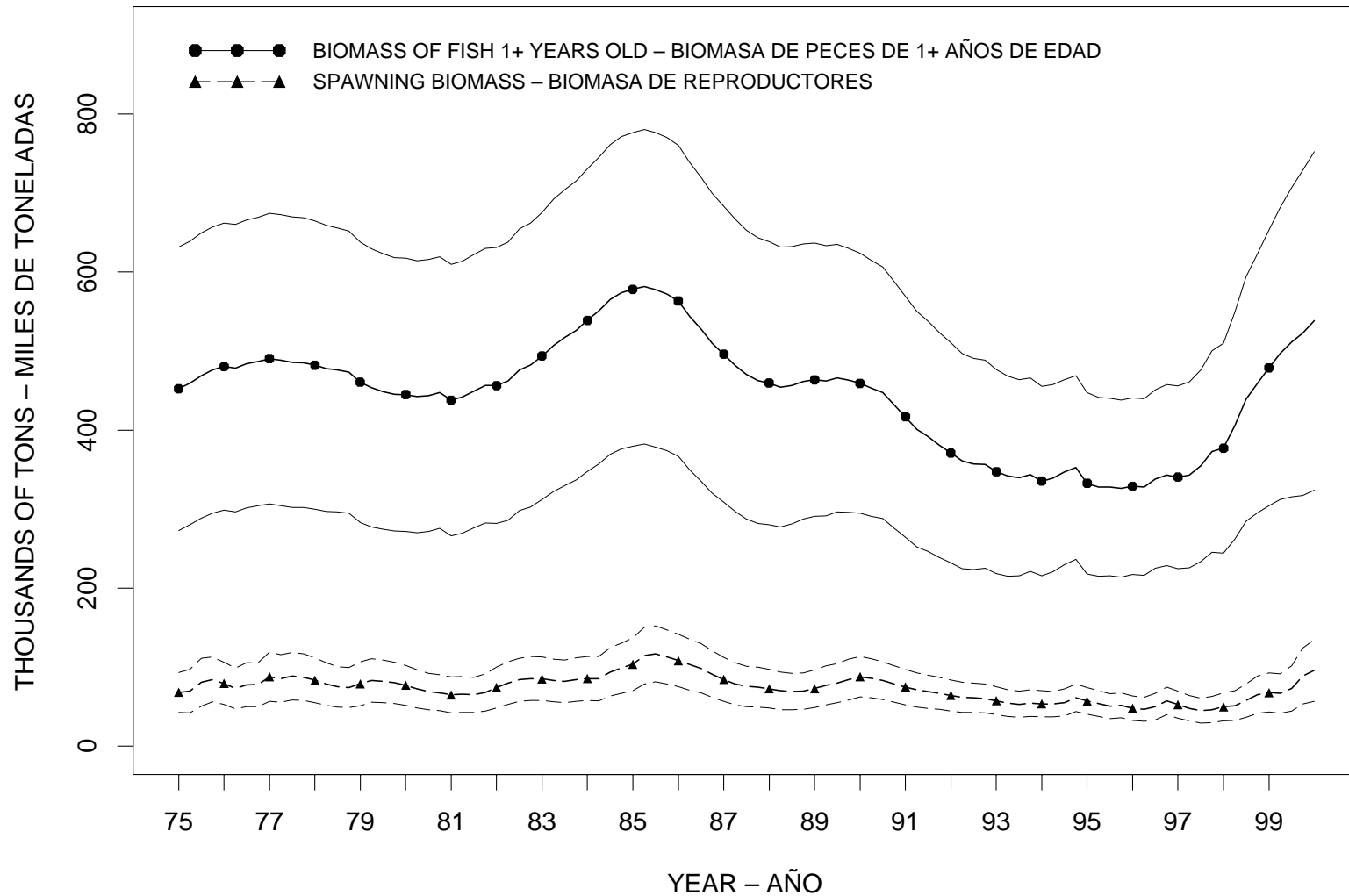


FIGURE 4.9. Estimated biomass and spawning biomass (females that are at least 3 years old) of bigeye tuna in the EPO. The bold lines illustrate the maximum likelihood estimates of the biomass, and the thin lines the approximate 95 percent-confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year.

FIGURA 4.9. Biomasa estimada y biomasa reproductora (hembras de la menos 3 años de edad) de atún patudo en el OPO. Las líneas gruesas ilustran las estimaciones de probabilidad máxima de la biomasa, y las delgadas 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.

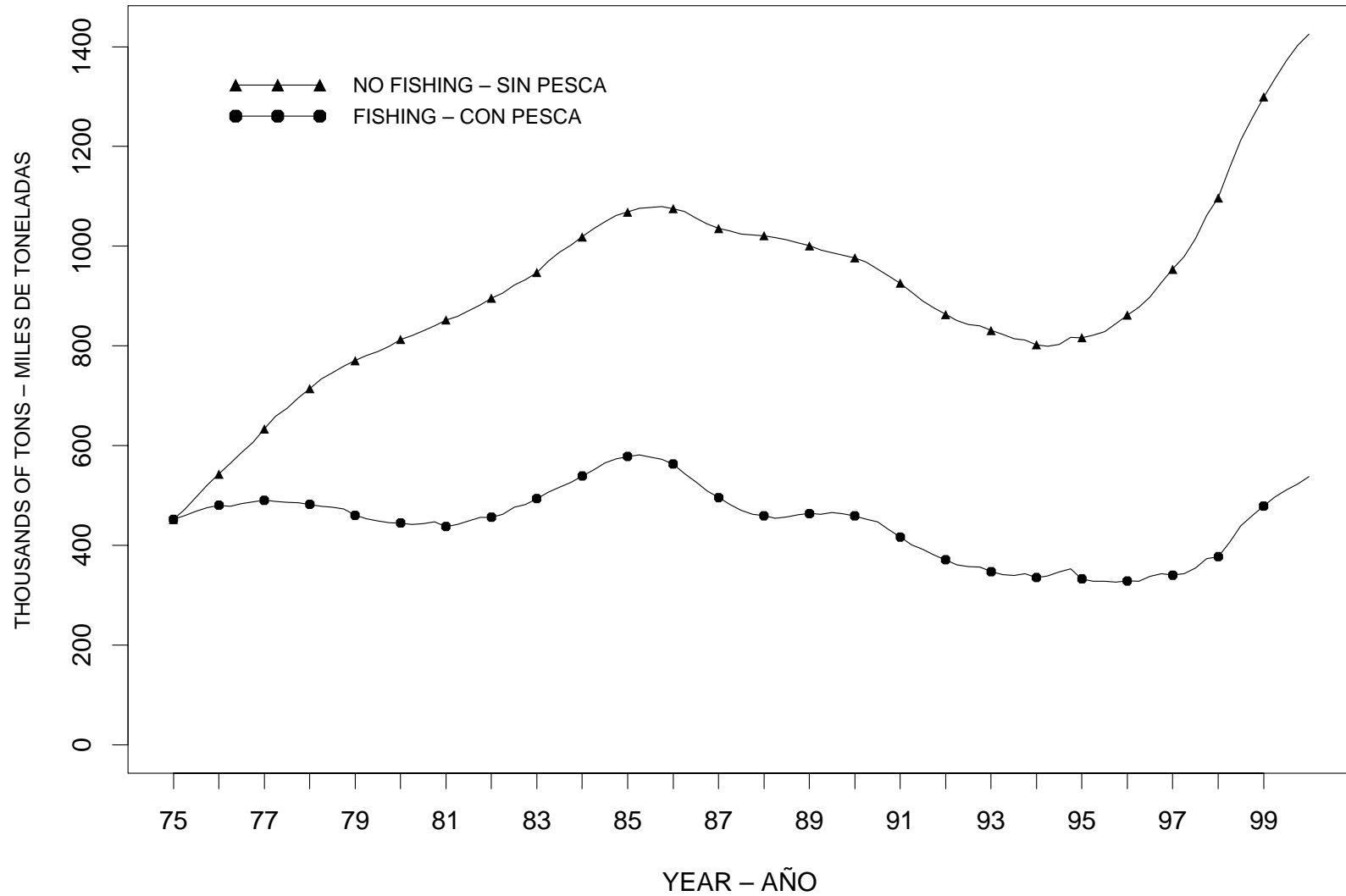


FIGURE 4.10. Biomass trajectory of a simulated population of bigeye tuna that was not exploited during 1975-1999 (“no fishing”) and that predicted by the stock assessment model (“fishing”).

FIGURA 4.10. Trayectoria de biomasa de una población simulada de atún patudo no explotada durante 1975-1999 (“sin pesca”) y la predicha por el modelo de evaluación del stock (“con pesca”).

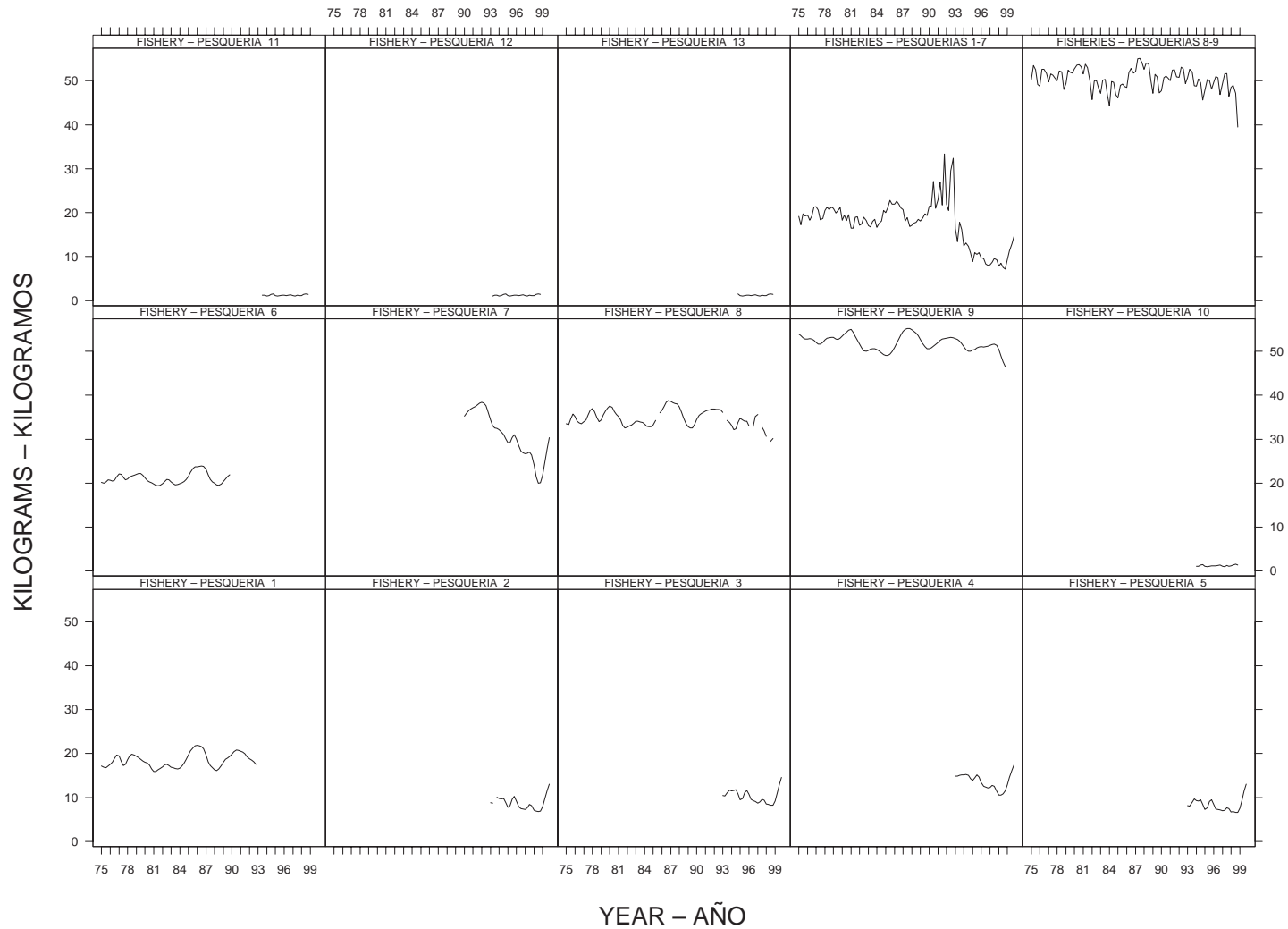


FIGURE 4.11. Estimated average weights of bigeye tuna caught by the fisheries of the EPO. The time series for “Fisheries 1-7” is an average of Fisheries 1 through 7, and the time series for “Fisheries 8-9” is an average of Fisheries 8 and 9.
FIGURA 4.11. Peso medio estimado de atún patudo capturado en 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.

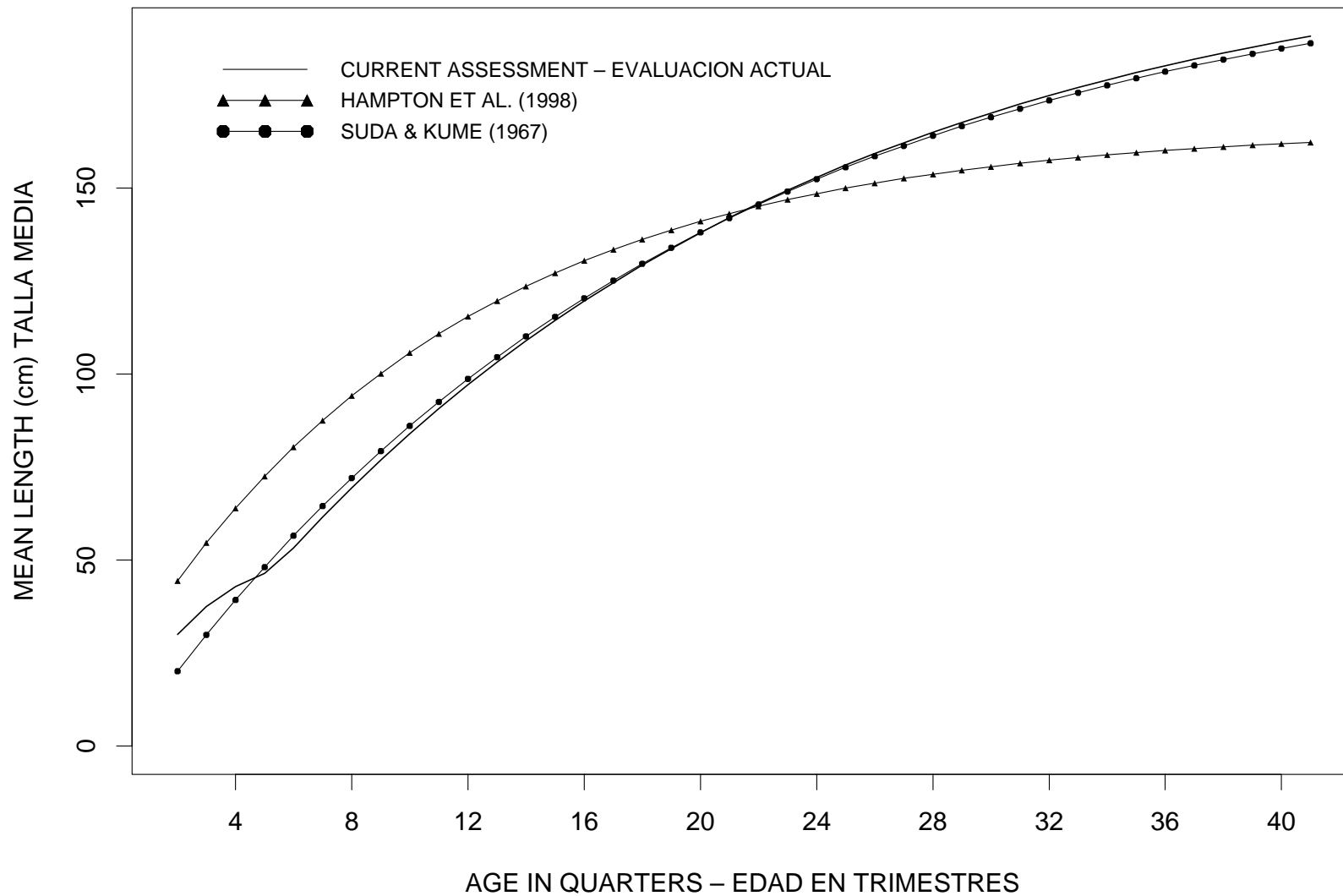


FIGURE 4.12. Estimated average lengths at age for bigeye tuna in the EPO.
FIGURA 4.12. Tallas estimadas a edad para el atún patudo en el OPO.

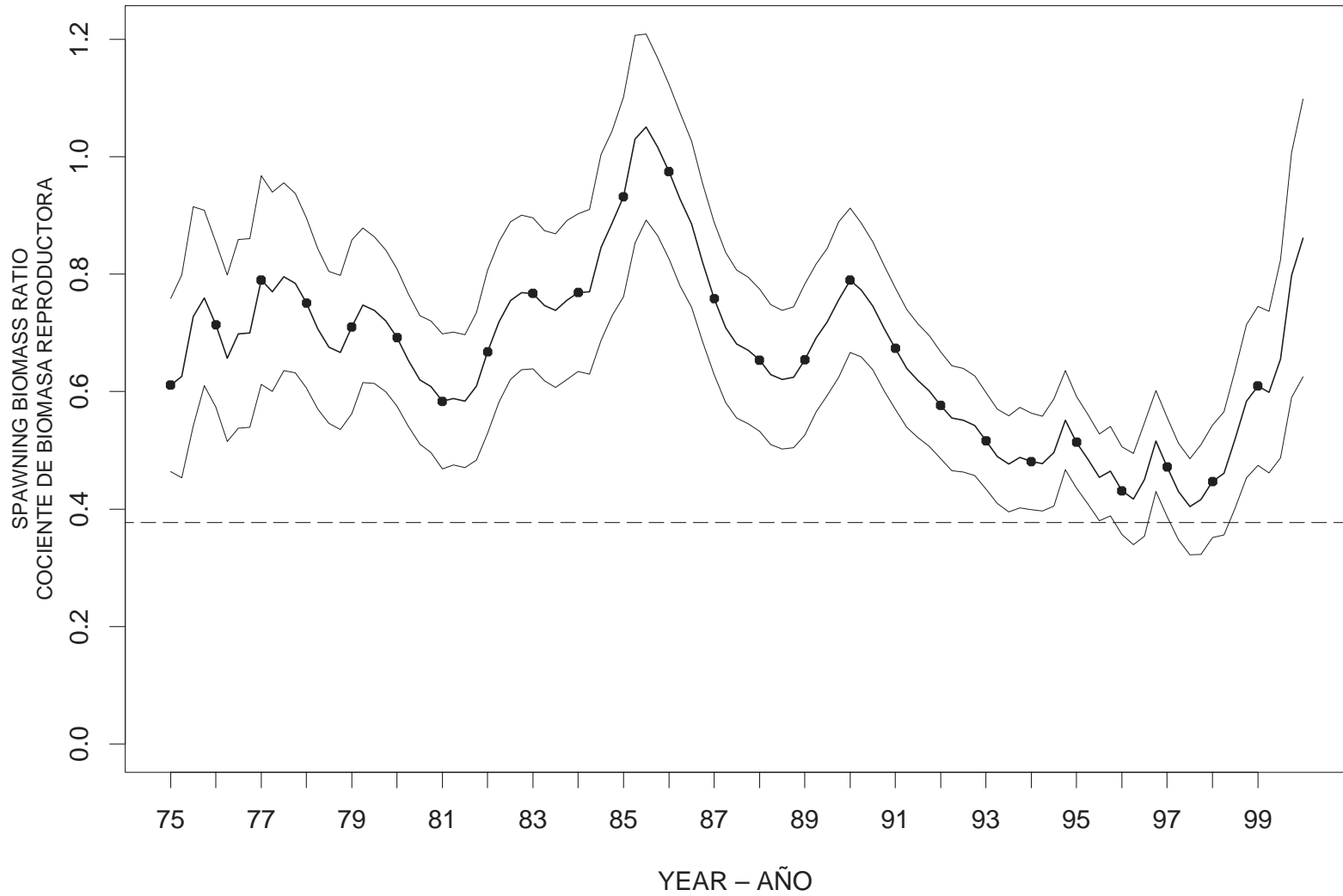


FIGURE 5.1. Estimated time series of spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at about 0.38) identifies the SBR at AMSY.

FIGURA 5.1. Series de tiempo estimadas de los cocientes de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo en el OPO. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0,38) identifica el SBR en RPMS.

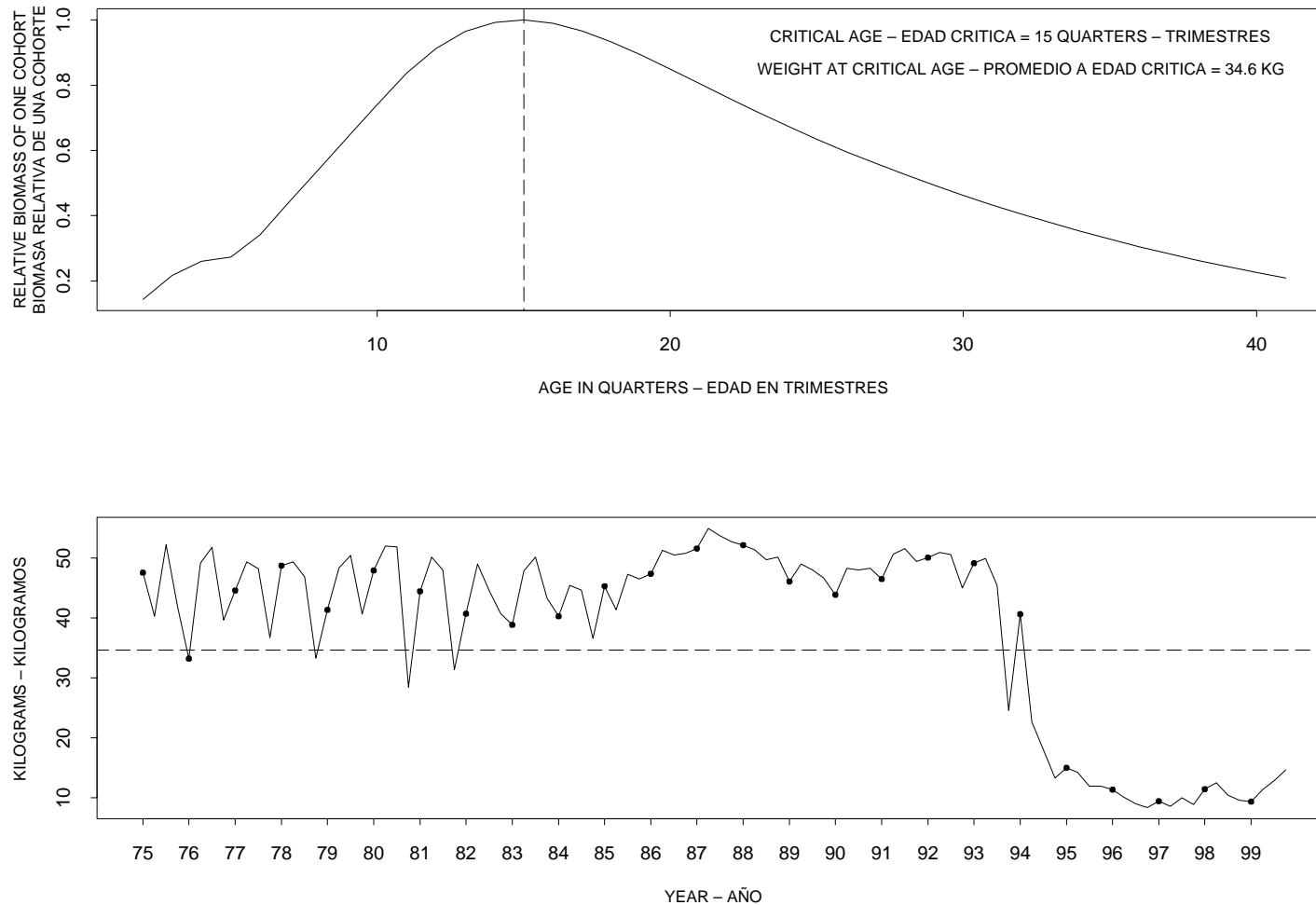


FIGURE 5.2. Combined performance of all fisheries that take bigeye tuna in the EPO at achieving the maximum yield per recruit. The upper panel illustrates the growth (in weight) of a single cohort of bigeye, and identifies the “critical age” and “critical weight” (Section 5). The critical weight is drawn 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 rendimiento por recluta máximo. El recuadro superior ilustra el crecimiento (en peso) de una sola cohorte de patudo, 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.

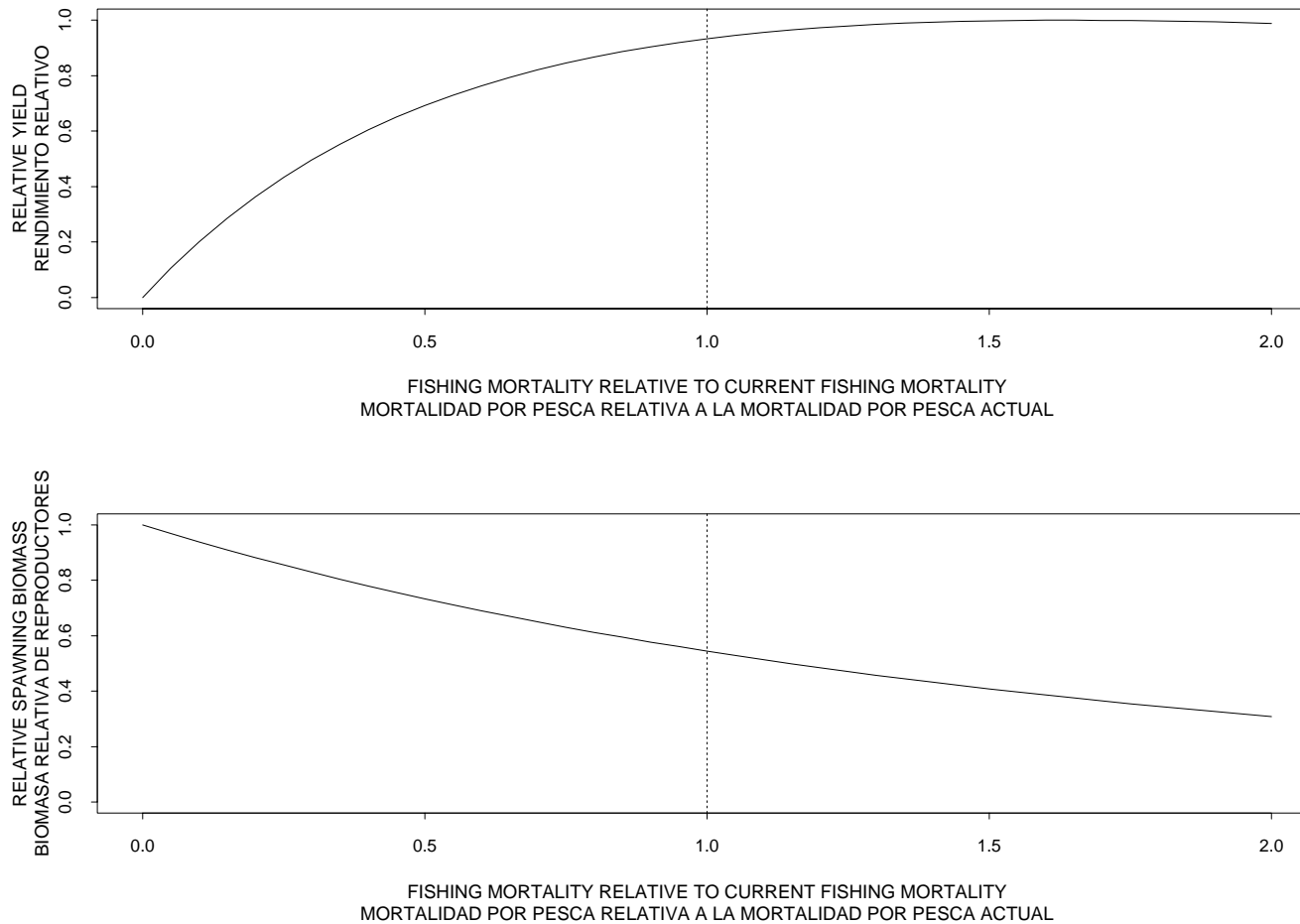


FIGURE 5.3. Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of bigeye tuna under average environmental conditions, constant recruitment, and the current age-specific selectivity pattern of all fisheries combined. The yield estimates 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 patudo 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 RPMS esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que ésta equivalga a 1,0 en ausencia de explotación.

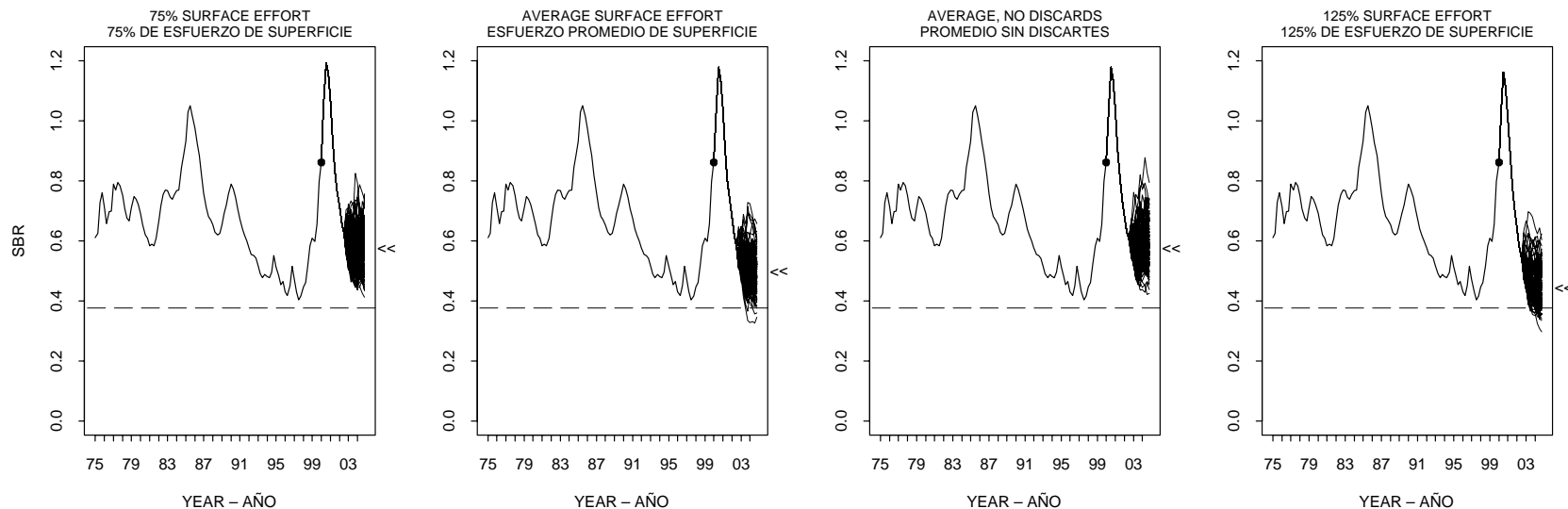


FIGURE 6.1. Simulated SBRs during 2000-2004 for bigeye tuna in the EPO. Each panel illustrates the results of 100 simulations using different scenarios describing the future level of fishing effort exerted by the surface fleet and the status of discards (Sections 6.1 and 6.2). For the last quarter of 2004, 50 percent of the simulated SBRs are predicted to be greater than and less than the SBR indicated by the “<<” symbol at the right edge of each panel. The dashed horizontal lines (at 0.38) identify SBR_{AMSY} (Section 5.3).

FIGURA 6.1. SBR simulados durante 2000-2004 para el atún patudo en el OPO. Cada recuadro ilustra los resultados de 100 simulaciones usando distintos escenarios sobre el futuro nivel de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie y la situación de los descartes (Secciones 6.1 y 6.2). Para el último trimestre de 2004, se predice que el 50% de los SBR simulados serán mayores y menores que el SBR indicado por el símbolo de “<<” en el borde derecho de cada recuadro. Las líneas horizontales de trazos (en 0,38) indican el SBR_{RPMS} (Sección 5.3).

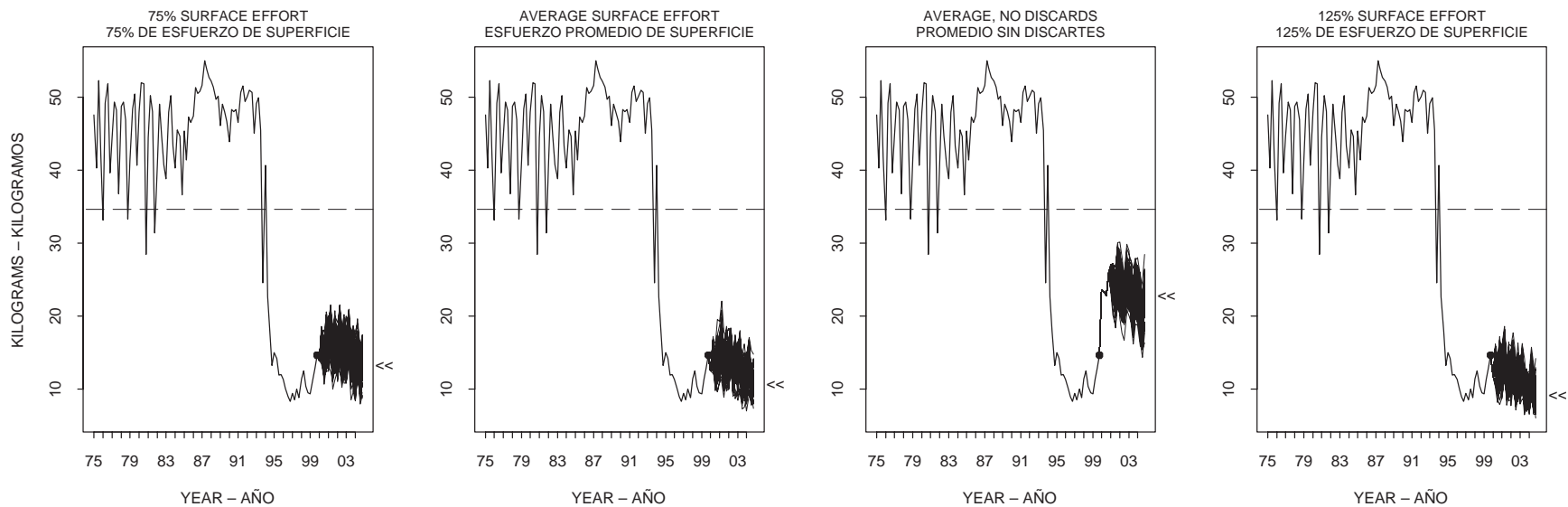


FIGURE 6.2. Simulated estimates of the average weight of bigeye tuna in the combined catch during 2000-2004. Each panel illustrates the results of 100 simulations using different scenarios describing the future level of fishing effort exerted by the surface fleet and the status of discards (Sections 6.1 and 6.2). For the last quarter of 2004, 50 percent of the simulated average weights are projected to be greater than and less than the average weight indicated by the “<<” symbol at the right edge of each panel. The estimated critical weight is drawn as a horizontal dashed line in each panel.

FIGURA 6.2. Estimaciones simuladas del peso medio del atún patudo en la captura combinada durante 2000-2004. Cada recuadro ilustra los resultados de 100 simulaciones usando distintos escenarios sobre el futuro nivel de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie y la situación de los descartes (Secciones 6.1 y 6.2). Para el último trimestre de 2004, se proyecta que el 50% de los pesos medios simulados serán mayores y menores que el peso medio indicado por el símbolo de “<<” en el borde derecho de cada recuadro. La línea horizontal de trazos en cada recuadro indica el peso crítico estimado.

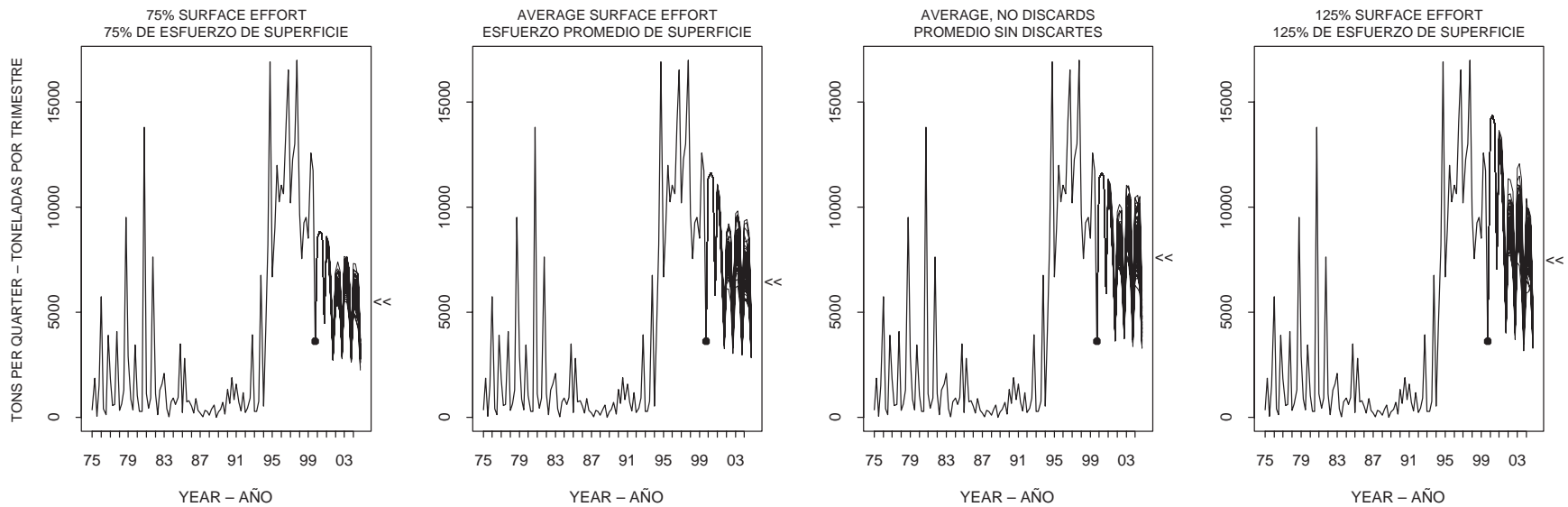


FIGURE 6.3. Simulated catches of bigeye tuna taken by the primary surface fleet (Fisheries 2-5 and 7) during 2000-2004. Each panel illustrates the results of 100 simulations using different scenarios describing the future level of fishing effort exerted by the surface fleet and the status of discards (Sections 6.1 and 6.2). During 2004, 50 percent of the simulated quarterly catches are projected to be greater than and less than the catch indicated by the “<<” symbol at the right edge of each panel.

FIGURA 6.3. Capturas simuladas de atún patudo por la flota primaria de superficie (Pesquerías 2-5 y 7) durante 2000-2004. Cada recuadro ilustra los resultados de 100 simulaciones usando distintos escenarios sobre el futuro nivel de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie y la situación de los descartes (Secciones 6.1 y 6.2). Durante 2004, se proyecta que el 50% de las capturas trimestrales simuladas serán mayores y menores que la captura indicada por el símbolo de “<<” en el borde derecho de cada recuadro.

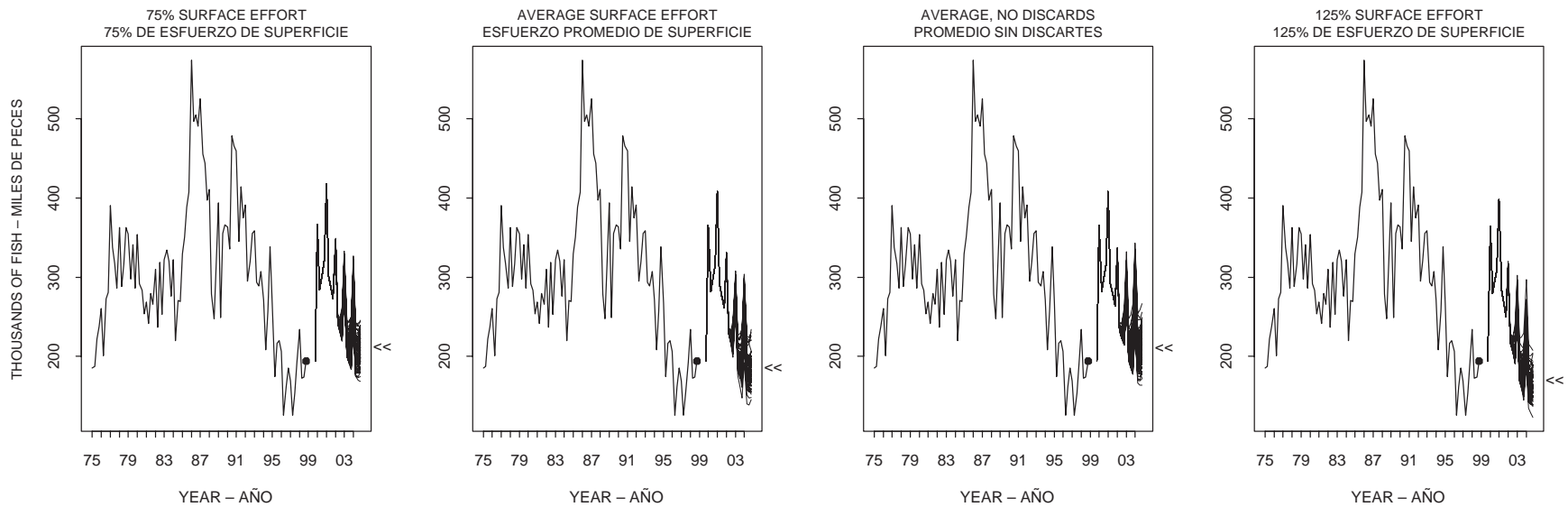


FIGURE 6.4. Simulated catches of bigeye tuna taken by the longline fleet (Fisheries 8 and 9) during 2000-2004. Each panel illustrates the results of 100 simulations using different scenarios describing the future level of fishing effort exerted by the surface fleet and the status of discards (Sections 6.1 and 6.2). During 2004, 50 percent of the simulated quarterly catches are projected to be greater than and less than) the catch indicated by the “<<” symbol at he right edge of each panel.

FIGURA 6.4. Capturas simuladas de atún patudo por la flota palangrera (Pesquerías 8 y 9) durante 2000-2004. Cada recuadro ilustra los resultados de 100 simulaciones usando distintos escenarios sobre el futuro nivel de esfuerzo de pesca ejercido por la flota de superficie y la situación de los descartes (Secciones 6.1 y 6.2). Durante 2004, se proyecta que el 50% de las capturas trimestrales simuladas serán mayores y menores que la captura indicada por el símbolo de “<<” en el borde derecho de cada recuadro.

TABLE 2.1. Fisheries defined by the IATTC staff for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. PS = purse seine; BB = baitboat; LL = longline; FLT = sets on floating objects; UNA = sets on unassociated fish; DOL = sets on dolphins. 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 patudo en el OPO. PS = red de cerco; BB = carnada; 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	1975-1992	1-13	landings only – descargas solamente
2	PS	FLT	1993-1999	11-12	landings + discards from inefficiencies in fishing process – descargas + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
3	PS	FLT	1993-1999	7, 9	
4	PS	FLT	1993-1999	5-6, 13	
5	PS	FLT	1993-1999	1-4, 8, 10	
6	PS, BB	UNA DOL	1975-1989	1-13	landings only – descargas solamente
7	PS, BB	UNA DOL	1990-1999	1-13	landings + discards from inefficiencies in fishing process – descargas + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
8	LL		1975-1999	N of--de 15°N	landings only – descargas solamente
9	LL		1975-1999	S of--de 15°N	
10	PS	FLT	1993-1999	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	1993-1999	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	1993-1999	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	1993-1999	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. Estimated age-specific proportions of female bigeye used to define the spawning biomass. Females less than 3 years (12 quarters) old are assumed to be immature.

TABLA 3.1. Proporciones estimadas por edades de patudos hembra usadas para definir la biomasa reproductora. Se supone que hembras de menos de 3 años (12 trimestres) de edad son inmaduras.

Age (quarters)	Proportion female	Age (quarters)	Proportion female
Edad (trimestres)	Proporción hembra	Edad (trimestres)	Proporción hembra
12	0.3934	27	0.0535
13	0.3810	28	0.0425
14	0.3635	29	0.0335
15	0.3417	30	0.0262
16	0.3165	31	0.0204
17	0.2888	32	0.0158
18	0.2596	33	0.0122
19	0.2299	34	0.0093
20	0.2006	35	0.0071
21	0.1725	36	0.0054
22	0.1463	37	0.0041
23	0.1224	38	0.0031
24	0.1012	39	0.0024
25	0.0827	40	0.0018
26	0.0668	41	0.0013

TABLE 3.2. Core areas for which temperature data were summarized and used in the stock assessment model to determine whether there are significant environmental influences on the efficiency of some surface fisheries for bigeye tuna in the EPO.

TABLA 3.2. Zonas núcleo cuyos datos de temperatura fueron resumidos y usados en el modelo de evaluación del stock para determinar si existen influencias ambientales significativas sobre la eficacia de ciertas pesquerías de superficie de atún patudo en el OPO.

Fishery	Approximate boundary	
	Latitude range	Longitude range
Pesquería	Límites aproximados	
	Rango de latitud	Rango de longitud
1	5°N-5°S	81°W-105°W
2	1°N-14°S	84°W-150°W
3	5°N-5°S	84°W-111°W
4	5°N-14°S	81°W-86°W
5	11°N-1°N	111°W-150°W
7	5°N-5°S	81°W-105°W

TABLE 4.1. Estimated total annual recruitment of bigeye tuna (thousands of fish) and initial biomass (metric tons present at the beginning of the year) in the EPO.

TABLA 4.1. Reclutamiento anual total estimado de atún patudo (en miles de peces) y biomasa inicial (toneladas métricas presentes al principio de año) en el OPO.

Year	Total recruitment	Biomass of age-1+ fish	Spawning biomass
Año	Reclutamiento total	Biomasa de peces de edad 1+	Biomasa de peces reproductores
1975	21,143	452,271	67,907
1976	28,729	480,458	79,362
1977	18,143	490,359	87,789
1978	19,865	482,193	83,454
1979	29,069	460,390	78,922
1980	23,741	444,889	76,924
1981	25,611	437,789	64,826
1982	40,408	456,442	74,169
1983	25,540	493,777	85,256
1984	19,521	538,962	85,404
1985	20,867	578,178	103,579
1986	24,661	563,207	108,299
1987	26,959	495,969	84,295
1988	18,591	459,441	72,646
1989	17,917	463,753	72,682
1990	16,121	459,167	87,763
1991	17,290	416,814	74,873
1992	22,297	370,959	64,062
1993	19,783	347,285	57,394
1994	29,721	335,376	53,451
1995	34,727	332,598	57,110
1996	40,053	328,898	47,906
1997	65,408	340,328	52,459
1998	31,984	377,048	49,655
1999	22,622	478,811	67,756
2000		538,231	95,748

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

TABLA 4.2. Estimaciones del tamaño medio de atún patudo. 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	0.74	22	145.78	69.82
3	37.52	1.40	23	149.40	74.96
4	42.84	2.04	24	152.85	80.08
5	46.41	2.57	25	156.12	85.14
6	53.25	3.81	26	159.22	90.14
7	61.53	5.78	27	162.17	95.06
8	69.40	8.17	28	164.97	99.89
9	76.87	10.97	29	167.63	104.63
10	83.96	14.15	30	170.15	109.26
11	90.70	17.68	31	172.55	113.78
12	97.09	21.54	32	174.83	118.19
13	103.17	25.67	33	176.99	122.47
14	108.94	30.04	34	179.04	126.64
15	114.42	34.62	35	180.99	130.67
16	119.62	39.38	36	182.84	134.59
17	124.56	44.27	37	184.60	138.37
18	129.26	49.28	38	186.27	142.03
19	133.71	54.36	39	187.86	145.57
20	137.94	59.49	40	189.37	148.98
21	141.96	64.65	41	190.80	152.26

TABLE 5.1. 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, B_{AMSY} , and S_{AMSY} are in metric tons.

TABLA 5.1. Estimaciones del RPMS, 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 RPMS, B_{RPMS} , y S_{RPMS} en toneladas métricas.

Fishery	AMSY	B_{AMSY}	S_{AMSY}	$B_{\text{AMSY}}/B_{F=0}$	$S_{\text{AMSY}}/S_{F=0}$
Pesquería	RPMS	B_{RPMS}	S_{RPMS}	$B_{\text{RPMS}}/B_{F=0}$	$S_{\text{RPMS}}/S_{F=0}$
1	81,000	186,000	22,000	0.23	0.20
2	56,000	148,000	16,000	0.18	0.14
3	63,000	155,000	16,000	0.19	0.14
4	77,000	176,000	19,000	0.21	0.17
5	54,000	145,000	15,000	0.18	0.13
6	91,000	178,000	18,000	0.22	0.16
7	99,000	277,000	49,000	0.33	0.45
8	112,000	221,000	30,000	0.27	0.27
9	120,000	247,000	39,000	0.30	0.35

TABLE 6.1. Summary of the outcomes from 100 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 100 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.

Quantile	75% surface effort	Average surface effort	Average surface effort, no discards	125% surface effort
Cuantil	75% del esfuerzo de superficie	Esfuerzo de superficie medio	Esfuerzo de superficie medio, sin descartes	125% del esfuerzo de superficie
SBR for fourth quarter of 2004 – SBR para el cuarto trimestre de 2004				
20%	0.51	0.44	0.52	0.39
50%	0.58	0.50	0.58	0.45
80%	0.64	0.55	0.66	0.51
Average weight (kg) of fish in the combined catch during the fourth quarter of 2004 – Peso medio (kg) de los peces en la captura combinada durante el cuarto trimestre de 2004				
20%	12.1	9.6	20.6	8.0
50%	13.4	10.8	23.0	9.4
80%	15.2	12.5	24.1	10.8
Median of quarterly catches (mt) by the primary surface fleet (Fisheries 2-5 and 7) during 2004 – Mediana de las capturas trimestrales (tm) por la flota primaria de superficie (Pesquerías 2-5 y 7) durante 2004				
20%	5528	6425	7382	7414
50%	5912	7088	8156	8066
80%	6380	7673	9141	8907
Median of quarterly catches, in thousands of fish, by the longline fleet (Fisheries 8 and 9) during 2004 – Mediana de las capturas trimestrales, en miles de peces, por la flota palangrera (Pesquerías 8 y 9) durante 2004				
20%	260	232	255	208
50%	278	246	274	221
80%	295	262	297	240

APPENDIX 1—ANEXO 1

Results from a second assessment conducted under the assumption that natural mortality is constant over all ages.

This appendix contains results from a second assessment of bigeye tuna conducted under the assumption that the natural mortality curve is flat (quarterly $M = 0.1$ for all ages). These results are included for completeness, but the IATTC staff does not consider the assumption of constant M to be biologically reasonable (see Section 4.4).

Resultados de una segunda evaluación realizada bajo el supuesto que la mortalidad natural es constante para todas edades.

En este anexo se presentan los resultados de una segunda evaluación de atún patudo realizado bajo el supuesto que la curva de mortalidad natural es plana (M trimestral = 0,1 para todas edades). Se incluyen estos resultados para completar la presentación pero el personal de la CIAT no considera que el supuesto de M constante sea biológicamente razonable (ver Sección 4.4).

TABLE A.1. Estimated total annual recruitment of bigeye tuna (thousands of fish) and initial biomass (metric tons present at the beginning of the year) in the EPO, based on the assumption that M is constant over all ages.

TABLA A.1. Reclutamiento anual total estimado de atún patudo (en miles de peces) y biomasa inicial (toneladas métricas presentes al principio de año) en el OPO, basadas en el supuesto que M es constante para todas edades.

Year	Total recruitment	Biomass of age-1+ fish	Spawning biomass
Año	Reclutamiento total	Biomasa de peces de edad 1+	Biomasa de reproductores
1975	9,165	361,611	52,742
1976	12,610	386,955	62,089
1977	7,978	395,170	68,318
1978	8,798	389,890	65,421
1979	12,774	373,816	61,821
1980	10,268	360,583	60,412
1981	11,035	352,279	51,284
1982	17,411	363,271	57,583
1983	11,063	390,131	66,350
1984	8,482	426,275	67,127
1985	9,035	463,828	81,114
1986	10,731	460,400	85,821
1987	11,770	408,205	67,598
1988	8,151	372,458	57,499
1989	7,889	376,199	57,552
1990	7,158	373,719	68,931
1991	7,819	341,195	59,627
1992	10,696	303,564	50,966
1993	10,185	283,081	45,693
1994	16,474	275,252	42,463
1995	18,802	273,689	45,586
1996	19,877	272,928	38,953
1997	27,784	275,117	42,810
1998	12,291	283,050	38,697
1999	10,126	325,309	47,116
2000		344,757	60,309

TABLE A.2. Estimates of MSY, and its associated quantities, obtained by assuming an age-specific pattern of selectivity that is equal to the recent, average selectivity pattern of all fisheries combined, and based on the assumption that M is constant over all ages. The estimates of the MSY, B_{MSY} , and S_{MSY} are in metric tons.

TABLA A.2. Estimaciones del RMS, y sus cantidades asociadas, obtenidas suponiendo un patrón de selectividad por edad igual al patrón de selectividad medio reciente de todas las pesquerías combinadas, y basadas en el supuesto que M es constante para todas edades. Se expresan las estimaciones de RMS, B_{RMS} , y S_{RMS} en toneladas métricas.

MSY	B_{MSY}	S_{MSY}	C_{1999}/MSY	B_{2000}/B_{MSY}	S_{2000}/S_{MSY}	F_{MSY}
RMS	B_{RMS}	S_{RMS}	C_{1999}/RMS	B_{2000}/B_{RMS}	S_{2000}/S_{RMS}	F_{RMS}
57079	254,146	39,208	1.32	1.36	1.54	0.92 x (recent average $F - F$ medio reciente)

TABLE A.3. 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, and based on the assumption that M is constant over all ages. The estimates of the AMSY, B_{AMSY} , and S_{AMSY} are in metric tons.

TABLA A.3. Estimaciones del RPMS, 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, y basadas en el supuesto que M es constante para todas edades. Se expresan las estimaciones de RPMS, B_{RPMS} , y S_{RPMS} en toneladas métricas.

Fishery	AMSY	B_{AMSY}	S_{AMSY}	$B_{AMSY}/B_{F=0}$	$S_{AMSY}/S_{F=0}$
Pesquería	RPMS	B_{RPMS}	S_{RPMS}	$B_{RPMS}/B_{F=0}$	$S_{RPMS}/S_{F=0}$
1	60,000	172,000	21,000	0.21	0.21
2	41,000	153,000	17,000	0.18	0.17
3	45,000	148,000	15,000	0.18	0.15
4	56,000	160,000	18,000	0.19	0.18
5	38,000	142,000	15,000	0.17	0.15
6	69,000	157,000	17,000	0.19	0.17
7	87,000	258,000	47,000	0.31	0.47
8	92,000	197,000	30,000	0.24	0.30
9	103,000	252,000	48,000	0.30	0.47

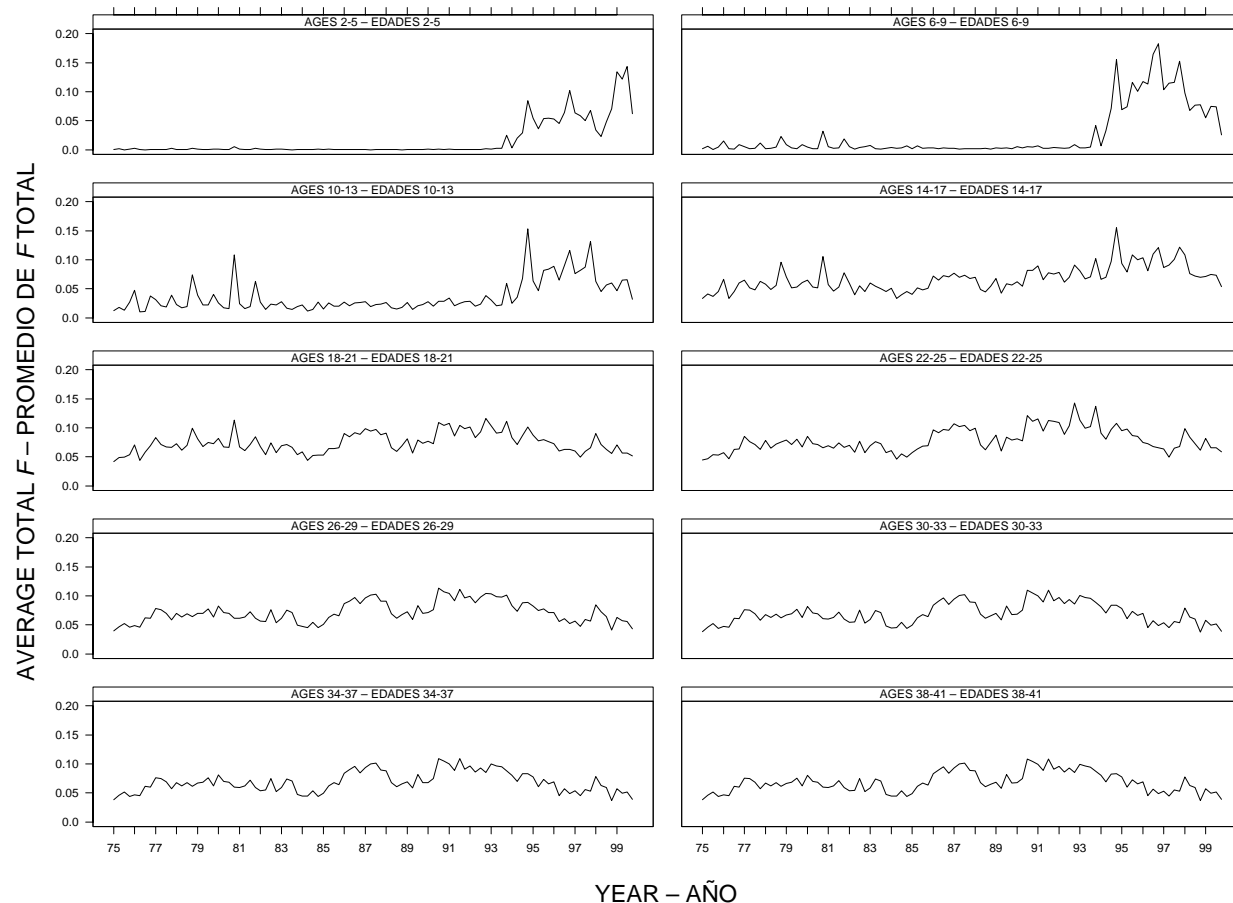


FIGURE A.1. Time series of average total quarterly fishing mortality of bigeye tuna that have been recruited to the fisheries of the EPO, based on the assumption that M is constant over all ages. Each panel illustrates an average of four quarterly fishing mortality vectors that affected the fish of the age range 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 A.1. Series de tiempo de la mortalidad por pesca trimestral total media de atún patudo reclutado a las pesquerías del OPO, basadas en el supuesto que M es constante para todas edades. Cada recuadro ilustra un promedio de cuatro vectores trimestrales de mortalidad por pesca que afectaron los peces de la edad indicada en el título de cada recuadro. Por ejemplo, la tendencia ilustrada en el recuadro superior izquierdo es un promedio de las mortalidades por pesca que afectaron a peces de entre 2 y 5 trimestres de edad.

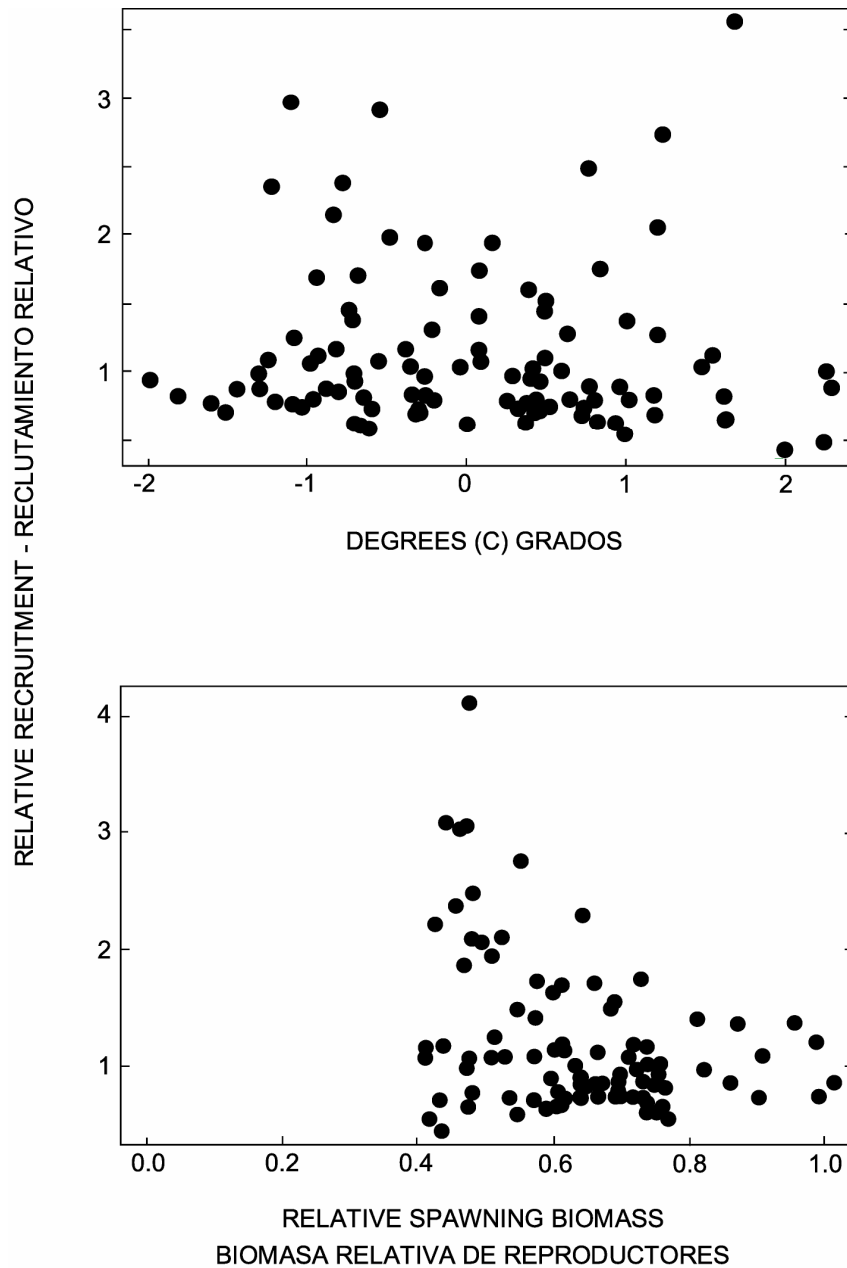


FIGURE A.2. Estimated relationships between recruitment of bigeye tuna and SST anomalies at the assumed time of hatching (upper panel) and between recruitment and spawning biomass (lower panel), based on the assumption that M is constant over all ages. The recruitment is scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The spawning biomass (females at least 3 years old) is scaled so that the maximum estimated spawning biomass is equal to 1.0. Environmental effects have been removed from the estimates of recruitment illustrated in the lower panel.

FIGURA A.2. Relaciones estimadas entre reclutamiento de atún patudo y anomalías de las TSM en es momento supuesto de cría (recuadro superior) y entre reclutamiento y biomasa reproductora (recuadro inferior), basadas en el supuesto que M es constante para todas edades. Se escala el reclutamiento para que el reclutamiento medio equivalga a 1,0, y la biomasa reproductora (hembras de al menos 3 años de edad) para que la biomasa reproductora máxima estimada equivalga a 1,0. Se eliminaron los efectos ambientales de las estimaciones de reclutamiento ilustradas en el recuadro inferior.

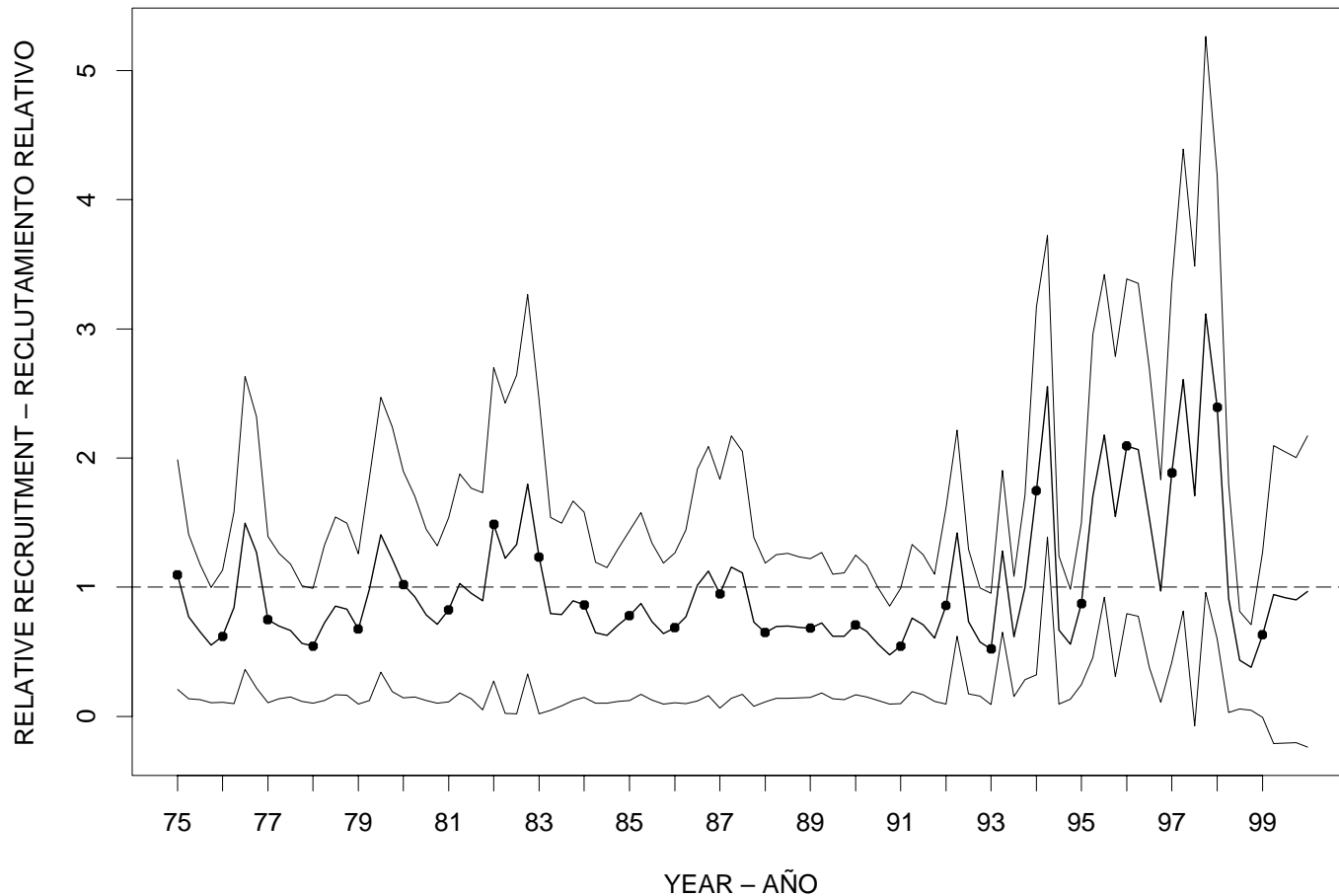


FIGURE A.3. Estimated recruitment of bigeye tuna to the fisheries of the EPO, based on the assumption that M is constant over all ages. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0. The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the thin lines indicate the approximate 95-percent confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of recruitment for each year.

FIGURA A.3. Reclutamiento estimado de atún patudo a las pesquerías del OPO, basado en el supuesto que M es constante para todas edades. 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 las líneas delgadas los intervalos de confianza de 95% aproximados de las estimaciones. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestres, hay cuatro estimaciones de reclutamiento para cada año.

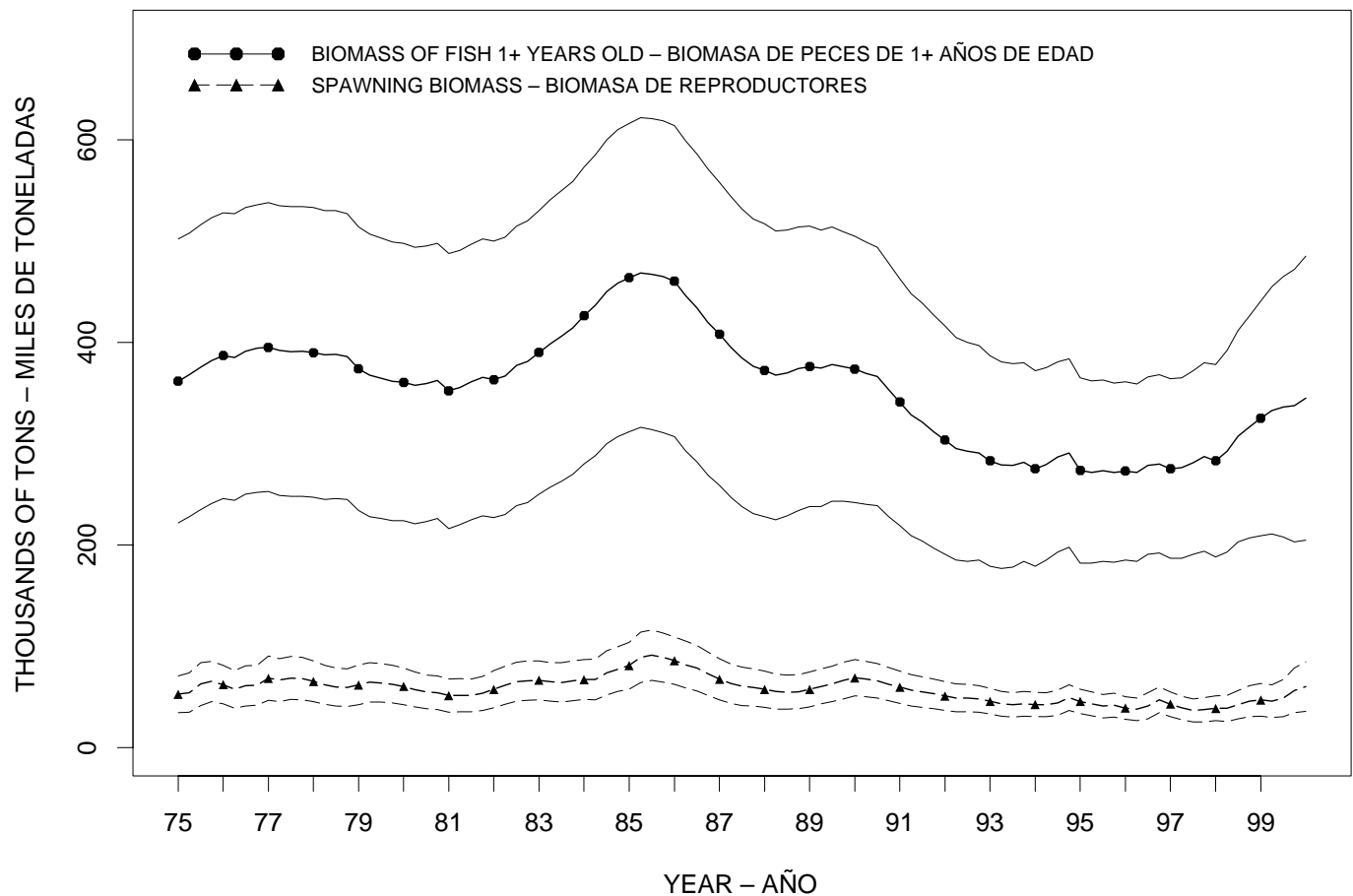


FIGURE A.4. Estimated biomass and spawning biomass (females that are at least 3 years old) of bigeye tuna in the EPO, based on the assumption that M is constant over all ages. The bold lines illustrate the maximum likelihood estimates of the biomass, and the thin lines the approximate 95 percent-confidence intervals around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year.

FIGURA A.4. Biomasa estimada y biomasa reproductora (hembras de la menos 3 años de edad) de atún patudo en el OPO, basadas en el supuesto que M es constante para todas edades. Las líneas gruesas ilustran las estimaciones de probabilidad máxima de la biomasa, y las delgadas 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.

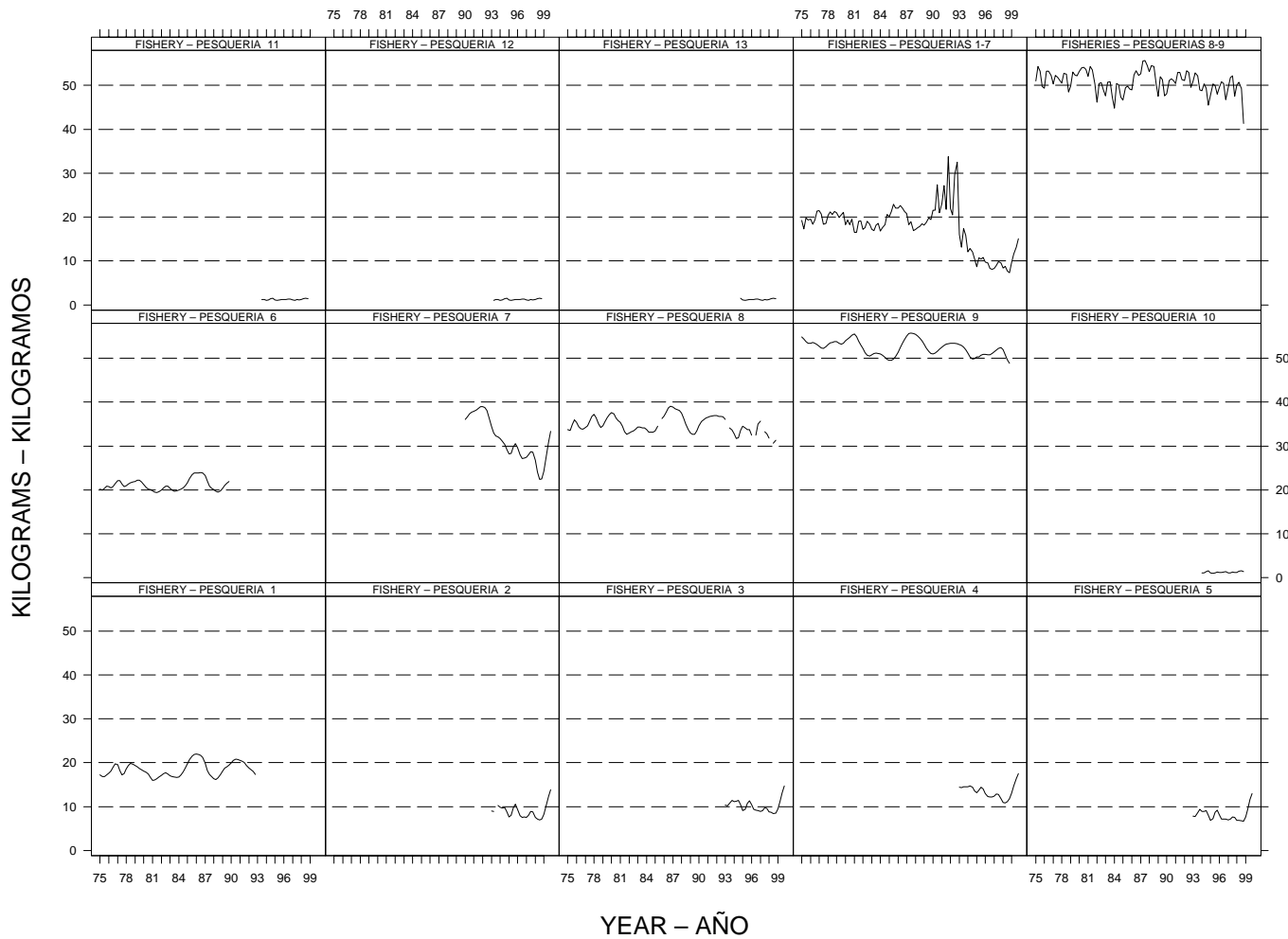


FIGURE A.5. Estimated average weights of bigeye tuna caught by the fisheries of the EPO, based on the assumption that M is constant over all ages. The time series for “Fisheries 1-7” is an average of Fisheries 1 through 7, and the time series for “Fisheries 8-9” is an average of Fisheries 8 and 9.

FIGURA A.5. Peso medio estimado de atún patudo capturado en las pesquerías del OPO, basado en el supuesto que M es constante para todas edades. 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.

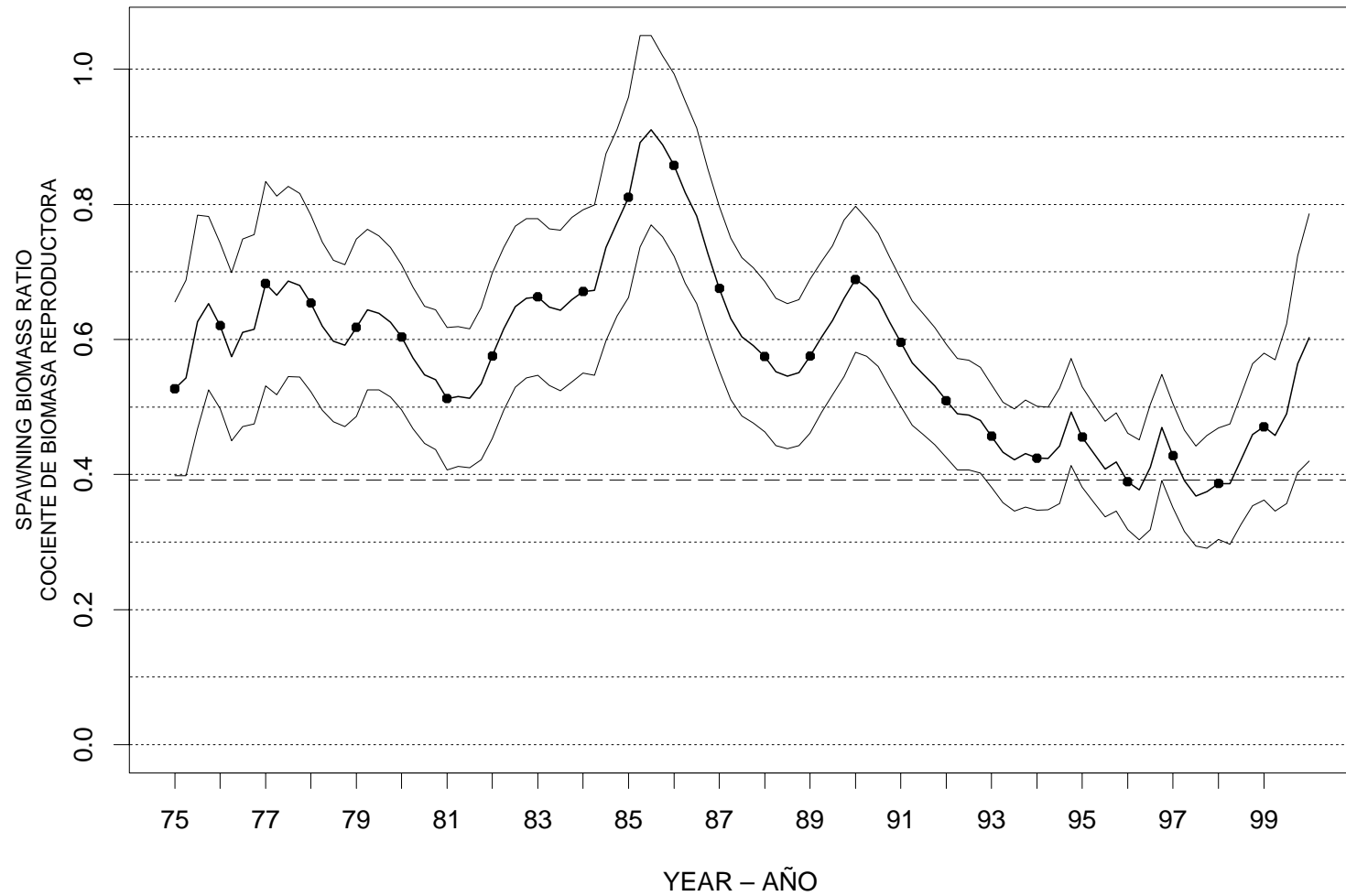


FIGURE A.6. Estimated time series of spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO, based on the assumption that M is constant over all ages. The dashed horizontal line (at about 0.38) identifies the SBR at AMSY.

FIGURA A.6. Series de tiempo estimadas de los cocientes de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo en el OPO, basadas en el supuesto que M es constante para todas edades. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0,38) identifica el SBR en RPMS.

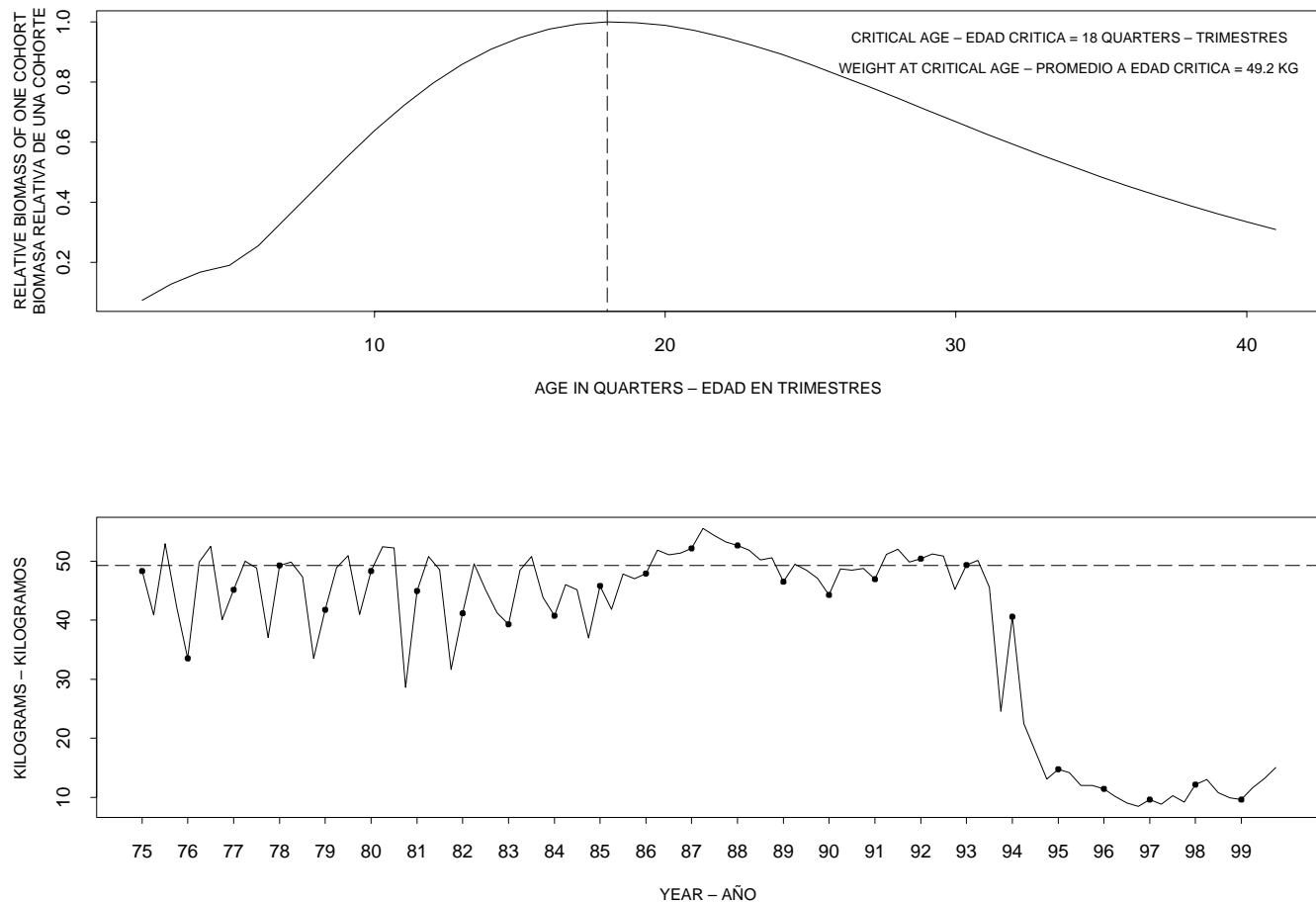


FIGURE A.7. Combined performance of all fisheries that take bigeye tuna in the EPO at achieving the maximum yield per recruit, based on the assumption that M is constant over all ages. The upper panel illustrates the growth (in weight) of a single cohort of bigeye, and identifies the “critical age” and “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 A.7. Desempeño combinado de todas las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO con respecto al rendimiento por recluta máximo, basado en el supuesto que M es constante para todas edades. El recuadro superior ilustra el crecimiento (en peso) de una sola cohorte de patudo, 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.

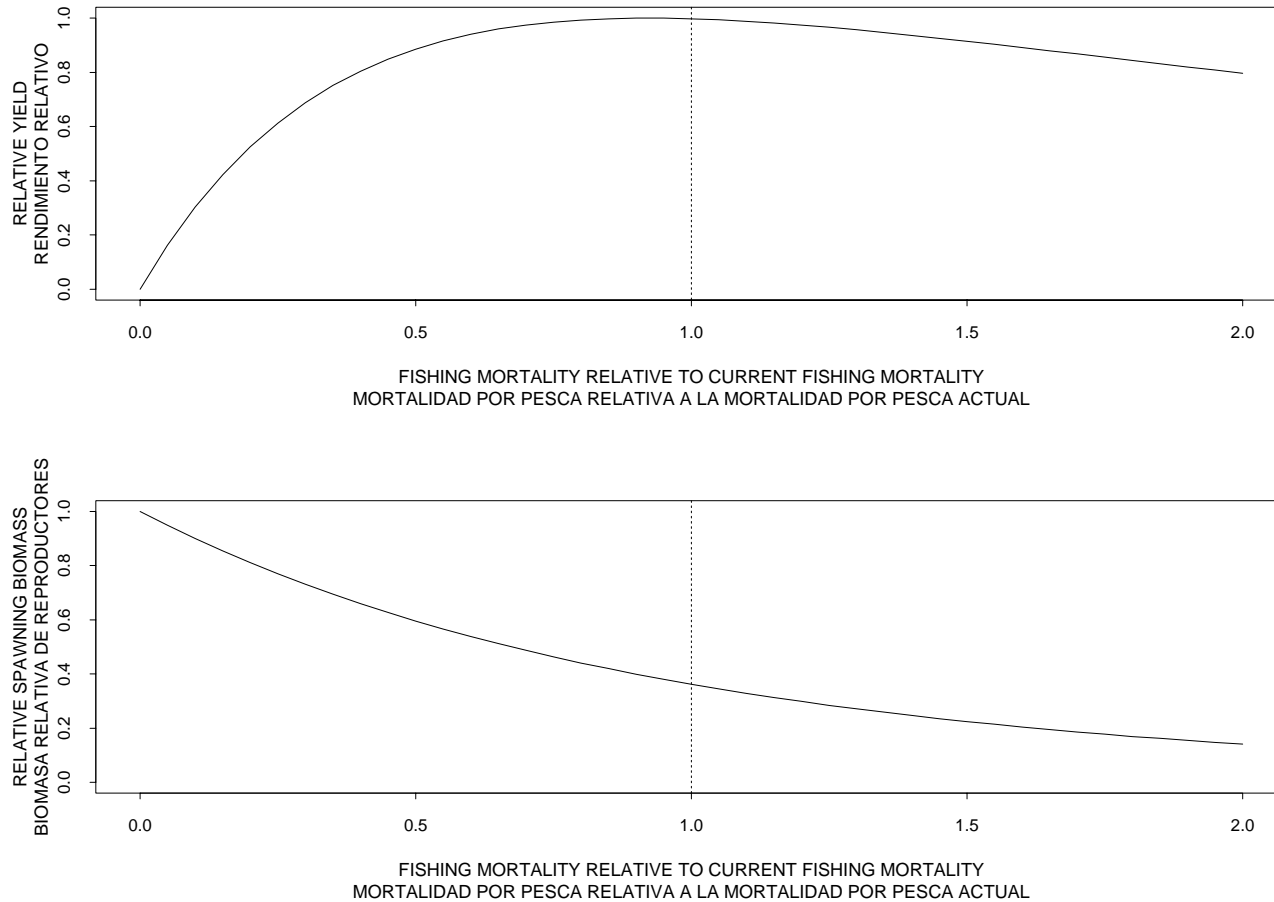


FIGURE A.8. Predicted effects of long-term changes in fishing effort on the yield (upper panel) and spawning biomass (lower panel) of bigeye tuna under average environmental conditions, constant recruitment, and the current age-specific selectivity pattern of all fisheries combined, based on the assumption that M is constant over all ages. 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 A.8. 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 patudo bajo condiciones ambientales medias, reclutamiento constante, y el patrón actual de selectividad por edad de todas las pesquerías combinadas, basados en el supuesto que M es constante para todas edades. Se escalan las estimaciones de rendimiento para que el RPMS esté en 1,0, y las de biomasa reproductora para que ésta equivalga a 1,0 en ausencia de explotación.

CONDICION DEL ATUN PATUDO EN EL OCEANO PACIFICO ORIENTAL

por

George M. Watters and Mark N. Maunder

INDICE

1. Resumen ejecutivo.....	179
2. Datos.....	181
3. Supuestos y parámetros	185
4. Evaluación del stock.....	188
5. Condición del stock	198
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras.....	203
7. Direcciones futuras	207
Figuras	138
Tablas	164
Anexo 1	171
Referencias.....	209

1. RESUMEN EJECUTIVO

Este documento presenta la evaluación más actual del stock 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. El método analítico es descrito por Maunder y Watters (2000), y se refiere a los lectores a dicho manuscrito para los detalles técnicos.

La evaluación de stocks requiere una cantidad sustancial de información. Se analizaron datos de descargas, 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 stocks. Se consideraron también en la evaluación influencias ambientales sobre el reclutamiento y la eficacia de la pesca.

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las pesquerías que capturan patudo en el OPO. En promedio, la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 14 trimestres de edad fue insignificante hasta aproximadamente 1993 (Figura 4.3, recuadros titulados Edades 2-5, 6-9, y 10-13). Desde 1993, la expansión de pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes y el amplio uso de plantados ha causado en promedio que la mortalidad por pesca de estos peces jóvenes aumente sustancialmente (Figura 4.3). Lances cerqueros sobre objetos flotantes seleccionan principalmente patudos jóvenes de entre unos 5 y 16 trimestres de edad. Se supone que los patudos de entre 2 y 5 trimestres de edad descartados durante la clasificación de la captura sobre objetos flotantes. Lances cerqueros sobre cardúmenes de atunes no asociados seleccionan patudos que abarcan un amplio rango de edades, y desde 1990 esta modalidad de pesca selecciona principalmente peces de entre unos 7 y 20 trimestres de edad. En la zona al norte de 15°N, la flota palangrera selecciona patudos de entre unos 10 y 26 trimestres de edad; al sur de este paralelo, el patudo es relativamente vulnerable a la pesca con palangre a partir de los 17 trimestres de edad. La pesquería palangrera del sur selecciona típicamente patudo de edad mayor que cualquier otra pesquería que opera en el OPO. La capturabilidad de patudo por buques cerqueros ha cambiado con el tiempo, y estos cambios resultan principalmente de eventos aleatorios que afectan la relación entre esfuerzo de pesca y mortalidad por pesca. Sin embargo, han ocurrido cambios en tecnología de pesca y el comportamiento de los pescadores que ocasionaron cambios en lo capturabilidad de patudo por buques cerqueros.

El reclutamiento de patudo a las pesquerías del OPO es variable, y no se puede identificar actualmente los mecanismos que expliquen la variación en el reclutamiento. La abundancia de patudo reclutado a las pesquerías del OPO parece no estar relacionada con anomalías de la temperatura superficial del mar (TSM) en el momento en que se supone que se criaron los peces. En el rango de biomásas repro-

ductoras estimadas por el método A-SCALA, la abundancia de patudo reclutado a la pesquería también parece no estar relacionado con la biomasa de hembras adultas presentes en el momento de cría.

Se estima que cantidades extremadamente grandes de atunes patudo fueron reclutadas a las pesquerías del OPO durante 1997 y el primer trimestre de 1998. Estos reclutamientos fueron entre 1,7 y 3,5 veces el nivel estimado de reclutamiento medio. Se estima que el reclutamiento fue superior al promedio durante la mayor parte de 1995-1997 pero inferior al mismo durante la mayor parte de 1983-1991 y desde el segundo trimestre de 1998. Los niveles de reclutamiento estimados contienen incertidumbres considerables. Esta incertidumbre abarca la serie de tiempo entera y puede ser atribuida a dos factores. En primer lugar, los datos disponibles contienen relativamente poca información sobre el reclutamiento antes de 1993 (porque se capturaba poco patudo pequeño en esa época). En segundo lugar, hay incertidumbre en las estimaciones recientes de reclutamiento porque hasta ahora la mayoría de los peces fueron vulnerables a la pesquería de superficie solamente. Esta incertidumbre será probablemente reducida cuando estos peces estén representados en las capturas de la flota palangrera. Es probable que las estimaciones de reclutamiento para 1997-1999 sean imprecisas hasta aproximadamente 2002-2004. Es importante notar que, en 1999, la flota de superficie no capturó muchos patudos de unos 50 cm de largo. Esta ausencia reciente de peces pequeños en las capturas de la flota de superficie puede ser interpretada como evidencia de reclutamiento reducido durante 1999 o como evidencia de un cambio en el patrón de selectividad por edad de esta flota.

Se estima que la biomasa de patudo de 1+ años de edad fue relativamente estable en unas 468.000 toneladas durante 1975-1980, aumentó paulatinamente durante 1981-1984, y alcanzó un nivel récord de unas 581.000 toneladas para el segundo trimestre de 1985. Luego disminuyó, a un nivel bajo histórico de unas 326.000 toneladas en el cuarto trimestre de 1995. El modelo de evaluación estima que posteriormente aumentó paulatinamente, y que al principio de 2000 estaba en unas 538.000 toneladas. La biomasa reproductora ha seguido una tendencia generalmente similar a la de la biomasa de peces de 1+ años de edad. Se estima que el nivel más alto fue unas 117.000 toneladas al comienzo del tercer trimestre de 1985, y el más bajo unas 45.000 toneladas al comienzo del tercer trimestre de 1997. Se estima que al principio de 2000 estaba en unas 96.000 toneladas. Estas estimaciones de biomasa de peces de 1+ años de edad y de biomasa reproductora contienen incertidumbres considerables, y las tendencias aquí descritas debe ser consideradas con cautela.

El peso promedio del patudo capturado por las varias flotas de superficie que operan en el OPO disminuyó generalmente de 1993 a 1998, pero aumentó durante 1999. En 1999 el peso medio de patudo capturado en lances cerqueros sobre objetos flotantes fue de unos 13 a 17 kg, y en lances sobre atunes no asociados unos 30 kg. El peso promedio del patudo capturado por la flota palangrera ha sido relativamente estable desde 1975, en unos 35 kg en la zona al norte de 15°N y unos 50 kg al sur de este paralelo.

Al principio de 2000, el stock reproductor de patudo en el OPO estaba tan sólo ligeramente reducido. El cociente de biomasa reproductora (SBR) estimado en ese momento era aproximadamente 0,86, con límites de confianza de 95% inferior y superior de aproximadamente 0,63 y 1,10, respectivamente. Pese a la incertidumbre en la estimación reciente del SBR, al principio de 2000 el stock reproductor de patudo en el OPO estaba probablemente por encima del nivel esperado si el stock produjese el RPMS. Hubo un período (1996-1998) cuando la biomasa reproductora estimada estuvo cerca de su nivel esperado en RPMS.

Se está actualmente explotando el stock de patudo en el OPO de una forma que no permite a la pesquería combinada maximizar el rendimiento por recluta. Al principio de 2000, el peso medio de los peces en la captura combinada era menos de la mitad del peso crítico estimado, y de hecho ha sido inferior al mismo desde el fin de 1994. El desempeño pobre de la pesquería combinada con respecto al objetivo de maximizar el rendimiento por recluta puede ser atribuido a la expansión de pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes.

Al principio de 2000, la biomasa estimada de patudo en el OPO estuvo en un nivel dos veces el

necesario para soportar el RPMS (basado en la distribución actual de esfuerzo entre las distintas pesquerías). Sin embargo, las capturas recientes estuvieron cerca del nivel de RPMS (unas 73.000 toneladas). Bajo condiciones medias, la mortalidad por pesca hubiera aumentado a unas 1,6 veces su nivel actual para alcanzar el RPMS. Cabe destacar, sin embargo, que se esperaría que un aumento tal en el esfuerzo incrementaría las capturas medias a largo plazo en solamente un 7% y reduciría la biomasa reproductora en un 30%. Las condiciones en el pasado reciente han sido diferentes a las condiciones medias, y es posible que las capturas futuras de patudo por la flota de superficie disminuyan cuando las cohortes grandes reclutadas durante 1995-1998 ya no sean vulnerables a las pesquerías cerqueras. Nótese que las estimaciones de reclutamiento durante la segunda mitad de 1998 y 1999 son inferiores al promedio, pero son muy imprecisas porque se basan en datos limitados. Se podría maximizar el RPMS de patudo en el OPO si el patrón de selectividad por edad fuese similar al de la pesquería palangrera que faena al sur de 15°N.

Las cohortes fuertes de patudo que aparentemente fueron reclutadas a las pesquerías en el OPO durante 1995-1998 podrían causar que el SBR aumente durante 2000 y esté en niveles relativamente altos durante 2000 y 2001. Es posible que, durante los dos años próximos, la biomasa reproductora de patudo en el OPO crezca a niveles no observados desde mediados de la década de los 1980.

Se predice que cambios futuros en el nivel de esfuerzo de pesca de superficie afectarán el SBR, el peso promedio de peces en la captura de todas las pesquerías combinadas, la captura total de la flota de superficie primaria, 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 de peces en la captura combinada, incrementará la captura total de la flota de superficie, y reducirá la captura total de la flota palangrera. Se predice que reducir el nivel de esfuerzo de pesca de superficie al 75% de su promedio reciente tendrá los efectos contrarios.

Evitar la captura de patudo pequeño, que se descarta, sobre objetos flotantes, particularmente plantados, incrementaría el SBR, el rendimiento por recluta, la captura de la flota de superficie, y la captura de la flota palangrera. Cualquier medida que reduzca eficazmente la mortalidad de patudos de unos 2 a 5 trimestres de edad podría ayudar a la Comisión lograr varios objetivos de ordenación.

2. DATOS

Se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de enero de 1975 a diciembre de 1999 para llevar a cabo la evaluación del stock de patudo en el OPO. Los datos de 1999, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT el 17 de abril de 2000. Se resumen y analizan los datos por trimestre.

2.1. Definiciones de las pesquerías

Se definen trece pesquerías para la evaluación del stock de patudo. Se definen sobre la base de tipo de arte (red de cerco, carnada, y palangre), tipo de lance cerquero (sobre objetos flotantes, cardúmenes no asociados, y delfines), período de tiempo, y zona de la CIAT de muestreo de frecuencia de tallas o latitud. En la Tabla 2.1 se definen las pesquerías de patudo, y en la Figura 2.1 se 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 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). Para la evaluación del patudo, se supone que es apropiado agrupar los datos de capturas de barcos de carnada, de buques cerqueros que pescan sobre delfines, y de buques cerqueros pescando sobre 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

Para realizar la evaluación del stock de 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.

El personal de la CIAT ha adoptado las tres definiciones siguientes para datos de captura; se usan estos términos en este informe.

Descargas – la cantidad de pescado (peso o número) extraída de la población en un momento dado y transportado posteriormente a una instalación de descarga. (Las descargas no son necesariamente llevadas a la instalación de descarga durante el mismo período en el que fueron extraídas de la población.)

Descartes – la cantidad de pescado (peso o número) extraída de la población en un momento dado y NO transportado posteriormente a una instalación de descarga (pescado que normalmente es tirado al agua).

Captura – la cantidad total de pescado (peso o número) extraída de la población en un momento dado (captura = descargas + descartes).

Se usan los tres tipos de datos para evaluar el stock de patudo. Las extracciones por las Pesquerías 1 y 8-9 son simplemente descargas (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 2-5 y 7 son descargas, 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 solamente descartes que resultan de la clasificación de la captura de las Pesquerías 2-5 (Sección 2.2.2) (Tabla 2.1).

2.2.1. Captura

En la Figura 2.2 se ilustran las tendencias en la captura de patudo en el OPO durante cada trimestre entre enero de 1975 y diciembre de 1999. Antes de 1994, aproximadamente, la flota palangrera (Pesquerías 8 y 9) extrajo más patudo (en peso) del OPO que la flota de superficie (buques cerqueros y de carnada, Pesquerías 1-7 y 10-13) (Figura 2.2), pero desde 1994 las capturas de la flota de superficie han sido a menudo 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.

Hubo variaciones anuales y trimestrales sustanciales en las capturas de patudo por la flota de superficie (Pesquerías 1-7 y 10-13) (Figura 2.2). Antes de comenzar a ampliarse el uso de los DAP, en aproximadamente 1993, la captura de patudo asociado con objetos flotantes nunca superó las 2.600 toneladas en un trimestre, y en muchos trimestres fue menos de 800 toneladas (Figura 2.2, Pesquería 1). Desde la ampliación del uso de los DAP, las capturas de patudo asociados con objetos flotantes han aumentado sustancialmente, y las extracciones totales han superado con frecuencia las 10.000 toneladas en un solo trimestre (Figura 2.2, añadiendo las Pesquerías 2-5). Las capturas de patudo de cardúmenes no asociados fueron máximas antes de 1990, pero durante todo el período de 1975-1999 las capturas en estas pesquerías se han cifrado generalmente en menos de 300 toneladas por trimestre (Figura 2.2, Pesquerías 6 y 7).

Hubo también variaciones anuales y trimestrales sustanciales en las capturas de patudo por la flota palangrera (Figura 2.2). Las capturas palangreras de la zona al norte de 15°N varían mucho con la época del año, y generalmente se logran las mayores capturas durante el primer o cuarto trimestre del año (Figura 2.2, Pesquería 8). Las capturas palangreras de la zona al sur de 15°N han cambiado más de año en año que de trimestre a trimestre (Figura 2.2, Pesquería 9). En la zona sur alcanzaron una máxima de unas 40 mil toneladas durante los trimestres segundo y tercero de 1986 y el tercer trimestre de 1990, y desde esa última fecha han disminuido constantemente. La base de datos de la CIAT no contiene ahora información sobre capturas palangreras durante 1999 (en la Sección 2.2.2 se explica cómo se tratan datos

de esfuerzo para palangreros que pescaron durante 1999). 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 patudo en la evaluación de stocks.

2.2.2. Esfuerzo

Se usa un método complicado para estimar la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por buques cerqueros. Se presenta aquí una breve descripción del mismo, pero Maunder y Watters (2000) contiene mayor detalle.

Se estima el esfuerzo de pesca de buques cerqueros mediante un proceso de cinco pasos. En el Paso 1, se usa información de la base de datos de bitácora de la CIAT para computar la captura por día de pesca (CPDP) de las tres especies principales (patudo, aleta amarilla, y barrilete) y los tres tipos de lance (objeto flotante, delfín, y no asociado) combinados. Se realiza este cálculo para cada mes y zona de muestreo (Figura 2.1). En el Paso 2, se dividen las estimaciones de la CPDP en estimaciones de las descargas totales (por mes y zona de muestreo para las tres especies combinadas) de la base de datos de descargas de la CIAT (pesos estimados en el mar y estadísticas de enlatadoras). Esta división amplía el esfuerzo de los datos de bitácora para incluir esfuerzo no reportado en los cuadernos de bitácora y arroja una estimación del número total de días de pesca para los tres tipos de lance combinados en cada mes y zona de muestreo. En el Paso 3, se usan modelos de regresión lineal (un modelo para cada año) para determinar el número medio de días de pesca necesario para hacer un solo lance de cada tipo. Para 1990, por ejemplo, se estimó que en promedio se realizó un lance sobre objeto flotante, delfines, y cardumen no asociado cada 1,3, 0,9, y 0,7 días, respectivamente. En el Paso 4, se usan los resultados de los análisis de regresión en conjunto con el número de lances (por tipo) registrados en la base de datos de bitácora para predecir la proporción de días de pesca por tipo de lance. Por último, en el Paso 5, se multiplica el total de días de pesca del Paso 2 por las proporciones del Paso 4 para obtener estimaciones del total de días de pesca por tipo de lance en cada estrato de tiempo-zona.

Se estima el esfuerzo de pesca para barcos de carnada (días de pesca totales) computando la CPDP a partir de la información en la base de datos de bitácoras de la CIAT y dividiendo la CPDP en las descargas totales tomadas de la base de datos de descargas de la CIAT. Se hacen estas estimaciones para cada mes y zona de muestreo (Figura 2.1).

Se estima el esfuerzo palangrero sobre patudo dividiendo estimaciones estandarizadas de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de la flota palangrera japonesa en las descargas palangreras totales tomadas de la base de datos de descargas de la CIAT (estas descargas incluyen datos proporcionados a la CIAT por la República de Corea, Japón, Polinesia Francesa, y Taiwan). Se obtienen estimaciones de la CPUE estandarizada de patudo con árboles de regresión (Watters y Deriso, 2000). Estos árboles eliminan parte de la variación temporal (año y mes) y espacial (cuadrángulos de 5° latitud x 5° longitud) en las CPUE de los buques palangreros.

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 stock 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 las artes de superficie. El esfuerzo de pesca dirigido hacia atunes asociados con objetos flotantes estuvo a un nivel elevado entre 1978 y 1982 (Figura 2.3, Pesquería 1), y fue relativamente estable durante 1983-1993 (Figura 2.3, Pesquería 1), pero ha aumentado sustancialmente desde 1993 (Figura 2.3, Pesquerías 2-5). Recientemente, este esfuerzo ha estado a un nivel similar a aquél de fines de los años 1970 y principios de los 1980 (Figura 2.3; compárese la suma del esfuerzo de las Pesquerías 2-5 al esfuerzo de la Pesquería 1). El esfuerzo de pesca dirigido hacia atunes en cardúmenes no asociados alcanzó su máxima entre 1977 y 1981 (Figura 2.3, Pesquería 6), desde cuando ha seguido relativamente estable (Figura 2.3, Pesquerías 6 y

7). 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).

Ha tenido lugar también una variación sustancial en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por los palangreros operando en el OPO. En la zona al norte de 15°N hubo siempre grandes variaciones estacionales en el esfuerzo de pesca pero, a escala anual, el esfuerzo fue máximo a principios de la década de los 1990 (Figura 2.3, Pesquería 8). En la zona al sur de 15°N hubo mucho menos variación trimestral en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por palangreros. El esfuerzo palangrero en esta zona fue relativamente estable durante los años 1980, pero aumentó bruscamente entre 1986 y 1988 (Figura 2.3, Pesquería 9). El esfuerzo palangrero dirigido hacia patudo en la zona sur alcanzó su máxima durante 1991, y desde entonces ha disminuido constantemente (Figura 2.3, Pesquería 9). Las bases de datos de la CIAT no contienen información de captura y esfuerzo de operaciones palangreras realizadas en el OPO durante 1999. Para llevar a cabo la evaluación del stock de patudo, se supuso que la cantidad de esfuerzo palangrero ejercido durante cada trimestre de 1999 fue igual al esfuerzo del trimestre correspondiente de 1998.

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 stocks. 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 stocks, 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, aplicando métodos descritos por Maunder y Watters (2000). Sin considerar el motivo por el descarte, se supone que muere todo el pescado descartado.

Las estimaciones de descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca son sumadas a las capturas de los buques cerqueros. 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 período más cercano para el cual los datos de observadores fueron adecuados para estimar los descartes. En evaluaciones previas del patudo en el OPO no se añadieron los descartes a las capturas de la flota cerquera.

Se tratan los descartes que resultan del proceso de clasificar la captura como pesquerías separadas (Pesquerías 10-13). Es importante tratar estos descartes por separado porque los datos de composición por tamaño obtenidos del muestreo en puerto (Sección 2.3) no pueden proveer información sobre el tamaño del pescado descartado. Los descartes que resultan de clasificar la captura representan por lo tanto extracciones para las cuales las composiciones por tamaño necesitan ser obtenidas en el mar. Los observadores de la CIAT recolectan información limitada sobre los tamaños de atunes descartados. Todo lo que se sabe sobre los peces descartados durante la clasificación es que son principalmente pequeños y pesan menos de unos 2,5 kg (ver Sección 2.3 para una estimación del tamaño máximo de estos peces). Mediante la creación de pesquerías cuya captura consiste exclusivamente de peces pequeños descartados, es posible realizar una evaluación del stock sin datos detallados sobre la composición por tamaño de los descartes. Es posible porque es probable que los peces pequeños descartados durante la clasificación pertenecan a solamente unas pocas clases de edad. Las capturas de las Pesquerías 10-13 (Figura 2.2) son actualmente las mejores estimaciones de la cantidad de pescado descartado por clasificación de las capturas de las Pesquerías 2-5. Se calculan estimaciones de las cantidades de pescado descartado durante la

clasificación solamente para las pesquerías que capturan patudos asociados con objetos flotantes (Pesquerías 2-5) porque es infrecuente la clasificación en otras pesquerías cerqueras.

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

2.3. Datos de composición por tamaño

Las pesquerías del OPO capturan patudo 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. Han ocurrido cambios importantes en la composición por tamaño de las capturas de las pesquerías sobre objetos flotantes (Pesquerías 1-5). Antes de 1993, se capturaba casi tanto patudo mediano (75 a 125 cm) como pequeño (de menos de 75 cm) en asociación con objetos flotantes (Figura 2.4, Pesquería 1). Desde 1993, la pesquería sobre objetos flotantes que opera frente a la costa de América del Sur (Pesquería 4) es la única que sigue capturando cantidades importantes de patudo mediano. Peces pequeños predominan en las capturas de todas las otras zonas donde se captura patudo en asociación con objetos flotantes (Figura 2.4, Pesquerías 2, 3, y 5).

Han ocurrido también cambios sustanciales en la composición por tamaño de patudo capturado en cardúmenes no asociados. Antes de 1990, este método de pesca capturaba principalmente patudo mediano (Figura 2.4, Pesquería 6), pero desde esa fecha ha capturado principalmente patudo pequeño y grande (de más de 125 cm) (Figura 2.4, Pesquería 7).

Las capturas de las dos pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9) son de composición por tamaño marcadamente diferentes. En la zona norte, los palangreros capturan principalmente patudo mediano (Figura 2.4, Pesquería 8); en la zona sur, capturan principalmente patudo grande (Figura 2.4, Pesquería 9). Las composiciones por tamaño de las capturas de estas dos pesquerías han cambiado relativamente poco desde 1975.

Los datos sobre las composiciones por tamaño de los descartes de pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 10-13) son limitados. Observadores de la CIAT toman datos sobre la composición por tamaño de los descartes, pero no miden los peces. Clasifican los peces en las siguientes categorías: grandes (más de 15 kg), medianos (2,5-15 kg), y pequeños (menos de 2,5 kg). Se supone que las capturas en las Pesquerías 10-13 consisten exclusivamente de peces de la categoría pequeña, por lo cual, usando la relación peso-talla presentada en la Sección 3.1.1, este supuesto implica que las capturas en las Pesquerías 10-13 consisten exclusivamente de peces de menos de unos 46 cm (de unos 2 trimestres de edad, de acuerdo a la curva de crecimiento de Hampton *et al.* (1998)).

2.4. Datos auxiliares

No se dispuso de datos auxiliares (de estudios de marcado, por ejemplo) para usar en esta evaluación del patudo del OPO.

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

Para los propósitos de evaluación del stock, se supone que el crecimiento del patudo ocurre en dos fases. En la primera, no se supone que la talla media de peces de entre 2 y 6 trimestres de edad siga una curva de crecimiento particular. Se hacen dos supuestos acerca del crecimiento durante esta fase. En primer lugar, se supone que la talla de los patudos aumenta a medida que crecen. En segundo lugar, se supone que la talla media de los patudos reclutados a las pesquerías de descarte debe ser menos de unos 46 cm, el tamaño máximo estimado de peces descartados (Sección 2.3). Durante la segunda fase de crecimiento, se supone que las tallas medias de patudos de entre 7 y 42 trimestres de edad aumentan de acuerdo a una curva de von Bertalanffy. Suda y Kume (1967) calcularon parámetros de crecimiento de von Bertalanffy ($L_{\infty} = 214,8$ cm; k anual = 0,2066; y $t_0 = 0,0249$ años) que predicen tallas medias a edad

similares a aquéllas usadas en evaluaciones previas del patudo en el OPO (Uosaki y Bayliff 1999), y por lo tanto se usó la estimación de Suda y Kume (1967) de k en la presente evaluación. Se usó también su estimación de L_∞ para constreñir la talla media de patudo de 42 trimestres de edad. Se usó una curva de crecimiento de dos fases en la evaluación porque curvas de von Bertalanffy puras, tales como las de Kume y Joseph (1966), Suda y Kume (1967), y Hampton *et al.* (1998), no brindaron ajustes buenos a los datos de composición por tamaño usados en la evaluación del stock, particularmente con respecto a los peces más jóvenes y más viejos.

Se usó la siguiente relación peso-talla, de Nakamura y Uchiyama (1966), para convertir tallas a pesos en la evaluación del stock:

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

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).

No se hacen supuestos acerca de la relación entre biomasa de adultos (o abundancia) y reclutamiento en la evaluación del stock de patudo. Sin embargo, sí se hace un supuesto acerca de cómo el reclutamiento puede variar alrededor de su nivel promedio. Se supone 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, reclutamientos extremadamente grandes o pequeños no deberían ocurrir más de una vez cada 25 años, aproximadamente.

Se supone que el patudo 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 10-13).

Para los propósitos de esta evaluación del stock, se define biomasa adulta como la biomasa de patudos hembra de al menos 3 años de edad. Se estimaron las proporciones por edad de patudos hembra en el OPO ajustando un modelo de variación por edad en la tasa de mortalidad natural a los datos de proporciones de sexos de Hampton *et al.* (1998) (Sección 3.1.4). En la Tabla 3.1 se presentan las estimaciones de las proporciones de hembras por edad.

3.1.3. Desplazamientos

No se sabe casi nada acerca de los desplazamientos de patudo dentro del OPO, por lo que la presente evaluación no considera los desplazamientos explícitamente. Para los propósitos de la misma, 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.

3.1.4. Mortalidad natural

En gran parte del Pacífico, la proporción de patudo macho a hembra en la captura cambia a favor de los machos a medida que aumenta el tamaño de los peces en la captura (Iversen 1955, Kikawa 1966, Kume 1969, y Hampton *et al.* 1998). Se puede interpretar esta tendencia de al menos tres maneras. La primera es que las hembras grandes sean menos vulnerables a la pesca que los machos grandes (tal vez porque las hembras grandes no ocurran en las zonas principales de pesca). La segunda es que las hembras crezcan más lentamente que los machos, y la tercera es que la tasa de mortalidad de hembras grandes sea mayor que la de machos grandes (tal vez porque los costos fisiológicos de la reproducción sean mayores

para las hembras). Se usó la tercera interpretación en la presente evaluación del stock de patudo del OPO.

Para la presente evaluación del stock, se supone que, a medida que envejece el patudo, la tasa de mortalidad natural (M) cambia. Este supuesto es diferente al que se hizo en evaluaciones previas, en las que se supuso que la tasa de mortalidad natural era constante (con valores anuales de $M = 0,4, 0,6, \text{ ó } 0,8$) para todas las edades (por ejemplo, Anónimo 1999). No se tratan por separado los machos y las hembras en la presente evaluación, y se trata la tasa de mortalidad natural como una sola tasa para ambos sexos combinados.

Una curva de mortalidad natural combinada que cambia con la edad es biológicamente justificable. Se supone que la curva de mortalidad está compuesta de tres fases (Figura 3.1). Al principio del ciclo vital, en la primera fase de la curva de mortalidad, se supone que M es alta porque los patudos de ambos sexos son pequeños y vulnerables a depredación por otros peces. A medida que crecen los peces por la primera fase, se hacen menos vulnerables a la depredación, y se supone que la tasa de mortalidad natural disminuye (Figura 3.1). Datos de patudos marcados y recapturados en el Pacífico occidental y central sugieren que esta tendencia es razonable (Hampton, 2000).

Después del comienzo de la madurez sexual, en la segunda fase de la curva de mortalidad natural, se supone que la M combinada aumenta con la edad (Figura 3.1). Este aumento es consistente con la tercera interpretación de cambios en las proporciones de sexos por tamaño descritas en el primer párrafo de esta sección. Se supone que la tasa anual de mortalidad natural de los machos maduros es constante en 0,4.

Más tarde, en la tercera fase de la curva de mortalidad, se supone que la tasa combinada de mortalidad natural disminuye (Figura 3.1). Esta disminución ocurre porque la alta mortalidad de las hembras durante la segunda fase de la curva de mortalidad habría extraído la mayoría de las hembras de la población. Bajo estas condiciones, la tasa combinada de mortalidad natural disminuye y finalmente acaba igual a la tasa supuesta para machos (M anual = 0,4) cuando todas las hembras han muerto.

En la Figura 3.1 se grafican los valores de M usados en la presente evaluación del stock. Se obtuvieron estos valores aplicando los supuestos arriba descritos y ajustando una curva a algunas de las estimaciones de mortalidad natural de Hampton (2000) y los datos de proporciones de sexos en Hampton *et al.* (1998).

3.1.5. Estructura del stock

No se dispone de suficientes datos para poder determinar si hay uno o varios stocks de patudo en el Océano Pacífico. Para los propósitos de la presente evaluación, se supone que hay dos stocks, uno en el OPO y el otro en el Pacífico occidental y central.

3.2. Influencias ambientales

La presente evaluación del stock incluye el supuesto que condiciones oceanográficas podrían afectar el reclutamiento de atún patudo en el OPO. Este supuesto es apoyado por observaciones de que el desove del patudo depende de la temperatura (Kume 1967). A fin de incorporar la posibilidad de un efecto ambiental sobre el reclutamiento de patudo en el OPO, se incorpora una variable de temperatura en el modelo de evaluación del stock, y se determina si existe una relación estadísticamente significativa entre dicha variable y las estimaciones de reclutamiento. Para la presente evaluación, se usan anomalías de la temperatura superficial del mar (TSM) en una zona desde aproximadamente latitud 11°N-14°S y longitud 81°O-150°O como candidato de variable ambiental para afectar el reclutamiento. Se incluyeron estos datos en el modelo de evaluación tras retrasarlos dos trimestres. Se retrasaron porque se supuso que el reclutamiento de patudo en cualquier trimestre del año podría depender de la temperatura en el trimestre durante el cual fueron criados los peces (por ejemplo, el reclutamiento en el trimestre 4 podría depender de la temperatura media que vivieron los peces criados en el trimestre 2). Se obtuvieron los datos de TSM del *Climate Diagnostics Center* de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de EE.UU.

en <http://www.cdc.noaa.gov/cgi-bin/Timeseries/timeseries1.pl> (Kalnay *et al.* 1996).

Se supone también que las condiciones oceanográficas afectan la eficacia de las distintas pesquerías descritas en la Sección 2.1. Se reconoce generalmente que dichas condiciones afectan el comportamiento de las artes de pesca. Por ejemplo, la fuerza de las corrientes cambia la forma de los palangres atuneros y afecta la profundidad de pesca efectiva de esta arte (Mizuno *et al.* 1997). En la presente evaluación del patudo en el OPO, se supone que las condiciones ambientales podrían afectar la eficacia de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 1-5). Aunque hay muchas variables oceanográficas que podrían afectar el desempeño de estas pesquerías (la profundidad de la termoclina o la presión del viento), se supone que se pueden usar datos de TSM para aproximar los efectos de estas variables. A fin de incorporar la posibilidad de influencias ambientales sobre el desempeño de la pesquería, se incluyen datos de temperatura en la evaluación, y se determina si existen relaciones estadísticamente significativas entre estos datos y estimaciones de la eficacia de varias pesquerías. Para la presente evaluación, se incluyeron anomalías de las TSM de “zonas núcleo” dentro de los límites de la pesquería (ilustradas en la Figura 2.1) como candidatas de variable ambiental. Se detallan los límites de estas zonas núcleo en la Tabla 3.1, y se obtuvieron los datos de temperatura de Kalnay *et al.* (1996).

Cabe destacar que se supuso que las condiciones ambientales no afectan la eficacia de las pesquerías que capturan patudo en cardúmenes no asociados (Pesquerías 6 y 7), palangreras (Pesquerías 8 y 9), y “de descarte” (Pesquerías 10-13). Se hizo este supuesto en el caso de las pesquerías palangreras porque, al estandarizar las CPUE de esas pesquerías (Sección 2.2.1), se eliminaron los efectos ambientales de las estimaciones del esfuerzo de pesca. Se hizo este supuesto en el caso de las Pesquerías 6-7 y 10-13 porque se supone que los datos de captura y esfuerzo de esas pesquerías son tan variables que no pueden proporcionar la información necesaria para determinar si existe un efecto ambiental significativo (Sección 4).

4. EVALUACIÓN DEL STOCK

Se usan un modelo de dinámica de población estructurado por edades e información contenida en datos de captura, esfuerzo, y composición de tamaños para evaluar la condición del stock de patudo en el OPO. El modelo es descrito por Maunder y Watters (2000), y se refiere al lector a dicho manuscrito para los detalles técnicos. El modelo de evaluación de stocks, denominado A-SCALA (del inglés *age-structured statistical catch-at-length analysis*, o análisis estadístico estructurado por edad de captura a talla), 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 de evaluación usa etapas temporales trimestrales para describir la dinámica de la población. Se estiman los parámetros del modelo de evaluación del stock comparando las capturas y composiciones por tamaño predichas con datos obtenidos de la pesquería. Una vez estimados los parámetros del modelo, se usa el modelo para estimar cantidades útiles para la ordenación del stock.

El método A-SCALA incluye varios aspectos que incrementan la capacidad del modelo de evaluación de arrojar predicciones que concuerdan con los datos observados (es decir, proporcionan un buen ajuste). El método A-SCALA reconoce que, de trimestre a trimestre, ocurren cambios aleatorios a corto plazo en la relación entre esfuerzo de pesca y mortalidad por pesca, y que existen también tendencias a largo plazo en la eficacia de distintas pesquerías. El método A-SCALA reconoce también que ocurre variación temporal en el reclutamiento, que el ambiente puede afectar el reclutamiento y la eficacia de distintas artes de pesca, y que distintos métodos de pescan suelen capturar peces de distintas edades.

El método A-SCALA incluye el supuesto de que las tasas de mortalidad por pesca pueden ser separadas en un efecto específico a la edad (selectividad) y un efecto temporal (capturabilidad). Se supone que el efecto específico a la edad no cambia con el tiempo. En este sentido el método A-SCALA es diferente al método de análisis de cohortes usado para realizar las evaluaciones previas del patudo en el

OPO (por ejemplo, Anónimo 1999). El análisis de cohortes permite al componente específico a la edad de la mortalidad por pesca variar con el tiempo. En el método A-SCALA, si hay indicios de que la selectividad debería cambiar con el tiempo, se definen dos pesquerías a partir de los datos para que haya curvas de selectividad diferentes para los dos periodos. En la evaluación de patudo, por ejemplo, hay dos pesquerías que capturan patudo de cardúmenes no asociados (Pesquerías 6 y 7). Estas pesquerías están separadas temporalmente (Tabla 2.1) porque la composición por tamaño de las capturas para este tipo de lance ha cambiado con el tiempo (Figura 2.4). Se supone que la capturabilidad (el efecto temporal sobre la mortalidad por pesca) consiste de tres componentes: (1) el efecto combinado de la tecnología de pesca y el comportamiento de los pescadores; (2) el efecto ambiental; y (3) un efecto aleatorio que cambia la relación entre el esfuerzo de pesca y la mortalidad por pesca de trimestre a trimestre. Se multiplican juntos estos tres componentes para obtener estimaciones generales de capturabilidad para una sola pesquería.

A diferencia del análisis de cohortes, el método A-SCALA no requiere datos de composición por tamaño de cada pesquería en cada periodo. Usa un modelo de dinámica de población para predecir la composición por tamaño de la población durante periodos para los que no hay datos. Este método reconoce que los datos de composición por tamaño obtenidos para una sola pesquería no representan los tamaños de los peces en la captura de esa pesquería. Esta supuesta es consistente con el hecho que el personal de la CIAT obtiene los datos de composición por tamaño de una proporción muy pequeña de los peces capturados. Concretamente, se toman solamente unas pocas muestras de cada estrato de zona-tiempo-método de pesca, y la muestra típica consiste de solamente 50 peces. Ya que los datos de composición por tamaño provienen de muestras pequeñas de la captura, habrá ocasiones cuando los datos de composición por tamaño observados serán considerablemente diferentes de los que predice el modelo de evaluación.

Ya que los datos de pesquerías son complejos, se constriñen las formas en las que se permite al modelo de evaluación ajustarse a los datos observados. Se ajusta el modelo a los datos observados con un conjunto de parámetros de dinámica de población y de pesca que aumentan al máximo la probabilidad de haber observado los datos de captura y de composición por tamaño, dada la cantidad de esfuerzo de pesca ejercida por cada pesquería. Se calcula esta probabilidad bajo un conjunto de constreñimientos. Muchos de éstos son identificados como supuestos en la Sección 3, pero a continuación se identifican otros constreñimientos importantes usados para ajustar el modelo de evaluación a los datos observados sobre el patudo:

1. El patudo es reclutado a las pesquerías de descarte 2 trimestres después de la cría, y estas pesquerías de descarte (Pesquerías 10-13) capturan peces de solamente 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, es también capaz de capturar peces de edades algo mayores y menores.
4. El patudo se vuelve más vulnerable a los palangres a medida que envejece, y los peces de mayor edad son los más vulnerables a esta arte.
5. La eficacia de los pescadores en la captura de pescado suele cambiar con el tiempo. Cabe destacar que su eficacia en capturar una especie podría disminuir si dirigieran su esfuerzo hacia otra especie.
6. Hay eventos aleatorios que pueden causar que la relación entre esfuerzo de pesca y mortalidad por pesca cambie ligeramente entre trimestres.
7. 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 relati-

vamente poca información sobre niveles de biomasa. Este constreñimiento se basa en que estas pesquerías no dirigen su esfuerzo hacia el patudo.

8. 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 3-8 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 evaluación actual del stock de patudo del OPO:

1. Reclutamiento en cada trimestre desde el primer trimestre de 1975 hasta el primer trimestre de 2000 (incluye estimación del reclutamiento medio, anomalías del reclutamiento, y un efecto ambiental);
2. Coeficientes de capturabilidad para las 13 pesquerías que capturan patudo del OPO (incluye estimación de efectos tecnológicos y de comportamiento, ambientales, y aleatorios);
3. Curvas de selectividad para 9 de las 13 pesquerías (Pesquerías 10-13 tienen curvas de selectividad supuestas);
4. Tallas medias a edad durante la primera fase de crecimiento (Sección 3.1.1);
5. Tallas medias a edad durante la segunda fase de crecimiento (Sección 3.1.1);
6. Tamaño inicial y estructura por edad de la población.

Se supone que se conocen los parámetros siguientes para la evaluación actual del stock de patudo en el OPO:

1. mortalidad natural a edad (Figura 3.1);
2. proporción de sexos a edad (Tabla 3.1);
3. calendario de maduración por edad (Sección 3.1.2);
4. tasa de crecimiento (Sección 3.1.1);
5. grado de variación en la talla a edad;
6. curvas de selectividad para las pesquerías de descarte (Pesquerías 10-13).

Es importante reconocer que hay incertidumbre en los resultados de la evaluación del stock. Esta incertidumbre resulta de que, tal como se comentó, los datos provenientes de pesquerías no representan perfectamente la población de patudo en el OPO. Además, es posible que el modelo de evaluación del stock no represente perfectamente la dinámica de la población de patudo ni de las pesquerías que operan en el OPO. En la evaluación actual se expresa incertidumbre en la forma de (1) intervalos de confianza alrededor de estimaciones de reclutamiento (Sección 4.2.2), biomasa (Sección 4.2.3), y un valor denominado el cociente de biomasa reproductora (SBR; Sección 5.1), y (2) coeficientes de variación (CV). Los intervalos de confianza son estimaciones de los límites inferior y superior que se espera rodeen los valores reales de resultados tales como reclutamiento y biomasa en un 95% de los casos. Intervalos de confianza relativamente estrechos indican que hay relativamente menos incertidumbre en un resultado estimado, e intervalos de confianza relativamente anchos que hay relativamente más incertidumbre en un resultado estimado. El CV es útil para cuantificar la incertidumbre en un resultado estimado. Una estimación con un CV grande contiene incertidumbre. El límite inferior del CV es cero; si una estimación tiene un CV de cero, no contiene incertidumbre. Se pueden usar los CV para comparar el grado de incertidumbre en una estimación con la de otra. Se estimaron los intervalos de confianza y CV bajo el supuesto que el modelo de evaluación del stock representa perfectamente la dinámica del sistema. Ya que, tal como se mencionó,

es poco probable que se satisfaga este supuesto, es posible que estos valores subestimen el grado de incertidumbre en los resultados de la evaluación actual del stock.

4.1. Índices de abundancia

Se han usado las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) como índices de abundancia en evaluaciones anteriores del patudo en el OPO (por ejemplo, Anónimo 1999). Sin embargo, es importante notar que las tendencias en la CPUE no siempre siguen las tendencias en biomasa o abundancia. Hay muchas razones posibles; por ejemplo, si la eficacia de captura de pescado de los pescadores aumenta mientras que la biomasa no cambia, las CPUE se incrementarán a pesar de la falta de tendencia en la biomasa. En la Figura 4.1 se ilustran las CPUE de las 13 pesquerías definidas en esta evaluación del patudo en el OPO, 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.

Las CPUE de patudo de la flota de superficie han variado sustancialmente (Figura 4.1, Pesquerías 1-7). Las CPUE en lances sobre objetos flotantes fueron generalmente superiores al promedio durante 1984, 1985, y 1990 y generalmente inferiores al promedio durante 1986-1990 (Figura 4.1, Pesquería 1). Desde principios de 1993, las tendencias en las CPUE de patudo asociado con objetos flotantes son complicadas por diferencias entre zonas de pesca, pero generalmente, las CPUE fueron inferiores al promedio durante 1993 (cuando el uso de plantados comenzó a ser importante) y superiores al promedio durante 1999 (cuando se usaban ampliamente los plantados) (Figura 4.1, Pesquerías 2-5). Durante 1975-1989 las CPUE de patudo capturado en cardúmenes no asociados fueron variables, pero generalmente disminuyeron (Figura 4.1, Pesquería 6); durante la década de los 1990 fueron asimismo variables, pero relativamente constantes (Figura 4.1, Pesquería 7). Las tendencias en la CPUE de patudo descartado durante la clasificación de las capturas de las Pesquerías 2 a 5 siguen aproximadamente las tendencias de estas pesquerías (Figura 4.1, compárese Pesquerías 10-13 con Pesquerías 2-5).

Las CPUE de la flota palangrera también han variado sustancialmente (Figura 4.1, Pesquerías 8 y 9). Las CPUE de patudo para buques palangreros pescando en la zona al norte de 15°N fueron generalmente superiores al promedio durante 1975-1989, pero hubo un período corto (1979-1981) cuando fueron inferiores al mismo (Figura 4.1, Pesquería 8). Desde 1989 han sido generalmente inferiores al promedio. En la zona al sur de 15°N las CPUE de patudo capturado con palangre aumentaron generalmente durante 1975-1986 (Figura 4.1, Pesquería 9). Entre 1987 y 1991 fueron extremadamente variables en esta zona, pero desde 1991 han sido inferiores al promedio. Se debe tener en cuenta que las dos series de tiempo de esfuerzo de pesca palangrero fueron estandarizadas antes de ser incorporadas en el modelo de evaluación.

4.2. Resultados de la evaluación

El ajuste del método A-SCALA a los datos de captura y de composición por tamaño tomados para las 13 pesquerías que capturan patudo 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 13 series de tiempo de capturas de patudo predichas con el método A-SCALA son casi idénticas a aquéllas graficadas en la Figura 2.2. Es importante predecir los datos de captura con precisión porque es difícil estimar la biomasa si no se sabe bien la cantidad total de pescado extraído del stock.

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 el stock. 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 las composiciones por tamaño medias predichas de las capturas de estas nueve pesquerías. (No se dispone de datos de composición por tamaño para peces descartados, por lo que se excluye a las Pesquerías 10-13 de esta discusión.) Las predicciones de la composición por tamaño de las pesquerías que captu-

ran la mayoría del patudo proveniente del OPO son razonablemente buenas (Figura 4.2, Pesquerías 2, 3, 5, 8, y 9). El método A-SCALA predice que, desde 1993, se ha capturado en asociación con objetos flotantes principalmente patudo pequeño (de menos de 75 cm de largo), y que las pesquerías palangreras capturan principalmente patudo mediano (75-125 cm) en la zona al norte de 15°N y principalmente patudo grande (de más de 125 cm) al sur de dicho paralelo. Predice las composiciones por tamaño de las Pesquerías 1, 4, y 6 también bastante bien.

A menos que se indique lo contrario, todas las edades reportadas en las secciones siguientes se refieren al período después de la cría. Se determinan estas edades bajo el supuesto que el patudo es reclutado a las pesquerías de descarte 2 trimestres después de la cría (Sección 3.1.2).

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

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca causada por las pesquerías que capturan patudo en el OPO (Figura 4.3). En promedio, la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 14 trimestres de edad fue insignificante hasta aproximadamente 1993 (Figura 4.3, recuadros titulados Edades 2-5, 6-9, y 10-13). Desde 1993, la expansión de pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes y el amplio uso de plantados ha causado en promedio que la mortalidad por pesca de estos peces jóvenes aumente sustancialmente (Figura 4.3). En promedio, la mortalidad por pesca de patudo de 14+ trimestres de edad fue máxima durante 1986-1995 y mínima durante 1975-1985 y 1996-1999 (Figura 4.3, recuadros titulados “Edades 14-17, 18-21, 22-25, 26-29, 30-33, 34-37, y 38-41”).

Las tasas de mortalidad por pesca varían porque la cantidad de esfuerzo ejercido por cada pesquería cambia con el tiempo, porque distintas pesquerías capturan patudo de distintas edades (el efecto de selectividad), y porque la eficacia de varias pesquerías cambia con el tiempo (el efecto de capturabilidad). En lo siguiente se comentan estos dos últimos efectos; se trata el primero (cambios en el esfuerzo) en la Sección 2.2.1 (ver también Figura 2.3).

En la Figura 4.4 se ilustran las curvas de selectividad estimadas para las 13 pesquerías definidas en la evaluación del stock de patudo. Lances cerqueros sobre objetos flotantes seleccionan principalmente patudo de unos 5 a 16 trimestres de edad (Figura 4.4, Pesquerías 1-5), pero antes de 1993 esta pesquería también seleccionaba algunos peces de entre 17 y 19 trimestres de edad (Figura 4.4, Pesquería 1). Lances cerqueros sobre cardúmenes no asociados seleccionan patudos de un amplio rango de edades (Figura 4.4, Pesquerías 6 y 7). Antes de 1990, parece que muchos patudos seleccionados por esta pesquería eran de entre 7 y 20 trimestres de edad (Figura 4.4, Pesquería 6). Alrededor de 1990 ocurrió un cambio en la selectividad de este tipo de lance, y muchos de los patudos seleccionados por este método ahora parecen ser de entre 16 y 27 trimestres de edad (Figura 4.4, Pesquería 7).

Las pesquerías palangreras de patudo también seleccionan una amplia variedad de clases de edad (Figura 4.4, Pesquerías 8 y 9). En la zona al norte de 15°N los peces más seleccionados parecen ser de entre unos 10 y 26 trimestres de edad (Figura 4.4, Pesquería 8). El esfuerzo palangrero en la zona norte es altamente estacional (Figura 2.3, Pesquería 8), y es posible que el aspecto estacional de esta pesquería cause que su curva de selectividad muestre picos múltiples, si patudos de distintos tamaños ocurren en la zona norte en distintas épocas del año. En la zona al sur de 15°N, el patudo es más vulnerable a los palangres a partir de unos 17 trimestres de edad, y a medida que envejecen suelen hacerse más y más vulnerables a esta pesquería (Figura 4.4, Pesquería 9). (Nótese que se constriñó el modelo para que ocurriese esto.) La pesquería palangrera del sur típicamente selecciona patudos de mayor edad que cualquier otra pesquería que opera en el OPO.

Se supone que los descartes que resultan de la clasificación de patudo capturado en asociación con objetos flotantes están compuestos solamente de peces de 2-4 trimestres de edad (Figura 4.4, Pesquerías 10-13). (En la Sección 2.2.2 se presenta información adicional sobre los descartes.)

La capacidad de los buques cerqueros de capturar patudo en asociación con objetos flotantes ha cambiado sustancialmente con el tiempo. Antes de 1993, cuando la pesca sobre objetos flotantes tenía lugar principalmente frente a América Central y del Sur, la capturabilidad (q) de patudo por buques cerqueros pescando sobre objetos flotantes era afectada principalmente por eventos aleatorios que cambiaban la relación entre esfuerzo de pesca y mortalidad por pesca (Figura 4.5a, Pesquería 1, línea gruesa). La capturabilidad durante este período también fue afectada por cambios en la tecnología pesquera y el comportamiento de los pescadores (Figura 4.5a, Pesquería 1, línea de trazos), pero generalmente no por anomalías en las TSM (Figura 4.5a, Pesquería 1, línea delgada). Antes de 1993 la capturabilidad general fue máxima durante 1977-1985, período durante el cual la capturabilidad fue frecuentemente más del doble del componente tecnológico y de comportamiento estimado de la capturabilidad durante el primer trimestre de 1975 (Figura 4.5a, Pesquería 1, línea gruesa). Desde 1993, la capacidad de los buques cerqueros de capturar patudo en asociación con objetos flotantes ha variado por zona. En la zona de altura principalmente al sur de la línea ecuatorial, la capturabilidad ha sido afectada por eventos aleatorios (Figura 4.5a, Pesquería 2, línea gruesa), pero no por la tecnología ni el comportamiento de los pescadores, ni tampoco por el ambiente (Figura 4.5a, Pesquería 2, líneas de trazos y delgada). Para esta pesquería, eventos aleatorios que afectan la relación entre mortalidad por pesca y esfuerzo de pesca causaron que la tendencia general en la capturabilidad fuese diferente a la tendencia basada solamente en tecnología y comportamiento (Figura 4.5a, Pesquería 2, líneas gruesa y de trazos). Alrededor de las Islas Galápagos, la capturabilidad aumentó durante 1993-1995 y disminuyó durante 1996-1999 (Figura 4.5a, Pesquería 3, línea gruesa). La variación en capturabilidad para esta pesquería es explicada por cambios en tecnología y comportamiento (Figura 4.5a, Pesquería 3, línea de trazos) y eventos aleatorios que afectan la relación entre mortalidad por pesca y esfuerzo de pesca (Figura 4.5a, Pesquería 3, línea gruesa), pero no por variaciones en anomalías de las TSM (Figura 4.5a, Pesquería 3, línea delgada). Frente a América Central y del Sur, la capturabilidad ha sido altamente variable, con poca o ninguna tendencia con el tiempo (Figura 4.5a, Pesquería 4, línea gruesa). Ni los efectos tecnológicos y de comportamiento ni las anomalías de las TSM parecen haber afectado la capturabilidad de patudo por esta pesquería (Figura 4.5a, Pesquería 4, líneas de trazos y delgada), y los cambios en capturabilidad son dominados por los efectos de eventos aleatorios (Figura 4.5a, Pesquería 4, línea gruesa). En zonas de altura principalmente al norte de la línea ecuatorial, la capturabilidad estuvo a más de dos veces su nivel inicial (basado solamente en tecnología y comportamiento) durante la mayor parte de 1995 y 1996 (Figura 4.5a, Pesquería 5, línea gruesa). Se estimó que ni los cambios tecnológicos y de comportamiento ni las anomalías de la TSM ejercieron efectos sustanciales sobre la capturabilidad de patudo en esta pesquería (Figura 4.5a, Pesquería 5, líneas de trazos y delgada).

Ha ocurrido relativamente poco cambio con el tiempo en la capacidad de los buques cerqueros de capturar patudo en cardúmenes no asociados. Antes de 1990, el período de mayor capturabilidad de patudo por este método de pesca fue 1975-1981, cuando la capturabilidad fue frecuentemente más de cuatro veces la estimación inicial de este parámetro basada en tecnología y comportamiento solamente (Figura 4.5b, Pesquería 6, línea gruesa). Durante 1982-1989 el patudo fue relativamente menos capturable por este método de pesca (Figura 4.5b, Pesquería 6, línea gruesa). Desde 1990 la capturabilidad por este método ha sido variable, pero relativamente estable (Figura 4.5b, Pesquería 7, línea gruesa). No se estimaron efectos tecnológicos y de comportamiento ni ambientales sobre la capturabilidad para las dos pesquerías que capturan patudo en cardúmenes no asociados (Pesquerías 6 y 7).

El modelo de evaluación predice que no han ocurrida apenas cambios en la capturabilidad de patudo por la flota palangrera (Figura 4.5b, 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 del stock (Sección 2.2.2).

La capturabilidad de patudo pequeño por las pesquerías de descarte es determinada por eventos

aleatorios que afectan la relación entre mortalidad por pesca y esfuerzo de pesca (Figura 4.5c, Pesquerías 10-13, líneas gruesas). Han ocurrido variaciones sustanciales con el tiempo y entre zonas de pesca en la capturabilidad de patudo pequeño descartado. No se estimaron efectos tecnológicos y de comportamiento ni ambientales sobre la capturabilidad para este tipo de patudo.

4.2.2. Reclutamiento

La abundancia del patudo reclutado a las pesquerías en el OPO no parece estar relacionada con anomalías de las TSM en el momento en el que se supone que se criaron los peces (Figura 4.6, recuadro superior). Es sin embargo posible que otras variables oceanográficas influyan sobre el reclutamiento, y el personal de la CIAT piensa considerar otros índices ambientales como candidatos para explicar la variación en el reclutamiento. Esto incluirá retrasar el índice ambiental un trimestre (en lugar de dos), para ver si el reclutamiento está relacionado con las condiciones ambientales durante la fase juvenil temprana (en lugar de la fase larval). Identificar una o más variables ambientales correlacionadas con el reclutamiento sería útil al hacer predicciones sobre el reclutamiento futuro.

Dentro del rango de biomasa reproductoras estimado por el método A-SCALA e ilustrado en la Figura 4.9, la abundancia de reclutas de patudo no parece estar relacionada con la biomasa de hembras adultas en el momento de cría (definiendo hembras adultas provisionalmente como peces de al menos 3 años de edad) (Figura 4.6, recuadro inferior). Evaluaciones previas del patudo en el OPO (por ejemplo, Anónimo 1999) tampoco señalaron una relación entre biomasa adulta y reclutamiento sobre el rango estimado de biomasa reproductoras.

En la Figura 4.7 se ilustra la serie de tiempo estimada del reclutamiento de patudo, y en la Tabla 4.1 el reclutamiento total que se estima ocurre durante cada año. La estimación del reclutamiento medio entre el principio de 1975 y el principio de 2000 es de aproximadamente 6,6 millones de patudos por trimestre, con límites de confianza de 95% inferior y superior de unos 5,4 millones y 8,1 millones, respectivamente. La característica más conspicua de la serie de tiempo ilustrada en la Figura 4.7 son los reclutamientos extremadamente grandes que se estima ocurrieron durante 1997 y el primer trimestre de 1998. Se estima que estos reclutamientos fueron entre 1,7 y 3,5 veces el reclutamiento medio estimado (Figura 4.7, líneas gruesa y delgadas). Antes de 1997, el reclutamiento no fue nunca más del doble de su nivel medio. En muchos trimestres durante 1975-1999 el reclutamiento fue inferior al promedio, pero destacan dos períodos de reclutamiento bajo. El reclutamiento fue generalmente inferior al promedio durante 1983-1991 y desde el segundo trimestre de 1998. No se pueden identificar los mecanismos que produjeron los reclutamientos ilustrados en la Figura 4.7. Tal como se notó en los dos primeros párrafos de esta sección, ni la serie candidato de anomalías de las TSM ni la biomasa de hembras maduros en el momento de cría parece afectar el reclutamiento.

Es importante notar que existe una incertidumbre considerable en los niveles estimados de reclutamiento para el patudo en el OPO. Esta incertidumbre abarca la serie de tiempo entera de estimaciones de reclutamiento (Figura 4.7, líneas delgadas), y el CV medio de las estimaciones de reclutamiento es aproximadamente 0,42. Para los años previos a 1993, antes de la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes, esta incertidumbre resulta probablemente de que se capturaran relativamente pocos patudos pequeños (Figuras 2.2 y 2.4, Pesquería 1). Los datos disponibles contienen por lo tanto relativamente poca información sobre el reclutamiento antes de 1993. Desde 1993, hay incertidumbre en las estimaciones del reclutamiento de patudo porque la mayoría de los peces reclutados durante este período fueron vulnerables a la pesquería de superficie solamente. Nótese que en la zona al sur de 15°N, donde se captura la mayoría del pescado grande (Figuras 2.2 y 2.4, Pesquería 9), el patudo es relativamente invulnerable a los palangres hasta unos 4 años después de ser reclutado a la pesquería de superficie (Sección 4.2.1 y Figura 4.4). En evaluaciones futuras se reducirá probablemente la incertidumbre en las estimaciones de los niveles de reclutamiento ocurridos desde 1993, ya que estos peces estarán representados en las capturas de las pesquerías palangreras. Dados los patrones de selectividad actuales de las pesquerías que capturan patudo en el OPO (Figura 4.4), parece probable que las esti-

maciones de reclutamiento sigan inciertas hasta unos 5 a 7 años después de que los peces sean vulnerables por primera vez a la flota de superficie. Esta conclusión implica que las estimaciones de reclutamiento para 1997 a 1999 serán probablemente imprecisas hasta aproximadamente 2002-2004.

La Figura 4.8 ilustra asimismo la incertidumbre en las estimaciones recientes del reclutamiento. La figura presenta las composiciones por tamaño observadas y predichas de las capturas de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 2-5). Hay tendencias temporales claras en las composiciones por tamaño observadas y predichas de las capturas de estas cuatro pesquerías. Antes del primer trimestre de 1999, estas pesquerías capturaban muchos patudos de unos 50 cm de largo, pero desde ese trimestre éste no ha sido el caso. Esto sugiere que el reclutamiento fue inferior al promedio durante la segunda mitad de 1998 y 1999. Una interpretación alternativa sería que los datos de composición por tamaño observados no brindan información sobre el reclutamiento durante 1999 porque los métodos usados en esas cuatro pesquerías fueron modificados para capturar patudos mayores (es decir, han cambiado las curvas de selectividad para esas pesquerías). Esta segunda interpretación es asimismo problemática. Hubieron ocasiones antes de 1999 cuando el patudo capturado en asociación con objetos flotantes abarcaba un amplio rango de tamaños, inclusive peces de unos 50 cm (por ejemplo, el tercer trimestre de 1997, Figura 4.8). Esta observación apoya la hipótesis de reclutamiento reducido porque, de haber cantidades normales de reclutas presentes durante 1999, las pesquerías sobre objetos flotantes hubieran capturado algunos de ellos.

4.2.3. Biomasa

En la Figura 4.9 se ilustran las tendencias en la biomasa de patudo en el OPO, y en la Tabla 4.1 estimaciones de la biomasa al principio de cada año. Se estima que la biomasa de patudo de 1+ años de edad durante 1975-1980 fue relativamente estable, en unas 468.000 toneladas. La biomasa de este grupo de edad aumentó paulatinamente durante 1981-1984, y alcanzó una máxima histórica de unas 581.000 toneladas durante el segundo trimestre de 1985. Luego disminuyó, hasta alcanzar una mínima histórica de unas 326.000 toneladas durante el cuarto trimestre de 1995. El modelo de evaluación indica que desde entonces ha subido constantemente, y que para el principio de 2000 estaba en unas 538.000 toneladas.

En la Figura 4.9 se ilustra la tendencia estimada en la biomasa reproductora, y en la Tabla 4.1 estimaciones de la biomasa reproductora al principio de cada año. Tal como se nota en la Sección 4.2.2, se supone que los reproductores son hembras de al menos 3 años de edad. Generalmente, la biomasa reproductora ha seguido una tendencia similar a la de la biomasa de 1+ años (ver párrafo anterior), pero hay ligeras diferencias en cuándo ocurren las estimaciones máxima y mínima de biomasa reproductora porque los reproductores son relativamente mayores. El nivel máximo de biomasa reproductora, unas 117.000 toneladas, ocurrió al principio del tercer trimestre de 1985, y el mínimo, unas 45.000 toneladas, al principio del tercer trimestre de 1997. Se estima la biomasa reproductora al principio de 2000 en unas 96.000 toneladas.

Existe incertidumbre en las biomásas estimadas de patudo de 1+ años y de reproductores también. Los intervalos de confianza para ambas series de tiempo son tan amplios que las tendencias descritas en los dos párrafos previos deben ser consideradas con cautela (Figura 4.9). Es importante notar que, pese a que los intervalos de confianza ilustrados en la Figura 4.9 parecen ser relativamente estrechos para las estimaciones de biomasa reproductora, los CV medios de las estimaciones de biomasa de patudos de 1+ años y reproductores fueron muy similares (0,18 y 0,17, respectivamente). Esto indica que hay tanta incertidumbre en las estimaciones de biomasa de reproductores como en las estimaciones de biomasa de peces de 1+ años.

Dado el grado de incertidumbre en las estimaciones de biomasa y en las estimaciones de reclutamiento (Sección 4.2.2), resulta difícil determinar si, en el OPO, las tendencias en la biomasa de patudo son más afectadas por variación en la mortalidad por pesca o por variación en el reclutamiento. No obstante, 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 población

de patudo que se estima estuvo presente en el OPO al principio de 1975, usando la serie de tiempo de estimaciones de reclutamiento ilustrada en la Figura 4.7, sin pesca. Las estimaciones de biomasa simuladas son siempre mayores que las estimaciones de biomasa del modelo de evaluación del stock (Figura 4.10).

4.2.4. Peso promedio de los peces en la captura

Han ocurrido cambios importantes, ilustrados en la Figura 4.11, en el peso promedio del patudo capturado por la flota de superficie. Antes de 1993, el peso promedio del patudo capturado en asociación con objetos flotantes era unos 18 kg (Figura 4.11, Pesquería 1); disminuyó durante 1993-1998, pero durante 1999 estas pesquerías capturaron peces más grandes (Figura 4.11, Pesquerías 2-5). El peso promedio de patudo capturado en asociación con objetos flotantes durante el cuarto trimestre de 1999 fue 13, 15, 17, y 13 kg para las Pesquerías 2 a 5, respectivamente. Antes de 1990, el peso promedio del patudo capturado en cardúmenes no asociados permaneció estable en unos 21 kg (Figura 4.11, Pesquería 6), pero desde 1990 ha variado entre unos 20 y 35 kg, con un promedio de unos 31 kg (Figura 4.11, Pesquería 7), y durante 1999 aumentó. El peso promedio de patudo capturado por la flota de superficie combinada, excluidas las pesquerías de descarte, durante 1975-1999 fue de unos 18 kg (Figura 4.11, Pesquerías 1-7). El aumento en el peso promedio de patudo capturado por la flota de superficie durante 1999 es importante, porque indica que dicha flota está ahora capturando peces que, en promedio, son mayores que los que capturó durante 1993-1998. Se pudo observar esta tendencia también en los datos de composición por tamaño para las Pesquerías 2 a 5 (Figura 4.8). El modelo de evaluación trata este aumento como evidencia de reclutamiento bajo desde la segunda mitad de 1998 hasta fines de 1999 (Figura 4.7), pero es también posible que la flota de superficie se haya hecho capaz de capturar proporciones mayores de patudo más grande (Sección 4.2.2).

Los pesos promedio del patudo capturado por palangreros pescando en el OPO han permanecido relativamente estables (Figura 4.11, Pesquerías 8 y 9), en unos 35 y 52 kg para las zonas al norte y al sur de 15°N, respectivamente. Si se combinan las dos pesquerías palangreras, se estima que el peso promedio del patudo en la captura ha permanecido estable en unos 50 kg (Figura 4.11, Pesquerías 8 y 9).

4.3. Comparaciones con fuentes externas de datos

La curva de crecimiento estimado para patudo en esta evaluación es similar a aquéllas de otros investigadores (Figura 4.12). Las tallas medias a edad estimadas con el modelo de evaluación son similares a aquéllas estimadas por Suda y Kume (1967), resultado que se esperaba ya que se constriñó la curva para que fuese como la suya (Sección 3.1.1). El modelo de evaluación indica que las tallas medias a edad son menores que las que estimaron Hampton *et al.* (1998) para patudo de menos de unos 21 trimestres de edad, pero mayores que las que estimaron para peces de más de unos 22 trimestres de edad. La curva de crecimiento de Hampton *et al.* era para el patudo en el Pacífico central y occidental.

La curva de crecimiento bifásica para el patudo en el OPO es de una forma inusual (Figura 4.12) que implica que ocurre una reducción sustancial en la tasa de crecimiento de patudo de 3 y 4 trimestres de edad. No se ha identificado un mecanismo biológico que explique esta reducción en la tasa de crecimiento. Cabe destacar, sin embargo, que Hampton y Fournier (2000) encontraron una reducción similar en la tasa de crecimiento del atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el Pacífico central y occidental. Un crecimiento más lento a edad menor es asimismo consistente con un modelo de crecimiento para aleta amarilla estimado por Wild (1986).

En la Tabla 4.2 se presentan estimaciones del tamaño medio del patudo en el OPO.

4.4. Sensibilidad a supuestos

Se ha notado frecuentemente que las evaluaciones del patudo en el OPO son sensibles al nivel supuesto de mortalidad natural (M) (por ejemplo, Anónimo 1999), y que existe una incertidumbre sustancial en las estimaciones de este importante parámetro. Los resultados de la presente evaluación son también sensibles a supuestos sobre los niveles de mortalidad natural. Las estimaciones de la biomasa suelen

aumentar si se usan valores mayores de M en la evaluación (ver ejemplo en Anónimo (1999)), y disminuir si se usan valores de M más bajos.

En evaluaciones previas del patudo en el OPO (por ejemplo, Anónimo 1999) se consideró la sensibilidad a distintos niveles de M , pero en la presente evaluación se considera la sensibilidad a la forma de la curva de mortalidad. Se realizó una segunda evaluación del stock de patudo usando el método A-SCALA, con el supuesto que M no varía con la edad (M trimestral = 0,1; M anual = 0,4). En el Anexo 1 se presentan los resultados de esta segunda evaluación, y, cualitativamente, son similares a los que se presentan en las Secciones 4-6. El personal de la CIAT cree que es más razonable suponer que M varía con la edad, no que sigue constante. Por este motivo la discusión se ha enfocado en los resultados de la evaluación realizada bajo el supuesto que la curva de mortalidad natural es aquella ilustrada en la Figura 3.1. Es importante notar, sin embargo, que existe todavía una incertidumbre considerable sobre los niveles actuales de mortalidad natural por edad que afectan al patudo en el OPO.

4.5. Resumen de resultados del modelo de evaluación

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las pesquerías que capturan patudo en el OPO. En promedio, la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 14 trimestres de edad fue insignificante hasta aproximadamente 1993 (Figura 4.3, recuadros titulados Edades 2-5, 6-9, y 10-13). Desde 1993, la expansión de pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes y el amplio uso de plantados ha causado en promedio que la mortalidad por pesca de estos peces jóvenes aumente sustancialmente (Figura 4.3). Lances cerqueros sobre objetos flotantes seleccionan principalmente patudos jóvenes de entre unos 5 y 16 trimestres de edad. Se supone que los patudos de entre 2 y 5 trimestres de edad descartados durante la clasificación de la captura sobre objetos flotantes. Lances cerqueros sobre cardúmenes de atunes no asociados seleccionan patudos que abarcan un amplio rango de edades, y desde 1990 esta modalidad de pesca selecciona principalmente peces de entre unos 7 y 20 trimestres de edad. En la zona al norte de 15°N, la flota palangrera selecciona patudos de entre unos 10 y 26 trimestres de edad; al sur de este paralelo, el patudo es relativamente vulnerable a la pesca con palangre a partir de los 17 trimestres de edad. La pesquería palangrera del sur selecciona típicamente patudo de edad mayor que cualquier otra pesquería que opera en el OPO. La capturabilidad de patudo por buques cerqueros ha cambiado con el tiempo, y estos cambios resultan principalmente de eventos aleatorios que afectan la relación entre esfuerzo de pesca y mortalidad por pesca. Sin embargo, han ocurrido cambios en tecnología de pesca y el comportamiento de los pescadores que ocasionaron cambios en la capturabilidad de patudo por buques cerqueros.

El reclutamiento del patudo a las pesquerías del OPO es variable, y no se puede identificar actualmente los mecanismos que expliquen la variación en el reclutamiento. La abundancia de patudo reclutado a las pesquerías del OPO parece no estar relacionada con anomalías de la TSM en el momento en que se supone que se criaron los peces. En el rango de biomasa reproductoras estimadas por el método A-SCALA, la abundancia de patudo reclutado a la pesquería también parece no estar relacionado con la biomasa de hembras adultas presentes en el momento de cría.

Se estima que cantidades extremadamente grandes de atunes patudo fueron reclutadas a las pesquerías del OPO durante 1997 y el primer trimestre de 1998. Estos reclutamientos fueron entre 1,7 y 3,5 veces el nivel estimado de reclutamiento medio (Figura 4.7). Se estima que el reclutamiento fue superior al promedio durante la mayor parte de 1995-1997 pero inferior al mismo durante la mayor parte de 1983-1991 y desde el segundo trimestre de 1998. Los niveles de reclutamiento estimados contienen incertidumbres considerables. Esta incertidumbre abarca la serie de tiempo entera y puede ser atribuida a dos factores. Es primer lugar, los datos disponibles contienen relativamente poca información sobre el reclutamiento antes de 1993 (porque se capturaba poco patudo pequeño en esa época). En segundo lugar, hay incertidumbre en las estimaciones recientes de reclutamiento porque hasta ahora la mayoría de los peces fueron vulnerables a la pesquería de superficie solamente. Esta incertidumbre será probablemente reducida cuando estos peces estén representados en las capturas de la flota palangrera. Es probable que las es-

timaciones de reclutamiento para 1997-1999 sean imprecisas hasta aproximadamente 2002-2004. Es importante notar que, en 1999, la flota de superficie no capturó muchos patudos de unos 50 cm de largo. Esta ausencia reciente de peces pequeños en las capturas da la flota de superficie puede ser interpretada como evidencia de reclutamiento reducido durante 1999 o como evidencia de un cambio en el patrón de selectividad por edad de esta flota.

Se estima que la biomasa del patudo de 1+ años de edad fue relativamente estable en unas 468.000 toneladas durante 1975-1980 (Figura 4.9), aumentó paulatinamente durante 1981-1984, y alcanzó un nivel récord de unas 581.000 toneladas para el segundo trimestre de 1985. Luego disminuyó, a un nivel bajo histórico de unas 326.000 toneladas en el cuarto trimestre de 1995. El modelo de evaluación estima que posteriormente aumentó paulatinamente, y que al principio de 2000 estaba en unas 538.000 toneladas. La biomasa reproductora ha seguido una tendencia generalmente similar a la de la biomasa de peces de 1+ años de edad. Se estima que el nivel más alto fue unas 117.000 toneladas al comienzo del tercer trimestre de 1985, y el más bajo unas 45.000 toneladas al comienzo del tercer trimestre de 1997. Se estima que al principio de 2000 estaba en unas 96.000 toneladas. Estas estimaciones de biomasa de peces de 1+ años de edad y de biomasa reproductora contienen incertidumbres considerables, y las tendencias aquí descritas debe ser consideradas con cautela.

El peso promedio del patudo capturado por las varias flotas de superficie que operan en el OPO disminuyó generalmente de 1993 a 1998, pero aumentó durante 1999 (Figura 4.11). En 1999 el peso medio de patudo capturado en lances cerqueros sobre objetos flotantes fue de unos 13 a 17 kg, y en lances sobre atunes no asociados unos 30 kg. El peso promedio del patudo capturado por la flota palangrera ha sido relativamente estable desde 1975, en unos 35 kg en la zona al norte de 15°N y unos 50 kg al sur de este paralelo.

5. CONDICIÓN DEL STOCK

Se evalúa la condición del stock de patudo en el OPO considerando cálculos basados en la biomasa reproductora, rendimiento por recluta, y rendimiento promedio máximo sostenible (RPMS).

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 los stocks de los que responde, pero en las tres subsecciones siguientes se describen unos puntos de referencia posibles.

5.1. Evaluación de la condición del stock basada en biomasa reproductora

El cociente de la biomasa reproductora durante un período con pesca a la que se podría acumular en ausencia de pesca es útil para evaluar la condición de un stock. Se denomina este cociente el cociente de biomasa reproductora, o SBR (*spawning biomass ratio*), y se define con la siguiente ecuación:

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

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 se pescase durante un período largo (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 ha sido severamente reducida y se encuentra probablemente sobreexplotada. Si el SBR es 1, o un poco menos que 1, la pesquería probablemente no ha reducido el stock de reproductores. Si el SBR es más que 1, es posible que el stock haya emprendido un régimen de producción incrementada.

Se ha usado el SBR para definir puntos de referencia en muchas pesquerías. Varios estudios (por ejemplo, Clark 1991, Francis 1993, Thompson 1993, Mace 1994) sugieren que algunas poblaciones de

peces pueden producir el RPMS con un SBR entre 0,3 y 0,5, y que otras no lo pueden producir si el SBR es menos de 0,2. Desgraciadamente, los tipos de dinámica de poblaciones que caracterizan las poblaciones de atunes generalmente no han sido consideradas en estos estudios, y sus conclusiones son sensibles a supuestos sobre la relación entre biomasa adulta y tasas de reclutamiento, mortalidad natural, y 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 RPMS ($SBR_{RPMS} = S_{RPMS}/S_{F=0}$). S_{RPMS} es la biomasa reproductora en RPMS (ver Sección 5.3 para detalles del cálculo del RPMS y valores relacionados).

Se computaron estimaciones de SBR_t para el patudo en el OPO para cada trimestre representado en el modelo de evaluación del stock (del primer trimestre de 1975 al primer trimestre de 2000). 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 a nivel promedio. El nivel promedio de reclutamiento usado en este cálculo es aquél estimado por el modelo de evaluación del stock (Sección 4.2.2). Se estima $S_{F=0}$ en unas 111.000 toneladas, con límites de confianza de 95% inferior y superior de unas 89.000 y 134.000 toneladas, y SBR_{RPMS} en 0,38.

Al principio de 2000, el stock reproductor de patudo en el OPO estaba tan sólo ligeramente reducido. El SBR estimado en ese momento fue aproximadamente 0,86, con límites de confianza de 95% inferior y superior de 0,63 y 1,10. Es importante notar que la estimación del límite de confianza inferior es mayor que la estimación de SBR_{RPMS} (0,38), señalando que, al principio de 2000, el stock reproductor de patudo en el OPO era probablemente mayor de lo que se esperaría si el stock estuviese produciendo el RPMS.

En la Figura 5.1 se presenta una serie de tiempo de estimaciones del SBR para el patudo en el OPO. Entre el principio de 1975 y el principio de 1982, el SBR medio era aproximadamente 0,68 (Figura 5.1, línea gruesa). Esto es consistente con el hecho que el stock de patudo en el OPO fue explotado antes de 1975. El SBR aumentó durante 1982-1985 y, al principio del tercer trimestre de 1985, fue mayor que 1,0 (Figura 5.1, línea gruesa). Este aumento puede probablemente ser atribuido a los niveles de reclutamiento superiores al promedio que se estima ocurrieron durante 1982 (Figura 4.7). Es interesante notar que este pico en la biomasa reproductora fue seguido inmediatamente por picos en la captura palangrera (Figura 2.2, Pesquerías 8 y 9). Después de 1985, el SBR disminuyó paulatinamente a aproximadamente 0,40 en el tercer trimestre de 1997 (Figura 5.1, línea gruesa). Esta reducción puede ser atribuida principalmente a un largo período (1983-1992) durante el cual el reclutamiento fue generalmente inferior a su nivel promedio (Figura 4.7). Es importante notar, sin embargo, que el SBR siguió disminuyendo durante el período en el cual las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes estaban creciendo (1993-1998) (Figuras 2.2 y 2.3). Durante 1996 y 1997, la biomasa reproductora de patudo en el OPO fue cercano al nivel que se esperaría si el stock produjese el RPMS (Figura 5.1, líneas gruesa y delgadas) pero, desde el principio de 1998, el SBR ha aumentado (Figura 5.1, línea gruesa). Este aumento puede ser atribuido probablemente a los niveles de reclutamiento relativamente altos que se estima ocurrieron durante 1995 y 1996 (Figura 4.7), pero cabe destacar que, en 1998 y 1999, la CIAT aprobó medidas de ordenación ideadas para limitar las capturas de patudo por la flota de superficie.

En general, las estimaciones del SBR para el patudo en el OPO son bastante precisas; su CV medio es aproximadamente 0,09. Los intervalos de confianza relativamente estrechos de las estimaciones del SBR sugieren que en la mayoría de los trimestres durante 1975-2000 la biomasa reproductora de patudo en el OPO fue probablemente superior al nivel que se esperaría si la población produjese el RPMS (Sección 5.3), representado por la línea de trazos en 0,38 en la Figura 5.1. Sin embargo, tal como se comentó anteriormente, hubo un período (1996-1998) cuando se estimó que la biomasa reproductora estaba cerca del nivel de RPMS.

5.2. Evaluación de la condición del stock con base en el rendimiento por recluta

Cálculos del rendimiento por recluta también son útiles para evaluar la condición de un stock. Las tasas de crecimiento y mortalidad natural definen cómo cambia la biomasa total de una cohorte a medida que envejecen los peces en esa cohorte. La biomasa total de una cohorte es generalmente una función en forma de domo de la edad. Justo después de la edad de reclutamiento, la biomasa total de una cohorte aumenta porque las ganancias debidas al crecimiento superan las pérdidas debidas a mortalidad natural. Luego, a medida que crecen los peces, las pérdidas debidas a mortalidad natural superan las ganancias debidas al crecimiento, y la biomasa total de la cohorte disminuye. Hay un punto, denominado la “edad crítica”, en el cual las ganancias debidas al crecimiento compensan exactamente las pérdidas debidas a mortalidad natural. Si se capturan los peces cuando alcanzan esta edad crítica, la pesquería obtendrá, en promedio, el rendimiento máximo de cada pez reclutado a la cohorte. Se puede convertir la edad crítica en un “peso crítico,” usando una curva de crecimiento y una relación peso-talla. Con esta conversión el concepto de maximizar el rendimiento por recluta se hace más práctico. Si el peso medio de los peces en la captura es cercano al peso crítico, la pesquería está probablemente cerca de maximizar el rendimiento de cada recluta. Si es inferior al peso crítico, la pesquería está, en promedio, extrayendo los peces antes de que se maximicen las ganancias potenciales debidas al crecimiento, y si es superior al peso crítico, la pesquería está, en promedio, perdiendo rendimiento a pérdidas por mortalidad natural.

Para las pesquerías de atún no es factible que el peso medio de los peces en la captura equivalga al peso crítico y, en general, se puede considerar que se está logrando satisfactoriamente la meta de maximizar el rendimiento por recluta si el peso medio es cercano al peso crítico. El rendimiento por recluta es afectado por la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido y por el patrón de selectividad por edad. Si el peso medio de los peces en la captura no es cercano al peso crítico, ajustar uno de estos dos controles puede ayudar a optimizar el rendimiento por recluta. Si el esfuerzo de pesca es inferior a un nivel óptimo, no se maximizará el rendimiento por recluta porque muchos peces morirán por mortalidad natural. Si el esfuerzo de pesca es superior a un nivel óptimo, tampoco se maximizará el rendimiento por recluta porque muchos peces serán capturados antes de que se realicen las ganancias potenciales del crecimiento. Estas dos afirmaciones se basan en el supuesto de que hay un patrón fijo de selectividad por edad. En realidad, es difícil controlar ese patrón, pero el patrón total de selectividad por edad para todos los métodos de pesca combinados, y por ende el rendimiento por recluta, puede ser modificado cambiando la distribución de esfuerzo entre métodos de pesca con distintos patrones de selectividad por edad. Por ejemplo, si el peso medio de los peces en la captura es inferior al peso crítico, sería posible incrementar el rendimiento por recluta reduciendo la cantidad de esfuerzo de pesca ejercida por las pesquerías que capturan peces jóvenes. Cabe destacar que controlar el patrón de selectividad por edad para que se capturen solamente peces de edad crítica no es una estrategia apropiada para optimizar el rendimiento por recluta porque implica que el nivel de mortalidad por pesca debería ser infinitamente alto.

Se estimó el peso crítico para el patudo en el OPO en unos 35 kg, bajo el supuesto de reclutamiento constante, usando las curvas de mortalidad natural y crecimiento del modelo de evaluación (Figuras 3.1 y 4.12, respectivamente). En lo sucesivo, se usa este peso como punto de referencia y se compara con el peso medio de los peces en la captura combinada (de las 13 pesquerías de patudo).

El peso medio del patudo en las capturas combinadas de las pesquerías operando en el OPO fue solamente unos 15 kg al fin de 1999 (Figura 5.2), considerablemente menos que el peso crítico, y de hecho ha sido sustancialmente inferior al peso crítico desde fines de 1994 (Figura 5.2). Este desempeño pobre de la pesquería combinada con respecto al objetivo de maximizar el rendimiento por recluta puede ser atribuido a la expansión de pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes y al uso extenso de plantados.

Antes del fin de 1994, el peso medio del patudo en la captura combinada fue generalmente superior al peso crítico (Figura 5.2). Esto sugiere que se estaba perdiendo cierto rendimiento porque muchos patudos morían antes de que fuesen capturados por la pesquería combinada. Es sin embargo importante

notar que no se incluyeron descartes en las capturas antes de aproximadamente 1993 (Sección 2.2.3), y que por lo tanto estas estimaciones previas son probablemente demasiado altas.

5.3. Evaluación de la condición del stock con base en RPMS

Puntos de referencia basados en RPMS también son útiles para la ordenación de stocks de peces, y mantener los stocks de atunes a niveles capaces de producir el RPMS es el objetivo especificado por la Convención de la CIAT. Una definición del RPMS 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. Teóricamente, bajo condiciones medias, hay una tasa de mortalidad por pesca que maximiza el rendimiento de la pesquería combinada. Si dicha tasa permanece en este nivel durante un período largo, el tamaño de la población, bajo condiciones medias, permanecerá en un nivel constante. Se define este tamaño de población como la biomasa en RPMS (B_{RPMS}). Hay una definición similar para la biomasa reproductora en RPMS (S_{RPMS}). Si el objetivo de la ordenación es lograr el RPMS, los niveles recientes de captura (C_{1999} , definido como la captura total en 1999) deberían ser cercanos al RPMS y los niveles recientes de biomasa, B_{2000} y S_{2000} (definidos como los niveles de biomasa al principio de 2000), deberían ser cercanos a B_{RPMS} y S_{RPMS} , respectivamente. Por lo tanto, los cocientes $C_{1999}/RPMS$, B_{2000}/B_{RPMS} , y S_{2000}/S_{RPMS} deberían ser cercanos a 1,0. Nótese que aun si el sistema está cerca de los niveles capaces de producir el RPMS, fluctuaciones en la dinámica del sistema (por ejemplo, fluctuaciones en reclutamiento y capturabilidad) pueden causar que estos cocientes varíen de 1,0. Similarmente, fluctuaciones en la dinámica del sistema pueden también causar que estos cocientes sean cercanos a 1,0 cuando el sistema no está cercano a los niveles capaces de producir el RPMS.

Los cálculos basados en RPMS para el patudo en el OPO se basan en el supuesto de que no existe una relación entre el tamaño del stock y el reclutamiento (Sección 4.2.2). Por lo tanto, los resultados presentados en lo sucesivo serán equivalentes a los resultados de los análisis de rendimiento por recluta realizados con evaluaciones previas de este stock (por ejemplo, Anónimo 1999).

Cabe también destacar que se hicieron los cálculos basados en RPMS con los parámetros estimados del modelo de evaluación del stock. Por tanto, se presentan los resultados basados en RPMS como estimaciones de punto, pero se debe notar que estos resultados contienen incertidumbres. El personal de la CIAT considera que cuantificar la incertidumbre en los resultados basados en RPMS es un tema importante para estudios futuros.

Al principio de 2000, la biomasa de patudo en el OPO parece haber estado por encima del nivel que se espera produciría el RPMS, pero las capturas recientes han estado cerca del nivel de RPMS. Las estimaciones de las cantidades de patudo en el OPO basadas en RPMS son las siguientes:

$$RPMS = 73.177 \text{ toneladas por año};$$

$$B_{RPMS} = 254.908 \text{ toneladas};$$

$$S_{RPMS} = 41.884 \text{ toneladas};$$

$$C_{1999}/RPMS = 1,07;$$

$$B_{2000}/B_{RPMS} = 2,11; \text{ y}$$

$$S_{2000}/S_{RPMS} = 2,29.$$

Se definen B_{2000} y B_{RPMS} como las biomásas de patudo de 1+ años de edad, y S_{2000} y S_{RPMS} como las biomásas de hembras maduras.

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 que se estima produciría el RPMS es aproximadamente 1,6 veces el nivel actual de esfuerzo. 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 RPMS, pero la biomasa del stock reproductor disminuye sustancialmente con aumentos

en la mortalidad por pesca (Figura 5.3). Esto indica que aumentar el esfuerzo a 1,6 veces su nivel actual incrementaría la captura en un 7%, pero reduciría la biomasa reproductora en un 30%.

Es importante saber cómo las capturas recientes han podido estar cerca del nivel de RPMS a pesar de que se estima que (1) la biomasa está alrededor del doble del nivel que se espera produzca el RPMS, y (2) que niveles mayores de esfuerzo de pesca son necesarios para lograr el RPMS. Es posible que las capturas recientes estén cerca del RPMS porque el reclutamiento estimado estuvo por encima de su nivel medio durante la mayor parte del período de 1995-1998 (Figura 4.7). Las cantidades basadas en RPMS fueron estimadas suponiendo condiciones medias, pero las condiciones durante 1995-1998 fueron atípicas. Esto tiene implicaciones potencialmente importantes para las pesquerías de superficie; 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, las capturas de patudo por dicha flota podrían disminuir cuando las cohortes grandes reclutadas durante 1995-1998 ya no sean vulnerables a la pesca con cerco.

La estimación del RPMS, y sus cantidades asociadas, es sensible al patrón de selectividad por edad que se usa en los cálculos. Las cantidades basadas en RPMS 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 diferentes cambiarían este patrón de selectividad combinado. Es posible aumentar el RPMS si una pesquería captura peces de peso cercano al crítico (Sección 5.2). A fin de ilustrar cómo cambiaría el RPMS 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 RPMS, las pesquerías palangreras (Pesquerías 8 y 9) producirán los mejores resultados, y las que capturan patudo principalmente en lances cerqueros sobre plantados (Pesquerías 2, 3, y 5) los peores (Tabla 5.1). Si un objetivo adicional de la ordenación es maximizar S_{RPMS} , la pesquería que recientemente captura patudo de cardúmenes no asociados (Pesquería 7) producirá los mejores resultados, seguida por la pesquería palangrera del sur (Pesquería 9) (Tabla 5.1), y las pesquerías de superficie que capturan patudo principalmente en lances cerqueros sobre plantados (Pesquerías 2, 3, y 5) los peores. Ninguna de las pesquerías operando en el OPO tiene un patrón de selectividad por edad que sea óptimo con respecto a RPMS y S_{RPMS} también.

La pesquería palangrera del sur (Pesquería 9) es probablemente la que más se aproxima a los objetivos simultáneos de maximizar RPMS y S_{RPMS} . Esto vale particularmente en vista de que la pesquería que recientemente captura patudo de cardúmenes no asociados (Pesquería 7) captura una proporción muy pequeña de la captura total, y parece poco probable que sea capaz de alcanzar su RPMS estimado (99.000 toneladas). Es sin embargo importante notar que 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 Resumen de la condición del stock

Al principio de 2000, el stock reproductor de patudo en el OPO estaba tan sólo ligeramente reducido. El SBR estimado en ese momento era aproximadamente 0,86, con límites de confianza de 95% inferior y superior de aproximadamente 0,63 y 1,10, respectivamente. Pese a la incertidumbre en la estimación reciente del SBR, al principio de 2000 el stock reproductor de patudo en el OPO estaba probablemente por encima del nivel esperado si el stock produjese el RPMS. Hubo un período (1996-1998) cuando la biomasa reproductora estimada estuvo cerca de su nivel esperado en RPMS.

Se está actualmente explotando el stock de patudo en el OPO de una forma que no permite a la pesquería combinada maximizar el rendimiento por recluta. Al principio de 2000, el peso medio de los peces en la captura combinada era menos de la mitad del peso crítico estimado, y de hecho ha sido inferior al mismo desde el fin de 1994 (Figura 5.2). El desempeño pobre de la pesquería combinada con respecto al objetivo de maximizar el rendimiento por recluta puede ser atribuido a la expansión de pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes y al uso extenso de plantados.

Al principio de 2000, la biomasa estimada de patudo en el OPO estuvo en un nivel dos veces el necesario para soportar el RPMS (basado en la distribución actual de esfuerzo entre las distintas pesquerías). Sin embargo, las capturas recientes estuvieron cerca del nivel de RPMS (unas 73.000 toneladas). Bajo condiciones medias, la mortalidad por pesca hubiera aumentado a unas 1,6 veces su nivel actual para alcanzar el RPMS. Cabe destacar, sin embargo, que se esperaría que un aumento tal en el esfuerzo incrementaría las capturas medias a largo plazo en solamente un 7% y reduciría la biomasa reproductora en un 30%. Las condiciones en el pasado reciente han sido diferentes a las condiciones medias, y es posible que las capturas futuras de patudo por la flota de superficie disminuyan cuando las cohortes grandes reclutadas durante 1995-1998 ya no sean vulnerables a las pesquerías cerqueras. Nótese que las estimaciones de reclutamiento durante la segunda mitad de 1998 y 1999 son inferiores al promedio (Figura 4.7), pero son muy imprecisas porque se basan en datos limitados. Se podría maximizar el RPMS del patudo en el OPO si el patrón de selectividad por edad fuese similar al de la pesquería palangrera que faena al sur de 15°N (Pesquería 9).

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 el stock 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 del stock de patudo. En las Secciones 6.1 y 6.2 se describen los supuestos en los que se basan estos escenarios.

Se debe interpretar con cautela los resultados de los estudios de simulación porque se realizan bajo una serie de supuestos que, en el futuro, podrían resultar ser falsos. Se deben considerar los patrones y tendencias generales en los resultados de una serie de simulaciones, no los valores predichos por una sola simulación. Por ejemplo, en lugar de considerar el nivel predicho de biomasa futura de una sola simulación, es más apropiado considerar si simulaciones múltiples (por ejemplo, realizadas bajo varios escenarios de reclutamiento) suelen pronosticar que biomasa futura serán mayores o menores que un cierto nivel. Se realizaron cien simulaciones para cada uno de los escenarios descritos en las Secciones 6.1 y 6.2. Es asimismo apropiado considerar los resultados de un estudio de simulación comparando los resultados relativos de distintos supuestos acerca del futuro.

Generalmente, lo más adecuado es realizar simulaciones que arrojan predicciones sobre el futuro a corto plazo. Simulaciones a corto plazo son apropiadas porque es difícil predecir con precisión cómo un sistema se comportará en el futuro a partir de lo que hizo en el pasado. Por ejemplo, hay tanta variación en la capturabilidad del patudo capturado por las pesquerías del EPO (Figura 4.5) que es difícil saber cómo estos parámetros podrían cambiar en el futuro. Realizar simulaciones a corto plazo puede reducir el grado al cual supuestos no apropiados sobre la dinámica futura del sistema afectan las predicciones del modelo. Las simulaciones comentadas a continuación fueron realizadas para un período de 5 años, 2000 a 2004 (con intervalos trimestrales).

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 2000-2004.

1. La flota de superficie ejercerá una cantidad de esfuerzo equivalente al 75% de la cantidad media de esfuerzo que ejerció durante 1998-1999.
2. La flota de superficie ejercerá una cantidad de esfuerzo equivalente a la cantidad media de esfuerzo que ejerció durante 1998-1999.
3. La flota de superficie ejercerá una cantidad de esfuerzo equivalente al 125% de la cantidad media

de esfuerzo que ejerció durante 1998-1999.

Estos escenarios se basan en niveles trimestrales de esfuerzo de pesca. Por ejemplo, en el primer escenario, el esfuerzo en el cuarto trimestre de 2000, 2001, 2002, 2003, y 2004 equivale al 75% del esfuerzo medio ejercido durante el cuarto trimestre de 1998 y 1999.

Se realizaron todas las simulaciones bajo el supuesto que, de 2000 a 2004, la flota palangrera ejercerá una cantidad de esfuerzo igual a la que ejerció durante 1998 (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 del stock (es decir, las curvas de selectividad son las mismas que se presentan en la Figura 4.4).

Se supuso además que la capturabilidad del patudo 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 1998 y 1999 (se computan los promedios de esfuerzo de pesca por trimestre).

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. Es importante notar que 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. La retención de peces pequeños que normalmente serían descartados no fue modelada 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 rigieron durante 1975-1999. En particular, se supuso que la función de crecimiento, relación peso-talla, curva de madurez, y curva de mortalidad natural eran iguales a las que se estimaron con o usaron en el modelo de evaluación del stock (Secciones 3 y 4). Con respecto al modelo de evaluación, 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 un solo stock de patudo en el OPO (Sección 3.1.5). Se supuso que el reclutamiento durante 2000 a 2004 varía al azar alrededor del mismo nivel promedio y es igual de variable que el reclutamiento durante 1975-1999. Nótese que las estimaciones de reclutamiento del modelo de evaluación del stock 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 palan-

grera (Pesquerías 8 y 9). 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 y usados en el modelo de evaluación del stock describen correctamente la dinámica del sistema. Tal como se comenta en la Sección 4, no es probable que se cumpla este supuesto.

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 en un 10% para el fin de 2004 (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 16% (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 al fin de 2004 el SBR será probablemente mayor que SBR_{RPMS} (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 20% del SBR el SBR_{RPMS} estimado de 0,38). Este resultado es consistente con la estimación previa que, bajo condiciones promedio, los niveles actuales de esfuerzo de pesca podrían ser incrementados a unas 1,6 veces su nivel previo para lograr el RPMS (Sección 5.3).

Merece notar que siempre se predice que el SBR aumentará durante 2000 y estará en niveles relativamente altos durante 2000 y 2001 (Figura 6.1). Esta tendencia es causada por la serie de reclutamientos superiores al promedio que se estima ocurrieron durante 1995 a 1997 (Figura 4.7). Durante 2000 y 2001, los peces en esas cohortes fuertes estarán simultáneamente madurando (Sección 3.1.2) y alcanzando la edad crítica (Sección 5.2 y Figura 5.2). Es por lo tanto posible que, durante los dos años próximos, la biomasa reproductora de patudo en el OPO crezca a niveles no observados desde mediados de la década de los 1980 (Figura 6.1). Cabe sin embargo destacar que existe incertidumbre sustancial en las estimaciones de reclutamiento (Sección 4.2.2 y Figura 4.7).

Si la flota de superficie continúa ejerciendo una cantidad media de esfuerzo de pesca, se predice también que el SBR será moderadamente sensible a supuestos sobre la situación del atún patudo descartado (Figura 6.1 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 16% mayor que lo que se predice si se supone que el patudo 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 descartes de patudo pequeño de las capturas sobre objetos flotantes puede incrementar el stock reproductor.

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 5 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 13% (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 el peso promedio de peces en la captura en un 24% (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 2004 será sustancialmente inferior al peso crítico (compárense el peso crítico estimado de unos 35 kg con los cuanti-

les 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 puede capturar patudos más grandes (de mayor edad) o si se evitan los descartes.

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 considerablemente el peso promedio de peces en la captura combinada durante 2004 (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

Ya que se realizó el estudio de simulación bajo los supuestos que la capturabilidad permanecería constante para cada pesquería que siga operando en el OPO (Sección 6.1.2) y que el reclutamiento variaría al azar alrededor del promedio, aumentos en niveles futuros de esfuerzo de pesca de superficie deberían causar aumentos a corto plazo en las capturas de esas pesquerías (Pesquerías 2 a 5 y 7). También vale lo contrario: una reducción en el nivel futuro de esfuerzo de pesca de superficie debería causar una reducción a corto plazo en la captura. Estos resultados son triviales, y aparentes en la Figura 6.3. Es sin embargo importante notar que si el nivel futuro de esfuerzo aumenta (o disminuye) un 25%, la captura no necesariamente aumentará (o disminuirá) por el mismo porcentaje. Por ejemplo, si el nivel futuro de esfuerzo aumenta en un 25%, se predice que las capturas trimestrales de la flota de superficie durante 2004 serán solamente un 15% mayores que aquéllas predichas con niveles promedio de esfuerzo (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 en un 25%, se predice que las capturas trimestrales de la flota de superficie durante 2004 serán un 15% menores que aquéllas predichas con niveles promedio de esfuerzo (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “75% del esfuerzo de superficie”). Estos resultados son consistentes con que la curva que relaciona el rendimiento promedio sostenible con la mortalidad por pesca sea casi plana en su cima y que la cantidad actual de esfuerzo de pesca ejercida en el OPO produzca un rendimiento promedio bastante cercano al RPMS (Sección 5.3 y Figura 5.3).

Cabe destacar que las capturas predichas para 2004 son generalmente inferiores a las que viene logrando la flota de superficie en los últimos años (Figura 6.3). Esta flota es evidentemente capaz de capturar más de 10 mil toneladas de patudo en un solo trimestre (Figura 6.3), pero la mayoría de las simulaciones predicen que las capturas durante 2004 serían inferiores a ese nivel (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 80% con el valor de 10.000 toneladas). Esta diferencia podría ser causada por la falta de autocorrelación en las series de tiempo de reclutamientos simuladas. Tal como se comenta en la Sección 5.3, las grandes capturas recientes de patudo por la flota de superficie podrían ser resultado de la serie de reclutamientos grandes que se estima ocurrieron durante 1995-1998 (Figura 4.7).

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 trimestral de superficie durante 2004 en un 17% (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “Esfuerzo de superficie medio, sin descartes”). Evitar descartes puede incrementar la captura de la flota de superficie porque un mayor número de peces pequeños puede sobrevivir 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 trimestral durante 2004 aumentará en un 14% si se reduce el esfuerzo de pesca de superficie al 75% de su promedio reciente para los 5 años próximos (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de 50% de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “75% del esfuerzo de superficie”). Similarmente, se predice que la captura palangrera trimestral durante 2004 disminuirá en un 9% si se aumenta 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 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). Se predice que evitar descartes aumenta la captura palangrera trimestral durante 2004 en un 13% (Tabla 6.1; compárense los cuantiles de “Esfuerzo de superficie medio” con aquéllos de “Esfuerzo de superficie medio, sin descartes”). Este resultado es consistente con la predicción que el SBR también aumentará si se evitan los descartes, y por tanto las simulaciones sugieren claramente que evitar descartes incrementaría la biomasa de patudo mayor. Es interesante notar que se puede formar esta conclusión a pesar del nivel relativamente alto de mortalidad natural de patudo del tamaño descartado durante la clasificación de capturas sobre objetos flotantes (Figura 3.1).

6.4. Resumen de resultados de la simulación

Las cohortes fuertes de patudo que aparentemente fueron reclutadas a las pesquerías en el OPO durante 1995-1998 (Figura 4.7) podrían causar que el SBR aumente durante 2000 y esté en niveles relativamente altos durante 2000 y 2001 (Figura 6.1). Es posible que, durante los dos años próximos, la biomasa reproductora de patudo en el OPO crezca a niveles no observados desde mediados de la década de los 1980.

Se predice que cambios futuros en el nivel de esfuerzo de pesca de superficie afectarán el SBR, el peso promedio de peces en la captura de todas las pesquerías combinadas, la captura total de la flota de superficie primaria (Pesquerías 2 a 5 y 7), y la captura total de la flota palangrera (Pesquerías 8 y 9) (Tabla 6.1). Se predice que incrementar el nivel de esfuerzo de pesca de superficie al 125% de su promedio reciente reducirá el SBR (Figura 6.1), reducirá el peso promedio de peces en la captura combinada (Figura 6.2), incrementará la captura total de la flota de superficie (Figura 6.3), y reducirá la captura total de la flota palangrera (Figura 6.4). Se predice que reducir el nivel de esfuerzo de pesca de superficie al 75% de su promedio reciente tendrá los efectos contrarios.

Se predice que evitar los descartes de patudo pequeño de capturas sobre objetos flotantes, particularmente plantados, incrementaría el SBR, el rendimiento por recluta, la captura de la flota de superficie, y la captura de la flota palangrera. Cualquier medida que reduzca eficazmente la mortalidad de patudos de unos 2 a 5 trimestres de edad podría ayudar a la Comisión lograr varios objetivos de ordenación.

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 patudo en el OPO. En la próxima evaluación del stock se incorporarán datos nuevos obtenidos durante 2000 y datos actualizados de 1999. Además, a medida que se obtengan datos nuevos del estudio de marcado que realiza actualmente el personal de la Comisión, se incorporará esta información, al grado posible, en evaluaciones futuras.

El personal de la CIAT piensa también considerar otros tipos de datos ambientales para uso en el modelo de evaluación del stock.

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 del stock de patudo en el OPO. En particular, se piensa extender el modelo para que se pueda usar información obtenida del estudio de mercado actual para obtener estimaciones de mortalidad natural y tasas de desplazamiento entre zonas en el OPO. El personal piensa también elaborar índices de abundancia de patudo 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 del stock.

El personal de la CIAT piensa también elaborar métodos para estimar incertidumbre en cantidades basadas en RMS.

REFERENCES--REFERENCIAS

- Anonymous. 1999. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1997: 310 pp.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 734-750.
- Fournier, D.A., J. Hampton, y 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. *En Risk evaluation and biological reference points for fisheries management*, edited by S.J. Smith, J.J. Hunt, and D. Rivard. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: 221-230.
- Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. *Presentado a Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1002-1010.
- Hampton, J., K. Bigelow, y 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. Secretariat of the Pacific Community. Oceanic Fisheries Programme Technical Report No. 36. 46 pp.
- Hampton, J. y D.A. Fournier. 2000. Stock assessment of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean using a spatially-disaggregated, length-based, age-structured model. Draft of a document to be presented to the Standing Committee on Tunas and Billfishes.
- Iversen, E.S. 1955. Size frequencies and growth of central and western Pacific bigeye tuna. *U.S. Fish Wildl. Serv., Spec. Sci. Rept. Fish.* 162: 40 pp.
- Kalnay, E. *et al.* 1996. The NCEP/NCAR Reanalysis 40-year Project. *Bull. Amer. Meteor. Soc.* 77: 437-471.
- Kikawa, S. 1966. The distribution of maturing bigeye and yellowfin and an evaluation of their spawning potential in different areas in the tuna longline grounds in the Pacific. *Rept. Nankai Reg. Fish. Res. Lab.* 23: 131-208.
- Kume, S. 1967. Distribution and migration of bigeye tuna in the Pacific Ocean. *Rept. Nankai Reg. Fish. Res. Lab.* 25: 75-80.
- Kume, S. 1969. Ecological studies on bigeye tuna – VI. A review on distribution and size composition of bigeye tuna in the equatorial and south Pacific Ocean. *Bull. Far Seas Fish. Res. Lab.* 1: 77-98.
- Kume, S. and J. Joseph. 1966. Size composition, growth and sexual maturity of bigeye tuna, *Thunnus obesus* (Lowe), from the Japanese longline fishery in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 11: 45-99.
- 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. y G. Watters. 2000. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. Draft manuscript presented to the Scientific Working Group of the Inter-American Tropical Tuna Commission.
- Mizuno K., M. Okazaki, H. Nakano, y H. Okamura. 1997. Estimation of underwater shape of tuna longline by using micro-BTs. *Bull. Nat. Res. Inst. Far Seas Fish.* 34: 1-24.
- Nakamura, E.L. y J.H. Uchiyama. 1966. Length-weight relations of Pacific tunas. *En Proc., Governor's*

- Conf. Cent. Pacif. Fish. Resources, edited by T.A. Manar, Hawaii. 197-201.
- Suda, A. y S. Kume. 1967. Survival and recruit of bigeye tuna in the Pacific Ocean, estimated by the data of tuna longline catch. Rept. Nankai Reg. Fish. Res. Lab. 1: 99-114.
- Thompson, G.G. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. *En Risk evaluation and biological reference points for fisheries management*, editado por S.J. Smith, J.J. Hunt, y D. Rivard. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 120: 303-320.
- Uosaki, K. and W.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: 273-488.
- Watters, G. 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.
- 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.